



Reti Ecologiche Toscana - RET

Relazione tecnica
2013

Gruppo di Lavoro

Università degli Studi di Firenze, Dipartimento di Biologia

DR. GIACOMO SANTINI

DR. BRUNO FOGGI

DR. FILIPPO FRIZZI

DR. TOMMASO GUIDI

PROF. MAURO RAFFAELLI

DR. DANIELE VICIANI

DR.SSA FRANCESCA GHERARDI

DR.SSA LORELLA DELL'OLMO

DR. GIULIO FERRETTI

Università degli Studi di Firenze, Museo di Storia Naturale

DR. PAOLO AGNELLI

DR.SSA LAURA DUCCI

DR. STEFANO VANNI

Università degli Studi di Siena, Dipartimento di Scienza Ambientali

DR.SSA CLAUDIA ANGIOLINI

DR. LEONARDO FAVILLI

Professionisti esterni

DR.SSA CRISTINA CASTELLI (NEMO SRL)

DR. MICHELE GIUNTI (NEMO SRL)

DR. LEONARDO LOMBARDI (NEMO SRL)

DR. LUCA PUGLISI (STUDIO PUGLISI)

Progetto svolto in collaborazione con il Centro Ornitologico Toscano (COT)

Progetto finanziato dalla Regione Toscana
Bando: Ricerca ed innovazione in campo territoriale ed ambientale, 2008

RINGRAZIAMENTI.....	3
PREMESSA.....	4
INTRODUZIONE.....	6
MATERIALE CARTOGRAFICO DI BASE, SCALA E AMBITO DI ANALISI ADOTTATI	13
LA DEFINIZIONE DEI TARGET SPECIFICI DI CONSERVAZIONE	26
LE SPECIE FOCALI SENSIBILI ALLA FRAMMENTAZIONE.....	27
I MODELLI DI IDONEITÀ AMBIENTALE POTENZIALE.....	48
IL MODELLO DI IDONEITÀ' POTENZIALE PER GLI ECOSISTEMI FORESTALI	48
IL MODELLO DI IDONEITÀ' POTENZIALE PER I SISTEMI AGROPASTORALI.....	58
DAI MODELLI DI IDONEITÀ' ALLE RETI ECOLOGICHE	62
LA CARTA DELLA RETE ECOLOGICA DEGLI ECOSISTEMI FORESTALI	62
LA CARTA DELLA RETE ECOLOGICA DEI SISTEMI AGROPASTORALI.....	70
RAPPORTO TRA RETI ECOLOGICHE E TARGET SPECIFICI DI CONSERVAZIONE.....	80
RETE ECOLOGICA E STRUMENTI DI PIANIFICAZIONE	89
BIBLIOGRAFIA	103

RINGRAZIAMENTI

Il gruppo di lavoro è stato affiancato, nel corso delle varie fasi del progetto, anche da altri professionisti ed esperti nelle varie discipline, che vogliamo qui ringraziare per il loro contributo: Barbara Lastrucci per le alcune importanti analisi GIS, Alberto Chiti-Batelli e Paolo Sposimo per l'analisi critica di alcuni risultati.

PREMESSA

Il presente progetto nasce dalla collaborazione di ricercatori ed esperti in discipline ambientali, appartenenti a istituzioni diverse: botanici, zoologi ed ecologi del Dipartimento di Biologia e del Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze, botanici della Università di Siena e professionisti con comprovata esperienza nel campo della progettazione e pianificazione ambientale così come esperti nell'uso dei sistemi informatici geografici. Il gruppo di lavoro si è costituito in risposta al bando “Ricerca ed Innovazione in Campo Territoriale ad Ambientale”, emanato dalla Regione Toscana nel 2008, ed ha elaborato una propria proposta di progetto per la realizzazione di una Rete Ecologica a scala Regionale. Il progetto è stato successivamente ammesso al finanziamento con decreto n. 4657 del 18 settembre 2009 ed i lavori hanno avuto ufficialmente inizio nel dicembre dello stesso anno.

La ricerca si è sviluppata nell'arco di circa tre anni e mezzo ed è terminata nel Luglio 2013. Determinante è stata la collaborazione con il Centro Ornitologico Toscano (COT) che ha messo a disposizione la propria banca dati, indispensabile per la buona riuscita del progetto. Durante tutte le fasi di svolgimento, poi, il progetto si è arricchito di numerosi elementi che hanno consentito di ottenere un prodotto finale molto più articolato e complesso di quello preventivamente ipotizzato. Numerosi specialisti e organismi esterni hanno fornito indicazioni, spunti di riflessione e concesso l'uso di dati in loro possesso.

Significativa è stata la partecipazione di alcuni dei membri del gruppo di lavoro al progetto di redazione del Piano paesaggistico regionale, nell'ambito della revisione del Piano di Indirizzo Territoriale, avviato dalla Regione Toscana in collaborazione con il Centro Interuniversitario per le Scienze del Territorio (CIST). La partecipazione a questo lavoro ha consentito di rivedere e ampliare la struttura originale della rete, anche approfondendo numerosi aspetti legati al rapporto tra la rete ecologica e le politiche di pianificazione territoriale e di settore.

I primi risultati ottenuti nel corso del progetto sono stati presentati nell'ambito di un seminario tematico “Reti Ecologiche e Pianificazione Territoriale”, appositamente organizzato e tenutosi presso la sezione Zoologica del Museo di Storia Naturale di Firenze (1 Febbraio 2013). Il

seminario, che ha avuto rilevanza nazionale, ha visto la partecipazione di alcuni dei maggiori esperti italiani in termini di reti ecologiche ed ha consentito una prima disseminazione dei risultati.

INTRODUZIONE

Tutte le specie viventi sono distribuite in maniera disomogenea nell'ambiente e tale discontinuità è dovuta all'interazione di molteplici fattori naturali e di origine antropica. Esaminato ad una scala spaziale sufficientemente ampia (es. continentale), l'areale di distribuzione di una specie potrà apparire come una superficie continua senza soluzione di continuità. Un esame condotto ad una scala di indagine di maggior dettaglio lo stesso areale metterà in evidenza la presenza di discontinuità nella distribuzione della stessa specie, con zone ad elevata densità contrapposte ad aree dove la specie è meno abbondante o addirittura assente. Una stessa popolazione può quindi apparire continua se esaminata ad un determinato livello di scala, pur essendo nella realtà suddivisa in numerose sottopopolazioni (o popolazioni locali). La frammentazione e l'isolamento degli habitat idonei ad una particolare specie non necessariamente ha cause antropiche e in questo caso è il presupposto essenziale, nel lungo processo evolutivo, alla nascita di ecotipi locali oppure nuove specie.

Nella regione mediterranea gli effetti antropici sugli ecosistemi naturali risalgono ad almeno 3000 anni durante i quali, anche se in maniera discontinua, l'attività dell'uomo ha interferito profondamente sugli equilibri naturali. In condizioni favorevoli la frammentazione può non avere effetti particolarmente negativi a patto che i flussi dispersivi tra le diverse sottopopolazioni non si interrompano del tutto. In questo caso viene garantita la possibilità di trasferimento di individui tra aree adiacenti, o comunque prossime, e le diverse sottopopolazioni non saranno mai del tutto isolate. La principale conseguenza di questo fenomeno è che la dinamica interna di ciascuna popolazione potrà essere influenzata dalla dinamica delle popolazioni circostanti, con formazione di un sistema integrato, detto *metapopolazione*, la cui stabilità nel corso del tempo è generalmente superiore a quella di un sistema analogo nel quale le singole sottopopolazioni risultano completamente isolate le une dalle altre.

L'effetto delle attività antropiche (agricoltura, urbanizzazione, realizzazione di infrastrutture con effetto "barriera", sfruttamento delle aree forestali ecc.) ha contribuito ad esacerbare questa situazione, eliminando porzioni progressive di habitat, alterandone la qualità, frammentando e interrompendo in maniera significativa le connessioni tra porzioni diverse di uno stesso habitat. Questo processo è noto come "frammentazione" degli habitat e costituisce attualmente una delle principali cause di perdita di diversità biologica a livello mondiale. In sostanza, con il termine

frammentazione si intende un processo di progressiva riduzione della superficie e della qualità degli ambienti naturali, accompagnato da un aumento del loro grado di isolamento. In questo modo un habitat originariamente continuo viene trasformato in un mosaico di “frammenti” (o *patches*), spazialmente separati l'uno dall'altro e dispersi all'interno di una matrice ambientale di origine antropica, spesso caratterizzata da condizioni estreme o comunque ostili per molte specie. Il processo di frammentazione è quindi in generale caratterizzato da tre componenti distinte: la riduzione della superficie di ambienti naturali, la loro progressiva “insularizzazione” e la diminuzione della qualità/idoneità dei frammenti residui, ad esempio per effetto margine (consistente nell'insieme degli effetti ecologici che si manifestano al margine dei sistemi ecologici) o per la riduzione nella disponibilità delle risorse.

A causa della frammentazione, una popolazione di una determinata specie può passare così da essere una popolazione unica ad una metapopolazione e da questa ad un insieme di popolazioni locali isolate, con evidenti conseguenze sulla sua stabilità e capacità di persistenza sul lungo periodo. Gli effetti della frammentazione sulle popolazioni di specie animali e vegetali sono ormai ben noti. In generale, la riduzione della superficie utilizzabile di un determinato 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). Questa diminuzione è legata in prima istanza alla riduzione delle dimensioni delle popolazioni delle specie presenti. È noto infatti che la dimensione di una popolazione è influenzata dalla superficie di habitat ottimale disponibile: minore la superficie, minore l'abbondanza di popolazione. Parallelamente, 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. Tali effetti sono amplificati dall'aumento del grado di isolamento dei frammenti, dovuto sia alla distanza fisica da altri frammenti simili che, soprattutto, alla presenza di una matrice ambientale ostile, che risulta quindi non permeabile ai movimenti delle specie. In questo modo l'isolamento determina una alterazione dei meccanismi naturali di dispersione e impedisce quindi lo scambio di individui tra popolazioni su frammenti diversi, aumentandone la vulnerabilità. L'azione sinergica di questi effetti, unita agli effetti della riduzione di qualità ambientale, porta così ad un aumento della probabilità di estinzione delle specie nei frammenti di minori dimensioni che, a livello di comunità, si manifesta chiaramente come una diminuzione netta del numero di specie presenti.

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 solamente sulle singole unità ambientali (frammento, area protetta) 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. Se da un lato l'istituzione di aree soggette a protezione può sembrare la forma più idonea di risposta alle minacce legate alle trasformazioni ambientali, dall'altro, questa può risultare insufficiente per la conservazione in tempi lunghi della biodiversità e dei processi ecologici nel loro insieme. In definitiva, quindi, la tutela delle stazioni di habitat e specie rare tramite l'istituzione di aree protette deve essere affiancata da interventi ad una scala spaziale più ampia, che considerino le connessioni fra tali stazioni individuando, ripristinando e, dove necessario, progettando aree e direttrici di collegamento ecologico e migliorando la permeabilità della matrice.

Il paradigma della conservazione “ad isole” (aree protette isolate) è stato pertanto sostituito da un paradigma “a rete”, caratterizzato da interventi in grado di ridurre la frammentazione degli habitat e la scarsa bio-permeabilità del territorio anche a scala locale, ricostituendo le interconnessioni attraverso le quali permettere il flusso di animali, piante e nutrienti. Il tema delle reti ecologiche si è rapidamente imposto all'attenzione delle istituzioni coinvolte nella tutela delle risorse naturali, guadagnando un crescente credito tra gli strumenti reputati più promettenti per contrastare il depauperamento della biodiversità. La necessità di passare da una protezione basata su un modello “a isole” ad una protezione “a rete” rappresenta il fondamento di importanti strumenti comunitari come la Direttiva 2009/147/UE (Direttiva “Uccelli”), la Direttiva 92/43/UE (Direttiva “Habitat”) e il programma EECNET (European Ecological Network). A livello nazionale, la necessità di realizzare “aree di collegamento ecologico funzionale” al fine di tutelare la fauna e la flora selvatiche è, ad esempio, ribadita nel D.P.R. 12 marzo 2003, n. 120, concernente l'attuazione della direttiva 92/43/UE. Nel 2003 l'Agenzia per la Protezione dell'Ambiente e del Territorio (APAT) e l'Istituto Nazionale di Urbanistica (INU) hanno preparato un Manuale che contiene indirizzi e modalità operative per la gestione delle aree di collegamento ecologico funzionale, ai fini della costruzione di reti ecologiche a scala locale. Altre iniziative nazionali a riguardo sono la realizzazione dei progetti REN (Rete Ecologica Nazionale) e APE (Appennino Parco d'Europa), promossi dal Ministero dell'Ambiente. Negli ultimi anni hanno infine visto la luce studi e progetti di reti ecologiche a scala regionale (ad esempio nelle Regioni Puglia, Valle D'Aosta, Marche, Umbria, Sicilia e Calabria) o provinciale.

Un elemento importante alla base dell'approccio delle reti ecologiche è costituito dal concetto di *scala*, già introdotto in precedenza. Poiché fenomeni ecologici diversi si manifestano a scale spaziali differenti è fondamentale quindi 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. Diversi studi hanno dimostrato, per gli uccelli forestali, l'effetto della struttura del bosco e quello del contesto ambientale in cui il bosco stesso si trova (cfr. Tellini Florenzano et al., 2006).

Una connettività a scala locale può consentire i movimenti giornalieri degli individui, una connettività a livello più elevato (es. regionale) può interessare la dispersione di questi fra varie sottopopolazioni, mentre una connettività a scala ancora superiore (es. nazionale) può avere ripercussioni importanti sulle dinamiche migratorie e biogeografiche. È importante quindi che un progetto di rete ecologica, pur operando ad una precisa scala spaziale, tenga presente i livelli superiori nel quale è inserito. È inoltre importante sottolineare il fatto che le diverse specie presenti in una determinata area possono essere legate a tipologie di habitat differenti, rispondere ad esigenze ambientali differenziate ed essere influenzate da processi che si manifestano a scale spaziali diverse. Una specie dotata di elevata mobilità può non “percepire” come ostacolo un elemento di discontinuità che rappresenta invece una distanza insormontabile per una specie meno mobile.

E' noto che gli effetti della frammentazione ambientale sono strettamente specie-specifici (cfr. Davies et al., 2001). Tali effetti interessano tanto il Regno animale quanto quello vegetale. E' stato osservato come la frammentazione degli ecosistemi forestali, ad esempio, porti ad una maggiore diversità specifica vegetale ma determina un impoverimento di quelle strettamente nemorali, generalmente assai più esigenti (cfr. Frate et al., 2011, Digiovinazzo P, 2009).

E' noto ormai che la frammentazione ambientale sottende, nella sua accezione ormai consolidata, una serie di processi teoricamente tra loro distinti: perdita di habitat, isolamento (frammentazione in senso stretto) e degradazione di habitat (Haila, 2002, Fischer e Lindenmayer, 2007, Battisti e Romano, 2007). Nella realtà, tali processi agiscono molto spesso simultaneamente e non sono pertanto facilmente tra lo isolabili e trattabili separatamente.

La risposta alla frammentazione è stata recentemente studiata per alcuni *taxa* evidenziando differenze significative in relazione alle caratteristiche ecologiche delle diverse specie (cfr. Mortelliti, 2007). Alcune specie sembrano trarre vantaggio dai paesaggi frammentati per la

disponibilità di risorse nelle varie stagioni mentre per altre specie, ad esempio strettamente forestali, può essere determinante la forma/estensione/isolamento dei frammenti di habitat residui.

In teoria sarebbe quindi ipotizzabile dover delineare una rete ecologica per ciascuna delle specie presenti e comporre una rete più generale dalla integrazione delle singole reti specie-specifiche. Se questo approccio è teoricamente possibile, la sua reale utilità è fortemente discutibile per le evidenti limitazioni pratiche cui è soggetto. Per poter disporre di uno strumento operativo di gestione attiva del territorio è necessario dunque trovare un compromesso tra le esigenze delle singole specie e quelle della gestione territoriale ed un equilibrio tra rigore concettuale e fattibilità pratica del progetto.

Una prima possibilità consiste nel pensare ad una aggregazione di aree caratterizzate da elementi ecologici simili per arrivare alla individuazione di elementi il più omogenei possibile (es. unità di paesaggio), gestibili attraverso gli strumenti consueti della gestione del territorio. A dispetto degli innumerevoli vantaggi pratici che questo approccio “dall’alto” presenta, esso può non essere in grado di garantire il raggiungimento degli obiettivi per il quale la rete stessa è stata pensata. Non esiste infatti alcuna certezza che una rete disegnata a questo livello possa effettivamente garantire la persistenza delle specie che vi abitano né la conservazione degli habitat che la compongono.

Una alternativa, caratterizzata da un approccio “dal basso”, è rappresentata da una rete finemente calibrata sulle esigenze di un numero ridotto di specie, scelte tra quelle ritenute più importanti per il mantenimento della funzionalità dei sistemi ecologici indagati o ritenute critiche per il loro stato di minaccia. In questo caso, la rete viene costruita intorno alle specie selezionate e solo in secondo tempo vengono individuate le unità di paesaggio omogenee per la gestione del territorio. La scelta delle specie dipende dalla scala di lavoro e dalle finalità che la rete si prefigge, ma deve, per quanto possibile, rispondere a criteri di oggettività e ripetibilità. Ecco che in questo caso si parla di *specie chiave* (specie con un ruolo fondamentale nel mantenimento della struttura e della funzionalità ecologica di un ecosistema), *specie ombrello* (specie che occupano in genere i livelli più alti delle catene trofiche e la cui conservazione comporta necessariamente quella delle specie situate ai livelli inferiori), o *specie indicatrici* (specie che dati i loro requisiti ecologici possono fungere da indicatori del grado di funzionalità o del grado di minaccia di un intero sistema). Per quanto riguarda in particolare la selezione di specie per la definizione di reti ecologiche è diffuso l'uso di specie “*focali*”: specie scelte come indicatrici di sensibilità al processo di frammentazione.

L'approccio alle specie focali è stato proposto da Lambeck (1997) come estensione di quello delle specie ombrello, rispetto ad un'ampia serie di fattori di minaccia agenti all'interno di un paesaggio alterato per cause antropiche, mediante la selezione di un gruppo di *taxa* piuttosto che di una singola specie (Roberge e Angelstam, 2004; in Mortelliti, 2007).

Nonostante l'approccio basato sulla selezione di specie focali sensibili alla frammentazione non sia scevro da alcune critiche e limitazioni d'uso (cfr. Lydenmayer et al. 2002, Boitani e Corsi, 1999; Lambeck, 1997), attualmente viene seguito nella maggior parte degli studi connessi alle reti ecologiche (cfr. ad es. Battisti e Romano, 2007; Mortelliti 2007, Giunti et al., 2010 Tattoni et al., 2013).

Del resto l'individuazione di specie, o gruppi di specie caratterizzate ecologicamente, che risultano particolarmente sensibili alla frammentazione ecologica può rappresentare un valido indicatore, necessario anche per valutare eventuali azioni di specifiche di deframmentazione (cfr. Reggiani, 2001). Una selezione *a priori* di specie sensibili alla frammentazione dovrebbe basarsi sulla letteratura scientifica (Battisti e Romano, 2007), anche se non mancano studi specifici condotti ad una scala relativamente ampia che hanno permesso di analizzare e valutare la differente sensibilità in popolazioni di alcune specie di mammiferi (cfr. Mortelliti, 2007; Mortelliti et al., 2011) o di uccelli (cfr. Tellini Florenzano, 2006; Mortelliti et al., 2010).

L'approccio basato sulle specie focali è quello che è stato seguito nell'ambito del presente progetto. La redazione della carta delle Reti Ecologiche della Toscana (RET) si è dunque basata su **modelli di idoneità ambientale** dei diversi usi del suolo rispetto a gruppi di specie focali, selezionate in base alla loro sensibilità alla frammentazione e distinti in funzione delle tipologie ambientali cui sono legate.

Il progetto ha seguito un approccio metodologico complesso, identificabile nei seguenti punti come proposti da Reggiani et al., (2001):

- **multispecifico**, reti definite per un gruppo eterogeneo di specie sensibili alla frammentazione e ai disturbi a scala di paesaggio;
- **multiscalare**, reti rapportate a differenti scale geografiche in relazioni alle necessità delle specie prese a riferimento;
- **multiobiettivo**, reti con obiettivi multipli di conservazione per distinguerli dagli *Action plans* dedicate a singoli componenti ambientali;
- **multidisciplinare**, reti che si relazionano con le discipline ecologiche, urbanistiche e socio-economiche;

- **dinamico**, per adattarsi ai cambiamenti ambientali che possono intervenire su ampie scale temporali in modo da assicurare che le popolazioni possono rispondere ad essi in modo adattativo;
- **qualificato**, basato sulla definizione di priorità oggettive e con una qualificazione degli ambiti in funzione degli obiettivi scelti.

MATERIALE CARTOGRAFICO DI BASE, SCALA E AMBITO DI ANALISI ADOTTATI

Per la realizzazione di modelli di idoneità ambientale dei gruppi di specie è stata adottata la scala di analisi 1:100.000, sia perché è la stessa adottata dall'uso del suolo utilizzato come base (Corine Land Cover), sia perché considerata la scala più coerente ai processi ecologici analizzati.

Occorre comunque precisare che la possibilità di utilizzare un uso del suolo realizzato ad una scala di maggior dettaglio, da utilizzare come strato informativo di base per la realizzazione dei modelli di idoneità ambientale, è stato attentamente valutata dal gruppo di lavoro. E in effetti, già a partire dalle fasi iniziali del progetto (fine 2010), la Regione Toscana disponeva di un uso del suolo (noto come UdS “Lamma” 2007), ottenuto estrapolando gli archi numerici della cartografia tecnica regionale (C.T.R. scala 1:10.000) in formato vettoriale, mediante una procedura di derivazione automatizzata predisposta all'interno dell'ambiente AML di ARC/INFO GIS. In tale carta, l'unità minima cartografabile adottata per la fotointerpretazione è piuttosto piccola (5.000 metri quadrati) per tutte le classi presenti in legenda tranne che per le aree ‘bosco’, la cui unità minima cartografata non viene specificata; inoltre la legenda adottata è al III livello Corine, eccettuato che per alcune tipologie di territorio artificiale, per le quali definisce un IV livello (pertinenze stradali e ferroviarie, serre stabili, ecc.).

Per quanto riguarda le tipologie strettamente forestali, il livello III del Corine individua soltanto le seguenti categorie:

311 – Boschi di latifoglie

312 – Boschi di conifere

313 – Boschi misti di conifere e latifoglie

Nel complesso, la carta di uso del suolo regionale in scala 1:10.000 presenta un elevato dettaglio topologico e categoriale per i territori artificiali e agricoli (pur i con grossi limiti che derivano dalla classificazione Corine per quanto riguarda i seminativi semplici, come si evidenzierà anche più avanti), mentre, per i territori boscati, le categorie risultano troppo grossolane e la scala 1:10.000 appare corretta solo per l'individuazione del margine *bosco/non bosco* mentre non risulta sempre adeguata nelle suddivisioni interne.

Inoltre, per i territori agricoli, l'unità minima di mezzo ettaro non consente di individuare adeguatamente i sistemi culturali complessi, ovvero i mosaici agrari tipici del paesaggio della mezzadria.

Per i suddetti motivi, si è preferito utilizzare il Corine Land Cover (CLC) 2006 (scala 1:100.000) perché, sebbene notevolmente meno dettagliato dell'UdS "Lamma" 2007 dal punto di vista topologico, ha una classificazione delle aree naturali e seminaturali (e per alcune tipologie agricole) decisamente più articolata e dettagliata, arrivando a definire una legenda al IV e V livello per le categorie forestali, come riportato in Tabella 1.

Tabella 1 - Nomenclatura italiana Corine Land Cover 4° livello

I LIVELLO	II LIVELLO	III LIVELLO	IV LIVELLO	V LIVELLO	
1. SUPERFICI ARTIFICIALI	1.1. Zone urbanizzate di tipo residenziale	1.1.1. Zone residenziali a tessuto continuo			
		1.1.2. Zone residenziali a tessuto discontinuo e rado			
	1.2. Zone industriali, commerciali ed infrastrutturali	1.2.1. Aree industriali, commerciali e dei servizi pubblici e privati			
		1.2.2. Reti stradali, ferroviarie e infrastrutture tecniche			
		1.2.3. Aree portuali			
		1.2.4. Aeroporti			
	1.3. Zone estrattive, cantieri, discariche e terreni artefatti e abbandonati	1.3.1. Aree estrattive			
		1.3.2. Discariche			
		1.3.3. Cantieri			
	1.4. Zone verdi artificiali non agricole	1.4.1. Aree verdi urbane			
1.4.2. Aree ricreative e sportive					
2. SUPERFICI AGRICOLE UTILIZZATE	2.1. Seminativi	2.1.1. Seminativi in aree non irrigue	2.1.1.1. Colture intensive		
			2.1.1.2. Colture estensive		
		2.1.2. Seminativi in aree irrigue			
		2.1.3. Risaie			
	2.2. Colture permanenti	2.2.1. Vigneti			
		2.2.2. Frutteti e frutti minori			
		2.2.3. Oliveti			
		2.2.4. Arboricoltura da legno	2.2.4.1. Pioppicoltura		
			2.2.4.2. Latifoglie pregiate (quali ciliegio e noce)		
			2.2.4.3. Eucalitteti		
	2.2.4.4. Conifere (quali pino insigne)				
		2.2.4.5. Impianti misti di latifoglie e conifere			
	2.3. Prati stabili (foraggiere permanenti)	2.3.1. Prati stabili (foraggiere permanenti)			
2.4. Zone agricole eterogenee	2.4.1. Colture temporanee associate a colture permanenti				
	2.4.2. Sistemi colturali e particellari complessi				

Rete Ecologica Toscana – Relazione tecnica

I LIVELLO	II LIVELLO	III LIVELLO	IV LIVELLO	V LIVELLO
		2.4.3. Aree prevalentemente occupate da colture agrarie con presenza di spazi naturali importanti		
		2.4.4. Aree agroforestali		
3. TERRITORI BOSCATI E AMBIENTI SEMI-NATURALI	3.1. Zone boscate	3.1.1. Boschi di latifoglie	3.1.1.1 Boschi a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi (quali leccio e sughera)	
			3.1.1.2 Boschi a prevalenza di querce caducifoglie (cerro e/o roverella e/o farnetto e/o rovere e/o farnia)	
			3.1.1.3. Boschi misti a prevalenza di altre latifoglie autoctone (latifoglie mesofile e mesotermofile quali acero-frassino, carpino nero-orniello)	
			3.1.1.4 Boschi a prevalenza di castagno	
			3.1.1.5 Boschi a prevalenza di faggio	
			3.1.1.6. Boschi a prevalenza di igrofiti (quali salici e/o pioppi e/o ontani, ecc.)	
			3.1.1.7. Boschi ed ex-piantagioni a prevalenza di latifoglie esotiche (quali robinia, e ailanto)	
		3.1.2. Boschi di conifere	3.1.2.1. Boschi a prevalenza di pini mediterranei e cipressi (pino domestico, pino marittimo, pino d'aleppo)	
			3.1.2.2 Boschi a prevalenza di pini oro-mediterranei e montani (pino nero e laricio, pino silvestre, pino loricato)	
			3.1.2.3 Boschi a prevalenza di abeti (quali bianco e/o rosso)	
			3.1.2.4 Boschi a prevalenza di larice e/o pino cembro	
			3.1.2.5 Boschi ed ex-piantagioni a prevalenza di conifere esotiche (quali douglasia, pino insigne, pino strobo)	

I LIVELLO	II LIVELLO	III LIVELLO	IV LIVELLO	V LIVELLO
		3.1.3. Boschi misti di conifere e latifoglie	3.1.3.1. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di latifoglie	3.1.3.1.1. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di querce e altre latifoglie sempreverdi (quali leccio e sughera)
				3.1.3.1.2. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di querce caducifoglie (cerro e/o roverella e/o farnetto e/o rovere e/o farnia)
				3.1.3.1.3. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di altre latifoglie autoctone (latifoglie mesofile e mesotermofile quali acero-frassino, carpino nero-orniello)
				3.1.3.1.4. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di castagno
				3.1.3.1.5. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di faggio
				3.1.3.1.6. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di igrofite (quali salici e/o pioppi e/o ontani, ecc.)
			3.1.3.2. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere	3.1.3.2.1. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini mediterranei e cipressi (pino domestico, pino marittimo, pino d'aleppo)
				3.1.3.2.2. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di pini oro-mediterranei e montani (pino nero e laricio, pino silvestre, pino loricato)
				3.1.3.2.3. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di abeti (quali bianco e/o rosso)
				3.1.3.2.4. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di larice e/o pino cembro
		3.1.3.2.5. Boschi misti di conifere e latifoglie a prevalenza di conifere esotiche (quali douglasia, pino insigne, pino strobo)		

Rete Ecologica Toscana – Relazione tecnica

I LIVELLO	II LIVELLO	III LIVELLO	IV LIVELLO	V LIVELLO	
	3.2. Zone caratterizzate da vegetazione arbustiva e/o erbacea	3.2.1. Aree a pascolo naturale e praterie	3.2.1.1 Praterie continue		
			3.2.1.2 Praterie discontinue		
		3.2.2. Brughiere e cespuglieti			
		3.2.3. Aree a vegetazione sclerofilla	3.2.3.1 Macchia alta		
			3.2.3.2 Macchia bassa e garighe		
	3.3. Zone aperte con vegetazione rada o assente	3.2.4. Aree a vegetazione boschiva e arbustiva in evoluzione			
		3.3.1. Spiagge, dune e sabbie			
		3.3.2. Rocce nude, falesie, rupi, affioramenti			
		3.3.3 Aree con vegetazione rada			
		3.3.4 Aree percorse da incendi (necessitano di qualificazione di quarto livello)			
3.3.5. Ghiacciai e nevi perenni					
4. ZONE UMIDE	4.1. Zone umide interne	4.1.1. Paludi interne			
		4.1.2. Torbiere			
	4.2. Zone umide marittime	4.2.1. Paludi salmastre			
		4.2.2. Saline			
		4.2.3. Zone intertidali			
5. CORPI IDRICI	5.1. Acque continentali	5.1.1. Corsi d'acqua, canali e idrovie			
		5.1.2. Bacini d'acqua			
	5.2. Acque marittime	5.2.1. Lagune			
		5.2.2. Estuari			
		5.2.3. Mari e oceani			

Il CLC 2006 è apparso quindi, al livello regionale, la cartografia tematica di uso del suolo disponibile più appropriata da utilizzare come base per le elaborazioni dei modelli di idoneità ambientale. Il limite più evidente del tematismo risiede nell'ampiezza dell'unità minima cartografata (25 ha) che la rende del tutto inadeguata ad individuare in modo soddisfacente zone umide, corpi idrici e zone aperte con vegetazione rada o assente.

Relativamente alle fasce di vegetazione ripariale, dato il ruolo strategico da queste assunto per la connettività ecologica anche a scala regionale, soprattutto all'interno di matrici agricole o fortemente antropizzate, si è deciso di effettuare un'analisi che permettesse di implementare il CLC 2006 con l'informazione inerente la presenza di vegetazione ripariale lungo le principali aste fluviali (Tab. 2).

Tabella 2 – Elenco dei corsi d'acqua su cui è stata fatta l'analisi della vegetazione ripariale su base fotogrammetrica, e relativa lunghezza dei tratti analizzati.

ASTA FLUVIALE	KM
ARNO	243
OMBRONE	204
SERCHIO	96
CECINA	79
ELSA	79
MERSE	69
ALBEGNA	68
ERA	63
ORCIA	61
SIEVE	60
CHIANA	50
PESA	50
FIORA	49
CORNIA	48
BISENZIO	42
FARMA	39
TEVERE	39
PESCIA DI PESCIA	38
MAGRA	36
PESCIA DI COLLODI	34
BRUNA	32
PECORA	26
NIEVOLE	23
BORRA (USCIANA)	24
TOTALE KM	1.552

L'analisi che ha riguardato i corsi d'acqua elencati in Tab.2, per complessivi 1500 km di lunghezza, è consistita in un rilievo fotogrammetrico (anno dei fotogrammi 2010) per rilevare la presenza di **vegetazione ripariale arborea**, all'interno di tre fasce di larghezza prestabilita di 25, 50, 100 m su ciascuna sponda a partire dall'alveo bagnato. Il *layer* così creato è stato poi integrato nel CLC. I risultanti poligoni, contraddistinti da codice "888", non sono una esatta cartografazione della vegetazione ripariale, tuttavia costituiscono una utile indicazione della presenza (o assenza), e relativa classe di larghezza, di fasce arboree lungo i diversi tratti dei principali corsi d'acqua.

Oltre all'uso del suolo sono stati utilizzati nei modelli anche i seguenti strati informativi, relativi a fattori ritenuti potenzialmente significativi nella determinazione della distribuzione delle specie e della idoneità potenziale del territorio:

1. Tipi climatici
2. Inventario Forestale Regionale

I **tipi climatici** sono uno strato informativo vettoriale della Regione Toscana, realizzato nel 1993 in scala 1:250.000. Contiene le classi climatiche riportate in Tabella 3:

Tabella 3 – Classi climatiche dello strato informativo utilizzato.

Cod.	Descrizione
A2	PERUMIDO Piovos. media annua superiore a 1600 mm
A1	PERUMIDO Piovos. media annua tra 1400 mm e 1600 mm
B4	UMIDO Piovos. media annua tra 1300 mm e 1400 mm
B3	UMIDO Piovos. media annua tra 1200 mm e 1300 mm
B2	UMIDO Piovosità media annua tra 1000 e 1200 mm
B1	UMIDO Piovosità media annua tra 900 e 1000 mm
C2	SUBUMIDO Piovosità media annua tra 800 e 900 mm
C1	SUBUMIDO ASCIUTTO Piovos. media annua tra 600 mm e 800 mm
D	SEMIARIDO Piovosità media annua inferiore a 600 mm

L'**Inventario Forestale della Toscana** (IFT) è stato utilizzato per ricavare l'informazione relativa alla forma di governo e, indirettamente e con un certo grado di approssimazione, alla complessità strutturale del soprassuolo boschivo.

L'IFT è stato un progetto molto complesso realizzato dalla Regione Toscana nell'arco di 17 anni, tra gli anni '70 e '90 del secolo scorso, mediante: 1) la costruzione di un reticolo inventariale a maglie quadrate di 400 metri di lato, riferito alle coordinate UTM; 2) la sua restituzione sulle fotografie aeree (anno 1978-79) e l'interpretazione dei 143.731 fotopunti individuati (con

validazione a terra effettuata tra il 1985 e il 1993); 3) la realizzazione di un archivio informatizzato riguardante forme d'uso e copertura del suolo, specie prevalente, forma di governo, ecc.

La versione utilizzata nell'ambito della RET è la terza (edizione del 14 maggio 2009), in cui i dati di natura forestale sono stati riclassificati in accordo con le definizioni tecnico giuridiche contenute nella Legge forestale della Toscana (L.R. 39/00) e nel relativo Regolamento forestale (R. 48/2003).

Data la notevole complessità dell'inventario e le difficoltà tecniche ed operative incontrate durante la sua realizzazione (cfr. Hofmann et al., 1998), i dati presentano alcune lacune informative, ritenute ad ogni modo non significative per il presente scopo, come di seguito evidenziate:

- totale celle IFT: 143.728
- totale celle “non forestali”: 76.093
- totale celle “indeterminate”: 24
- totale celle “forestali” (campo “CATARBOSC” dell'archivio): 67.611

Il totale delle celle forestali è suddiviso in base alle categorie riportate in Tabella 4.

Tabella 4 – Suddivisione delle categorie riportate nel campo “CATARBOSC” dell'IFT.

CATARBOSC	CATEGORIA DI AREA BOSCHIVA	N. celle
1	BOSCO	45.977
2	BOSCHETTO	407
3	FORMAZIONE RIPARIA	1.088
4	ZONA IN RINNOVAZIONE	7.018
5	AREA TRANSITORIAMENTE PRIVA DI VEGETAZIONE	269
6	ARBUSTETO	3.596
7	CASTAGNETO DA FRUTTO	2.021
8	MACCHIA A PORTAMENTO ARBOREO	4.292
9	MACCHIA A PORTAMENTO ARBUSTIVO	2.320
C	CESPUGLIETO	358
G	GARIGA	265
	Tot	67.611

Rispetto alla forma di governo (campo “COLSTRU” dell'archivio), la ripartizione è riportata in tabella 5¹:

¹ NB: nei due prospetti presentati, il totale raggiunto differisce di 180 celle, a causa di una non perfetta coerenza tra i contenuti dei campi “CATARBOSC” e “COLSTRU” dell'archivio.

Tabella 5 – Suddivisione delle categorie riportate nel campo “COLSTRU” dell’IFT.

COLSTRU	DESCRIZIONE	N. CELLE	%
11	Fustaia coetanea	3.511	5,21%
12	Fustaia disetanea	51	0,08%
13	Fustaia irregolare	5.939	8,81%
14	Ceduo in conversione	1.608	2,38%
15	Ceduo invecchiato	4.706	6,98%
16	Ceduo semplice	22.360	33,16%
17	Ceduo composto	6.582	9,76%
18	Ceduo semplice a fertilità ridotta	1.830	2,71%
19	Ceduo composto a fertilità ridotta	150	0,22%
43	Giovane fustaia	510	0,76%
41	Rimboschimento	466	0,69%
42	Area rinnovamento naturale	226	0,34%
44	Giovane ceduo semplice	2.793	4,14%
45	Giovane ceduo composto	3.190	4,73%
46	Tagliata	340	0,50%
52	Da incendio	242	0,36%
71	Castagneto da frutto in coltivazione	969	1,44%
72	Castagneto da frutto abbandonato	1.051	1,56%
	TOTALE DEFINITO	56.524	83,82%
0	Indeterminato	10.907	16,18%
	TOTALE	67.431	100,00%

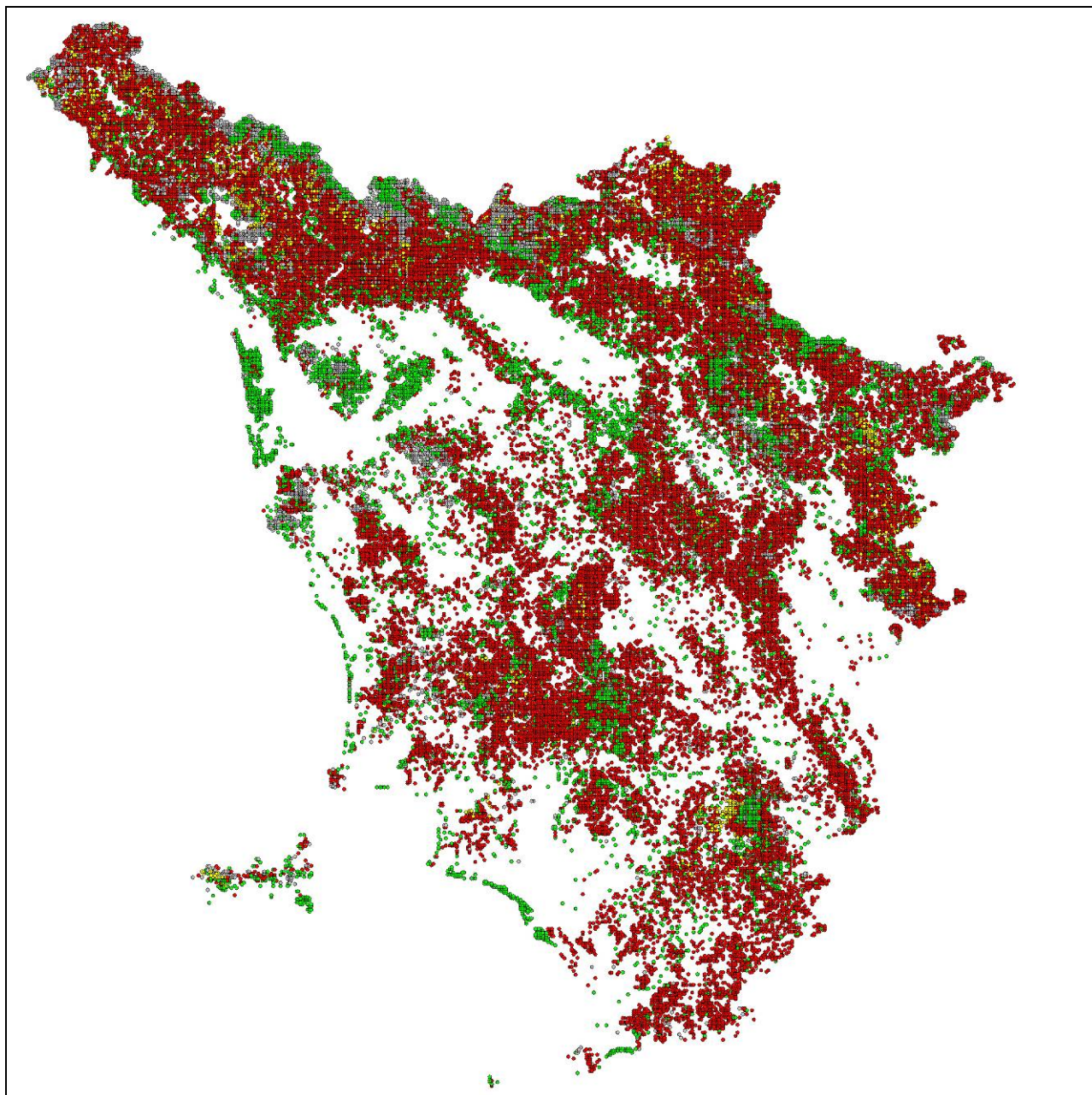
Con le suddette premesse, si è deciso di operare una riclassificazione delle tipologie individuate dal campo COLSTRU, accorrandole in 3 macrocategorie strutturali, ritenute significative ai fini della modellizzazione: *boschi invecchiati*, *boschi giovani*, *altro* (Tabella 6 e Figura 1).

Tabella 6 – Riclassificazione delle categorie riportate nel campo “COLSTRU” dell’IFT.

COLSTRU	DESCRIZIONE	N. CELLE	MACROCATEGORIA	%
11	Fustaia coetanea	3.511	BOSCHI INVECCHIATI	26,46%
12	Fustaia disetanea	51		
13	Fustaia irregolare	5.939		
14	Ceduo in conversione	1.608		
15	Ceduo invecchiato	4.706		
71	Castagneto da frutto in coltivazione	969		
72	Castagneto da frutto abbandonato	1.051		
16	Ceduo semplice	22.360	BOSCHI GIOVANI	57,37%
17	Ceduo composto	6.582		
18	Ceduo semplice a fertilità ridotta	1.830		
19	Ceduo composto a fertilità ridotta	150		
43	Giovane fustaia	510		
41	Rimboschimento	466		
42	Area rinnovamento naturale	226		
44	Giovane ceduo semplice	2.793		
45	Giovane ceduo composto	3.190		
46	Tagliata	340		

COLSTRU	DESCRIZIONE	N. CELLE	MACROCATEGORIA	%
52	Da incendio	242		
0	Indeterminato	10.907	ALTRO	16,18%
	TOTALE	67.431		100,00%

Figura 1 - Distribuzione delle categorie COLSTRU dell'IFT dopo la riclassificazione in *boschi invecchiati* (verde), *boschi giovani* (rosso), *altro* (giallo).



I processi di elaborazione dei modelli di idoneità ambientale dei gruppi di specie e la definizione degli elementi strutturali delle reti hanno avuto come oggetto, dal punto di vista geografico, la **Toscana continentale** e, dal punto di vista ecologico, i **sistemi forestali** e quelli **agropastorali**.

Infatti, la scala di analisi adottata non risulta adeguata alla definizione di reti ecologiche per altri ecosistemi quali aree umide, zone dunali e aree rocciose per i quali, nel presente lavoro, ci siamo limitati ad indicare scale di analisi più adeguate.

Del resto, i processi di frammentazione che caratterizzano ecosistemi così particolari, come corsi d'acqua, stagni e aree costiere richiedono, per essere adeguatamente analizzati, non solo una cartografia di uso del suolo/vegetazione di estremo dettaglio ma anche altre informazioni più confacenti ad una scala provinciale o di bacino rispetto a quella regionale quali, ad esempio per i corsi d'acqua, sulla presenza di opere idrauliche (briglie, traverse, arginature, derivazioni, ecc.) e sulla qualità delle acque oppure, per le aree costiere, la presenza di attività turistiche stagionali.

Tuttavia, nonostante non sia stato appunto possibile definire la rete ecologica per le specie legate agli ambienti fluviali (e quindi una vera e propria rete ecologica dei corsi d'acqua), questi sono stati, come già detto, analizzati e classificati come elementi strutturali della rete degli ecosistemi forestali, in virtù della loro importante funzione di corridoio ecologico.

Le **isole dell'arcipelago toscano** sono state escluse dalla redazione dei modelli, (anche se considerate nella seconda fase del progetto, inerente la definizione di reti a scala 1: 50.000, si veda oltre). Le motivazioni che hanno spinto a non considerare, in prima questa fase, gli ambiti insulari della Toscana risiedono nel differente approccio metodologico che necessita un'analisi della frammentazione ecologica in "isole geografiche" di ridotta dimensione, quali quelle dell'arcipelago toscano. Infatti, anche se a seguito della frammentazione le *patches* residue di ambiente naturale subiscono un isolamento che le rende confrontabili, per condizioni ecologiche e spaziali, alle isole geografiche in senso stretto (cfr. Battisti, 2004), non si possono ignorare le differenze che permangono tra i due sistemi ambientali. Nella terraferma, ad esempio, possono agire sui frammenti residui disturbi di origine antropica che provengono dalla matrice, che potranno avere caratteristiche molto diverse da quelle che sono presenti sui margini di ecosistemi insulari veri e propri. La matrice inoltre può svolgere una funzione di area "sorgente" per specie tipicamente legate ad ecosistemi disturbati (quali ad esempio molte specie aliene invasive). Vi è poi, per le isole dell'arcipelago, un diverso rapporto di scala che impone l'utilizzo di banche dati cartografiche di maggior dettaglio. Infine, come esposto più avanti, le specie oggetto di conservazione e quelle focali sensibili alla frammentazione possiedono una distribuzione che differisce in modo significativo tra la Toscana continentale e quella insulare, impedendo di fatto l'applicazione del

modello *tout-court*. Basti pensare, a questo riguardo, al ruolo assunto dalle isole, come importanti aree di sosta per molte specie di uccelli durante i tragitti migratori (cosa che vale anche per alcune specie di lepidotteri e chiroteri), costituendo così elementi fondamentali nell'ambito di una rete ecologica a scala non più regionale ma addirittura continentale o sovra-continentale.

LA DEFINIZIONE DEI TARGET SPECIFICI DI CONSERVAZIONE

Sebbene ormai nella pianificazione territoriale, e in particolare dei paesaggi frammentati, si stiano sempre più affermando i principi della *connectivity conservation*, in base alla quale vengono realizzati dagli Enti territoriali i piani di rete ecologica, si evidenzia come un elemento di debolezza di questi piani sia rappresentato dalla mancanza sia di obiettivi specifici definiti *a priori* che di indicatori che possono essere monitorati nel tempo al fine di valutarne la reale efficacia nell'obiettivo di arrestare o diminuire sensibilmente il tasso di perdita di biodiversità (Battisti, 2003, 2008; Boitani et al., 2007).

Pertanto, dopo aver selezionato le banche dati cartografiche, il primo vero passo per la redazione delle Reti Ecologiche è stato quello di definire i **target specifici di conservazione** in relazione ai fattori di frammentazione che agiscono alla scala regionale.

La definizione di obiettivi specifici e raggiungibili dovrebbe essere prevista ogni volta che si avvia una pianificazione con criteri ecologici e di conservazione (Battisti e Romano, 2007).

Vari autori hanno posto l'attenzione sugli obiettivi specifici di una pianificazione ecologica, individuando diversi approcci: ai siti di alto valore ecologico e conservazionistico, al mantenimento della connettività per specie focali, alla mitigazione degli effetti della matrice trasformata, ecc.

Nel caso specifico della regione Toscana, la disponibilità di una banca dati georeferenziata (progetto **Re.Na.To.**, Repertorio Naturalistico Toscano) relativa alla distribuzione di specie ed habitat di interesse conservazionistico (perché rari, minacciati e/o localizzati), ha indirizzato la scelta dei target specifici proprio nei confronti delle **Liste di Attenzione** sviluppate nell'ambito del suddetto progetto (Sposimo e Castelli, 2005). In particolare, data la disponibilità di un buon numero di dati, l'attenzione si è focalizzata esclusivamente sui Vertebrati terrestri (Classi Anfibi, Rettili, Uccelli e Mammiferi), fissando l'obiettivo di pianificazione delle reti ecologiche alla conservazione/incremento delle popolazioni relative alle specie inserite nelle suddette Liste di Attenzione.

LE SPECIE FOCALI SENSIBILI ALLA FRAMMENTAZIONE

Una volta definito l'insieme degli obiettivi di conservazione, l'approccio seguito nel presente progetto è stato quello di arrivare alla definizione di reti ecologiche i cui elementi strutturali sono individuati sulla base della idoneità e funzionalità nei confronti di gruppi di specie, le cosiddette *specie focali*, che si distinguono per la loro sensibilità alla frammentazione.

In questo tipo di approccio alla rete ecologica, la selezione di specie *target* o *focali* rappresenta pertanto una priorità (Saunders et al., 1991, Fahrig, 1997, Battisti & Teofili, 2011, Battisti, 2004 e 2008); tuttavia in molti casi, la selezione delle suddette specie non è supportata da analisi adeguate e viene attuata piuttosto in modo “carismatico” e poco oggettivo, rendendo il piano inefficace o non adeguatamente monitorabile (Battisti, 2008).

Battisti & Teofili (2005), a seguito di un'analisi adeguata riguardante gli effetti della frammentazione di aree forestali sull'avifauna, hanno analizzato 38 lavori europei ricavando per ciascuno la lista delle specie citate come sensibili alla frammentazione. In totale sono state selezionate 43 specie di cui le più frequenti risultano: *Sitta europaea*, *Parus palustris*, *Dendrocopos major* (>10); *Aegithalos caudatus*, *Garrulus glandarius*, *Parus major*, *Parus caeruleus*, *Certhia brachydactyla*, *Picus viridis*, *Pyrrhula pyrrhula* (5-9).

Secondo Battisti e Romano (2007), la capacità di persistenza di una specie in paesaggi frammentati dipende:

1. dalle sue caratteristiche eco-etologiche intrinseche;
2. da fattori e processi ambientali estrinseci alla specie;
3. dal tipo, grado, modalità scala e fase temporale del processo di frammentazione.

Secondo Henle et al. (2004) le caratteristiche che accomunano le specie maggiormente sensibili alla frammentazione sono:

- bassa densità;
- necessità di habitat idoneo di rilevante estensione;
- tendenza a fluttuazioni demografiche naturali delle popolazioni;
- ridotto tasso riproduttivo;
- limitata o intermedia capacità dispersiva;
- elevata specializzazione ecologica.

Quindi, almeno in linea teorica, le specie più sensibili dovrebbero essere quelle caratterizzate da *home range* piuttosto elevato e limitata capacità dispersiva.

Le specie generaliste, al contrario, possono trarre vantaggio dai paesaggi frammentati, grazie anche alla possibilità di sfruttare le condizioni ecologiche diversificate che si creano al margine dei frammenti (Davies et al., 2001).

Alcuni criteri più oggettivi e contestualizzati ai territori analizzati sono proposti sempre da Battisti (2008), Amici et al. (2010), Battisti e Luiselli (2011) che sperimentano e affinano un metodo *expert-based* che, nelle sue linee essenziali, è stato impostato da Ewers & Didham (2006).

Tale metodologia si fonda sui presupposti che la frammentazione degli habitat naturali e semi-naturali può essere suddivisa in tre principali componenti:

- a) riduzione della superficie di un habitat necessario ad una determinata specie focale;
- b) incremento del suo isolamento (da barriera o per distanza);
- c) riduzione in qualità/idoneità dei frammenti residui (per aumento dell'effetto margine e dei disturbi ad esso collegati).

La individuazione di specie focali si basa dunque sulla valutazione della risposta delle differenti specie presenti sul territorio, limitatamente alla fauna Vertebrata terrestre, a tali componenti della frammentazione. Tale risposta può essere desunta, in via indiretta, sulla base della conoscenza di cinque caratteristiche ecologiche per ciascuna specie:

- a) livello trofico (LT)
- b) capacità dispersiva (CD)
- c) dimensione corporea (DC)
- d) ampiezza nicchia (AN)
- e) rarità (RA)

Nel presente progetto la selezione delle specie focali ha seguito tale linea metodologica, ma è stata però applicata non solo sul gruppo dei Mammiferi e Rettili (come nelle citate esperienze di Battisti, Amici et al., e Battisti e Luiselli), ma all'intero elenco dei Vertebrati terrestri presenti in Toscana (540 specie)², con l'esclusione delle specie:

- alloctone;

² Si ricorda che i Pesci delle acque interne sono stati esclusi dall'analisi per i motivi già precisati nella parte introduttiva della metodologia, nonostante la gran parte di loro risulti molto sensibile ai processi di frammentazione degli habitat. E' evidente che, ad una scala provinciale o di bacino, diverse specie ittiche dovrebbero opportunamente essere selezionate tra le specie focali.

- insulari (del tutto o in prevalenza) o ad areale estremamente ridotto;
- caratterizzate da preferenze ambientali ristrette (es. specie troglobie, rupicole, pelagiche, ecc.);
- ornitiche esclusivamente migratrici;

Il campione sul quale si è operata la selezione è risultato quindi costituito da 221 specie, come riportato nelle tabelle 10,11,12 e 13 suddivise per Classi.

Per ciascuna di queste specie la qualificazione delle caratteristiche ecologiche è stata effettuata come di seguito esplicitato:

Il **livello trofico** è stato considerato basso per gli erbivori, medio per gli insettivori e alto per i carnivori. Valori intermedi sono stati attribuiti nei casi di dieta diversificata. Le informazioni sono state rilevate da fonti bibliografiche e giudizio di esperti.

La **capacità dispersiva** è stata anch'essa valutata su base bibliografica e giudizio di esperti, anche in considerazione dell'intero ciclo biologico degli individui (fase dispersiva giovanile e fase riproduttiva) o delle popolazioni (es. migrazioni), relativizzata all'interno delle diverse Classi. E' infatti evidente che, per quanto riguarda Uccelli e Chiroterteri, la capacità dispersiva non possa essere confrontata con quella di altri gruppi animali. Per gli Uccelli, dato anche l'elevato grado di conoscenze, la capacità dispersiva è stata valutata in base alla capacità da parte della popolazione nidificante di colonizzare, attraverso soprattutto la dispersione giovanile, habitat idonei separati da 20 km di matrice ambientale terrestre priva di habitat idonei. Recenti studi condotti su varie specie di roditori (Mortelliti et al., 2011; Mortelliti et al, 2012; Sozio et al., 2013) hanno permesso di separare il ruolo dei diversi processi che sottendono la "frammentazione" in senso lato, aspetti molto utili per valutare anche la capacità dispersiva di queste specie all'interno di matrici ostili. Per il moscardino (*Muscardinus avellanarius*), ad esempio, la *quantità* di habitat forestali a scala di paesaggio è un elemento determinante. Un fattore secondario, ma sempre importante, è la disponibilità di una connettività strutturale offerta anche semplicemente da rete di elementi vegetazionali lineari (siepi). La frammentazione in senso stretto (*subdivision*) sembrerebbe al contrario un fattore molto meno importante per questa specie, purché ad una elevata polverizzazione delle *patches* sia associato un elevato grado di connettività strutturale. Per lo scoiattolo (*Sciurus vulgaris*) il fattore nettamente più importante è la *quantità* di habitat forestali a scala di paesaggio mentre risulterebbero meno decisivi la connettività strutturale all'interno della matrice (lo scoiattolo è in grado di percorrere distanze considerevoli all'interno di una matrice ostile) e il grado di suddivisione dei frammenti.

La **dimensione corporea** è stata rilevata da fonti bibliografiche (valori medi di biomassa corporea), relativizzata alle diverse Classi.

L'**ampiezza di nicchia** è stata rilevata in via preliminare da fonti bibliografiche e giudizio di esperti. Per la Classe degli Uccelli, grazie alla notevole quantità di dati disponibili, sono inoltre state eseguite alcune analisi che hanno permesso di trarre informazioni molto utili sul livello di specializzazione e sulle esigenze ecologiche delle diverse specie (vedi Appendice I).

La **Rarità** è stata definita, a giudizio di esperti e sulla base dei dati disponibili, in termini di abbondanza numerica e/o ampiezza dell'areale distributivo a scala regionale.

Sulla base dei giudizi attribuiti alle 5 caratteristiche ecologiche per ciascuna delle specie considerate secondo quanto proposto da Battisti (2008) per i Mammiferi della Provincia di Roma, da Amici et al. (2010) per i Mammiferi della Toscana e da Battisti e Luiselli (2011) per i Rettili italiani, è stata quindi costruita una matrice in cui sono stati assegnati i valori da 1 (bassa sensibilità) a 3 (alta sensibilità) verso ognuna delle tre componenti della frammentazione (in caso di assenza di risposta al processo è stato dato valore zero).

L'applicazione del metodo ha attraversato tuttavia una fase di revisione critica da parte dei diversi esperti dei rispettivi *taxa*, anche in virtù della inclusione nel metodo di altre Classi di Vertebrati, che ha permesso di valutare l'opportunità di effettuare alcuni cambiamenti rispetto alle ipotesi metodologiche originarie.

Rispetto a quanto proposto dai suddetti Autori, è stato infatti ritenuto opportuno (Tabella 7): 1) non attribuire un valore al parametro *capacità dispersiva* per la componente *riduzione habitat*; 2) attribuire valori differenti al parametro *capacità dispersiva* per la componente *aumento isolamento*; 3) rimodulare i valori soglia, a seguito dei cambiamenti di cui sopra.

Tabella 7 – Matrice dei valori attribuiti per le varie componenti della frammentazione in base alle 5 caratteristiche ecologiche (fonte: Battisti, 2008, modificata)

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

Si riportano, nelle tabelle seguenti, le matrici dei valori attribuiti per ciascuna specie, per ciascuna caratteristica ecologica e per ognuno delle tre componenti della frammentazione.

Tabella 8 – Matrice per l'individuazione delle specie focali per gli Anfibi

ANFIBI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Salamandra salamandra</i>	Salamandra gialla e nera	3	1	3	2	9	3	3	1	3	2	12	3	3	6
<i>Salamandrina perspicillata</i>	Salamandrina dagli occhiali	3	1	3	2	9	3	3	1	3	2	12	3	3	6
<i>Mesotriton alpestris</i>	Tritone alpestre	3	1	2	2	8	3	3	1	2	2	11	3	2	5
<i>Triturus carnifex</i>	Tritone crestato	3	1	2	2	8	3	3	1	2	2	11	3	2	5
<i>Lissotriton vulgaris</i>	Tritone punteggiato	3	1	2	2	8	3	3	1	2	2	11	3	2	5
<i>Bombina pachypus</i>	Ululone dal ventre giallo appenninico	3	1	3	3	10	3	3	1	3	3	13	3	3	6
<i>Bufo bufo</i>	Rospo comune	3	2	1	1	7	3	1	2	1	1	8	1	1	2
<i>Bufo viridis</i>	Rospo smeraldino	3	1	2	2	8	3	2	1	2	2	10	2	2	4
<i>Hyla intermedia</i>	Raganella italiana	3	1	2	2	8	3	2	1	2	2	10	2	2	4
<i>Rana dalmatina</i>	Rana dalmatina	3	1	2	2	8	3	2	1	2	2	10	2	2	4
<i>Rana italica</i>	Rana appenninica	3	1	3	2	9	3	3	1	3	2	12	3	3	6
<i>Pelophylax "esculentus com."</i>	Rana verde	3	1	1	1	6	3	1	1	1	1	7	1	1	2
<i>Rana temporaria</i>	Rana temporaria	3	1	2	2	8	3	2	1	2	2	10	2	2	4

Tabella 9 – Matrice per l'individuazione delle specie focali per i Rettili

RETTILI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Emys orbicularis</i>	Testuggine palustre	2	2	3	3	10	2	3	2	3	3	13	3	3	6
<i>Testudo hermanni</i>	Testuggine di Hermann	2	2	2	2,5	8,5	2	2	2	2	2,5	10,5	2	2	4
<i>Hemidactylus turcicus</i>	Geco verrucoso	3	1	3	1,5	8,5	3	3	1	3	1,5	11,5	3	3	6
<i>Tarentola mauritanica</i>	Geco comune	3	1	2	2	8	3	2	1	2	2	10	2	2	4
<i>Anguis fragilis</i>	Orbettino	3	2	2	2	9	3	2	2	2	2	11	2	2	4

RETTILI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Lacerta bilineata</i>	Ramarro	3	2	2	2	9	3	2	2	2	2	11	2	2	4
<i>Podarcis muralis</i>	Lucertola muraiola	3	1	1	1	6	3	2	1	1	1	8	2	1	3
<i>Podarcis sicula</i>	Lucertola campestre	3	1	1	1	6	3	2	1	1	1	8	2	1	3
<i>Chalcides chalcides</i>	Luscengola	3	1	2	2	8	3	2	1	2	2	10	2	2	4
<i>Hierophis viridiflavus</i>	Biacco	3	2	1	1	7	3	2	2	1	1	9	2	1	3
<i>Coronella austriaca</i>	Colubro liscio	3	2	2	3	10	3	2	2	2	3	12	2	2	4
<i>Coronella girondica</i>	Colubro di Riccioli	3	2	2	3	10	3	2	2	2	3	12	2	2	4
<i>Zamenis longissimus</i>	Saettone comune	3	2	2	2	9	3	2	2	2	2	11	2	2	4
<i>Elaphe quatuorlineata</i>	Cervone	3	3	2	3	11	3	2	3	2	3	13	2	2	4
<i>Natrix natrix</i>	Natrice dal collare	3	3	1	1	8	3	2	3	1	1	10	2	1	3
<i>Natrix tessellata</i>	Natrice tassellata	3	2	3	3	11	3	3	2	3	3	14	3	3	6
<i>Vipera aspis</i>	Vipera comune	3	2	2	2	9	3	2	2	2	2	11	2	2	6

Tabella 10 – Matrice per l'individuazione delle specie focali per gli Uccelli

UCCELLI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Anas platyrhynchos</i>	Germano reale	2	3	1	1,5	7,5	2	1	3	1	1,5	8,5	1	1	2
<i>Aythya nyroca</i>	Moretta tabaccata	1	3	3	3	10	1	1	3	3	3	11	1	3	4
<i>Coturnix coturnix</i>	Quaglia comune	1	2	1	2	6	1	1	2	1	2	7	1	1	2
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Tuffetto	2	2	1	2	7	2	1	2	1	2	8	1	1	2
<i>Podiceps cristatus</i>	Svasso maggiore	2	3	1	3	9	2	1	3	1	3	10	1	1	2
<i>Ardea cinerea</i>	Airone cenerino	3	3	1	1	8	3	1	3	1	1	9	1	1	2
<i>Ardea purpurea</i>	Airone rosso	3	3	3	3	12	3	1	3	3	3	13	1	3	4

UCCELLI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Egretta garzetta</i>	Garzetta	3	3	1	1	8	3	1	3	1	1	9	1	1	2
<i>Ardeola ralloides</i>	Sgarza ciuffetto	3	2	2	3	10	3	1	2	2	3	11	1	2	3
<i>Bubulcus ibis</i>	Airone guardabuoi	2	2	1	1	6	2	1	2	1	1	7	1	1	2
<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nitticora	3	3	2	2	10	3	1	3	2	2	11	1	2	3
<i>Ixobrychus minutus</i>	Tarabusino	2	2	3	3	10	2	1	2	3	3	11	1	3	4
<i>Botaurus stellaris</i>	Tarabuso	3	3	3	3	12	3	1	3	3	3	13	1	3	4
<i>Pernis apivorus</i>	Falco pecchiaiolo	2	3	2	2	9	2	1	3	2	2	10	1	2	3
<i>Milvus migrans</i>	Nibbio bruno	2	3	2	2,5	9,5	2	1	3	2	2,5	10,5	1	2	3
<i>Circaetus gallicus</i>	Biancone	3	3	3	2	11	3	1	3	3	2	12	1	3	4
<i>Circus aeruginosus</i>	Falco di palude	3	3	3	3	12	3	1	3	3	3	13	1	3	4
<i>Circus pygargus</i>	Albanella minore	2,5	2	1	2,5	8	2,5	1	2	1	2,5	9	1	1	2
<i>Accipiter nisus</i>	Sparviere	3	2	1	2	8	3	1	2	1	2	9	1	1	2
<i>Accipiter gentilis</i>	Astore	3	3	3	3	12	3	1	3	3	3	13	1	3	4
<i>Buteo buteo</i>	Poiana	3	3	1	1	8	3	1	3	1	1	9	1	1	2
<i>Falco tinnunculus</i>	Gheppio	2,5	2	1	1	6,5	2,5	1	2	1	1	7,5	1	1	2
<i>Falco subbuteo</i>	Lodolaio	3	2	2	2,5	9,5	3	1	2	2	2,5	10,5	1	2	3
<i>Falco biarmicus</i>	Lanario	3	3	2	3	11	3	1	3	2	3	12	1	2	3
<i>Falco peregrinus</i>	Falco pellegrino	3	3	2	2,5	10,5	3	1	3	2	2,5	11,5	1	2	3
<i>Rallus aquaticus</i>	Porciglione	2	2	3	3	10	2	2	2	3	3	12	2	3	5
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallinella d'acqua	1,5	2	1	1	5,5	1,5	2	2	1	1	7,5	2	1	3
<i>Fulica atra</i>	Folaga	1,5	3	1	1	6,5	1,5	1	3	1	1	7,5	1	1	2
<i>Himantopus himantopus</i>	Cavaliere d'Italia	2	2	2	3	9	2	1	2	2	3	10	1	2	3
<i>Burhinus oedicephalus</i>	Occhione	2	2	2	2,5	8,5	2	1	2	2	2,5	9,5	1	2	3
<i>Charadrius dubius</i>	Corriere piccolo	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Charadrius alexandrinus</i>	Fratino	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Columba palumbus</i>	Colombaccio	1	3	1	1	6	1	1	3	1	1	7	1	1	2
<i>Streptopelia turtur</i>	Tortora selvatica	1	2	1	1	5	1	1	2	1	1	6	1	1	2
<i>Streptopelia decaocto</i>	Tortora dal collare	1	2	1	1	5	1	2	2	1	1	7	2	1	3
<i>Cuculus canorus</i>	Cuculo	2	2	1	1	6	2	1	2	1	1	7	1	1	2
<i>Tyto alba</i>	Barbagianni	3	2	1	2	8	3	1	2	1	2	9	1	1	2
<i>Otus scops</i>	Assiolo	2	2	1,5	1	6,5	2	1	2	1,5	1	7,5	1	1,5	2,5
<i>Strix aluco</i>	Allocco	3	2	2	1	8	3	2	2	2	1	10	2	2	4
<i>Athene noctua</i>	Civetta	2	2	1,5	1	6,5	2	2	2	1,5	1	8,5	2	1,5	3,5

Rete Ecologica Toscana – Relazione tecnica

UCCELLI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Asio otus</i>	Gufo comune	3	2	2	2	9	3	1	2	2	2	10	1	2	3
<i>Caprimulgus europaeus</i>	Succiacapre	2	2	2	2	8	2	1	2	2	2	9	1	2	3
<i>Alcedo atthis</i>	Martin pescatore	2	1	2,5	2	7,5	2	1	1	2,5	2	8,5	1	2,5	3,5
<i>Merops apiaster</i>	Gruccione	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Coracias garrulus</i>	Ghiandaia marina	2	2	3	3	10	2	1	2	3	3	11	1	3	4
<i>Upupa epops</i>	Upupa	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Jynx torquilla</i>	Toricollo	2	1	2,5	2,5	8	2	1	1	2,5	2,5	9	1	2,5	3,5
<i>Dendrocopos minor</i>	Picchio rosso minore	2	1	3	2,5	8,5	2	2	1	3	2,5	10,5	2	3	5
<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore	2	2	2	2	8	2	2	2	2	2	10	2	2	4
<i>Picus viridis</i>	Picchio verde	2	2	2	1	7	2	2	2	2	1	9	2	2	4
<i>Calandrella brachydactyla</i>	Calandrella	1	1	3	3	8	1	1	1	3	3	9	1	3	4
<i>Galerida cristata</i>	Cappellaccia	1	1	1,5	1	4,5	1	2	1	1,5	1	6,5	2	1,5	3,5
<i>Lullula arborea</i>	Tottavilla	1	1	2	1	5	1	1	1	2	1	6	1	2	3
<i>Alauda arvensis</i>	Allodola	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	5	1	1	2
<i>Riparia riparia</i>	Topino	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Hirundo rustica</i>	Rondine	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Delichon urbicum</i>	Balestruccio	2	1	1,5	1	5,5	2	1	1	1,5	1	6,5	1	1,5	2,5
<i>Motacilla alba</i>	Ballerina bianca	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Motacilla flava</i>	Cutrettola	2	1	2,5	2,5	8	2	1	1	2,5	2,5	9	1	2,5	3,5
<i>Motacilla cinerea</i>	Ballerina gialla	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Anthus campestris</i>	Calandro	2	1	3	2,5	8,5	2	1	1	3	2,5	9,5	1	3	4
<i>Anthus trivialis</i>	Prispolone	2	1	3	2	8	2	1	1	3	2	9	1	3	4
<i>Regulus regulus</i>	Regolo	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Regulus ignicapilla</i>	Fiorrancino	2	1	1	1	5	2	2	1	1	1	7	2	1	3
<i>Cinclus cinclus</i>	Merlo acquaiolo	2	1	3	2	8	2	2	1	3	2	10	2	3	5
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Scricciolo	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Turdus merula</i>	Merlo	2	2	1	1	6	2	1	2	1	1	7	1	1	2
<i>Turdus philomelos</i>	Tordo bottaccio	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Turdus viscivorus</i>	Tordela	2	2	2,5	2,5	9	2	1	2	2,5	2,5	10	1	2,5	3,5
<i>Cisticola juncidis</i>	Beccamoschino	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Cettia cetti</i>	Usignolo di fiume	2	1	1	1	5	2	2	1	1	1	7	2	1	3
<i>Locustella luscinioides</i>	Salciaiola	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Acrocephalus</i>	Forapaglie	2	1	3	3	9	2	2	1	3	3	11	2	3	5

UCCELLI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>melanopogon</i>	castagnolo														
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Cannaiola comune	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	Cannareccione	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Hippolais polyglotta</i>	Canapino comune	2	1	1,5	1	5,5	2	1	1	1,5	1	6,5	1	1,5	2,5
<i>Phylloscopus collybita</i>	Lui piccolo	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Phylloscopus bonelli</i>	Lui bianco	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Lui verde	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Sylvia atricapilla</i>	Capinera	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Sylvia communis</i>	Sterpazzola	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Sylvia cantillans</i>	Sterpazzolina comune	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Sylbia subalpina</i>	Sterpazzolina di Moltoni	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Sylvia melanocephala</i>	Occhiocotto	2	1	1	1	5	2	2	1	1	1	7	2	1	3
<i>Muscicapa striata</i>	Pigliamosche	2	1	1	2	6	2	1	1	1	2	7	1	1	2
<i>Erithacus rubecula</i>	Pettiroso	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Usignolo	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Phoenicurus ochruros</i>	Codirosso spazzacamino	2	1	2	1	6	2	1	1	2	1	7	1	2	3
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Codirosso comune	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Saxicola torquatus</i>	Saltimpalo	2	1	1	1,5	5,5	2	1	1	1	1,5	6,5	1	1	2
<i>Panurus biarmicus</i>	Basettino	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Aegithalos caudatus</i>	Codibugnolo	2	1	1	1	5	2	2	1	1	1	7	2	1	3
<i>Parus palustris</i>	Cincia bigia	2	1	2,5	2,5	8	2	2	1	2,5	2,5	10	2	2,5	4,5
<i>Parus ater</i>	Cincia mora	2	1	2,5	2	7,5	2	1	1	2,5	2	8,5	1	2,5	3,5
<i>Parus cristatus</i>	Cincia dal ciuffo	2	1	2,5	3	8,5	2	1	1	2,5	3	9,5	1	2,5	3,5
<i>Parus major</i>	Cinciallegra	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Parus caeruleus</i>	Cinciarella	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Sitta europaea</i>	Picchio muratore	2	1	2,5	2	7,5	2	3	1	2,5	2	10,5	3	2,5	5,5
<i>Certhia familiaris</i>	Rampichino alpestre	2	1	3	3	9	2	3	1	3	3	12	3	3	6
<i>Certhia brachydactyla</i>	Rampichino comune	2	1	2	1	6	2	3	1	2	1	9	3	2	5
<i>Remiz pendulinus</i>	Pendolino	1,5	1	2,5	3	8	1,5	1	1	2,5	3	9	1	2,5	3,5
<i>Oriolus oriolus</i>	Rigogolo	2	1	2	1	6	2	1	1	2	1	7	1	2	3
<i>Lanius collurio</i>	Averla piccola	2,5	1	2	2,5	8	2,5	1	1	2	2,5	9	1	2	3

UCCELLI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Lanius minor</i>	Averla cenerina	2	1	2,5	3	8,5	2	1	1	2,5	3	9,5	1	2,5	3,5
<i>Lanius senator</i>	Averla capirossa	2	1	2,5	2,5	8	2	1	1	2,5	2,5	9	1	2,5	3,5
<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia	1	2	1	1	5	1	2	2	1	1	7	2	1	3
<i>Pica pica</i>	Gazza	2	2	1	1	6	2	2,5	2	1	1	8,5	2,5	1	3,5
<i>Corvus monedula</i>	Taccola	1	2	1,5	1	5,5	1	1	2	1,5	1	6,5	1	1,5	2,5
<i>Corvus corone</i>	Cornacchia	1	3	1	1	6	1	1	3	1	1	7	1	1	2
<i>Sturnus vulgaris</i>	Storno	2	2	1	1	6	2	1	2	1	1	7	1	1	2
<i>Passer italiae</i>	Passera d'Italia	1	1	1	1	4	1	2	1	1	1	6	2	1	3
<i>Passer montanus</i>	Passera mattugia	1	1	1,5	1	4,5	1	2	1	1,5	1	6,5	2	1,5	3,5
<i>Fringilla coelebs</i>	Fringuello	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	5	1	1	2
<i>Carduelis chloris</i>	Verdone	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	5	1	1	2
<i>Carduelis carduelis</i>	Cardellino	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	5	1	1	2
<i>Carduelis cannabina</i>	Fanello	1	1	2,5	2	6,5	1	1	1	2,5	2	7,5	1	2,5	3,5
<i>Serinus serinus</i>	Verzellino	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	5	1	1	2
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Ciuffolotto	1	1	2,5	2,5	7	1	1	1	2,5	2,5	8	1	2,5	3,5
<i>Emberiza citrinella</i>	Zigolo giallo	1	1	3	3	8	1	1	1	3	3	9	1	3	4
<i>Emberiza cirius</i>	Zigolo nero	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	5	1	1	2
<i>Emberiza cia</i>	Zigolo muciatto	1	1	3	3	8	1	1	1	3	3	9	1	3	4
<i>Emberiza calandra</i>	Strillozzo	1	1	1	1	4	1	1	1	1	1	5	1	1	2

Tabella 11 – Matrice per l'individuazione delle specie focali per i Mammiferi

MAMMIFERI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Erinaceus europaeus</i>	Riccio europeo	2	1	2	1	6	2	2	1	2	1	8	2	2	4

MAMMIFERI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Sorex minutus</i>	Toporagno nano	2	1	2	2	7	2	3	1	2	2	10	3	2	5
<i>Sorex samniticus</i>	Toporagno appenninico	2	1	2	1	6	2	3	1	2	1	9	3	2	5
<i>Sorex antinorii (ex araneus)</i>	Toporagno comune	2	1	2	2	7	2	3	1	2	2	10	3	2	5
<i>Neomys anomalus</i>	Toporagno di Miller	2	1	3	3	9	2	3	1	3	3	12	3	3	6
<i>Neomys fodiens</i>	Toporagno d'acqua	2	1	3	3	9	2	3	1	3	3	12	3	3	6
<i>Suncus etruscus</i>	Mustiolo	2	1	2,5	2	7,5	2	3	1	2,5	2	10,5	3	2,5	5,5
<i>Crocidura leucodon</i>	Crocidura a ventre bianco	2	1	2,5	3	8,5	2	3	1	2,5	3	11,5	3	2,5	5,5
<i>Crocidura suaveolens</i>	Crocidura minore	2	1	2,5	3	8,5	2	3	1	2,5	3	11,5	3	2,5	5,5
<i>Talpa caeca</i>	Talpa cieca	2	1	2	3	8	2	3	1	2	3	11	3	2	5
<i>Talpa europaea</i>	Talpa europea	2	1	2	2	7	2	3	1	2	2	10	3	2	5
<i>Rhinolophus euryale</i>	Rinolofa euriale	2	1	3	2	8	2	1	1	3	2	9	1	3	4
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	Rinolofa maggiore	2	1	2	1	6	2	1	1	2	1	7	1	2	3
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	Rinolofa minore	2	1	2	1	6	2	1	1	2	1	7	1	2	3
<i>Myotis bechsteinii</i>	Vespertilio di Bechstein	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Myotis blythii</i>	Vespertilio di Blyth	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Myotis capaccinii</i>	Vespertilio di Capaccini	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Myotis daubentonii</i>	Vespertilio di Daubenton	2	1	3	2	8	2	1	1	3	2	9	1	3	4
<i>Myotis emarginatus</i>	Vespertilio smarginato	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Myotis myotis</i>	Vespertilio maggiore	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Myotis mystacinus</i>	Vespertilio mustacchino	2	1	2	3	8	2	1	1	2	3	9	1	2	3
<i>Myotis nattereri</i>	Vespertilio di Natterer	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4

MAMMIFERI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	Pipistrello albolimbato	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Pipistrellus nathusii</i>	Pipistrello di Nathusius	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	Pipistrello nano	2	1	1	1	5	2	1	1	1	1	6	1	1	2
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	Pipistrello pigmeo	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Nottola gigante	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Nyctalus leisleri</i>	Nottola di Leisler	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Nyctalus noctula</i>	Nottola comune	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Hypsugo savii</i>	Pipistrello di Savi	2	1	1	1,5	5,5	2	1	1	1	1,5	6,5	1	1	2
<i>Eptesicus serotinus</i>	Serotino comune	2	1	2	1,5	6,5	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Barbastella barbastellus</i>	Barbastello	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Plecotus auritus</i>	Orecchione bruno	2	1	3	3	9	2	1	1	3	3	10	1	3	4
<i>Plecotus austriacus</i>	Orecchione grigio	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Miniopterus schreibersii</i>	Miniottero di Schreiber	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Tadarida teniotis</i>	Molosso di Cestoni	2	1	2	2	7	2	1	1	2	2	8	1	2	3
<i>Oryctolagus cuniculus</i>	Coniglio selvatico	1	2	2	1	6	1	1	2	2	1	7	1	2	3
<i>Lepus europaeus</i>	Lepre europea	1	2	2	2	7	1	1	2	2	2	8	1	2	3
<i>Lepus corsicanus</i>	Lepre italiana	1	2	2	2	7	1	1	2	2	2	8	1	2	3
<i>Sciurus vulgaris</i>	Scoiattolo comune	2	1	2	1	6	2	2	1	2	1	8	2	2	4
<i>Eliomys quercinus</i>	Topo quercino	1,5	1	2	2,5	7	1,5	3	1	2	2,5	10	3	2	5
<i>Glis glis</i>	Ghiro	1,5	1	2	1,5	6	1,5	2	1	2	1,5	8	2	2	4
<i>Muscardinus avellanarius</i>	Moscardino	1,5	1	2,5	2,5	7,5	1,5	3	1	2,5	2,5	10,5	3	2,5	5,5
<i>Myodes glareolus</i>	Arvicola rossastra	1	1	2	1	5	1	2	1	2,5	1	7,5	2	2,5	4,5
<i>Arvicola amphibius</i>	Arvicola d'acqua	1	1	2,5	3	7,5	1	2,5	1	2,5	3	10	2,5	2,5	5
<i>Microtus savii</i>	Arvicola di Savi	1	1	1	1	4	1	2,5	1	1	1	6,5	2,5	1	3,5
<i>Chionomys nivalis</i>	Arvicola delle nevi	1	1	3	3	8	1	3	1	3	3	11	3	3	6

MAMMIFERI		RIDUZIONE HABITAT					AUMENTO ISOLAMENTO					EFFETTO MARGINE			
Nome scientifico	Nome comune	Livello trofico	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Livello trofico	Capacità dispersiva	Dimensione corporea	Ampiezza di nicchia	Rarità	TOTALE	Capacità dispersiva	Ampiezza di nicchia	TOTALE
<i>Apodemus flavicollis</i>	Topo selvatico collo giallo	1,5	1	1	1,5	5	1,5	2	1	1	1,5	7	2	1	3
<i>Apodemus sylvaticus</i>	Topo selvatico	1,5	1	1	1	4,5	1,5	2	1	1	1	6,5	2	1	3
<i>Micromys minutus</i>	Topolino delle risaie	1	1	3	3	8	1	3	1	3	3	11	3	3	6
<i>Mus musculus</i>	Topolino domestico	1	1	1	1	4	1	2	1	1	1	6	2	1	3
<i>Hystrix cristata</i>	Istrice	1	2	1	1	5	1	1	2	1	1	6	1	1	2
<i>Canis lupus</i>	Lupo	3	3	2	2,5	10,5	3	1	3	2	2,5	11,5	1	2	3
<i>Vulpes vulpes</i>	Volpe comune	3	2	1	1	7	3	1	2	1	2,5	9,5	1	1	2
<i>Meles meles</i>	Tasso	2,5	2	1	1	6,5	2,5	1,5	2	1	1	8	1,5	1	2,5
<i>Mustela nivalis</i>	Donnola	3	1	1,5	2	7,5	3	1,5	1	1,5	2	9	1,5	1,5	3
<i>Mustela putorius</i>	Puzzola	3	1,5	2	2,5	9	3	1,5	1,5	2	2,5	10,5	1,5	2	3,5
<i>Martes foina</i>	Faina	3	2	1	1,5	7,5	3	1,5	2	1	1,5	9	1,5	1	2,5
<i>Martes martes</i>	Martora	3	2	3	3	11	3	1,5	2	3	3	12,5	1,5	3	4,5
<i>Felis silvestris</i>	Gatto selvatico	3	2	3	3	11	3	1	2	3	3	12	1	3	4
<i>Sus scrofa</i>	Cinghiale	1,5	3	1	1	6,5	1,5	1	3	1	1	7,5	1	1	2
<i>Cervus elaphus</i>	Cervo nobile	1	3	2	2	8	1	1	3	2	2	9	1	2	3
<i>Capreolus capreolus</i>	Capriolo	1	3	2	1	7	1	1	3	2	1	8	1	2	3

Le specie che, in base all'attribuzione dei punteggi da parte degli esperti, hanno raggiunto o superato la rispettiva soglia di sensibilità (cfr. valori soglia in Tabella 7) per almeno uno dei parametri, sono state considerate *focali*. Il risultante elenco delle specie focali è riportato nella tabella 12, nella quale a ciascuna specie viene anche associata la macrotipologia ambientale tra le seguenti possibili:

- AGROECOSISTEMI - colture erbacee, arboree e pascoli;
- MOSAICO - ambienti per lo più di margine, ad elevata complessità strutturale in cui risultano presenti aree di vegetazione naturale o semi-naturale quali boschi, macchie e arbusteti, anche frammentate e adiacenti ad aree coltivate o pascolate per lo più in modo estensivo;

- FORESTALE – ambienti boschivi più o meno evoluti
- ZONE UMIDE - aree palustri, laghi e ambienti anche solo temporaneamente allagati;
- ROCCIOSO – aree montane rocciose;
- IPOGEO – grotte o ambienti chiusi artificiali

Tabella 12 – Elenco delle specie focali per le tre componenti ecologiche analizzate. In grassetto i valori che superano la soglia prestabilita.

CLASSE	NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE	RENATO	COMPONENTI			AMBIENTE	SCALA	DATI
				HAB	ISO	EM			
Anfibi	<i>Salamandra salamandra</i>	Salamandra gialla e nera	X	9	12	6	FOR.	A	SI
	<i>Salamandrina perspicillata</i>	Salamandrina dagli occhiali	X	9	12	6	FOR.	A	SI
	<i>Mesotriton alpestris</i>	Tritone alpestre	X	8	11	5	FOR./AGRO.	A	NO
	<i>Triturus carnifex</i>	Tritone crestato	X	8	11	5	FOR./AGRO.	A	NO
	<i>Lissotriton vulgaris</i>	Tritone punteggiato		8	11	5	MOS	A	NO
	<i>Bombina pachypus</i>	Ululone dal ventre giallo app.	X	10	13	6	UMI	A	NO
	<i>Bufo viridis</i>	Rospo smeraldino	X	8	10	4	UMI	A	SI
	<i>Hyla intermedia</i>	Raganella italiana		8	10	4	UMI	A	NO
	<i>Rana dalmatina</i>	Rana dalmatina		8	10	4	MOS	A	NO
	<i>Rana italica</i>	Rana appenninica	X	9	12	6	FOR.	A	SI
	<i>Rana temporaria</i>	Rana temporaria	X	8	10	4	FOR./AGRO.	A	NO
Rettili	<i>Emys orbicularis</i>	Testuggine palustre	X	10	13	6	UMI	B	NO
	<i>Testudo hermanni</i>	Testuggine di Hermann	X	8,5	10,5	4	FOR.	B	NO
	<i>Hemidactylus turcicus</i>	Geco verrucoso		8,5	11,5	6	MOS	A	NO
	<i>Tarentola mauritanica</i>	Geco comune		8	10	4	MOS	A	NO
	<i>Anguis fragilis</i>	Orbettino		9	11	4	MOS	A	NO
	<i>Lacerta bilineata</i>	Ramarro		9	11	4	MOS	B	NO
	<i>Chalcides chalcides</i>	Luscengola		8	10	4	MOS	A	NO
	<i>Coronella austriaca</i>	Colubro liscio	X	10	12	4	FOR./AGRO.	B	NO
	<i>Coronella girondica</i>	Colubro di Riccioli	X	10	12	4	FOR./AGRO.	B	NO
	<i>Zamenis longissimus</i>	Saettone comune		9	11	4	MOS	B	SI
	<i>Elaphe quatuorlineata</i>	Cervone	X	11	13	4	FOR./AGRO.	B	NO
	<i>Natrix natrix</i>	Natrice dal collare		8	10	3	UMI	B	SI
	<i>Natrix tessellata</i>	Natrice tassellata	X	11	14	6	UMI	B	NO
	<i>Vipera aspis</i>	Vipera comune		9	11	4	MOS	B	NO
Uccelli	<i>Aythya nyroca</i>	Moretta tabaccata	X	10	11	4	UMI	D	NO
	<i>Podiceps cristatus</i>	Svasso maggiore		9	10	2	UMI	D	NO
	<i>Ardea cinerea</i>	Airone cenerino		8	9	2	UMI	D	SI
	<i>Ardea purpurea</i>	Airone rosso	X	12	13	4	UMI	D	NO
	<i>Egretta garzetta</i>	Garzetta	X	8	9	2	UMI	D	SI
	<i>Ardeola ralloides</i>	Sgarza ciuffetto	X	10	11	3	UMI	D	NO

CLASSE	NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE	RENATO	COMPONENTI			AMBIENTE	SCALA	DATI
				HAB	ISO	EM			
	<i>Nycticorax nycticorax</i>	Nitticora	X	10	11	3	UMI	D	SI
	<i>Ixobrychus minutus</i>	Tarabusino	X	10	11	4	UMI	D	NO
	<i>Botaurus stellaris</i>	Tarabuso	X	12	13	4	UMI	D	NO
	<i>Pernis apivorus</i>	Falco pecchiaiolo	X	9	10	3	MOS	D	SI
	<i>Milvus migrans</i>	Nibbio bruno	X	9,5	10,5	3	MOS	D	NO
	<i>Circaetus gallicus</i>	Biancone	X	11	12	4	MOS	D	SI
	<i>Circus aeruginosus</i>	Falco di palude	X	12	13	4	UMI	D	NO
	<i>Circus pygargus</i>	Albanella minore	X	8	9	2	AGRO.	D	SI
	<i>Accipiter nisus</i>	Sparviere		8	9	2	FOR.	D	SI
	<i>Accipiter gentilis</i>	Astore		12	13	4	FOR.	D	NO
	<i>Buteo buteo</i>	Poiana		8	9	2	MOS	D	SI
	<i>Falco subbuteo</i>	Lodolaio		9,5	10,5	3	MOS	D	SI
	<i>Falco biarmicus</i>	Lanario	X	11	12	3	ROC./MOS.	D	NO
	<i>Falco peregrinus</i>	Falco pellegrino	X	10,5	11,5	3	ROC./MOS..	D	NO
	<i>Rallus aquaticus</i>	Porciglione		10	12	5	UMI	D	NO
	<i>Himantopus himantopus</i>	Cavaliere d'Italia	X	9	10	3	UMI	D	NO
	<i>Burhinus oedicnemus</i>	Occhione	X	8,5	9,5	3	AGRO.	D	NO
	<i>Charadrius dubius</i>	Corriere piccolo		9	10	4	UMI	D	NO
	<i>Charadrius alexandrinus</i>	Fratino	X	9	10	4	UMI	D	NO
	<i>Tyto alba</i>	Barbagianni		8	9	2	AGRO	D	NO
	<i>Strix aluco</i>	Allocco		8	10	4	FOR.	C	NO
	<i>Asio otus</i>	Gufo comune		9	10	3	MOS	D	NO
	<i>Caprimulgus europaeus</i>	Succiapapre	X	8	9	3	FOR./AGRO.	D	NO
	<i>Coracias garrulus</i>	Ghiandaia marina	X	10	11	4	MOS	D	NO
	<i>Jynx torquilla</i>	Torcicollo		8	9	3,5	AGRO	D	SI
	<i>Dendrocopos minor</i>	Picchio rosso minore		8,5	10,5	5	FOR.	B	NO
	<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore		8	10	4	FOR.	C	SI
	<i>Picus viridis</i>	Picchio verde		7	9	4	FOR.	C	SI
	<i>Calandrella brachydactyla</i>	Calandrella	X	8	9	4	AGRO	D	NO
	<i>Riparia riparia</i>	Topino		9	10	4	UMI	D	NO
	<i>Motacilla flava</i>	Cutrettola		8	9	3,5	AGRO	D	SI
	<i>Anthus campestris</i>	Calandro	X	8,5	9,5	4	AGRO	D	SI
	<i>Anthus trivialis</i>	Prispolone		8	9	4	MOS	D	SI
	<i>Regulus regulus</i>	Regolo		9	10	4	FOR.	D	SI
	<i>Cinclus cinclus</i>	Merlo acquaiolo		10	10	5	UMI	C	NO
	<i>Turdus viscivorus</i>	Tordela		9	10	3,5	FOR.	D	SI
	<i>Locustella luscinioides</i>	Salciaiola	X	8	10	4	UMI	D	NO
	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	Forapaglie castagnolo	X	12	11	5	UMI	B	NO
	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Lui verde		8	10	4	FOR.	D	NO
	<i>Panurus biarmicus</i>	Basettino	X	10	10	4	UMI	D	NO
	<i>Parus palustris</i>	Cincia bigia		10	10	4,5	FOR.	C	SI
	<i>Parus cristatus</i>	Cincia dal ciuffo		10	9,5	3,5	FOR.	D	NO

CLASSE	NOME SCIENTIFICO	NOME COMUNE	RENATO	COMPONENTI			AMBIENTE	SCALA	DATI
				HAB	ISO	EM			
	<i>Sitta europaea</i>	Picchio muratore		12	10,5	5,5	FOR.	B	SI
	<i>Certhia familiaris</i>	Rampichino alpestre	X	9	12	6	FOR.	B	NO
	<i>Certhia brachydactyla</i>	Rampichino comune		9,5	9	5	FOR.	B	SI
	<i>Remiz pendulinus</i>	Pendolino		11	9	3,5	UMI	D	SI
	<i>Lanius collurio</i>	Averla piccola	X	12	9	3	AGRO.	D	SI
	<i>Lanius minor</i>	Averla cenerina	X	8	9,5	3,5	MOS.	D	NO
	<i>Lanius senator</i>	Averla capirossa	X	8	9	3,5	AGRO..	D	SI
	<i>Emberiza citrinella</i>	Zigolo giallo	X	12	9	4	AGRO.	D	NO
	<i>Emberiza cia</i>	Zigolo muciatto		8	9	4	MOS.	D	SI
Mammiferi	<i>Erinaceus europaeus</i>	Riccio europeo		6	8	4	MOS.	B	NO
	<i>Sorex minutus</i>	Toporagno nano		7	10	5	MOS.	A	NO
	<i>Sorex samniticus</i>	Toporagno appenninico		6	9	5	MOS.	A	NO
	<i>Sorex antinorii (ex araneus)</i>	Toporagno comune		7	10	5	FOR.	A	NO
	<i>Neomys anomalus</i>	Toporagno di Miller	X	9	12	6	UMI	B	SI
	<i>Neomys fodiens</i>	Toporagno d'acqua	X	9	12	6	UMI	B	SI
	<i>Suncus etruscus</i>	Mustiolo		7,5	10,5	5,5	MOS.	A	SI
	<i>Crocidura leucodon</i>	Crocidura a ventre bianco		8,5	11,5	5,5	MOS.	A	SI
	<i>Crocidura suaveolens</i>	Crocidura minore		8,5	11,5	5,5	MOS.	A	SI
	<i>Talpa caeca</i>	Talpa cieca	X	8	11	5	FOR./AGRO.	B	SI
	<i>Talpa europaea</i>	Talpa europea	X	7	10	5	FOR./AGRO.	B	NO
	<i>Rhinolophus euryale</i>	Rinolofo euriale	X	8	9	4	IPO./FOR.	C	NO
	<i>Myotis bechsteini</i>	Vespertilio di Bechstein	X	9	10	4	FOR.	C	NO
	<i>Myotis capaccinii</i>	Vespertilio di Capaccini	X	9	10	4	UMI	C	NO
	<i>Myotis daubentonii</i>	Vespertilio di Daubenton	X	8	9	4	UMI	C	NO
	<i>Myotis mystacinus</i>	Vespertilio mustacchino	X	8	9	3	IPO./MOS.	C	NO
	<i>Myotis nattereri</i>	Vespertilio di Natterer	X	9	10	4	FOR.	C	NO
	<i>Nyctalus lasiopterus</i>	Nottola gigante	X	9	10	4	FOR.	D	NO
	<i>Nyctalus noctula</i>	Nottola comune	X	9	10	4	FOR.	D	NO
	<i>Barbastella barbastellus</i>	Barbastello	X	9	10	4	FOR.	C	NO
	<i>Plecotus auritus</i>	Orecchione bruno	X	9	10	4	FOR.	C	NO
	<i>Sciurus vulgaris</i>	Scoiattolo comune		6	8	4	FOR.	B	NO
	<i>Eliomys quercinus</i>	Topo quercino	X	7	10	5	FOR.	B	NO
	<i>Glis glis</i>	Ghiro		6	8	4	FOR.	B	SI
	<i>Muscardinus avellanarius</i>	Moscardino	X	7,5	10,5	5,5	FOR.	B	SI
	<i>Myodes glareolus</i>	Arvicola rossastra		5	7,5	4,5	FOR.	B	NO
	<i>Arvicola amphibius</i>	Arvicola d'acqua	X	7,5	10	5	UMI	B	NO
	<i>Chionomys nivalis</i>	Arvicola delle nevi	X	8	11	6	ROC.	A	SI
	<i>Micromys minutus</i>	Topolino delle risaie	X	8	11	6	UMI.	A	SI
	<i>Mustela putorius</i>	Puzzola	X	9	10,5	3,5	FOR.	C	SI
<i>Canis lupus</i>	Lupo	X	10,5	11,5	3	FOR.	D	SI	
<i>Martes martes</i>	Martora	X	11	12,5	4,5	FOR.	B	NO	
<i>Felis silvestris</i>	Gatto selvatico	X	11	12	4	FOR.	C	NO	

LEGENDA:

HAB: sensibilità alla riduzione dell'habitat (quantitativa e qualitativa)

ISO: sensibilità all'isolamento dell'habitat

EM: sensibilità all'effetto margine

SCALA: ambito geografico entro cui una popolazione può auto sostenersi (A<10 kmq; B 10-100 kmq; C 100-1.000 kmq; D> 1000 kmq.)

DATI: valutazione complessiva sulla quantità e qualità (es. precisione geografica, data, ecc.) dei dati distributivi delle diverse specie a scala regionale.

Le specie sensibili alla *riduzione dell'habitat* risultano 102, all'*isolamento* 85, all'*effetto margine* 85. Le specie sensibili a tutte e tre le componenti contemporaneamente sono risultate 64: 11 Anfibi, 13 Rettili, 24 Uccelli, 16 Mammiferi.

Nel complesso, l'elenco si compone di 115 specie: 11 Anfibi (61% di quelli analizzati), 14 Rettili (82%), 57 Uccelli (47%), 33 Mammiferi (52%).

Relativamente alle macrotipologie ambientali considerate, 19 sono legate agli agroecosistemi, 45 alle aree forestali, 28 ai mosaici, 32 alle zone umide, 3 agli ambienti rocciosi sommitali e 2 agli ambienti ipogei³.

Una prima considerazione che emerge dall'analisi è l'assenza di specie tipiche degli agroecosistemi tra quelle particolarmente sensibili alla componente *isolamento* (se si eccettua l'occhione che però è comunque principalmente legato ad ambienti fluviali e a pascoli aridi), risultato che ha in se evidenti implicazioni ecologiche che avvalorano il processo di analisi attuato. Le specie legate agli ambienti aperti, infatti, possiedono nella generalità dei casi un'ampia capacità di spostamento che consente loro di superare barriere ecologiche (e antropiche) anche notevoli. Tale principio generale vale anche per la gran parte delle specie vegetali. Da questo risultato viene tratto lo spunto per riflettere sull'esigenza di un approccio sostanzialmente differente nella valutazione della sensibilità alla frammentazione tra le specie legate a tipologie ambientali diverse.

Su alcune specie elencate in Tabella 12 sono stati compiuti recenti studi finalizzati a valutarne la sensibilità alla frammentazione.

Picus viridis, *Dendrocopos major* e *Sitta europaea* si sono dimostrate molto sensibili alla componente *riduzione di habitat* mentre il livello di connettività strutturale (quantità di siepi) è risultato un fattore significativo, anche se secondario, per *P. viridis* e *S. europaea* (Mortelliti, 2010). L'elevata sensibilità alla qualità strutturale dell'habitat forestale (in questo caso abetina) è stata dimostrata per *Regulus regulus* e per *Certhia familiaris* (Tellini Florenzano et al., 2006).

³ Il totale è maggiore di 115 in quanto alcune specie sono legate a tipologie multiple di macro-ambienti.

In paesaggi caratterizzati da elevata boscosità, è emerso come la frammentazione del bosco (*subdivision*) non comporti effetti negativi sulle specie ornitiche forestali ma abbia al contrario effetti molto positivi sulla componente ornitica non forestale (Tellini Florenzano et al., 2012).

Nell'ambito di uno studio su insettivori, roditori e carnivori in un area della Provincia di Siena soggetta da secoli a frammentazione, ghio, moscardino e scoiattolo sono risultate le specie più sensibili alle caratteristiche dimensionali e di isolamento dei frammenti (Mortelliti, 2007; Mortelliti, 2009). Tra queste, la più sensibile è risultata il ghio, assente sotto i 65 ettari di dimensione, seguita dal moscardino (20-25 ha). Si tratta comunque di specie che, sebbene a livelli differenti, hanno tutte dimostrato un certo grado di "resistenza" alla frammentazione. Specie ancora più sensibili come martora (*Martes martes*) o gatto selvatico (*Felis silvestris*), sono risultate presenti solo nelle vaste aree di matrice forestale continua, utilizzate da Mortelliti come campioni di riferimento.

Nell'ambito del suddetto studio, gli insettivori indagati hanno mostrato una significativa sensibilità alle caratteristiche strutturali del bosco: *Sorex samniticus* e *Crocidura suaveolens* hanno manifestato maggior probabilità di presenza nei boschi recentemente tagliati o con caratteristiche strutturali di boschi giovani, mentre *Sorex minutus* e, in misura minore, *Crocidura leucodon* hanno manifestato maggior probabilità di presenza nei boschi relativamente maturi. La configurazione dei frammenti influisce sulle probabilità di colonizzazione di *Sorex minutus* e *Crocidura suaveolens*: questa aumenta in vicinanza di altri frammenti boschivi occupati dalla specie.

Tra i roditori terricoli, la distribuzione dell'arvicola rossastra (*Myodes glareolus*) sembra essere determinata dalla presenza, nelle vicinanze del *patch* ove è presente, di altri frammenti boschivi occupati da individui della stessa specie (Mortelliti, 2007).

Il tasso (*Meles meles*) dimostra una certa sensibilità alle dimensioni del frammento forestale (quasi sempre assente sotto i 15 ettari di superficie) ma anche dall'interazione tra isolamento e abbondanza degli insettivori quale componente importante della sua dieta (Genovesi and De Marinis 2003 in Mortelliti, 2007).

La probabilità di presenza della faina (*Martes foina*) aumenta all'aumentare delle dimensioni, al diminuire dell'isolamento delle *patches* e in funzione all'abbondanza relativa delle risorse rappresentate da frutta e topi selvatici (*Apodemus* sp.).

L'elenco in Tabella 12 rappresenta quindi, nella logica proposta, l'insieme dei Vertebrati terrestri più sensibili alla frammentazione degli habitat naturali in Toscana. Tale insieme, anche perché rappresentativo di tutti gli ambienti presenti alla scala regionale e di tutte le componenti ecologico-

funzionali, può essere proposto anche come indicatore da associare a indici del paesaggio per misurare nel tempo i processi di frammentazione ecologica e i loro effetti sulle comunità animali. Attualmente, per molte di queste specie, le informazioni sulla distribuzione e consistenza delle popolazioni sono ancora inadeguate per poter essere utilizzate efficacemente in modelli ambientali a scala regionale, anche se possono esserlo a scala locale (es. provinciale). Questa lista di specie focali, anche se non interamente utilizzata per la modellizzazione nell’ambito di questo progetto (si veda oltre), costituisce un utile riferimento per la definizione di reti a scala locale, ma anche per indirizzare mirate indagini conoscitive o realizzare ulteriori modellizzazioni o verifiche, anche attraverso l’applicazione di indici di monitoraggio dei processi di frammentazione e conseguenti valutazioni dell’efficacia delle reti pianificate.

In seguito alla verifica della quantità e qualità dei dati disponibili per ciascuna delle specie focali, ed in base alla scala di riferimento attribuita a ciascuna di esse, è risultato che soltanto una parte di queste specie si prestava, nella pratica, ad essere oggetto di adeguata modellizzazione; sulla base di ciò si è quindi stilato l’elenco delle specie che, come si può notare, risultano tutte appartenenti alla Casse degli Uccelli (Tabella 13). Tali specie sono andate a comporre le 2 *guilds*, ovvero “corporazioni” di specie che hanno ruoli e dimensioni di nicchia comparabili all’interno della stessa comunità (Odum, 1988), su cui sono stati successivamente elaborati i modelli di idoneità ambientale rispettivamente per gli ecosistemi forestali e per i sistemi agropastorali. Verifiche successive (si veda più avanti) sono comunque state eseguite anche sulle specie focali relative ad altri gruppi faunistici al fine di effettuare una validazione speditiva, ancorché statisticamente non esauriente, dei modelli realizzati.

Tabella 13 – Elenco delle specie focali utilizzate per i modelli, 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

Relativamente alle specie focali selezionate per gli ecosistemi agropastorali, preme evidenziare come queste siano rappresentative di ambienti molto diversificati tra loro (seminativi estensivi,

mosaici colturali, pascoli intensivi e pascoli arbustati, ecc), a differenza di quanto emerge dalla selezione delle specie focali forestali le quali, al contrario, potrebbero risultare tutte teoricamente presenti all'interno di una stessa area (es. una cerreta matura). Come già anticipato in precedenza e come verrà discusso più avanti, questa differenza tra le due *guilds* riflette sostanzialmente un diverso approccio all'analisi della frammentazione ambientale e comporta un diverso sforzo interpretativo dei risultati che emergeranno dall'applicazione del modello. La selezione delle suddette specie, ancorché dipendente dalla disponibilità numerica dei dati, evidenzia quindi una elevata complessità degli agroecosistemi in linea anche con quanto emerge da altri studi. Calvi et al. (2013) hanno calcolato un indice di specializzazione delle specie agricole più comuni in Italia individuando 3 gruppi:

- generaliste: cardellino, cornacchia, ballerina bianca, rigogolo, gheppio, usignolo, verzellino
- intermedie: rondine, tortora selvatica, gazza, **torcicollo**, verdone, passera mattugia, storno nero, upupa, passera d'Italia, saltimpalo, storno, strillozzo, cappellaccia, passera sarda
- specialiste: **averla piccola**, allodola, ortolano, **cutrettola**, **calandro**, calandrella, calandra.

Gli specialisti sono quelli che mostrano il *trend* a più marcato decremento nel periodo 2000-2012. Calvi et al. (2013) hanno analizzato i trend delle specie agricole in relazione agli ambienti frequentati evidenziando come gli andamenti più marcatamente negativi corrispondono alle pianure alluvionali e agli ambienti steppici mediterranei.

I MODELLI DI IDONEITÀ AMBIENTALE POTENZIALE

I due modelli realizzati, uno per gli ecosistemi forestali e l'altro per gli agropastorali, 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 della *guild* sul territorio) sia determinato da altre variabili indipendenti, dette anche “esplicative” che, nel caso in questione, sono rappresentate dalle caratteristiche ambientali della stazione (uso del suolo, tipo climatico e, nel caso degli ecosistemi forestali, anche la struttura del soprassuolo ricavata dalla forma di governo). I GLM sono di fatto una generalizzazione delle normali regressioni lineari, con la differenza sostanziale che hanno come termine analitico anche la cosiddetta “*link function*”, ovvero una funzione prestabilita dall'operatore che determina la relazione tra le variabili esplicative e la variabile dipendente. 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.

IL MODELLO DI IDONEITÀ POTENZIALE PER GLI ECOSISTEMI FORESTALI

Per la creazione del **modello di idoneità potenziale per la *guild* di specie forestali** sono stati usati alcuni accorgimenti analitici, allo scopo di definire con maggiore precisione 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 utilizzate sono quelle del CLC 2006, accorpate in 17 macrocategorie (tabella 14), ritenute quelle più significative ai fini della idoneità delle specie della *guild* forestale.

Tabella 14 – Riclassificazione delle categorie del CLC in 17 macro-categorie

COD	DESCRIZIONE	COD. CLC 2006
1	Superfici artificiali	111, 112, 121, 122, 123, 124, 131, 132, 133, 141, 142
2	Seminativi	2111, 2112, 212, 213
3	Vigneti e frutteti	221, 222
4	Oliveti	223

COD	DESCRIZIONE	COD. CLC 2006
5	Prati stabili (foraggiere permanenti)	231
6	Zone agricole eterogenee	241, 242, 243, 244
7	Boschi a prevalenza di leccio e/o sughera (con eventuale presenza di conifere)	3111, 31311
8	Boschi a prevalenza di querce caducifoglie (con eventuale presenza di conifere)	3112, 31312
9	Boschi a prevalenza di latifoglie mesofile (con eventuale presenza di conifere)	3113, 31313
10	Boschi a prevalenza di castagno (con eventuale presenza di conifere)	3114, 31314
11	Boschi a prevalenza di faggio (con eventuale presenza di conifere)	3115, 31315
12	Boschi a prevalenza di specie igrofile e/o specie esotiche (con eventuale presenza di conifere)	888, 3116, 3117, 31316, 31317
13	Boschi a prevalenza di pini mediterranei e cipressete	3121, 31321
14	Boschi a prevalenza di conifere del piano montano	3122, 3123, 3125, 31322, 31323, 31325
15	Praterie	3211, 3212
16	Macchie e boscaglie	322, 3231, 3232, 324
99	Altro	331, 332, 333, 334, 335, 411, 412, 421, 422, 423, 511, 512, 521.

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.

Ciascuna cella *raster* ha rappresentato l'unità minima di analisi del modello, nel quale viene analizzata la correlazione (positiva o negativa) tra la variabile dipendente (presenza/assenza⁴ di almeno una specie della *guild*) 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).

Prima di procedere al secondo grado di analisi, sono state individuate le aree da considerare “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*.

Questo procedimento ha permesso quindi di definire un valore di riferimento da considerare come valore minimo di idoneità, sotto il quale le categorie ambientali possono ragionevolmente essere considerate del tutto non idonee ad ospitare le specie focali forestali.

La fase successiva ha previsto l'analisi dell'idoneità ambientale concentrandosi sulle sole aree non escluse dalla precedente analisi e introducendo il dato della complessità strutturale derivante

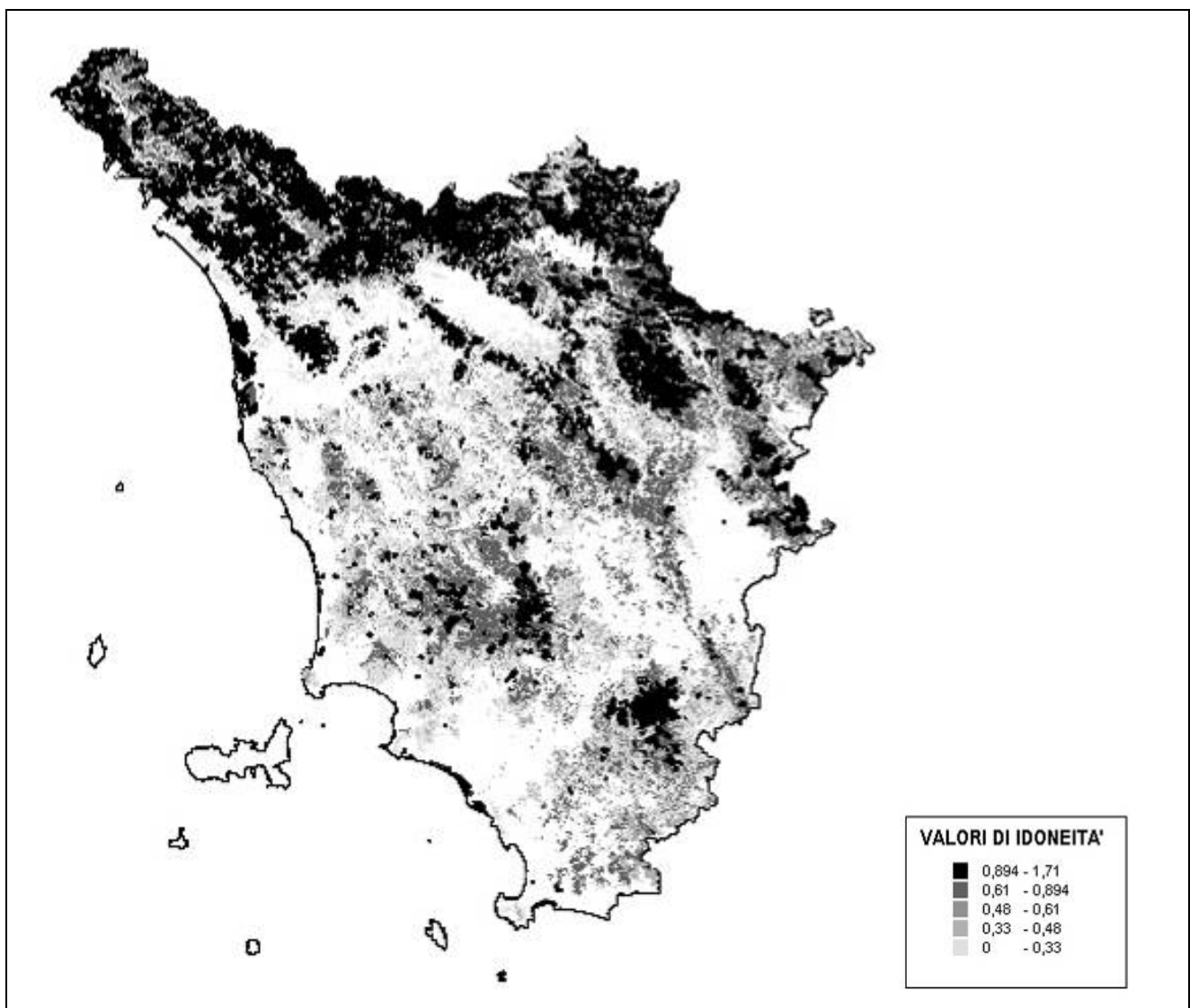
⁴ Sebbene i dati utilizzati per il modello siano quelli ottenuti nell'ambito di un monitoraggio standardizzato a distribuzione omogenea su tutto il territorio regionale (progetto MONITORAGGIO DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN TOSCANA) che ha anche permesso, per molte stazioni, di raccogliere dati sugli uccelli nidificanti nell'arco di più anni, a rigore non si dovrebbe parlare di dati di *presenza/assenza*. Il dato di *assenza* infatti è solo supposto ed è funzione dello sforzo di campionamento e del livello di contattabilità di una specie.

dall'IFT (cfr. Tabella 6), ed escludendo invece l'informazione dei tipi climatici, rivelaasi ininfluyente rispetto al CLC.

Con un procedimento simile a quello precedentemente effettuato, si è proceduto ad individuare una soglia di valore massimo oltre la quale alle celle viene attribuita una idoneità potenziale elevata. Tale soglia, pari al valore di 0.894, è ottenuta mediante il calcolo del valore medio (+ES) di idoneità di tutte le celle (esclusivamente forestali) al cui interno è stata rilevata almeno una specie focale appartenente alla *guild*.

Il prodotto di questa ulteriore analisi e la mappa di idoneità ambientale potenziale degli ecosistemi forestali è riportata in Figura 2.

Figura 2 – Mappa di idoneità ambientale potenziale degli ecosistemi forestali per le specie focali utilizzate (formato *raster* 100 m). In nero le aree ad elevata idoneità (sopra soglia max). NB: arcipelago toscano non considerato nel modello.



Le celle ad elevata idoneità potenziale degli ecosistemi forestali coprono circa il 14% della superficie regionale.

Il modello realizzato è stato poi sottoposto ad un processo di validazione, anche se si dovrebbe più correttamente parlare di “valutazione” come puntualizzato da Guisan e Zimmermann (2000). Un modello infatti è una rappresentazione concettuale e come tale non può essere giusta o sbagliata, ma soltanto più o meno rispondente al fenomeno modellizzato (Boitani et. al, 2002).

La verifica sulla mappa di idoneità ambientale ha previsto l’utilizzo di un *set* differente di dati riferito alle medesime specie focali utilizzate nel modello. E’ stato possibile realizzare quest’analisi grazie alla grande disponibilità di dati raccolti dal Centro Ornitologico Toscano nell’ambito del progetto Cronaca Ornitologica, il quale che mira a raccogliere dati di presenza e abbondanza su specie ornitiche senza un particolare piano di campionamento. Questi dati risultano pertanto adatti ad una verifica, in quanto campione del tutto indipendente da quello utilizzato nel modello.

Nella tabella 15, si riporta il numero di casi di presenza delle 5 specie focali utilizzate per il modello, rilevati all’interno delle aree ad elevata idoneità e il rapporto tra questo e il totale dei dati in archivio (archivio “Cronaca”, Banca dati del COT).

Tabella 15 – Numero di osservazioni all’interno delle aree a idoneità max e rapporto percentuale sul totale dei dati in archivio (archivio Cronaca, Banca dati del COT) per ognuna delle specie focali forestali utilizzate nel modello

SPECIE	OSSERVAZIONI IN AREE A IDONEITÀ MAX (N IDO MAX)	N IDO MAX/NTOT
Cincia bigia	293	50,5%
Picchio muratore	418	47,8%
Picchio rosso maggiore	352	39,5%
Rampichino comune	353	39,9%
Tordela	182	65,9%
TOT guild	1.030	42,4%

I risultati evidenziano una elevata frequenza di ognuna delle 5 specie focali all’interno delle aree classificate come maggiormente idonee. Il dato medio è pari a 42,4%, 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 e di altri gruppi sistematici (Anfibi e Mammiferi). L’esito, anche in questo caso, è stato estremamente soddisfacente (Tabella 16).

Tabella 16 – Numero di osservazioni all’interno delle aree a idoneità max e rapporto percentuale sul totale dei dati in archivio per altre specie focali forestali non utilizzate nel modello (archivi: Re.Na.To. e Museo la Specola dell’Università di Firenze)

SPECIE	OSSERVAZIONI IN AREE A IDONEITÀ MAX (N_IDO_MAX)	N_IDO_MAX/NTOT
Salamandra	88	62,9%
Salamandrina dagli occhiali	66	42,3%
Rana appenninica	199	34,3%
Ghiro	31	25,8%
Moscardino	34	20,9%

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 3 mostra la ripartizione superficiale delle diverse categorie Corine accorpate (rif. Tabella 14) rispetto alle classi di età del bosco. La Tabella 17 e la Figura 4 mostrano come vi sia una correlazione evidente tra la presenza di specie sensibili alla frammentazione e l’età media delle formazioni forestali.

Figura 3 - Ripartizione superficiale delle diverse categorie Corine accorpate con le classi di età del bosco

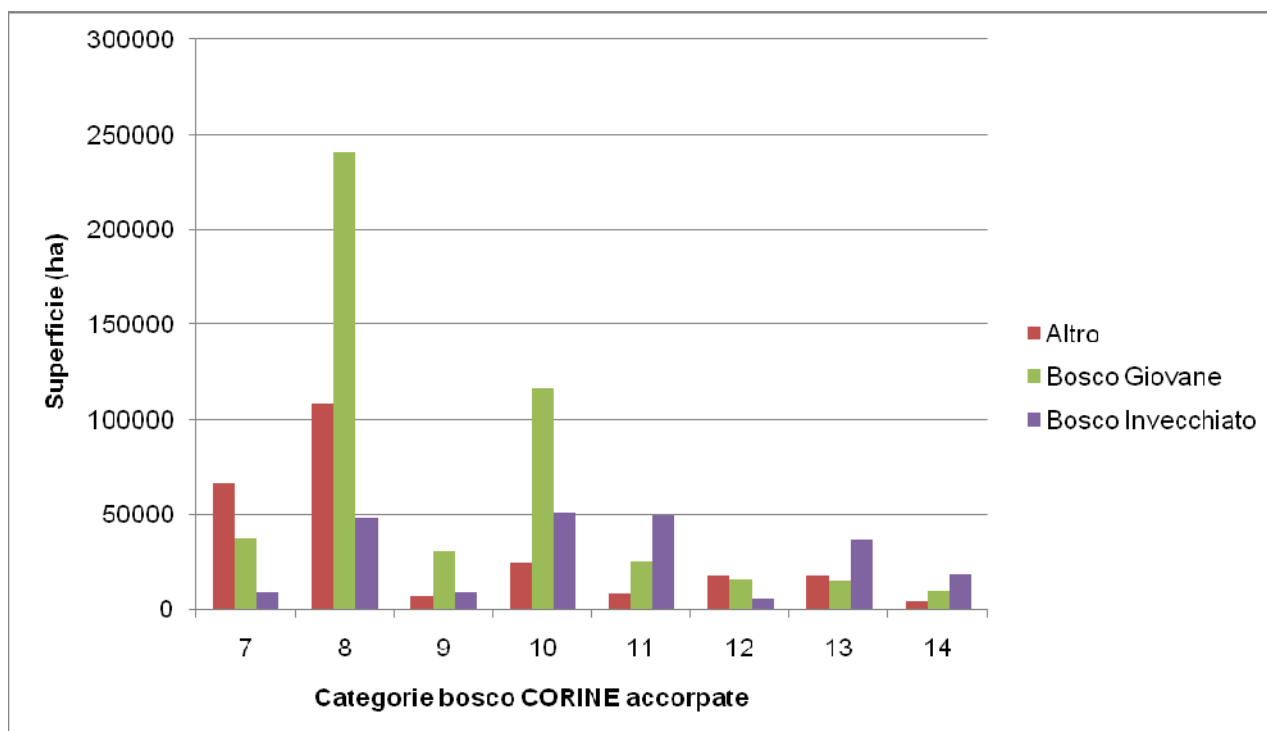


Tabella 17- Superficie (ha) occupata dalle diverse categorie di bosco suddivisa in base al valore di predizione

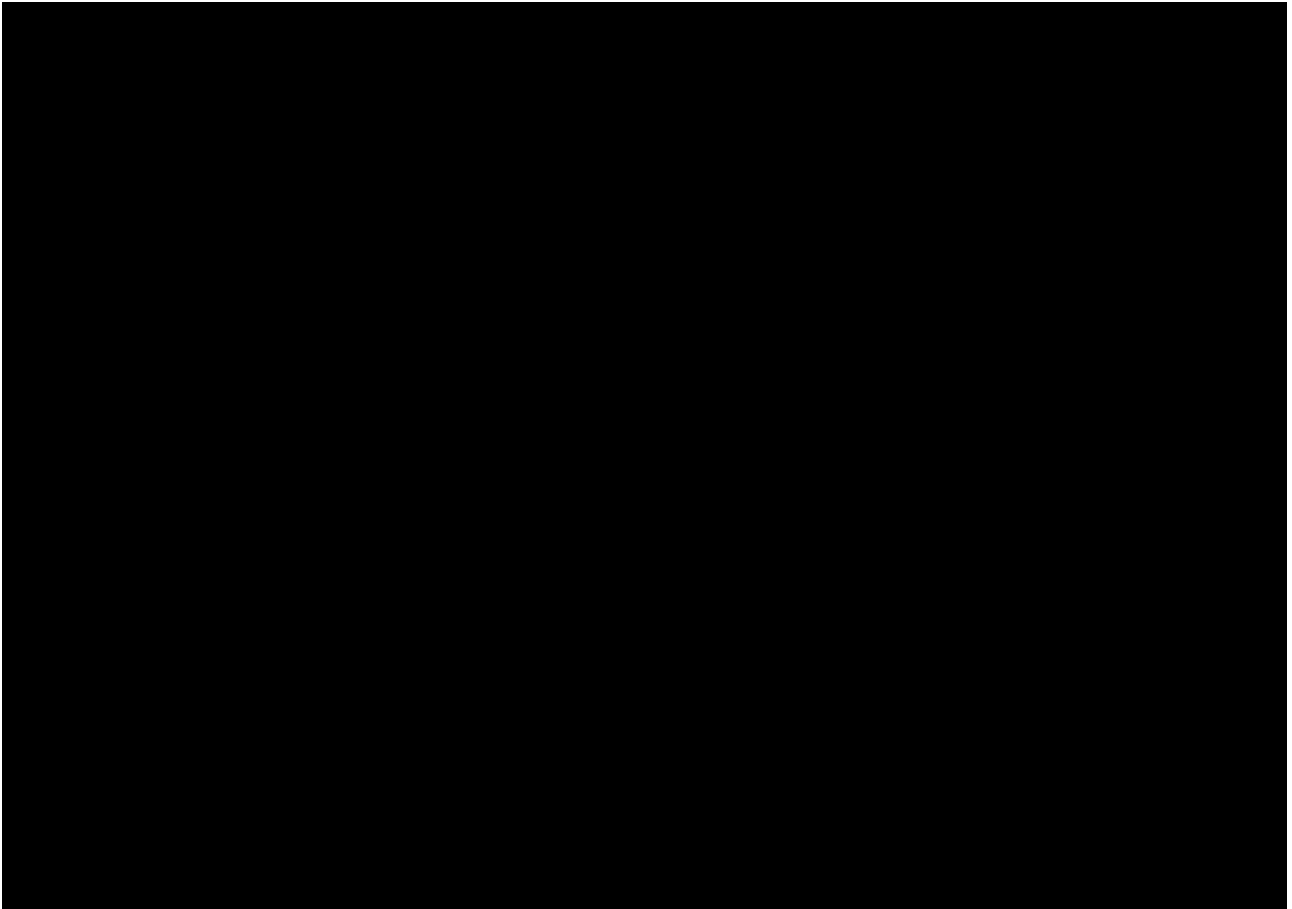
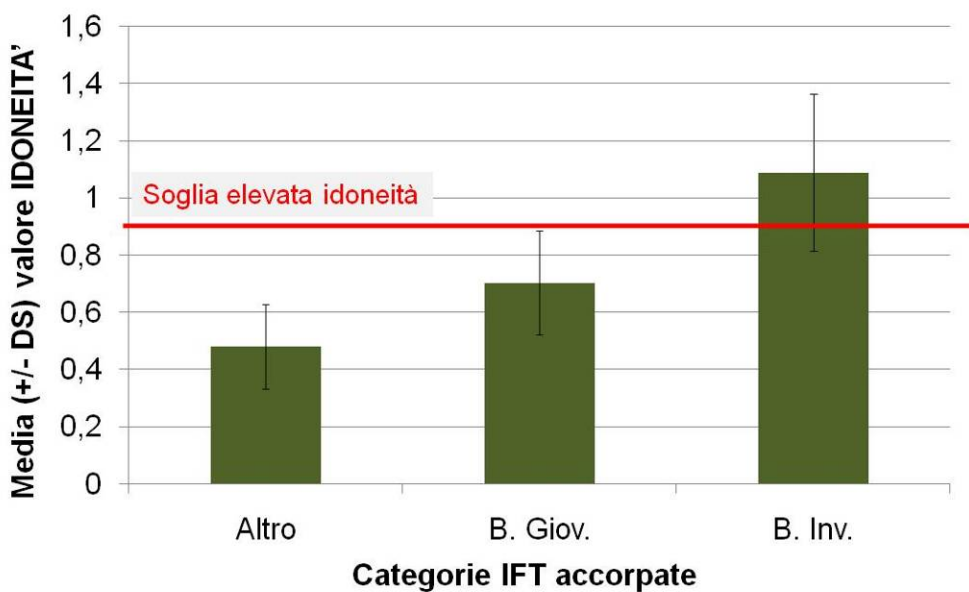


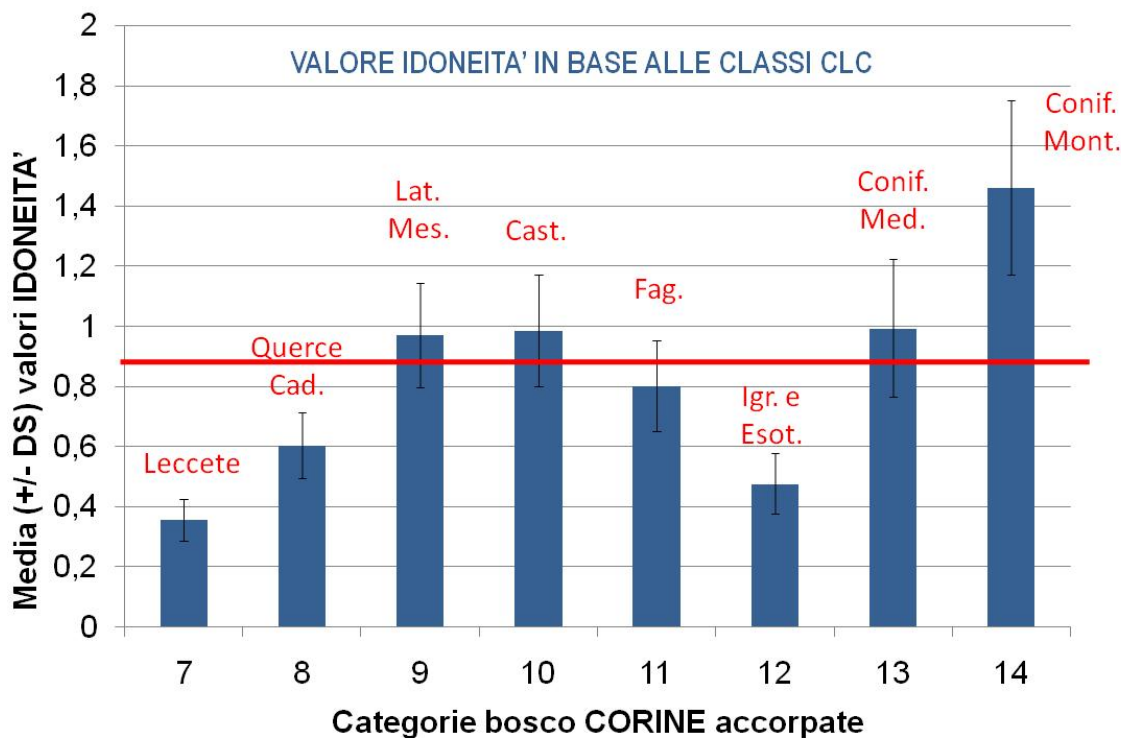
Figura 4 – Valore di idoneità rispetto alle categorie dell’Inventario Forestale (B. Inv. = fustaie, castagneti da frutto e cedui invecchiati o in conversione; B. Giov.= cedui a regime, fustaie di recente impianto, boschi incendiati; Altro: boschi non classificati).



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 5).

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 di gestione.

Figura 5 – 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 ci permettono di giudicare positivamente la metodologia adottata, perché 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. E' il caso ad esempio di molti boschi di conifere

mediterranee (quali le estese formazioni a pino marittimo miste a querceti o castagneti) che dimostrano di essere habitat capaci di ospitare una elevata concentrazione di specie corticicole (es. rampichino e picchio rosso maggiore).

Un recente lavoro (Tellini Florenzano et al., 2012) sulle cerrete della Valtiberina dimostra che, su 14 specie forestali rilevate, ben otto (colombaccio, picchio rosso maggiore, fiorrancino, cinciarella, picchio muratore, rampichino comune e fringuello) dimostrano una preferenza significativa per i cedui di in conversione rispetto ai cedui semplici matricinati in esercizio, che invece sono preferiti solo dal lui piccolo. Sparviero, lui verde, picchio rosso minore e codirosso comune, sebbene escluse dall'analisi in quanto presenti a frequenze molto basse, sono state rilevate solo nei cedui in conversione. Nei cedui in conversione anche l'abbondanza risulta significativamente maggiore rispetto ai cedui in regime favorendo così anche la presenza di eventuali predatori e, più in generale, la complessità della Comunità faunistica. Un'analisi dei fattori diversi dalla forma di governo ha dimostrato che l'età del soprassuolo è quello determinante, ovvero il popolamento avifaunistico nei soprassuoli più maturi si è rilevato significativamente più ricco di quello presente in quelli più giovani (Tellini Florenzano et al., 2012). I risultati di questo studio dimostrano che anche boschi relativamente giovani come cedui in conversione, aventi età inferiore ai 50 anni e molto più bassa di quella teorica del turno delle fustaie (fissata a 100-120 anni per le cerrete), ospitano comunità ornitiche ben più strutturate e complesse di quelle dei cedui semplici matricinate sottoposte al taglio con turni in media tra 20 e i 30 anni.

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 presenza di queste specie e la relativa forma di governo attuata (ceduo semplice), finalizzata alla loro perpetuazione, non sia affatto adatta al mantenimento di popolazioni di specie sensibili alla frammentazione. Il dato è ancora più rilevante se si considera che la distribuzione di questi soprassuoli si concentra prevalentemente nella fascia collinare e basso-montana dell'Appennino, ovvero in perfetta continuità con i boschi meno frammentati e più ricchi di specie focali.

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 forestali (Promontorio di Piombino, Bandite di Follonica e Scarlino, Monti dell'Uccellina, Argentario, ecc.). 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 sufficientemente adeguate e se quindi stia già iniziando una fase di lenta ricolonizzazione da parte di queste specie a partire dai principali nuclei sorgente (si veda più avanti) presenti nelle Colline Metallifere e nell'area amiatina. A questo riguardo, Mortelliti (2007) ha dimostrato che come la qualità degli habitat forestali (intesa come disponibilità delle risorse per una determinata specie, che può essere funzione del grado di maturità oppure della presenza di risorse trofiche) 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 verso valori sufficientemente elevati.

La carta di idoneità potenziale così prodotta su base *raster* a celle quadrate di 100 m è stata ritrasformata in formato vettoriale, in coerenza da un punto di vista topologico con il CLC originario.

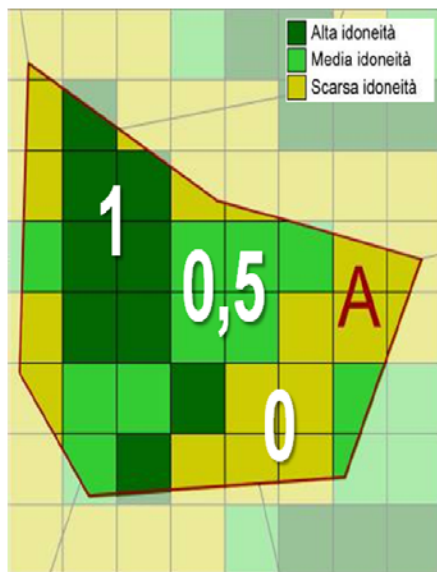
La trasposizione del valore di idoneità dalle celle della mappa *raster* ai poligoni della carta vettoriale è stata effettuata mediante l'applicazione della seguente formula:

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

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 6), 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 va 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.

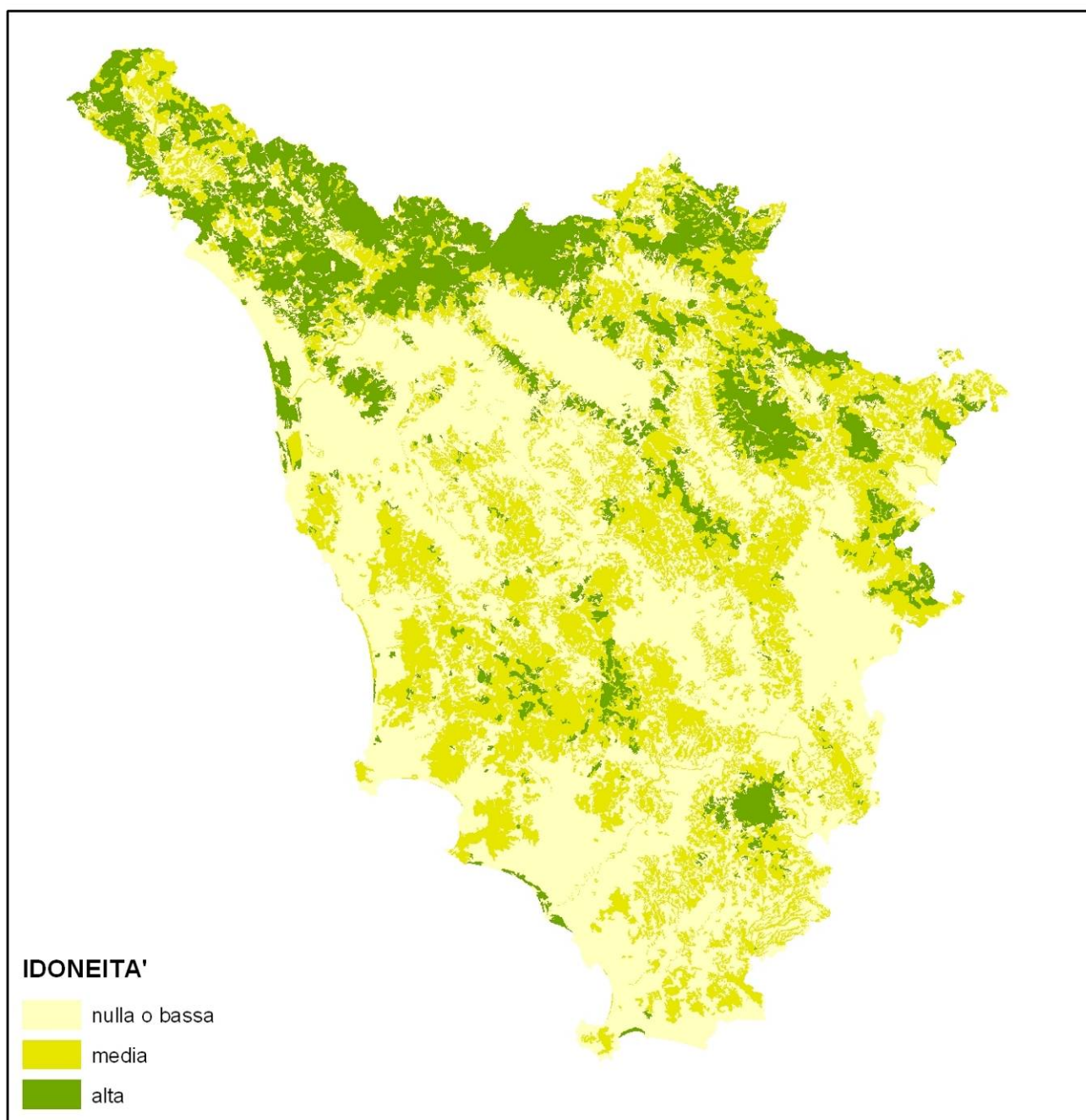
Figura 6 – Esempio di attribuzione dei punteggi alle celle di diversa idoneità.



Per semplificare le analisi successive, si è 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).

Si è così ottenuta la carta di idoneità potenziale dei poligoni di uso del suolo CLC 2006, per le specie forestali (Fig.7) .

Figura 7 – Carta di idoneità potenziale dei poligoni di uso del suolo CLC 2006, per le specie forestali



IL MODELLO DI IDONEITÀ POTENZIALE PER I SISTEMI AGROPASTORALI

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 Corine Land Cover 2006. I dati climatici, dopo essere stati considerati in una prima fase anche in questa analisi, sono risultati ininfluenti e, pertanto, estromessi per semplificare il modello.

Anche in questo caso, è stata sviluppata una soglia minima di non idoneità secondo una procedura del tutto analoga a quella sopradescritta per gli ecosistemi forestali.

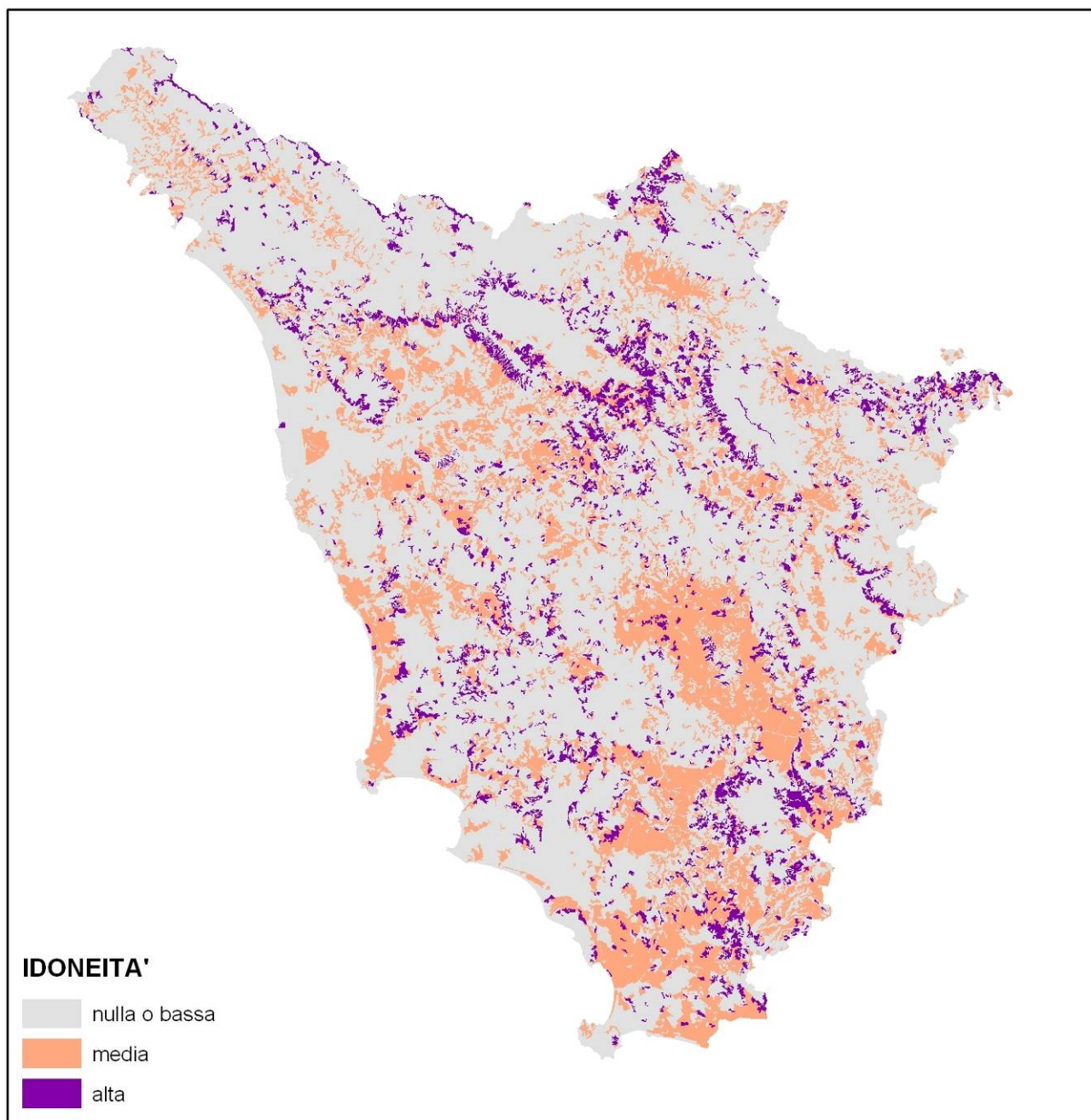
Tale soglia è risultata pari a 0.209, mentre quella massima oltre la quale le celle sono risultate di alta idoneità è pari a 0.280.

La mappa di idoneità potenziale per gli sistemi agropastorali è riportata in figura 8.

Le aree ad elevata idoneità coprono circa il 7% della superficie regionale.

Rispetto a quanto eseguito per la vettorializzazione della mappa forestale, in questo caso il processo non ha richiesto alcuna mediazione dei valori di idoneità, essendo stata considerata una sola variabile.

Figura 8 – Carta di idoneità potenziale dei poligoni di uso del suolo CLC 2006, per le specie dei sistemi agropastorali



Anche in questo caso si è proceduto ad una verifica dei risultati del modello mediante l'utilizzo di un altro *set* di dati (archivio Cronaca, Banca dati del COT) 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 (Tabelle 18 e 19). Ciò potrebbe ragionevolmente dipendere sia dal campione numericamente più esiguo utilizzato per la verifica, che da una correlazione meno "forte" tra la variabile dipendente (presenza/assenza della specie) e la variabile indipendente (categoria CLC).

Tabella 18 – Numero di osservazioni all'interno delle aree a idoneità max e rapporto percentuale sul totale dei dati in archivio per ognuna delle specie focali degli agroecosistemi utilizzate nel modello (archivio Cronaca, Banca dati del COT)

SPECIE	OSSERVAZIONI IN AREE A IDONEITÀ MAX (N_IDO_MAX)	N_IDO_MAX/NTOT
Albanella minore	8	9%
Toricollo	32	7%
Calandro	26	26%
Cutrettola	0	0%
Averla piccola	75	20%
Averla capirossa	3	5%
TOT	144	12%

Tabella 19 – Numero di osservazioni all'interno delle aree a idoneità max e rapporto percentuale sul totale dei dati in archivio per altre specie focali degli agroecosistemi, non utilizzate nel modello (archivi: Cronaca, Banca dati del COT e Museo la Specola dell'Università di Firenze)

SPECIE	OSSERVAZIONI IN AREE A IDONEITÀ MAX (N_IDO_MAX)	N_IDO_MAX/NTOT
Prispolone	17	40%
Mustiolo	22	33,8%
Crocidura minore	20	21,5%

Le categorie Corine che possiedono i valori più alti di idoneità 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).

Questi risultati evidenziano anche in questo caso la sostanziale correttezza della metodologia seguita e l'efficacia del *set* di specie focali selezionato per sistemi agropastorali, nonostante la disponibilità di un numero di dati assai più ridotto rispetto al modello forestale (873 vs 1674). Le 7 specie focali selezionate risultano caratterizzate da preferenze ambientali assai più eterogenee rispetto a quelle considerate per il modello forestale, riflettendo in parte la grande variabilità ecologica che

caratterizza gli agroecosistemi toscani. E' evidente infatti che da un punto di vista ecologico le differenze, ad esempio, tra un vecchio oliveto terrazzato e un ambiente pseudo-steppico, oppure tra un seminativo coltivato a mais e una prateria arbustata montana, sono molto più accentuate che non tra ecosistemi forestali di qualunque tipologia e fisionomia strutturale.

Nonostante ciò, le specie selezionate hanno permesso, nel loro insieme, di far emergere le tipologie ambientali più significative a scala regionale da un punto di vista dell'idoneità ambientale degli habitat. In una fase successiva, i risultati di questo modello necessiteranno di una valutazione più complessa che prenda in esame anche altri elementi come più avanti descritto.

DAI MODELLI DI IDONEITÀ ALLE RETI ECOLOGICHE

Le carte di idoneità potenziale ottenute come sopra descritto hanno costituito la base per le successive elaborazioni che hanno portato alla definizione della struttura delle due reti ecologiche realizzate nel progetto.

Per entrambe le tipologie di rete, il processo metodologico che ha portato all'individuazione degli elementi strutturali ha fondato i suoi presupposti sul valore dei *nodi*, quali aree “sorgente” per le specie focali, popolazioni e patrimoni genetici, ma anche su quello delle *matrici* quali aree strategiche, alla scala regionale, per la “diffusione” delle specie animali e vegetali. La rete ecologica individua quindi nella permeabilità diffusa del territorio (non limitata quindi a singole direttrici lineari di connettività) un elemento fondamentale per preservare le popolazioni animali e vegetali, i livelli di biodiversità e il valore naturalistico complessivo a scala regionale.

A partire da questi presupposti le due reti sono state poi sviluppate con procedimenti distinti, come di seguito descritto, data la loro diversità in termini di caratteristiche delle specie, grado di omogeneità ecologica, significatività dei modelli di idoneità ottenuti.

LA CARTA DELLA RETE ECOLOGICA DEGLI ECOSISTEMI FORESTALI

Per gli **ecosistemi forestali** sono state individuate, tra le aree ad elevata idoneità, due tipologie di nodi, distinti in base alla loro superficie: i *nodi primari*, sono stati individuati sulla base della continuità spaziale di aree di elevata idoneità che complessivamente raggiungevano una superficie di almeno 1.000 ettari; quelli *secondari* su aree contigue di superficie compresa tra i 1000 e i 100 ettari.

Per l'individuazione delle suddette soglie dimensionali si è cercato, per quanto possibile, di verificare una coerenza con quanto noto nella letteratura scientifica (cfr. Battisti e Romano, 2007).

Mortelliti (2007), come approccio meno conservativo, calcola in 100 ettari la soglia dei frammenti forestali sopra la quale le popolazioni delle specie sensibili alla frammentazione tra quelle da lui analizzate (Insettivori, Roditori e Carnivori) possono mantenersi vitali. Nell'ambito della Rete Ecologica della Provincia di Trento, in cui le specie focali considerate su cui sono stati elaborati i modelli di idoneità potenziale sono 54 (2 anfibi, 1 rettile, 50 uccelli e 1 mammifero) la soglia dimensionale considerata per l'individuazione dei nodi nelle aree a massima idoneità è stata fissata in 200 ettari (Tattoni et al., 2013).

I nodi così delimitati presentavano tuttavia confini molto disomogenei e superfici con discontinuità non adeguate ai processi ecologici analizzati e alla scala adottata. La perimetrazione dei nodi è stata pertanto affinata accorpendovi poligoni con valore di idoneità intermedio, posti al loro margine o al loro interno, arrivando così a delimitare aree che, da un punto di vista della continuità ecologica alla scala regionale, potevano essere considerate omogenee.

A questo riguardo, Mortelliti (2007) definisce dei valori a una serie di indici di prossimità tra i frammenti vicini, tra i quali quello della distanza media dal frammento focale, che non dovrebbe superare la soglia di circa 500 metri.

Ai nodi così individuati e perimetrati sono poi stati ulteriormente aggiunti, come *nodi secondari* (ma contraddistinti dalla notazione “*nodo aggiunto*”), alcuni ambiti forestali ricadenti all’interno del patrimonio boschivo regionale. In questo caso, il valore attribuito a queste aree forestali non deriva dall’idoneità ambientale come risultante del modello elaborato (appaiono infatti di idoneità intermedia), quanto piuttosto dalla forma di gestione più conservativa cui sono sottoposte, la quale negli anni le porterà presumibilmente a raggiungere un valore di idoneità ecologica elevato. Del resto, già attualmente, può essere riconosciuto a queste aree il pregio dell’elevata estensione e ridotta frammentazione e quindi del loro valore intrinseco in funzione della permeabilità del territorio (vedi oltre, mappa dell’impedenza)

Le aree di elevata idoneità forestale inferiori a 100 ettari sono state considerate come *nuclei di connessione* (*stepping stones*) e unite alla categoria degli *elementi forestali isolati* (di qualità intermedia e ridotta superficie), quali strutture ecologiche teoricamente non capaci di supportare popolazioni stabili e vitali per la gran parte delle specie, ma almeno di garantire un supporto ai loro spostamenti in fase dispersiva e colonizzatrice.

Le fasce ripariali boscate, nonostante che secondo il modello presentassero una elevata idoneità ambientale, data la loro forma e discontinuità sono state escluse dai *nodi* (tranne quando a loro adiacenti) e considerate come elemento strutturale separato (*Corridoi fluviali forestali*).

Le aree di valore intermedio, non intercluse ai *nodi* o a gruppi di nodi tra loro adiacenti o molto vicini, costituiscono la *matrice forestale ad elevata connettività*.

Le aree forestali a basso valore di idoneità (macchie e garighe) sono confluite nelle *aree forestali in evoluzione a bassa connettività*.

Tabella 20 – Elenco degli elementi strutturali per la Rete Ecologica forestale

RETE	ELEMENTI STRUTTURALI
ECOSISTEMI FORESTALI	<i>Nodo forestale primario</i>
	<i>Nodo forestale secondario</i>
	<i>Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati</i>
	<i>Corridoi fluviali forestali</i>
	<i>Matrice forestale a elevata connettività</i>
	<i>Aree forestali in evoluzione a bassa connettività</i>

E' evidente come questa fase di individuazione e perimetrazione degli elementi strutturali della rete ecologica introduca alcuni elementi di soggettività ad un processo che era stato fin qui impostato per garantire un maggiore livello possibile di oggettività. Tuttavia si è ritenuta assolutamente necessaria una verifica *expert based* di quanto scaturito dai modelli realizzati affinché, ad un livello prettamente *ecologico* (teorico e potenziale), derivante da analisi statistiche che dipendono in misura rilevante dalla scelta delle specie utilizzate e dalla quantità/qualità delle informazioni disponibili, si affiancasse un livello *pianificatorio* altrettanto utile a definire e individuare specifici ambiti territoriali secondo un approccio valutativo complesso e per questo difficilmente modellizzabile. I due schemi concettuali, nella logica proposta, non devono apparire in antitesi ma, al contrario, servire a una doppia lettura per consentire una verifica continua dei risultati.

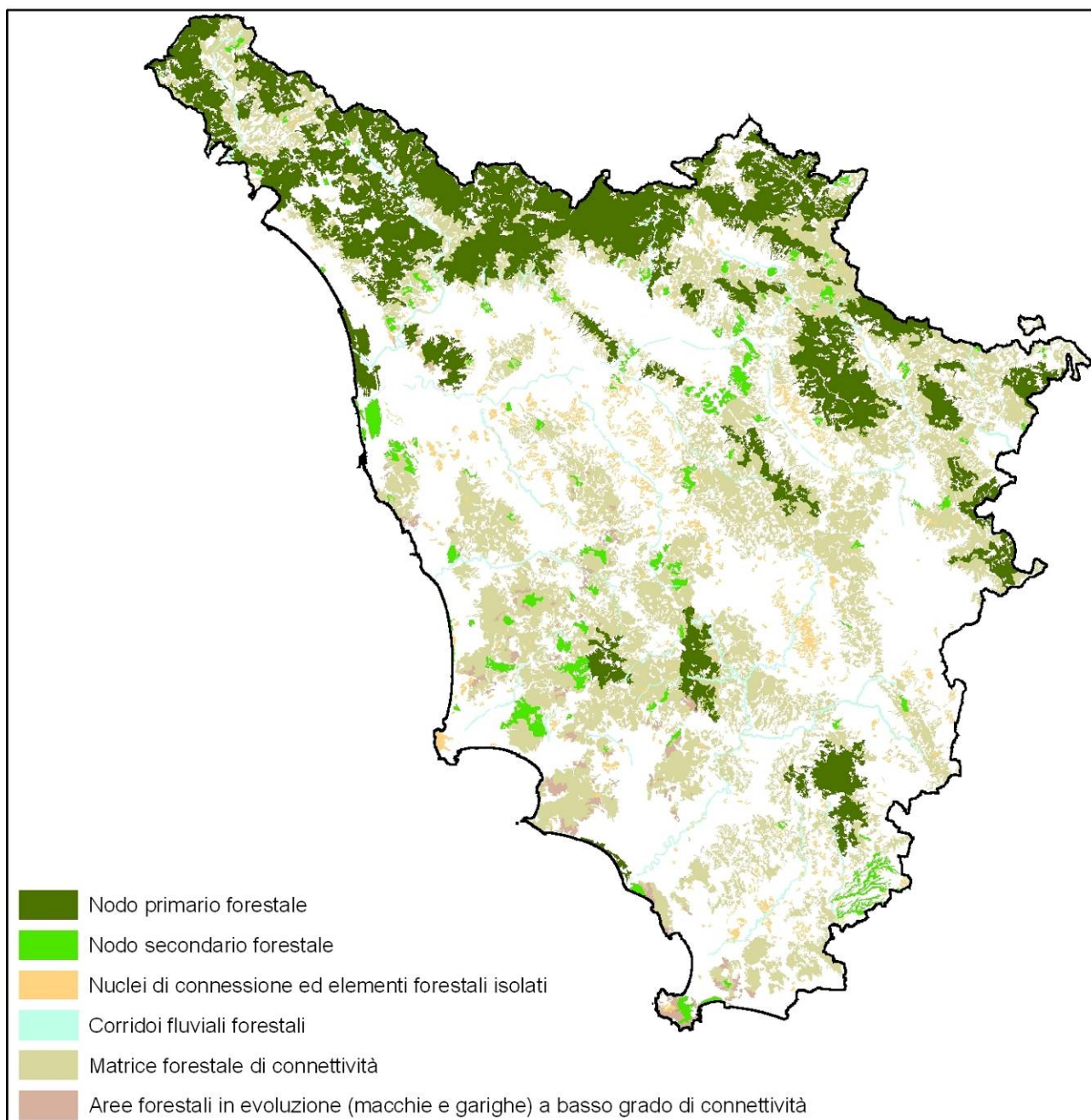
In questo processo valutativo, uno strumento rilevatosi utile è stata la **mapa di impedenza ecologica per le specie forestali**, la cui modalità di realizzazione è descritta nell'appendice II.

Nella Figura 9 si riporta la carta delle Reti Ecologiche per gli ecosistemi forestali da cui emerge il valore elevato delle aree forestali appenniniche, contrapposto a quello via via decrescente di quelle meridionali, ad eccezione dell'area amiatina e dell'area compresa tra le Colline Metallifere (alta Val di Cecina, Cornate e Fosini) e le riserve delle valli del Merse e del Farma. La fascia costiera, se si escludono S.Rossore e i tomboli tra Castiglione della Pescaia e Foce d'Ombrone, non presentano estensioni rilevanti di aree forestali di elevata qualità. Le aree collinari e montuose interne risultano in gran parte interessate da sistemi forestali di media qualità (*matrice forestale di connessione*), se si eccettuano i Monti Pisani, quelli del Chianti e parte del Montalbano e delle colline a sud di Firenze. In tabella 21 è riportata la ripartizione superficiale (in ha e percentuale per le misure totali) delle categorie CLC distribuiti all'interno degli elementi strutturali della Rete Ecologica per gli ecosistemi forestali.

Tabella 21 – Ripartizione superficiale (ha) delle categorie CLC comprese negli elementi strutturali della Rete Ecologica per gli ecosistemi forestali

ELE. STRU.	CATEGORIE CORINE LAND COVER 2006																								TOT. (HA)	TOT. %				
	3111	3112	3113	3114	3115	3116	3117	3121	3122	3123	3125	31311	31312	31313	31314	31315	31316	31317	31321	31322	31323	31325	3231	3232			324	888		
Nodo primario forestale	1293	26632	39492	168027	61347	394	2	11703	8943	4048	933	540	1510	1102	14972	4752			2	14176	8553	2946	1557	76			462	373464	36,4%	
Nodo secondario forestale (da modello)	1351	3071	3549	5892	138	1685		7450	1262	109			271	909	588	149				9648	1026	126							37225	3,6%
Nodo secondario forestale (aggiunto)	3175	8497							29			40											93					11834	1,2%	
Nodo secondario forestale (totale)	4525	11568	3549	5892	138	1685		7450	1291	109	0	40	271	909	588	149				9648	1026	126		93				49059	4,8%	
Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati	2770	28527	521	880	93	4827	138	2817	1214	89	158	676	5184	97	137	347	84	156	5878	973	87	325	176			1176		57328	5,6%	
Corridoi fluviali forestali	3	18	1	6		1							2		3				1	3	1						12653	12692	1,2%	
Matrice forestale di connettività	111017	298784	288	577	16554	3949	11138	2336	1	2	0	4014	25417	428	473	877	162	4283	17159	3	0		12106			5971		515541	50,2%	
Aree forestali in evoluzione a basso grado di connettività																											18658		18658	1,8%
Totale complessivo	119609	365529	43852	175382	78132	10856	11278	24305	11449	4249	1091	5270	32384	2537	16173	6126	246	4442	46863	10555	3160	1882	12451	18658	7147	13116	1026741	100,0%		

Figura 9 - Elementi strutturali della Rete Ecologica per gli ecosistemi forestali



La carta così prodotta ha subito un ulteriore processo di verifica nei confronti delle specie focali utilizzate per la realizzazione del modello, al fine di valutare i risultati della procedura seguita per l'individuazione degli elementi strutturali della rete (Tabella 22).

Tabella 22 – Probabilità di rilevare le specie focali forestali nei diversi elementi strutturali della Rete Ecologica forestale (fonte dati: MONITORAGGIO DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN TOSCANA, banca dati COT).

ELEMENTO	Cincia bigia	Picchio muratore	Picchio rosso maggiore	Rampichino	Tordela
Nodo primario forestale	22,2%	32,2%	19,2%	25,2%	11,5%

Nodo secondario da modello	3,8%	32,7%	32,7%	25%	1,9%
Nodo secondario aggiunto	0%	9,1%	9,1%	9,1%	0%
Nodo secondario forestale	3,2%	28,6%	28,6%	22,2%	1,6%

Nucleo di connessione ed elementi forestali isolati	1,4%	8,5%	15,5%	25,4%	2,8%
Corridoio fluviale forestale	2,4%	4,8%	11,9%	14,3%	0%
Matrice forestale di connettività	6,3%	12,8%	11,6%	18,1%	4,3%
Area forestale in evoluzione a basso grado di connessione	0%	0%	5,4%	0%	0%
Altro	5,6%	10,5%	8,3%	11,9%	3,5%

I risultati mostrano come vi sia una probabilità nettamente superiore di rilevare le diverse specie all'interno dei *nodi* (*primari* e/o *secondari*) piuttosto che nelle altre tipologie strutturali. Fa eccezione il rampichino comune, che possiede una percentuale elevata anche all'interno dei *nuclei di connessione ed elementi forestali isolati* (peraltro costituiti anche da patches di valore elevato, sebbene di ridotte dimensioni).

I risultati della *guild* forestale sono stati analizzati statisticamente e la maggior presenza all'interno dei *nodi* delle specie che compongono la *guild* risulta altamente significativa (test Chi quadro $P < 0.001$) (Tabella 23 e Figura 10).

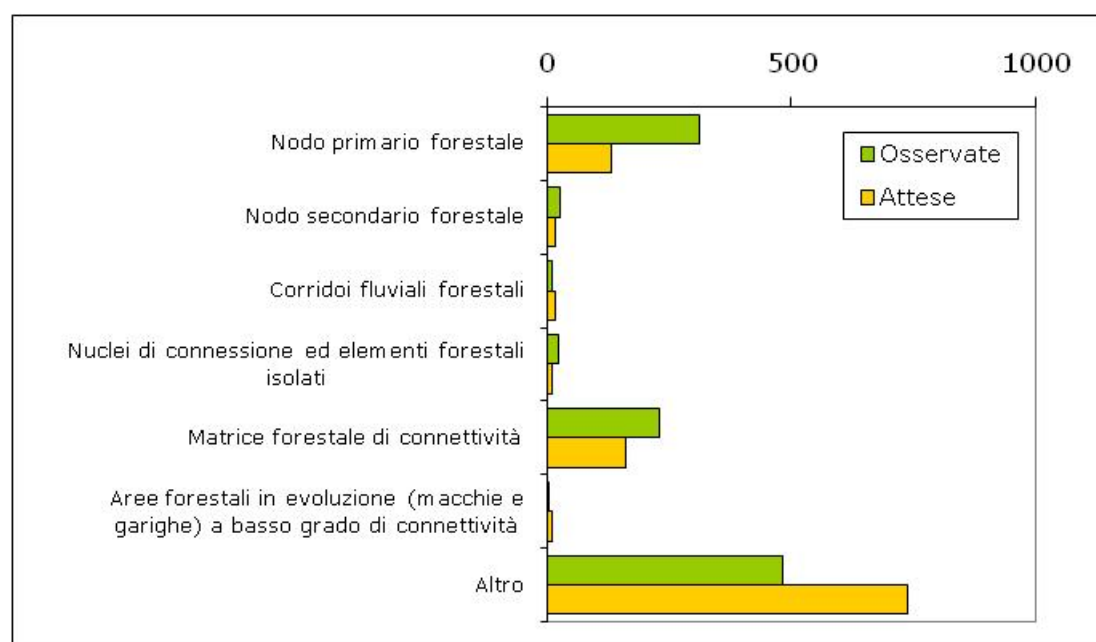
Tabella 23 – Probabilità di rilevare almeno una specie focali della *guild* forestale nei diversi elementi strutturali della Rete Ecologica forestale (fonte dati: MONITORAGGIO DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN TOSCANA, banca dati COT).

ELEMENTO	N. staz. guild	N. staz. Tot.	% staz. guild.	Staz. attese
Nodo primario forestale	311	531	58,6%	132

Nodo secondario da modello	23	52	44,2%	13
Nodo secondario aggiunto	2	11	18,2%	3
Nodo secondario forestale	25	63	39,7	16

Nucleo di connessione ed elementi forestali isolati	24	42	57,1%	10
Corridoio fluviale forestale	10	71	14,1%	18
Matrice forestale di connettività	229	647	35,4	161
Area forestale in evoluzione a basso grado di connessione	2	37	5,4%	9
Altro	483	2956	16,3%	737

Figura 10 – Frequenze osservate e attese per le specie focali della *guild* degli agroecosistemi nei diversi elementi strutturali della Rete Ecologica degli agroecosistemi (fonte dati: MONITORAGGIO DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN TOSCANA, banca dati COT).



LA CARTA DELLA RETE ECOLOGICA DEI SISTEMI AGROPASTORALI

Per i sistemi agropastorali l'individuazione degli elementi strutturali della rete ha seguito un procedimento parzialmente diverso. Ciò è dovuto al fatto che, se si eccettuano le aree che in base al modello GLM sono risultate effettivamente quelle a maggior grado di idoneità per le specie focali considerate (ovvero prati-pascoli e oliveti), le altre tipologie di ambienti agricoli possiedono quasi tutte valori di idoneità comunque piuttosto elevati, caratterizzandosi per un'ampia variabilità della comunità faunistica presente (in particolare per quanto riguarda gli uccelli). Come già in parte evidenziato, si presume che ciò sia dovuto anche al fatto che, a differenza di quanto si dispone per gli habitat forestali, l'informazione relativa alle caratteristiche ambientali degli ambienti agricoli non è adeguata alla complessità dei sistemi ecologici presenti. Per questi motivi si è ritenuto opportuno, per la categorizzazione degli elementi strutturali, non utilizzare esclusivamente il *valore* di idoneità ma prendere anche in considerazione caratteristiche morfologiche e strutturali, quali: a) la giacitura (es. di pianura, di versante collinare, acclive, ecc.), b) la tessitura e la maglia agraria, c) il livello di antropizzazione e frammentazione, d) le dinamiche colturali (ambienti agricoli attivi o in abbandono). Tali criteri, a seguito di una specifica analisi e valutazione dei popolamenti ornitici presenti (non solo delle specie focali ma anche del *set* di specie che compone il *Farmland Bird Index*, vedi oltre) si è dimostrato quello più idoneo a caratterizzare le comunità presenti.

Nel caso tuttavia delle colture agricole fortemente specializzate (vivai, frutteti e vigneti oltre una certa estensione) il criterio del valore che è scaturito dal modello è stato ritenuto coerente con il processo ecologico analizzato. Del resto è dimostrato come la ricchezza delle specie agricole diminuisce all'aumentare del numero di giornate di lavoro, evidenziando un effetto negativo delle colture ad alto investimento di manodopera (Tellini Florenzano et al., 2009).

Complessivamente per i sistemi agropastorali si sono identificati 7 tipi di elementi strutturali (Tabella 24), le cui procedure di identificazione e perimetrazione sono di seguito descritte.

Tabella 24 – Elenco degli elementi strutturali per la Rete Ecologica dei sistemi agropastorali

RETE	ELEMENTI STRUTTURALI
AGROECOSISTEMI	<i>Nodo degli ecosistemi agropastorali.</i>
	<i>Matrice agroecosistemica collinare.</i>
	<i>Matrice agroecosistemica di pianura.</i>
	<i>Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata.</i>
	<i>Agroecosistema frammentato attivo.</i>
	<i>Agroecosistema frammentato in abbandono con ricolonizzazione arborea/ arbustiva.</i>
	<i>Agroecosistema intensivo.</i>

La procedura seguita ha previsto che ai nodi dei sistemi agropastorali derivanti dal modello venissero aggiunte altre aree, mantenendo però sempre distinta l'origine ("nodo aggiunto"), valutate secondo criteri finalizzati all'individuazione di aree agricole ad Alto Valore Naturale. Le aree agricole di alto valore naturale (AVN o HN VF, dall'acronimo *High Natural Value Farmland*) sono quelle aree dove "l'agricoltura rappresenta l'uso del suolo principale e mantiene, o è associata, alla presenza di un'elevata diversità di specie e di habitat, e/o di particolari specie di interesse comunitario, nazionale o locale" (Andersen et al., 2003)

L'Agenzia Europea per l'Ambiente ha individuato 3 tipi di aree HN VF:

1. aree con un'elevata proporzione di vegetazione semi-naturale (es. pascoli e praterie);
2. mosaici di agricoltura a bassa intensità e elementi naturali, semi-naturali e strutturali (es. siepi, boschetti, filari, ecc.);
3. aree che sostengono specie rare o un'elevata ricchezza di specie di interesse per la conservazione.

Il criterio adottato pertanto ha tenuto in considerazione la complessità strutturale del paesaggio agricolo (presenza e densità di siepi, alberi camporili, boschetti, ecc.), la presenza di *Important Bird Area* (IBA) oppure di zone umide (es. canali della bonifica e aree umide relittuali) all'interno della matrice agricola. Sulla base di questi ulteriori elementi valutativi, confermati dalla particolare concentrazione di specie di uccelli che compongono l'indice FBI (e per questo non necessariamente focali), sono state incluse tra i nodi anche alcune aree della bonifica relative al Padule di Fucecchio, ex Padule di Bientina, ex Padule di Coltano, ex Padule di Rimigliano, aree agricole di Bocca d'Ombrone, ecc., oppure aree collinari e montane interne del Senese, del Volterrano, del Grossetano caratterizzate da variegati mosaici colturali.

Operativamente la procedura ha previsto che tutti i poligoni appartenenti alle categorie CORINE risultate di elevata idoneità (223, 231, 3211 e 3212) di estensione superiore ai 50 ha fossero classificati come *nodi*.

Analogamente a quanto eseguito per gli ecosistemi forestali, sono stati uniti ai nodi primari, precedentemente individuati, anche i poligoni di idoneità massima di dimensione inferiore a 50 ettari, purché localizzati a distanze inferiori a poche centinaia di metri (grosso modo entro i 500 metri) e connessi a loro attraverso aree agricole di idoneità intermedia. Tale operazione è stata eseguita in un primo momento attraverso una semplice procedura GIS per poi essere comunque verificata e affinata attraverso un'ulteriore analisi fotointerpretativa. Per individuare le aree a differente valore ecologico all'interno dell'enorme estensione che caratterizza la categoria dei seminativi (di valore intermedio nel modello) e che comprende nella realtà aree profondamente diversificate, si è proceduto a scorporare, tramite *step* successivi, le aree giudicate di bassa qualità (vivai) e le aree ritenute di maggiore valore naturalistico.

I vivai purtroppo non sono cartografati dal CLC 2006. A questa lacuna si è dovuto porre rimedio, data l'elevata estensione di tali superfici in alcuni ambiti geografici della Toscana (pianura pistoiese e pesciatina), effettuando una integrazione alla mappa con l'individuazione dei vivai sia attraverso l'acquisizione del dato dalla Carta di Uso del Suolo "Lamma" 1:10.000 (cod. 214), che attraverso fotointerpretazioni (fotogrammi anno 2010). A queste aree è stato attribuito *a priori* valore minimo di idoneità.

E' stato poi selezionato un nuovo *set* di specie ornitiche tra quelle di interesse conservazionistico (incluse in RE.NA.TO) presenti nella lista del *Farmalnd Bird Index* e la distribuzione dei dati di presenza di queste specie in periodo riproduttivo (13 in tutto) è stata correlata alla distribuzione dei seminativi (cod. 2111 e 2012). Il valore di ricchezza specifica ricavato per ogni poligono e poi mediato per la superficie relativa, ha permesso di trarre un indice speditivo di valore ornitico. La distribuzione dei valori è stata suddivisa in 3 classi (metodo quantile) con valori 0, 1 e 2. I poligoni a cui è stato attribuito valore massimo sono stati inclusi nei nodi già individuati, se superiori a 50 ha.

Questi parametri, analizzati con procedura speditiva attraverso metodo *expert-based*, unitamente alle analisi sopradescritte, ha permesso quasi di raddoppiare i *nodi* (*nodi* da modello + *nodi* aggiunti).

A questo punto sono stati considerati anche altri parametri per assegnare un punteggio ai seminativi rimanenti:

- inclusione in *Important Bird Areas* (IBA)

- presenza significativa di canali di bonifica
- presenza significativa di elementi naturali quali siepi, boschetti, alberi camporili (da fotointerpretazione)

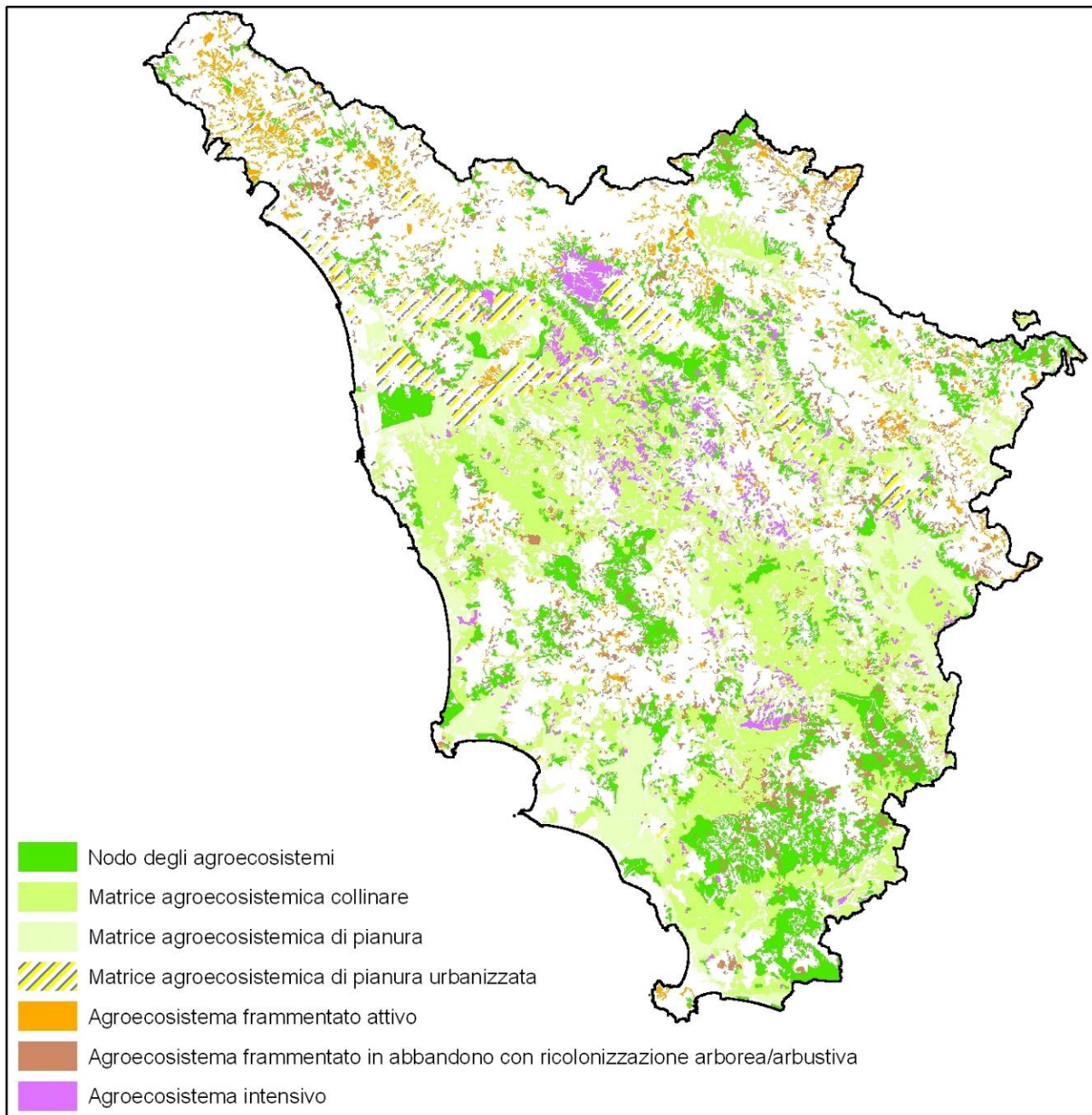
Nella Figura 11 si riporta la carta delle Reti Ecologiche per i sistemi agropastorali; da questa emerge il valore elevato di estese aree della Toscana meridionale a cavallo tra le provincie di Grosseto e Siena (bacini dell'Albegna, Fiora, Orcia e parte dell'Ombrone), oltre ad aree della Val di Cecina, Valtiberina, delle colline terrazzate tra Firenze e Lucca, dell'Alto Mugello e di alcune aree pianiziali interne e costiere.

In Tabella 25 è riportata la ripartizione superficiale (in ha e percentuale per le misure totali) delle categorie CLC distribuite all'interno degli elementi strutturali della Rete Ecologica per i sistemi agropastorali.

Tabella 25 – Ripartizione superficiale (ha) delle categorie CLC comprese negli elementi strutturali della Rete Ecologica per gli agroecosistemi.

ELEMENTI STUTTURALI	CATEGORIE CORINE LAND COVER 2006															TOTALE (HA)	TOTALE %
	2111	2112	213	214	221	222	223	231	241	242	243	244	3211	3212	324		
Nodo degli agro ecosistemi (totale)	79.740	11.473					72.599	52.603	342	16.475	25.987		8.992	6.894	101	275.207	24,5%
Nodo degli agro ecosistemi (da modello)	1548						72.001	51.216		26	128		8.944	6434		139.911	12,5%
Nodo degli agro ecosistemi (aggiunto)	78.193	11.473					598	1.386	342	16.449	25.860		48	460	101	134.911	12%
Agroecosistema frammentato attivo	4.914	3.270			351		2.064	3.017	339	15.961	29.140	64	1.096	759		60.941	5,4%
Agroecosistema frammentato in abbandono con ricolonizzazione arborea/arbustiva															79.077	79.077	7,1%
Matrice agroecosistemica collinare	250.105	3.637	38				5.068	5.217	6.177	129.986	44.601		212	142		445.081	39,7%
Matrice agroecosistemica di pianura	132.445						131	31	902	9677	285					143.471	12,8%
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	38.485	37					408	45	753	21143	3.859					64.729	5,8%
Agroecosistema intensivo			321	8.740	42.274	1.512										52.847	4,7%
Totale complessivo	505.689	18.318	359	8.740	42.625	1.512	80.270	60.913	8.512	193.242	103.836	64	10.300	7795	79178	1.121.352	100,0%

Figura 11 - Carta degli elementi strutturali della Rete Ecologica per gli ecosistemi agropastorali



Analogamente a quanto analizzato per gli ecosistemi forestali, è stata eseguita una ulteriore verifica delle specie focali utilizzate per la realizzazione del modello, al fine di valutare i risultati della procedura seguita per l'individuazione degli elementi strutturali della rete (Tabella 26).

I risultati mostrano come, a differenza di quanto emerso per gli ecosistemi forestali, in questo caso le probabilità di rilevare le diverse specie focali all'interno dei *nodi* non siano sempre maggiori rispetto ad altre categorie. Presi nel loro insieme, comunque, i risultati della *guild* degli agroecosistemi sono risultati altamente significativa (test Chi quadro $P < 0.001$) con probabilità superiori all'interno dei nodi (Tabella 27 e Figura 12).

Molto interessante è l'elevato valore che caratterizza la *Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata*, spiegabile probabilmente con l'elevata eterogeneità colturale e strutturale di questi caratteristici ambienti agricoli in cui evidentemente diverse specie ornitiche, meno sensibili alla frammentazione da isolamento rispetto ad Anfibi, Rettili e Mammiferi, riescono a trovare habitat congeniali anche in virtù di una maglia agraria generalmente più piccola come conseguenza di una elevata parcellizzazione della proprietà fondiaria. Il valore ornitico degli ambienti agricoli delle pianure urbanizzate è emerso anche da un recente studio (Tellini Florenzano et al., 2013) che indica le aree di pianura alluvionale come quelle in cui si sono manifestati i maggiori incrementi percentuali di specie forestali, evidenziando un ruolo importante assunto negli ultimi decenni dagli elementi arborei (in particolare siepi, alberature e forse anche spazi verdi di pertinenza urbana) molto più diffusi di un tempo all'interno della matrice agricola alluvionale. Ciò sarebbe in linea anche con quanto emerge dal presente lavoro circa l'elevata idoneità di questi ambienti per il torcicollo (*Jynx torquilla*), specie focale degli ambienti agricoli e utilizzata nel modello ma legata necessariamente alla componente arborea che accompagna le colture agricole estensive.

Non si può ignorare, inoltre, che gli ambiti planiziali (sia agricoli che forestali) si connotano per una generale elevata fertilità del suolo che si riflette conseguentemente in una disponibilità trofica generalmente più elevata che altrove e ulteriormente amplificata dalla maggiore disponibilità di ambienti umidi e da condizioni climatiche più favorevoli.

Tabella 26 – Probabilità di rilevare le specie focali degli agroecosistemi nei diversi elementi strutturali della Rete Ecologica degli agroecosistemi (fonte dati: MONITORAGGIO DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN TOSCANA, banca dati COT).

ELEMENTO	Albanella minore	Calandro	Cutrettola	Torcicollo	Averla capirossa	Averla piccola
Nodo da modello	1,1%	7,4%	0,8%	9,6%	1,4%	16,1%
Nodo aggiunto	0,5%	1,6%	0,8%	6,8%	2,6%	9,9%
Nodo dei sistemi agropastorali	0,8%	4,4%	0,8%	8,2%	2%	13%

Matrice agroecosistemica collinare	1,1%	1%	0,6%	6,1%	2,4%	7%
Matrice agroecosistemica di pianura	2,1%	1,4%	8,9%	2,4%	3,1%	3,8%
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	0%	0%	2,8%	14,8%	1,4%	11,3%
Agroecosistema frammentato attivo	0%	0,4%	0%	5,7%	0%	12,9%
Agroecosistema	0,7%	2,9%	0%	5,7%	0%	12,9%

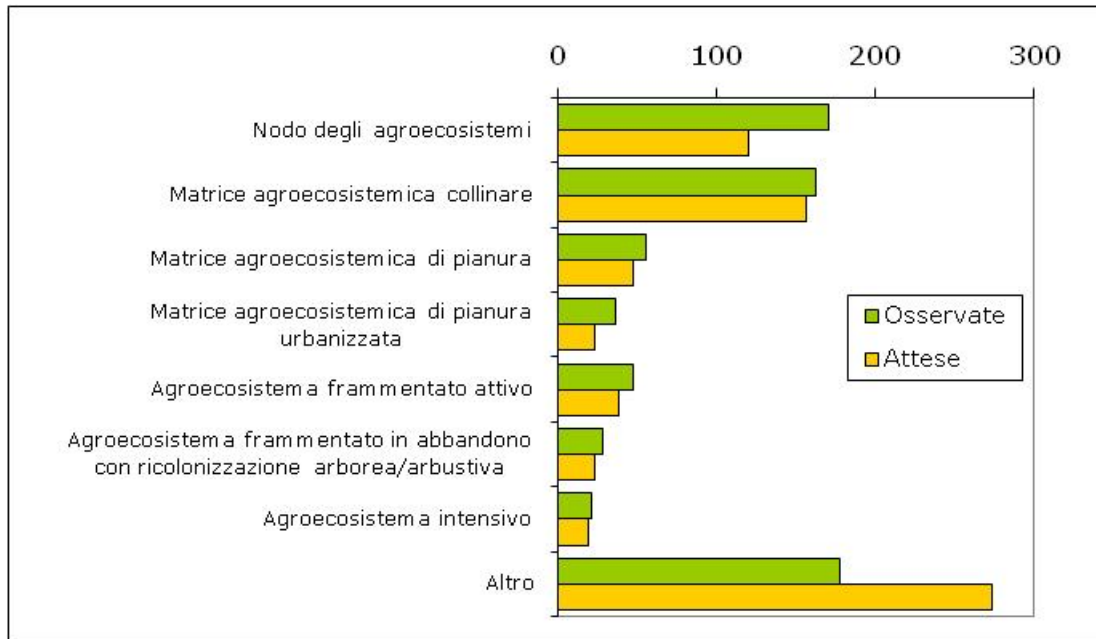
ELEMENTO	Albanella minore	Calandro	Cutrettola	Torcicollo	Averla capirossa	Averla piccola
frammentato in abbandono						
Agroecosistema intensivo	0%	0,9%	0,9%	11,3%	2,6%	6,1%
Altro	0,4%	0,7%	0,7%	4,8%	0,4%	4,9%

Tabella 27 – Probabilità di rilevare almeno una specie focali della *guild* degli agroecosistemi nei diversi elementi strutturali della Rete Ecologica degli agroecosistemi (fonte dati: MONITORAGGIO DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN TOSCANA, banca dati COT).

ELEMENTO	N. staz. guild	N. staz. Tot.	% staz. guild.	Staz. attese
Nodo da modello	102	366	27,9%	59
Nodo aggiunto	69	382	18,1%	62
Nodo dei sistemi agropastorali	171	748	22,9%	120

Matrice agroecosistemica collinare	163	976	16,7%	157
Matrice agroecosistemica di pianura	56	291	19,2 %	47
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	36	142	25,4%	23
Agroecosistema frammentato attivo	47	236	19,9%	38
Agroecosistema frammentato in abbandono	28	140	20%	23
Agroecosistema intensivo	21	115	18,3%	19
Altro	178	1699	10,5%	274

Figura 12 – Frequenze osservate e attese per le specie focali della *guild* degli agroecosistemi nei diversi elementi strutturali della Rete Ecologica degli agroecosistemi (fonte dati: MONITORAGGIO DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN TOSCANA, banca dati COT).



La variabile di uso del suolo (CLC III livello) utilizzata nel modello non sembra pertanto in grado da sola di misurare gli effetti di una moltitudine di fattori che agiscono sulla struttura e la complessità delle popolazioni degli agroecosistemi. Calvi et al. (2013), nell'ambito di una prima fase di individuazione delle HNMF in Italia hanno evidenziato un quadro complesso. Ad esempio, mentre diverse specie legate alle praterie montane hanno frequenze di rilevamento maggiori nelle HNMF individuate, così non avviene per le specie agricole che compongono l'FBI, sia per effetto della loro elevata eterogeneità ecologica che della scarsa rappresentatività di ecosistemi agricoli particolari e localizzati, difficilmente identificabili nelle comuni cartografie di uso del suolo disponibili. Nella AVN risultano infatti poco rappresentate le praterie steppiche e le pianure che invece ospitano importanti e cospicue popolazioni di specie di interesse conservazionistico e con trend di popolazione negativi.

Sempre Calvi et al. (2013), analogamente a quanto si è cercato di fare nella presente analisi, evidenziano come integrando il processo di identificazione delle HNMF con informazioni faunistiche appropriate (ottenute dai dati del Monitoraggio degli Uccelli nidificanti In Toscana) sarebbe possibile garantire un livello di rappresentatività soddisfacente per tutta la biodiversità degli ambienti agricoli del nostro Paese.

Il quadro così delineato appare complesso e pertanto di non semplice interpretazione, tuttavia sembrerebbe indicare che, almeno per quanto riguarda la componente ornitica (sebbene studi sui

Mammiferi sembrerebbero dimostrare risultati analoghi), il sistema agropastorale toscano sia caratterizzati per una elevata naturalità media. Ciò appare in linea con quanto teorizzato da diversi Autori (cfr. Tellini Florenzano et al., 2006b) circa il ruolo assunto dagli ecomosaici di colture promiscue per la conservazione di una elevata biodiversità, come retaggio della mezzadria che ha plasmato nei secoli i territori dell'Italia Centrale.

Una recente indagine sull'idoneità ambientali delle categorie di uso del suolo, condotta nella Toscana meridionale per alcuni rapaci notturni (*Otus scops*, *Athene noctua*, *Tyto alba*, *Asio otus* e *Caprimulgus europaeus*), dimostra il valore dei paesaggi agricoli eterogenei, i quali possono permettere la coesistenza di tutte le specie grazie alla disponibilità di nicchie ecologiche diversificate (Bartolommei et al, 2012).

RAPPORTO TRA RETI ECOLOGICHE E TARGET SPECIFICI DI CONSERVAZIONE

Per il completare il quadro valutativo è stato necessario a questo punto effettuare le verifiche sui rapporti tra gli elementi strutturali delle Reti Ecologiche e i **target specifici di conservazione**.

Per questa essenziale verifica sono state utilizzate, tra le segnalazioni contenute nella banca dati Re.Na.To., quelle relative ai solo Vertebrati, con data posteriore al 1990 e buon dettaglio di localizzazione (celle con lato ≤ 1 km, cerchi con raggio ≤ 2 km, areali circoscritti). In totale sono stati utilizzati 15.535 dati relativi ad 88 specie. Di questi: 7 specie con oltre 500 dati; 31 specie con 100-500 dati; 40 specie con meno di 100 dati.

Per ogni specie è stata definita la macro-categoria di riferimento:

- Ecosistemi forestali
- Agroecosistemi
- Mosaico
- Ecosistemi umidi
- Ecosistemi rupestri
- Ecosistemi ipogei

La verifica è quindi stata effettuata con le segnalazioni (oltre 9.000) relative alle specie legate agli ecosistemi forestali e ai sistemi agropastorali (69 specie in tutto). Mediante procedura GIS sono state conteggiate le segnalazioni ricadenti nei poligoni dei diversi elementi strutturali delle due reti (come riferimento è stato utilizzato il punto centrale del poligono⁵). I risultati (Tabelle 28, 29 e 30) dimostrano la correttezza della metodologia utilizzata: il 61% delle segnalazioni di specie forestali si concentra nei *nodi primari forestali* (36% della sup. forestale), mentre ad esempio solo il 30,7% ricade nella *matrice forestale a elevata connettività* (a fronte di una estensione del 50% della rete forestale).

⁵ Laddove presente, per una stessa specie, una segnalazione completamente inclusa in un'altra con inquadramento più generico, è stata conteggiata solo la segnalazione più localizzata, escludendo dal conteggio la più generica

Tabella 28 – Numero delle segnalazioni per ogni specie Re.Na.To. (Vertebrati selezionati ai fini della Rete Ecologica) ricadenti in ciascuno elemento strutturale della rete (MACRO_AMB= macroambiente di riferimento attribuito a priori per ogni specie).

SPECIE	MACRO AMB.	N. segn. Tot.	SISTEMI FORESTALI						SISTEMI AGROPASTORALI						ALTRI SISTEMI NATURALI					SISTEMI ARTIFICIALI						
			B_NODO I	B_NODO II	B_NUCLEO	B_FLUV	B_MATRICE	B_EVOL	TOT B	B/tot	A_NODO	A_MATRICE COL	A_MATRICE_PIAN	A_MATRICE_PIANURB	A_FRAM ATTIVO	A_FRAM ABBAND	A_INTENSIVO	TOT A	A/tot	N_ROC	N_SAB-	N_SAB+	N_ZUM	tot N	N/tot	SA
<i>Barbastella barbastellus</i>	BOS	4	2				1	3	75%					1			1	25%					0	0%		0%
<i>Canis lupus</i>	BOS	10	5				3	8	80%	1				1			2	20%					0	0%		0%
<i>Certhia familiaris</i>	BOS	325	321		1		3	325	100%								0	0%					0	0%		0%
<i>Eliomys quercinus</i>	BOS	10					1	1	20%	3	3			1		1	8	80%					0	0%		0%
<i>Eptesicus serotinus</i>	BOS	25	14		1		3	18	72%	2				3	1		6	24%					0	0%	1	4%
<i>Felis silvestris</i>	BOS	2				1	1	2	100%								0	0%					0	0%		0%
<i>Martes martes</i>	BOS	3		1		1		2	67%						1		1	33%					0	0%		0%
<i>Muscardinus avellanarius</i>	BOS	45	7	1	3		8	1	20	44%	5	13		5	1		24	53%					0	0%	1	2%
<i>Mustela putorius</i>	BOS	27	4	2	1	1	2	10	37%	3	4		1		4		12	44%				2	2	7%	3	11%
<i>Myotis bechsteinii</i>	BOS	2	1					1	50%	1							1	50%					0	0%		0%
<i>Myotis emarginatus</i>	BOS	48	7	1		2	8	18	38%	16	5		1	2	1		25	52%					0	0%	5	10%
<i>Myotis nattereri</i>	BOS	5	3				1	4	80%		1						1	20%					0	0%		0%
<i>Nyctalus lasiopterus</i>	BOS	2	2					2	100%								0	0%					0	0%		0%
<i>Nyctalus leisleri</i>	BOS	11	5				1	6	55%	3							3	27%				1	1	9%	1	9%
<i>Nyctalus noctula</i>	BOS	4	2					2	50%					1		1	2	50%					0	0%		0%
<i>Pipistrellus nathusii</i>	BOS	1						0	0%		1						1	100%					0	0%		0%
<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	BOS	19	10				1	11	58%	1	1			2			4	21%					0	0%	4	21%

Rete Ecologica Toscana – Relazione tecnica

SPECIE	MACRO AMB.	N. segn. Tot.	SISTEMI FORESTALI							SISTEMI AGROPASTORALI							ALTRI SISTEMI NATURALI					SISTEMI ARTIFICIALI					
			B_NODO I	B_NODO II	B_NUCLEO	B_FLUV	B_MATRICE	B_EVOL	TOT B	B/tot	A_NODO	A_MATRICE COL	A_MATRICE PIAN	A_MATRICE PIANURB	A_FRAM ATTIVO	A_FRAM ABBAND	A_INTENSIVO	TOT A	A/tot	N_ROC	N_SAB-	N_SAB+	N_ZUM	tot N	N/tot	SA	S/tot
<i>Pipistrellus pygmaeus</i>	BOS	5	4					4	80%		1						1	20%					0	0%		0%	
<i>Plecotus auritus</i>	BOS	3	3					3	100%								0	0%					0	0%		0%	
<i>Rana italica</i>	BOS	398	116	10	5	4	117	252	63%	54	28		2	32	17	6	139	35%	1				1	0%	6	2%	
<i>Salamandra salamandra</i>	BOS	98	56	1		2	16	75	77%	8				6	3	4	21	21%				1	1	1%	1	1%	
<i>Salamandrina perspicillata</i>	BOS	115	41	4	3	1	27	76	66%	11	10		1	8	4	2	36	31%	1				1	1%	2	2%	
<i>Sylvia undata</i>	BOS	93	19	2	1		15	4	41	44%	5	2		4	38		49	53%				1	1	1%	2	2%	
<i>Testudo hermanni</i>	BOS	50	3	3			13	5	24	48%	6	4	4				15	30%				5	5	10%	6	12%	
<i>Rhinolophus euryale</i>	IPO/BOS	14	2	1			4	2	9	64%	1			1		1	3	21%					0	0%	2	14%	
<i>Caprimulgus europaeus</i>	AGR/BOS	359	59	4	8	4	67	3	145	40%	95	47	8	3	17	16	4	190	53%	2		9	7	18	5%	6	2%
<i>Coronella austriaca</i>	AGR/BOS	22	7		1		5	1	14	64%	1	1				4	6	27%				1	1	5%	1	5%	
<i>Coronella girondica</i>	AGR/BOS	25	3			1	6		10	40%	7	5			2		14	56%					0	0%	1	4%	
<i>Elaphe quatuorlineata</i>	AGR/BOS	37	4	2	1	1	14		22	59%	3	2	2		1	3		11	30%				2	2	5%	2	5%
<i>Mesotriton alpestris</i>	AGR/BOS	65	28	2			10		40	62%	11	2		1	5	1	2	22	34%	1			1	2%	2	3%	
<i>Rana temporaria</i>	AGR/BOS	34	21		1		5		27	79%	3				1	3		7	21%				0	0%		0%	
<i>Talpa caeca</i>	AGR/BOS	18	9				2		11	61%	2				1	2		5	28%				0	0%	2	11%	
<i>Talpa europaea</i>	AGR/BOS	22	1				6		7	32%	4	8			1			13	59%			1	1	5%	1	5%	
<i>Triturus carnifex</i>	AGR/BOS	245	37	6	6	1	60	1	111	45%	50	33	5	7	7	8	9	119	49%				6	6	2%	9	4%
<i>Lanius minor</i>	AGR	43		1				1	2%	6	11	13	1			1	32	74%			1	4	5	12%	5	12%	
<i>Anthus campestris</i>	AGR	259	12	1		1	12		26	10%	132	13	4	1	11	27	1	189	73%	23			17	40	15%	4	2%
<i>Burhinus oediconemus</i>	AGR	99	1	1	1	3	2		8	8%	23	41	5				2	71	72%	1		2	16	19	19%	1	1%
<i>Calandrella brachydactyla</i>	AGR	39	1	1		2			4	10%	6	2	19	3				30	77%			3		3	8%	2	5%

Rete Ecologica Toscana – Relazione tecnica

SPECIE	MACRO AMB.	N. segn. Tot.	SISTEMI FORESTALI								SISTEMI AGROPASTORALI								ALTRI SISTEMI NATURALI					SISTEMI ARTIFICIALI			
			B_NODO I	B_NODO II	B_NUCLEO	B_FLUV	B_MATRICE	B_EVOL	TOT B	B/tot	A_NODO	A_MATRICE COL	A_MATRICE PIAN	A_MATRICE PIANURB	A_FRAM ATTIVO	A_FRAM ABBAND	A_INTENSIVO	TOT A	A/tot	N_ROC	N_SAB-	N_SAB+	N_ZUM	tot N	N/tot	SA	S/tot
<i>Circus pygargus</i>	AGR	148	8		1	3	7		19	13%	45	28	21	2	2	13		111	75%	3			10	13	9%	5	3%
<i>Coturnix coturnix</i>	AGR	269	6	1	1	3	19		30	11%	111	53	30	10	10	6	3	223	83%				9	9	3%	7	3%
<i>Emberiza citrinella</i>	AGR	61	1		1			9	11	18%	44				3	1		48	79%	2			2	3%			0%
<i>Falco tinnunculus</i>	AGR	663	43	6	10	3	49	4	115	17%	180	110	72	19	24	60	2	467	70%	24		1	22	47	7%	34	5%
<i>Lanius collurio</i>	AGR	1330	112	13	16	12	91	10	254	19%	471	293	25	39	89	60	11	988	74%	2		4	33	39	3%	49	4%
<i>Lanius senator</i>	AGR	171	1	2	2		7		12	7%	43	73	11	8	1	4	5	145	85%			1	7	8	5%	6	4%
<i>Monticola saxatilis</i>	AGR, ROC	85	14				1		15	18%	39				2	14		55	65%	12			12	14%	3	4%	
<i>Oenanthe oenanthe</i>	AGR, ROC	134	19				3	1	23	17%	55	2	1		2	15		75	56%	33			33	25%	3	2%	
<i>Anser anser</i>	AGR, ZUM	63	2	2		2	1	1	8	13%	3	1	16		1	1		22	35%			2	29	31	49%	2	3%
<i>Circus cyaneus</i>	AGR, ZUM	330	6	3	8	3	2	3	25	8%	32	39	71	9		66	7	224	68%			1	40	41	12%	40	12%
<i>Numenius arquata</i>	AGR, ZUM	39	1	1	2	1			5	13%	3	1	11					15	38%			1	15	16	41%	3	8%
<i>Pluvialis apricaria</i>	AGR, ZUM	51	1	1					2	4%	3	3	26	3				35	69%			2	12	14	27%		0%
<i>Hypugo savii</i>	MOS	93	19		2	1	5		27	29%	15	4		3	6	1		29	31%				1	1	1%	36	39%
<i>Lepus corsicanus</i>	MOS	4					2		2	50%		2						2	50%				0	0%			0%
<i>Lullula arborea</i>	MOS	1434	170	11	19	11	239	1	451	31%	473	182	26		105	139	18	943	66%	19			10	29	2%	11	1%
<i>Pipistrellus kuhlii</i>	MOS	123	23	1	2		5	1	32	26%	19	13	2	9	12	2	3	60	49%	1			1	1%	30	24%	
<i>Plecotus austriacus</i>	MOS	28	7			1	5		13	46%	3	3			1		1	8	29%				0	0%	7	25%	
<i>Tadarida teniotis</i>	MOS	5	2						2	40%	1							1	20%			1	1	20%	1	20%	
<i>Coracias garrulus</i>	MOS	75	3	2	1	2	1		9	12%	31	10	12				1	54	72%			1	8	9	12%	3	4%
<i>Otus scops</i>	MOS	314	4	8	8	1	17	2	40	13%	71	112	21	4	6	1	8	223	71%	2			5	7	2%	44	14%
<i>Circaetus gallicus</i>	MOS	200	12	4	2	2	25	3	48	24%	50	38	16	1	6	13	6	130	65%	2			12	14	7%	8	4%

Rete Ecologica Toscana – Relazione tecnica

SPECIE	MACRO AMB.	N. segn. Tot.	SISTEMI FORESTALI								SISTEMI AGROPASTORALI								ALTRI SISTEMI NATURALI					SISTEMI ARTIFICIALI			
			B_NODO I	B_NODO II	B_NUCLEO	B_FLUV	B_MATRICE	B_EVOL	TOT B	B/tot	A_NODO	A_MATRICE COL	A_MATRICE_PIAN	A_MATRICE_PIANURB	A_FRAM ATTIVO	A_FRAM ABBAND	A_INTENSIVO	TOT A	A/tot	N_ROC	N_SAB-	N_SAB+	N_ZUM	tot N	N/tot	SA	S/tot
<i>Milvus migrans</i>	MOS	58		1	1	4	2		8	14%	8	25	1			2	36	62%	1			10	11	19%	3	5%	
<i>Pernis apivorus</i>	MOS	237	39	2	3	1	40		85	36%	63	35	7	3	7	14	1	130	55%	4			12	16	7%	6	3%
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	MOS	515	109	5	10		54		178	35%	114	50	2	4	63	20	9	262	51%				2	2	0%	73	14%
<i>Myotis blythii</i>	IPO/MOS	6	2	1			1		4	67%							0	0%				0	0%	2	33%		
<i>Myotis myotis</i>	IPO/MOS	4	2					1	3	75%			1				1	25%				0	0%		0%		
<i>Myotis mystacinus</i>	IPO/MOS	5	3						3	60%	1		1				2	40%				0	0%		0%		
<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	IPO/MOS	94	18	3		1	25	3	50	53%	13	3		1	6	6	1	30	32%	1			1	1%	13	14%	
<i>Rhinolophus hipposideros</i>	IPO/MOS	144	37	3	1	2	36	3	82	57%	23	11	3	1	6	9	2	55	38%				0	0%	7	5%	
<i>Falco biarmicus</i>	ROC/MOS	29				1	5		6	21%	5	1	3			3		12	41%			8	8	28%	3	10%	
<i>Falco peregrinus</i>	ROC/MOS	75	11	3	1		8	3	26	35%	13	2	3	4	2	4		28	37%	2		1	4	7	9%	14	19%
<i>Miniopterus schreibersii</i>	IPO	19	2				7	1	10	53%	2				1	1		4	21%	1			1	5%	4	21%	
<i>Chionomys nivalis</i>	ROC	1	1						1	100%							0	0%				0	0%		0%		
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	UMI	57			2		2		4	7%	1		14	2				17	30%			35	35	61%	1	2%	
<i>Alcedo atthis</i>	UMI	268	12	3	11	51	13		90	34%	22	27	18	19		1	4	91	34%			1	54	55	21%	32	12%
<i>Ardea purpurea</i>	UMI	103	2	1		1	2		6	6%	13	7	14	8				42	41%		1		46	47	46%	8	8%
<i>Ardeola ralloides</i>	UMI	52					2		2	4%	3	3	5	8				19	37%			27	27	52%	4	8%	
<i>Arvicola amphibius</i>	UMI	2	1		1				2	100%								0	0%			0	0%		0%		
<i>Aythya nyroca</i>	UMI	138	1			1	1	1	4	3%	15	16	6	8		51	4	100	72%				27	27	20%	7	5%
<i>Bombina pachypus</i>	UMI	35	15	2	1		7	1	26	74%	4				2	2		8	23%			1	1	3%		0%	
<i>Botaurus stellaris</i>	UMI	55	2			2			4	7%	8	2	7	7				24	44%			24	24	44%	3	5%	
<i>Bufo viridis</i>	UMI	113	5	2	7	1	5	2	22	19%	22	10	34	4			3	73	65%				8	8	7%	10	9%

Rete Ecologica Toscana – Relazione tecnica

SPECIE	MACRO AMB.	N. segn. Tot.	SISTEMI FORESTALI								SISTEMI AGROPASTORALI								ALTRI SISTEMI NATURALI						SISTEMI ARTIFICIALI		
			B_NODO I	B_NODO II	B_NUCLEO	B_FLUV	B_MATRICE	B_EVOL	TOT B	B/tot	A_NODO	A_MATRICE COL	A_MATRICE_PIAN	A_MATRICE_PIANURB	A_FRAM ATTIVO	A_FRAM ABBAND	A_INTENSIVO	TOT A	A/tot	N_ROC	N_SAB-	N_SAB+	N_ZUM	tot N	N/tot	SA	S/tot
<i>Charadrius alexandrinus</i>	UMI	36	2	1		2			5	14%			4				4	11%		3	11	7	21	58%	6	17%	
<i>Circus aeruginosus</i>	UMI	88	3		2		3		8	9%	8	2	10	4			24	27%				52	52	59%	4	5%	
<i>Egretta garzetta</i>	UMI	218	1	1	1	3	8		14	6%	22	16	45	26	1	2	112	51%			2	73	75	34%	17	8%	
<i>Emys orbicularis</i>	UMI	76	3	10	1	1	9	2	26	34%	12	5	13	1	1	2	35	46%				11	11	14%	4	5%	
<i>Himantopus himantopus</i>	UMI	145		1		1	2		4	3%	14	3	29	30		1	77	53%			1	54	55	38%	9	6%	
<i>Ixobrychus minutus</i>	UMI	72			3	4	1	1	9	13%	5	5	4	10			24	33%				33	33	46%	6	8%	
<i>Locustella luscinioides</i>	UMI	54			1		4		5	9%	1	2	3	2			8	15%				40	40	74%	1	2%	
<i>Micromys minutus</i>	UMI	4							0	0%			4				4	100%					0	0%		0%	
<i>Myotis capaccinii</i>	UMI	1							0	0%		1					1	100%					0	0%		0%	
<i>Myotis daubentonii</i>	UMI	5	1						1	20%				2		1	3	60%					0	0%	1	20%	
<i>Natrix tessellata</i>	UMI	39	1	1	2	2	10		16	41%	4	9	2			3	18	46%	1			2	3	8%	2	5%	
<i>Neomys anomalus</i>	UMI	17	3		1		4		8	47%	2	5			1		8	47%				1	1	6%		0%	
<i>Neomys fodiens</i>	UMI	20	4				5		9	45%	2	5			1	1	9	45%				1	1	5%	1	5%	
<i>Nycticorax nycticorax</i>	UMI	209	3		1	17	9		30	14%	18	15	18	22		1	4	78	37%				57	57	27%	44	21%
<i>Panurus biarmicus</i>	UMI	11							0	0%			2				2	18%				9	9	82%		0%	

Tabella 29 – Segnalazioni di specie forestali di Re.Na.To. ricadenti all'interno dei diversi elementi strutturali della Rete degli Ecosistemi forestali

ELEMENTI STRUTTURALI	N.	N./N.Tot.	Sup. %	Rapporto
Nodo primario forestale	796	61%	36,3%	1,68
Matrice forestale di connettività	400	30,7%	50,3%	0,61
Nodo secondario forestale (totale)	40	3,1%	4,8%	0,64
Nodo secondario forestale (da modello)	37	2,8%	3,6%	0,79
Nodo secondario forestale (aggiunto)	3	0,2%	1,2%	0,2
Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati	32	2,5%	5,6%	0,44
Corridoi fluviali forestali	19	1,5%	1,2%	1,18
Aree forestali in evoluzione a basso gradi do connettività	18	1,4%	1,8%	0,76
TOTALE segnalazioni di sp. forestali	2.146			
Totale segnalazioni di sp. forestali, nella rete forestale	1.305			

N= n. di segnalazioni

N/Ntot = rapporto tra n. di segnalazioni ricadenti nell'elemento strutturale e il tot del n di segnalazioni nella rete forestale

Sup %= superficie % dell'elemento strutturale rispetto al totale della rete forestale

Rapporto= rapporto tra N/Ntot e Sup %

Analogamente, i *nodi dei sistemi agropastorali* includono il 44,6% delle segnalazioni di specie degli ambienti agricoli e pastorali e di mosaico a fronte di una superficie del 24,5% del totale della Rete; al contrario, ad esempio il 24,6% delle segnalazioni ricade nella *matrice agroecosistemica collinare* a fronte di una quota del 39,7% della superficie coperta da questo elemento strutturale della rete (Tabella 29).

Tabella 30 – Segnalazioni di specie degli agroecosistemi di RENATO ricadenti all'interno dei diversi elementi strutturali della rete dei sistemi agropastorali

ELEMENTI STRUTTURALI	N.	N./N.T ot.	Sup.%	Rapporto
Nodo dei sistemi agropastorali (da modello)	1.464	28,6%	12,5%	2,28
Nodo dei sistemi agropastorali (aggiunto)	811	15,8%	12%	1,32
Nodo dei sistemi agropastorali (totale)	2.275	44,4%	24,5%	1,81,
Matrice agroecosistemica collinare	1.259	24,6%	39,7%	0,62
Agroecosistema frammentato in abbandono	518	10,1%	7,1%	1,43
Agroecosistema frammentato attivo	398	7,8%	5,4%	1,43
Matrice agroecosistemica di pianura	438	8,5%	12,8%	0,67
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	136	2,7%	5,8%	0,46
Agroecosistema intensivo	99	1,9%	4,7%	0,41
TOTALE segnalazioni di sp legate ai sistemi	8.054			

ELEMENTI STRUTTURALI	N.	N./N.T ot.	Sup. %	Rapporto
agropastorali				
Totale segnalazioni di sp. di sist. agropastorali, nella rete dei sistemi agropastorali	5.123			

N= n. di segnalazioni

N/Ntot = rapporto tra n. di segnalazioni ricadenti nell'elemento strutturale e il tot del n di segnalazioni nella rete degli agroecosistemi

Sup %= % superficie dell'elemento strutturale rispetto al totale della rete degli agroecosistemi

Rapporto= rapporto tra N/Ntot e Sup %

Sulla base dei risultati emersi dalla redazione e valutazione della RET si può affermare che:

1. La selezione delle *specie focali* è risultata estremamente rappresentativa a scala regionale. Il modello di idoneità ambientale infatti ha superato il *test* di validazione con un *set* di dati indipendente relativo alle medesime specie e ha mostrato una forte correlazione con la presenza delle altre specie focali non utilizzate nel modello (Anfibi, Uccelli e Mammiferi)
2. La verifica con i **target specifici di conservazione** (Re.Na.To.) supporta la validità della struttura della rete dei sistemi forestali. Nei nodi forestali primari si concentra oltre il 60% delle segnalazioni delle specie forestali (a fronte del 36% della sup. coperta); la struttura del soprassuolo (età e forma di governo del bosco) è risultata una variabile estremamente importante per il modello di idoneità ambientale delle specie forestali.
3. La distribuzione dei **nodi primari forestali** ricalca, a scala regionale, quella delle aree forestali caratterizzate da maggiore complessità strutturale (fustaie, cedui composti, cedui invecchiati). La loro concentrazione è massima nelle aree appenniniche e si riduce progressivamente verso l'area mediterranea. Fanno eccezione l'area dell'Amiata e il complesso Farma-Merse.
4. I **nodi forestali secondari**, concentrati maggiormente nelle aree costiere e meridionali, risultano nel complesso molto meno idonei dei primari. Il dato può essere interpretato con una generale ridotta idoneità ambientale delle aree boschive della Toscana meridionale, quand'anche estese e di buona complessità strutturale (es. fustaie e cedui invecchiati dei complessi demaniali), dovute a passate ed intense attività selvicolturali (oltre a incendi, pascolo, ecc.) che hanno fortemente impoverito la componente più nemorale (es. uccelli corticicoli).
5. La **matrice forestale** assume una importanza strategica perché rappresenta il "tessuto connettivo" potenziale degli ecosistemi forestali della Toscana centro-meridionale, al cui interno si possono realizzare i principali processi di trasferimento e dispersione delle

popolazioni faunistiche sensibili alla frammentazione. E' attraverso una corretta gestione della matrice che si può ridurre la frammentazione ecologica tra l'asse appenninico e gli ecosistemi forestali dell'area mediterranea e costiera.

6. Nei **nodi dei sistemi agropastorali** si concentra oltre il 44% delle segnalazioni delle specie Re.Na.To di aree aperte. (a fronte di un 24% di copertura regionale). Ciò conferma l'importanza dei prati-pascoli e delle colture arboree più estensive (a prevalenza di oliveti) per la conservazione della biodiversità degli agroecosistemi.
7. Le altre tipologie strutturali presentano comunque valori di idoneità elevate, eccetto le *colture intensive*. Ciò avvalorata l'ipotesi per la quale i sistemi agropastorali sono ambienti difficilmente categorizzabili e presentano valori di idoneità difformi per il set delle specie cosiddette "agricole". Una verifica sull'idoneità delle specie che compongono il FBI dimostra come una elevata percentuale del territorio agricolo toscano presenta buoni valori (anche se è noto come l'indice mostri un trend sensibilmente negativo negli ultimi anni a scala regionale e nazionale). Ciò è avvalorato anche dal significativo numero di segnalazioni di specie di Re.Na.To. di ambiente agropastorale che ricadono nell'*agroecosistema frammentato*, sia attivo che in abbandono.

RETE ECOLOGICA E STRUMENTI DI PIANIFICAZIONE

Negli ultimi anni, numerose sono state le esperienze di progettazione di reti ecologiche realizzate nell'ambito della pianificazione territoriale e urbanistica dalla scala regionale a quella comunale. Oltre ad alcune significative esperienze a livello regionale, dalla RER della Lombardia (nell'ambito del Piano Territoriale Regionale) alla RERU della Regione Umbria (inserita nel Piano Paesaggistico Regionale), la pianificazione provinciale, per competenze e adeguatezza della scala di indagine, ha prodotto numerose esperienze in questo senso, inserite nell'ambito dei Piani Territoriali di Coordinamento (PTC).

Nonostante le numerose esperienze realizzate permangono comunque notevoli difficoltà nel trasformare il progetto di rete ecologica da un elemento conoscitivo o di generale indirizzo nell'ambito degli strumenti urbanistici, in un vera componente invariante della pianificazione con forte coerenza e in grado di incidere significativamente sui processi di frammentazione e nelle destinazioni d'uso dei suoli.

La reale attuazione di un progetto di rete ecologica passa attraverso la sua traduzione come progetto strategico della pianificazione, come elemento di riferimento nei processi di valutazione di piani e progetti (VAS, VIA, VI) o attraverso la realizzazione di interventi attivi alla scala locale. Attraverso tali strumenti si possono quindi perseguire gli obiettivi più operativi della rete ecologica quali, tra i principali:

- La conservazione e/o il miglioramento degli elementi strutturali strategici in quanto sorgenti di biodiversità (i nodi della rete ecologica).
- Il miglioramento dei livelli di qualità e permeabilità ecologica delle matrici e il potenziamento delle loro dotazioni ecologiche dove queste sono ridotte.
- La conservazione e/o il miglioramento degli elementi funzionali strategici (es. le *diretrici di connettività*) o di quelli degradati e/o isolati.

Per perseguire tali obiettivi la rete ecologica deve però superare l'approccio della conservazione della biodiversità mediante isolate politiche di settore o attraverso la sola tutela delle Aree protette, affiancando tale approccio con politiche tese al miglioramento della qualità e della permeabilità ecologica del territorio "non protetto". Occorre spostare quindi l'attenzione delle politiche di tutela della biodiversità dalla sola tutela delle specie alla tutela integrata di specie, ecosistemi ed

ecomosaici, dalla tutela dei singoli siti alla tutela di reali ed efficienti sistemi a rete, dalla dimensione locale a quella di area vasta e di paesaggio, e dall'approccio monosettoriale a quello trasversale a tutte le politiche di settore.

Per la tutela degli habitat e delle specie di particolare valore, il sistema delle **Aree Protette (AP) e dei Siti di Importanza Regionale (SIR)** svolge un ruolo centrale ma che non può considerarsi esaustivo, soprattutto nel contesto di paesaggi caratterizzati da elevata artificializzazione del territorio e da frammentazione. La sola "tutela insulare", rappresentata dalle "isole" protette inserite in un "mare" di territorio antropizzato, può risultare nel lungo periodo non efficace rispetto all'obiettivo della tutela della biodiversità ad una scala regionale.

Considerando l'importanza strategica dei *nodi* della rete ecologica toscana per la tutela della biodiversità e delle specie di maggiore valore conservazionistico (ad es. nei *nodi forestali primari* si concentra oltre il 60% delle segnalazioni delle specie forestali di Re.Na.To a fronte del 36% della sup. coperta) è stato quindi verificato il rapporto tra le AP e i SIR della Toscana con i *nodi forestali e agropastorali*.

In particolare il 12,9% dei *nodi forestali primari* e il 25% dei *nodi forestali secondari* risultano interni al sistema delle AP; un percentuale che aumenta, considerando anche le superfici delle "aree contigue", al 19,1% dei nodi forestali primari e al 26,3% di quelli secondari.

Il confronto evidenzia altresì l'elevato valore degli ecosistemi forestali interni alle AP (a fronte di una loro estensione pari al 10% del territorio regionale, sono costituite per il 31% da *nodi forestali primari* o *secondari*) e l'elevato contributo offerto dallo strumento di "area contigua", che evidenzia la frequente presenza di *nodi forestali primari* adiacenti alle AP.

Rispetto al Sistema Natura 2000, che dispone anch'esso di importanti strumenti di gestione e tutela, la quota di *nodi forestali primari* e *secondari* aumenta rispettivamente al 25,7 e al 31,3%.

Complessivamente si tratta di una quota significativa interna a tali sistemi di tutela (32,7% dei nodi forestali primari e 37,5% di quelli secondari interni al sistema AP + SIR), ma sicuramente non sufficiente a garantire una adeguata gestione e conservazione delle specie ad essi legate alla scala regionale, senza l'individuazione di ulteriori misure e strumenti di tutela delle aree "non protette". Ciò risulta evidente anche valutando la quota di *Matrice forestale ad elevata connettività* interna alle AP e relative aree contigue (10,1%) o al complessivo sistema AP+ SIR (20,2%), quale componente importante della rete in considerazione del suo ruolo strategico di elemento areale di connessione ecologica, e che necessita quindi di idonee forme di gestione

forestale e selvicolturale, finalizzate a un miglioramento dei livelli di maturità e qualità ecologica complessiva.

Tabella 31 - Rapporto tra gli elementi della Rete ecologica (RET) forestale e le Aree protette (AP) senza e con “aree contigue” (Ac).

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in AP	% di RET in AP + Ac	% di AP in RET	% di AP + Ac in RET
Nodo forestale primario	12,9%	19,1%	22%	26%
Nodo forestale secondario	25,0%	26,3%	6%	5%
Aree forestali in evoluzione a bassa connettività	24,9%	25,5%	4%	3%
Corridoio ripariale	14,2%	15,7%	2%	2%
Matrice forestale a elevata connettività	9,3%	10,1%	24%	21%
Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati	5,1%	5,9%	3%	3%
Totale elementi della Rete forestale	11,2%	13,7%	61%	60%

Tabella 32- Rapporto tra gli elementi della Rete ecologica (RET) forestale e la Rete Natura 2000 (SIR).

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in SIR	% di SIR in RET
Nodo forestale primario	25,7%	29,6%
Nodo forestale secondario	31,3%	5,2%
Aree forestali in evoluzione a bassa connettività	42,0%	4,6%
Corridoio ripariale	17,7%	1,7%
Matrice forestale a elevata connettività	16,0%	27,9%
Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati	5,0%	2,1%
Totale elementi della Rete forestale	19,3%	71,1%

Tabella 33 - Rapporto tra gli elementi della Rete ecologica (RET) forestale e il complessivo sistema di Aree Protette (AP), con aree contigue, e Siti Natura 2000 (SIR).

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in AP e SIR	% di AP e SIR in RET
Nodo forestale primario	32,7%	27%
Nodo forestale secondario	37,5%	5%
Aree forestali in evoluzione a bassa connettività	45,1%	4%
Corridoio ripariale	25,6%	2%
Matrice forestale a elevata connettività	20,2%	25%
Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati	8,3%	3%
Totale elementi della Rete forestale	24,4%	65%

La quota interna alle AP e ai SIR risulta più ridotta per i *nodi degli agroecosistemi*, compresi nei due sistemi rispettivamente per l'8,2% (10,1% considerando anche le “aree contigue”) e il 13,1%, per un complessivo valore del 17,9% di nodi interni alle AP + SIR.

Si tratta di un dato prevedibile, considerando la notevole estensione dei territori agricoli e pastorali in Toscana e la netta prevalenza degli ecosistemi forestali interni alle AP e ai SIR (il 65% di ecosistemi forestali rispetto a un 21% di ecosistemi agropastorali).

Lo scarso contributo delle aree protette alla conservazione degli ecosistemi agropastorali appare del tutto coerente con quanto rilevato nell'ambito di un lavoro realizzato sul territorio provinciale di Arezzo (Tellini et al., 2008) dove, per tutte le specie di uccelli non legate agli ambienti forestali, i sistemi di AP e di SIR sono risultati effettivamente poco efficienti.

Assai significativo risulta anche il 27,2% di *Agroecosistemi frammentati in abbandono* interno al sistema AP+SIR, in considerazione della urgente necessità di una loro gestione attiva e di recupero delle attività agricole e/o zootecniche tradizionali, con particolare riferimento ai territori alto montani appenninici (ad es. nella zona di Firenzuola, in Garfagnana, Lunigiana o nel Pratomagno).

Tabella 34 - Rapporto tra gli elementi della Rete ecologica (RET) agropastorale e le Aree protette (AP) senza e con “aree contigue” (Ac).

Elementi della Rete ecologica agropastorale	% di RET in AP	% di RET in AP + Ac	% di AP in RET	% di AP + Ac in RET
Nodo degli agroecosistemi	8,2%	10,1%	9,0%	9%
Agroecosistema frammentato attivo	5,0%	7,4%	1,2%	1%
Agroecosistema frammentato in abbandono	14,0%	15,2%	4,2%	4%
Agroecosistema intensivo	7,1%	8,1%	2,6%	2%
Matrice agroecosistemica collinare	6,2%	7,5%	10,6%	10%
Matrice agroecosistemica di pianura	2,9%	7,4%	2,0%	4%
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	1,5%	3,4%	0,4%	1%
Totale elementi della Rete agropastorale	5,9%	7,9%	21%	23%

Tabella 35 - Rapporto tra gli elementi della Rete ecologica (RET) agropastorale e la Rete Natura 2000 (SIR).

Elementi della Rete ecologica agropastorale	% di RET in SIR	% di SIR in RET
Nodo degli agroecosistemi	13,1%	9,7%
Agroecosistema frammentato attivo	11,2%	1,8%
Agroecosistema frammentato in abbandono	21,3%	4,3%
Agroecosistema intensivo	3,0%	0,7%
Matrice agroecosistemica collinare	2,8%	3,2%
Matrice agroecosistemica di pianura	3,2%	1,5%
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	2,9%	0,5%
Totale elementi della Rete agropastorale	5,0%	12,0%

Tabella 36 - Rapporto tra gli elementi della Rete ecologica (RET) agropastorale e il complessivo sistema di Aree Protette (AP), con aree contigue, e Siti Natura 2000 (SIR).

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in AP e SIR	% di AP e SIR in RET
Nodo degli agroecosistemi (totale)	17,9%	10%
Agroecosistema frammentato attivo	15,1%	2%
Agroecosistema frammentato in abbandono	27,2%	4%
Agroecosistema intensivo	10,7%	2%
Matrice agroecosistemica collinare	9,7%	8%
Matrice agroecosistemica di pianura	8,5%	3%
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	5,4%	1%
Totale elementi della Rete agropastorale	11,1%	19%

Diversamente dagli ecosistemi forestali e agropastorali, la rete ecologica realizzata per zone umide, ecosistemi dunali e rupestri risulta in gran parte interna al Sistema di AP e SIR. Si tratta infatti di ecosistemi in gran parte climatici, di alto valore naturalistico e di ridotte e localizzate estensioni, su cui si è indirizzata storicamente l'attenzione del sistema di Aree protette, con particolare riferimento alle zone umide (con la sola rilevante eccezione per gran parte dell'importante area umida del Padule di Fucecchio).

L'esperienza della RET, e i dati sopra esposti, dimostrano l'importanza di corrette metodologie di individuazione degli elementi delle reti ecologiche, e in particolare dei *nodi*, basate su modelli di idoneità ambientale, evitando assunzioni teoriche che individuano le AP come sicuri *nodi* della rete, risultando invece più corretto un approccio che consideri le AP come uno degli strumenti indispensabili per la gestione della rete. Ciò vale anche per le assunzioni, frequenti in molti progetti di rete ecologica, che portano a considerare le complessive superfici forestali come sicuri nodi, le aree agricole come matrici indifferenti o inidonee, e i complessivi reticoli idrografici come corridoi ecologici, senza una reale verifica della loro funzionalità ecologica⁶.

La Rete ecologica costituisce altresì un importante strumento per valorizzare il ruolo delle AP e dei SIR, nell'obiettivo della tutela della biodiversità. Ciò attraverso:

- AP e SIR come strumenti in grado di tutelare una parte consistente degli elementi della rete ecologica, e in particolare delle aree sorgente (*nodi*).

⁶ Ciò vale in particolare per i fiumi, per i quali è necessaria una verifica dell'idoneità in base alla distribuzione delle popolazioni ittiche, alla qualità delle acque e alla presenza di elementi di interruzioni del *continuum* fluviale quali dighe, briglie, ecc.

- Elementi della Rete ecologica quali “aree di reperimento” per la futura istituzione di nuove AP o SIR.
- Rete ecologica come strumento in grado di indirizzare le dinamiche di uso del suolo nelle “aree non protette”, migliorando i livelli di permeabilità e continuità ecologica nell’ambito dei sistemi di AP e di SIR.
- Rete ecologica come strumento per favorire una continuità ecologica e di scelte pianificatorie tra AP e territori circostanti, affiancando l’attuale e quasi esclusivo *zooning* ambientale.

Al fine di migliorare le relazioni tra le Aree protette e quelle “non protette” risulta auspicabile una riduzione degli effetti del tradizionale *zooning* nella gestione delle AP, che non di rado, e paradossalmente, ne aumenta l’insularità, perché spesso caratterizzato da una vincolistica ad anelli e centripeta, con i nuclei centrali a maggiore tutela in scarsa relazione ecologica con i territori circostanti (Romano, 2000).

Si tratta di pensare, quindi, a un modello innovativo per le AP, più aperto verso l’esterno e attualmente non supportato da strumenti normativi e di indirizzo; un modello che valorizzi e superi lo strumento delle “aree contigue” e che comporti una gestione basata su un continuo confronto con gli altri strumenti della pianificazione territoriale, urbanistica e di settore (forestale, agricola, ecc.). In Toscana tentativi in tal senso si ritrovano nell’uso dello strumento di “area contigua” (in particolare per i tre Parchi Regionali), mentre risulta quasi assente un confronto aperto con la pianificazione di area vasta.

La verifica dei rapporti tra AP e agroecosistemi tradizionali è di estremo interesse in considerazione del loro elevato valore naturalistico e delle loro frequente funzione di *nodo* o di matrice di elevata permeabilità ecologica.

Non a caso la recente Strategia regionale per la tutela della biodiversità, quale parte integrante del Piano Ambientale Energetico Regionale (PAER) 2013-2015, ha individuato la perdita degli agroecosistemi tradizionali come una delle principali criticità ambientali alla scala regionale. Si tratta di ecosistemi agropastorali di alto valore naturalistico, in gran parte interni ai nodi della rete ecologica, e classificati come aree agricole ad alto valore naturale (HNVF) nell’ambito della **politica agricola comunitaria**. In tali aree, la realizzazione degli interventi finalizzati al miglioramento della permeabilità ecologica (ad es. la realizzazione di elementi vegetali lineari) possono trovare nei Piani di Sviluppo Rurale una fonte potenziale di finanziamento, dall’applicazione della condizionalità alle misure agroambientali, con strumenti importanti per il

recupero delle attività agricole e pastorali quali i Piani Integrati Territoriali (PIT) o gli Accordi agroambientali d'area.

Tali strumenti risultano strategici per la funzionalità della rete ecologica, considerando come i nodi degli agroecosistemi costituiscano oggi, con 248.750 ha, il 32% della SAU, quest'ultima estesa su 755.295 ha (Fonte ISTAT: 6° Censimento generale dell'agricoltura), e come essi risultino in gran parte esterni (per circa il 90%) alle Aree protette.

Le politiche regionali dello sviluppo rurale, ancor più di quelle delle aree protette, risultano oggi indispensabili ed urgenti anche con riferimento agli elementi della rete ecologica classificati come agroecosistemi “frammentati attivi” (anch'essi in gran parte attribuibili alle HNPF) o “frammentati in abbandono”, estesi per una superficie complessiva di oltre 120.000 ha, i primi sottoposti a forti rischi di scomparsa (ad es. in Lunigiana, Garfagnana, Mugello e Valtiberina) e i secondi ormai in gran parte definitivamente persi e trasformati in arbusteti a varia densità (ad es. in Valdarno, Val d'Orcia e Amiata).

Anche per gli ecosistemi forestali le politiche di settore, e in particolare quella regionale, risultano strategiche, con una quota di *nodi forestali primari* della rete ecologica in gran parte esterna alle AP (circa l'80%).

Non a caso, l'attuale distribuzione prevalente dei *nodi forestali primari* nell'ambito dell'Appennino e dei rilievi montani preappenninici, con scarsa presenza nella Toscana centro meridionale, è una conseguenza anche della diversa gestione forestale. Grandi estensioni fondiarie, intenso storico sfruttamento forestale, attuale gestione selvicolturale con elevata estensione delle tagliate, sono tutti elementi che hanno portato nella Toscana centro-meridionale a una scarsa maturità del soprassuolo forestale e alla ridotta presenza di specie sensibili alla frammentazione.

Su tale criticità le AP possono incidere solo in parte, mentre risultano fondamentali gli strumenti in grado di influire sulla localizzazione, qualità e quantità delle utilizzazioni forestali, ovvero gli strumenti normativi (Legge e relativo Regolamento Forestale) e di indirizzo (Piano Regionale Agricolo Forestale), disciplinando la gestione forestale nelle proprietà private con più attenzione agli aspetti di qualità forestale a scala vasta, valorizzando alcuni elementi meno applicati della normativa regionale (ad es. i *Boschi in situazione speciale* per motivazioni ambientali o paesaggistiche) e le importanti proprietà forestali pubbliche del patrimonio agricolo forestale regionale.

Tali proprietà, pur nella loro limitata estensione (8,5% della intera rete ecologica forestale), forniscono infatti un ulteriore prezioso contributo all'efficienza della rete, risultando costituite per

circa il 47% da nodi forestali primari o secondari e gestendo, attraverso i piani di gestione, l'11% dei nodi primari e il 18% dei nodi secondari.

Tabella 37 - Rapporto tra gli elementi della Rete ecologica (RET) forestale e il Patrimonio agricolo-forestale regionale (PAFR)

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in PAFR	% di PAFR in RET
Nodo forestale primario	11,0%	38%
Nodo forestale secondario	18,0%	9%
Aree forestali in evoluzione a bassa connettività	7,6%	2%
Corridoio ripariale	1,2%	0%
Matrice forestale a elevata connettività	8,2%	42%
Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati	0,6%	1%
Totale elementi della Rete forestale	8,5%	92%

Il contributo delle proprietà pubbliche alla tutela della rete ecologica è incrementato dalla presenza, soprattutto nelle aree appenniniche, di **usi civici, patrimoni collettivi e beni comuni** che, se pur di estensioni limitate nel panorama regionale, risultano costituiti per il 49% da *nodi forestali primari* e per circa l'8% dai *nodi degli agroecosistemi*. Si tratta spesso di castagneti da frutto o di pascoli montani ove la conservazione delle tradizionali attività antropiche montane risulta fondamentale per la tutela degli habitat e degli importanti valori naturalistici.

Tabella 38 - Rapporto tra elementi della Rete ecologica (RET) forestale e Usi civici (UC)

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in UC	% di UC in RET
Nodo forestale primario	3,6%	49%
Nodo forestale secondario	0,5%	1%
Aree forestali in evoluzione a bassa connettività	2,9%	4%
Corridoio ripariale	0,3%	0%
Matrice forestale a elevata connettività	0,8%	17%
Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati	0,2%	1%
Totale elementi della Rete forestale	0,5%	22%

Tabella 39 - Rapporto tra elementi della Rete ecologica (RET) agropastorale e Usi civici (UC)

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in UC	% di UC in RET
Nodo degli agroecosistemi	0,9%	8%
Agroecosistema frammentato attivo	0,2%	0%
Agroecosistema frammentato in abbandono	2,0%	5%

Elementi della Rete ecologica forestale	% di RET in UC	% di UC in RET
Agroecosistema intensivo	0,0%	0%
Matrice agroecosistemica collinare	0,1%	1%
Matrice agroecosistemica di pianura	0,0%	0%
Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata	0,0%	0%
TOTALE	0,2%	7%

La rete ecologica costituirà inoltre una importante occasione di confronto con altre politiche e piani di settore, dai **piani faunistico-venatori** e quelli **ittici**, dai piani di **tutela delle acque** ai **piani di bacino**, dai piani delle **ATO** e dei **Consorzi di Bonifica**, a quelli della **difesa delle coste** e di **assetto idrogeologico (PAI)**.

Sono infine da affrontare i rapporti **tra la rete ecologica e la politica urbanistica e delle infrastrutture**, elemento chiave per una efficace attuazione della RET e per il perseguimento dell'obiettivo della riduzione dei processi di frammentazione.

La recente Strategia regionale per la biodiversità della Toscana (Regione Toscana, 2013) ha infatti individuato i processi di urbanizzazione concentrata e diffusa delle pianure alluvionali e delle zone costiere, e di abbandono e perdita degli ecosistemi agropastorali tradizionali, come una delle principali criticità ambientali della Toscana, a cui si associano altre di minore intensità (dagli elevati prelievi forestali nei boschi della Toscana centro meridionale, alla inidonea gestione della vegetazione ripariale, dall'elevato carico turistico costiero alla presenza di locali intense attività estrattive o minerarie, ecc.).

Dal 1996 al 2007, prima della crisi del settore edilizio degli ultimi anni, la crescita delle aree urbanizzate in Toscana è stata di 16.472 ettari, ovvero del 10,7%, con un tasso di incremento annuo dell'1% (quasi 1.500 ettari che corrispondono a più di 4 ettari al giorno) (IRPET, Regione Toscana, 2010), di cui oltre $\frac{1}{4}$ (circa 4.500 ha) rappresentato da aree industriali e commerciali, e ben oltre $\frac{1}{3}$ (circa 6.800 ha) da tessuti residenziali discontinui e da case sparse.

Un dato che indica come le recenti preferenze abitative siano orientate verso le aree extra o periurbane, soprattutto di pianura, confermando la diffusione dello *sprawl* urbanistico.

E' rispetto a tali dinamiche che la rete ecologica si deve oggi confrontare, con particolare riferimento a quelle aree, come le pianure interne e costiere, che per motivazioni geomorfologiche, per dinamiche urbanistiche pregresse e per motivazioni economiche sono da considerarsi come aree a rischio insediativo.

In tale contesto l'attuale principale traduzione operativa della Rete ecologica si sta realizzando attraverso il suo inserimento nel **PIANO PAESAGGISTICO REGIONALE** (come integrazione paesaggistica del Piano di Indirizzo Territoriale regionale) e, in particolare, quale elemento centrale di una delle quattro invarianti del Piano stesso, ovvero quella degli "Ecosistemi".

Nell'ambito dell'Invariante Ecosistemica del Piano Paesaggistico si è reso necessario trasferire l'informazione derivante dalla Rete Ecologica elaborata a scala 1:100.000 nella cartografia dell'Uso del Suolo appositamente elaborata alla scala 1:50.000 mediante generalizzazione dell'uso del suolo "Lamma" 2007 in scala 1:10.000.

Il procedimento è consistito nel sovrapporre le 2 cartografie vettoriali in modo che l'informazione relativa all'elemento strutturale contenuto nella RET in scala 1:100.000 fosse attribuito ad ogni singolo poligono, anche solo parzialmente sovrapposto, ma che risultasse coerente come tipologia di uso del suolo. Data la "grana" estremamente più fine dell'informazione topologica (ma non di quella categoriale) contenuta nella cartografica di uso del suolo a 1:50.000, si sono presentati numerosi casi di incoerenza tra le due carte, tutti risolti attribuendo il corrispondente elemento strutturale mediante procedure in parte automatizzate (es. basate su criteri di prossimità) e in parte manuali. Per esempio tutte le aree forestali di piccola dimensione (inferiori ai 25 ettari) non presenti nel CLC 2006 e immersi nella matrice agricola, sono state attribuite all'elemento strutturale *Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati*.

Alla scala del 50.000 sono state realizzate anche le **reti ecologiche degli ecosistemi insulari dell'Arcipelago toscano**. L'attribuzione delle diverse aree agli elementi strutturali della rete si è basata su un approccio *expert based* che ha tenuto in considerazione la complessità dei sistemi ecologici presenti (anche da rilievo fotogrammetrico e mediante l'analisi delle cartografie tematiche disponibili, quali carte degli habitat e delle vegetazione e carte faunistiche) e la ricchezza specifica derivante dall'analisi delle banche dati di Re.Na.To.

Alla Rete Ecologica degli ecosistemi forestali e a quella dei sistemi agropastorali si è aggiunta anche quella potenziale (perché non analizzata alla adeguata scala di dettaglio) degli altri sistemi naturali, come descritto nella Tabella 40.

Tabella 40 – Elementi strutturali della rete potenziale degli “altri sistemi naturali”

RETE	ELEMENTI STRUTTURALI
ALTRI SISTEMI NATURALI	<i>Zone umide.</i>
	<i>Corridoio fluviale.</i>
	<i>Coste sabbiose prive di sistemi dunali.</i>
	<i>Coste sabbiose con ecosistemi dunali integri o parzialmente alterati.</i>
	<i>Coste rocciose.</i>
	<i>Ecosistemi rupestri e calanchivi.</i>

Tutte le categorie di uso del suolo relative a superfici artificiali (Codice 1 del Corine) sono confluite in un'unica tipologia: *superfici artificiali*.

La rete ecologica regionale, così definita nei suoi **elementi strutturali**, è stata completata mediante la definizione degli **elementi funzionali**, così come elencati nella tabella 40.

Tabella 41 – Elementi funzionali della rete ecologica Regionale

ELEMENTI FUNZIONALI
<i>Diretrici di connettività extraregionali da mantenere.</i>
<i>Diretrici di connettività, da riqualificare.</i>
<i>Diretrici di connettività da ricostituire</i>
<i>Corridoio ecologico fluviale da riqualificare.</i>
<i>Corridoi ecologici costieri da riqualificare.</i>
<i>Barriere infrastrutturale principale da mitigare</i>
<i>Aree ad elevata urbanizzazione con funzione di barriera da mitigare</i>
<i>Aree critiche per la funzionalità della rete per processi di artificializzazione</i>
<i>Aree critiche per la funzionalità della rete per processi di abbandono e/o per dinamiche naturali</i>
<i>Aree critiche per la funzionalità della rete per processi di abbandono e di artificializzazione</i>

L'individuazione degli elementi funzionali ha seguito un procedimento *expert based*, basato oltre che sulla distribuzione degli elementi strutturali anche sulla presenza delle barriere infrastrutturali e di numerosi altri aspetti qualitativi (es. dati sulla qualità delle acque, sensibilità ecologica degli ecosistemi presenti, dinamiche insediative, elevati carichi antropici stagionali, ecc.).

Nella tabella 41 si riassumono per ciascun morfotipo ecosistemico i relativi target di conservazione della Strategia regionale e gli elementi della rete ecologica.

Tabella 42

Morfotipo ecosistemico	Target ecosistemici della Strategia regionale per la biodiversità	Elementi della rete ecologica regionale (funzionali e strutturali)
Ecosistemi forestali	<i>Foreste di latifoglie mesofile e abetine. Boschi planiziari e palustri delle pianure alluvionali. Foreste e macchie alte a dominanza di sclerofille sempreverdi, latifoglie termofile. Ambienti fluviali e torrentizi, di alto, medio e basso corso.</i>	<i>Nodo forestale primario. Nodo forestale secondario. Nuclei di connessione ed elementi forestali isolati. Corridoi ripariali. Matrice forestale a elevata connettività. Aree forestali in evoluzione a bassa connettività. Direttrici di connettività extraregionali da mantenere. Direttrici di connettività, da riqualificare. Direttrici di connettività da ricostituire.</i>
Ecosistemi agropastorali (anche in mosaico con habitat primari montani).	<i>Aree agricole di alto valore naturale (HNVF) Ambienti aperti montani e alto-collinari, con praterie primarie e secondarie, anche in mosaici con brughiere e torbiere.</i>	<i>Nodo degli ecosistemi agropastorali. Matrice agroecosistemica collinare. Matrice agroecosistemica di pianura. Matrice agroecosistemica di pianura urbanizzata. Agroecosistema frammentato attivo. Agroecosistema frammentato in abbandono con ricolonizzazione arborea/arbustiva. Agroecosistema intensivo.</i>
Ecosistemi palustri e fluviali.	<i>Aree umide costiere e interne, dulcacquicole e salmastre, con mosaici di specchi d'acqua, bozze, habitat elfitici, steppe salmastre e praterie umide. Ambienti fluviali e torrentizi, di alto, medio e basso corso.</i>	<i>Zone umide. Corridoio fluviale. Corridoio ecologico fluviale da riqualificare.</i>
Ecosistemi costieri.	<i>Ambiti costieri sabbiosi caratterizzati da complete serie anteduna/duna/retroduna e da formazioni dunali degradate. Coste rocciose continentali e insulari.</i>	<i>Coste sabbiose prive di sistemi dunali. Coste sabbiose con ecosistemi dunali integri o parzialmente alterati. Coste rocciose. Corridoi ecologici costieri da riqualificare.</i>
Ecosistemi rupestri e calanchivi.	<i>Ambienti rocciosi montani e collinari, calcarei, silicei od ofiolitici, con pareti verticali, detriti di falda e piattaforme rocciose. Ambienti ipogei, grotte e cavità artificiali, campi di lava, sorgenti termali e falde.⁷</i>	<i>Ecosistemi rupestri e calanchivi.</i>
Ecosistemi arbustivi e delle macchie.	<i>Macchie basse, stadi di degradazione arbustiva, garighe e prati xerici e temporanei.</i>	<i>Aree forestali in evoluzione a bassa connettività. Agroecosistema frammentato in abbandono con ricolonizzazione arborea/arbustiva</i>
Diversificati morfotipi e target ecosistemici		<i>Barriere infrastrutturale principale da mitigare Aree ad elevata urbanizzazione con funzione di barriera da mitigare Aree critiche per la funzionalità della rete</i>

⁷ Target ecosistemico in gran parte ipogeo e quindi sporadicamente citato a livello di atlante e di schede di ambito ove particolarmente significativo.

Per ogni morfotipo ecosistemico, così come per ogni elemento della rete ecologica, sono quindi stati associati elementi descrittivi di valore e di criticità, i relativi obiettivi di conservazione ed infine gli elementi di “direttiva”, “indirizzo” e “prescrizione”.

Tale schema è stato applicato ai vari livelli in cui è organizzato il piano paesaggistico, e in particolare:

1. a livello di atlante regionale (per complessivi “morfotipi ecosistemici” e per ognuno dei 30 elementi componenti la rete ecologica);
2. per ogni ambito di paesaggio in cui è organizzato il piano (20 ambiti);
3. per ogni area soggetta a vincolo paesaggistico con DM (365 aree pari al 17% del territorio regionale);
4. per le aree interne ai sistemi ambientali costieri (11 sistemi);

Tali contenuti costituiranno un imprescindibile riferimento per la redazione dei quadri conoscitivi e un elemento “invariante” degli strumenti di pianificazione territoriale, degli atti di governo del territorio e dei piani di settore, così come un elemento condizionante nello svolgimento delle analisi interne ai processi di valutazione ambientale dei piani e progetti. Ciò con particolare riferimento ai contenuti del rapporto ambientale nell’ambito dei processi di Valutazione Ambientale Strategica (VAS), di cui alla LR 10/2010 e succ. integr., e nell’ambito dei processi Valutazione di Impatto Ambientale (VIA) e di Valutazione di Incidenza (VI). L’obiettivo è il miglioramento della qualità delle valutazioni interne ai rapporti ambientali, soprattutto relativamente alla verifica dei livelli di coerenza delle scelte pianificatorie rispetto alle componenti ecosistemiche, e il miglioramento delle VIA e delle VI, evitando o riducendo le previsioni di nuove opere in grado di aumentare la frammentazione e la presenza di barriere ecologiche. La rete ecologica costituirà inoltre un utile riferimento per le procedure di incidenza di opere/piani esterni ai confini dei Siti Natura 2000 (elemento molto problematico nell’ambito di queste procedure), evidenziando la necessità di tali valutazioni nel caso di interessamento di nodi funzionali alle popolazioni dei Siti stessi, oppure nel caso di matrici di collegamento tra Siti o in presenza di direttrici di connettività da riqualificare o ricostituire.

Attraverso il confronto e il recepimento negli strumenti di settore, la rete ecologica toscana, nata con un approccio fortemente scientifico e specie-specifico, potrà svolgere pienamente la sua natura di **rete multifunzionale** condividendo con altre politiche di settore interessi, obiettivi e risorse comuni.

Una migliore efficienza della rete ecologica e una migliore qualità degli ecosistemi consentirà inoltre una piena valorizzazione dei loro servizi ecosistemici e quindi una migliore funzionalità paesaggistica, di difesa idrogeologica, di qualità delle risorse agrarie e forestali e di qualità dello sviluppo economico e sociale: dalla difesa dall'erosione costiera alla tutela delle falde acquifere costiere, dalla tutela della qualità delle acque ad uso idropotabile alla riduzione del rischio idraulico, dal miglioramento del clima alla produzione di legname e di energia rinnovabile, dalla tutela di paesaggi di alto valore turistico-ricreativo ed economico alla valorizzazione dei prodotti del sottobosco, ecc.

BIBLIOGRAFIA

AA.VV. Evaluation of the corridor function of landscape elements using connectivity models, presentazione del lavoro di ricerca programmato per il periodo 1997-1999 presso il Laboratorio di Ecologia Animale del Dipartimento di Biologia dell'Università di Antwerpen, Belgio, pubblicazione WEB, sito Laboratori of Anamal Ecology of Universitarie Instelling Antwerpen UIA, aggiornamento 1999.

AA.VV., 1989. In defense of wildlife: preserving communities and corridors. Defenders of Wildlife, Washington.

AA.VV.. Diverse effects of forest fragmentation on a number of animal species, testo integrale del paper del lavoro di ricerca eseguito nel periodo 1990-1994 presso il Laboratorio di Ecologia Animale del Dipartimento di Biologia dell'Università di Antwerpen, Belgio, pubblicazione WEB, sito Laboratori of Anamal Ecology of Universitarie Instelling Antwerpen UIA, aggiornamento 1999.

Aase J. K., Siddoway F. H., 1976., Influence of tall wheatgrass wind barriers on soil drying. Agronomy Journal, n. 68.

Aase J. K., Siddoway F. H., Black A. L., 1985. Effectiveness of grass barrier for reducing wind erosiveness. Journal of Soil and Water Conservation, n. 40.

Achtans C.S., Villard M.-A., Hannon S.J., 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. Conservation Biology, n. 10, pag. 5.

Adams L.W, 1983. Effect of roads on small mammals. Journal of Applied Ecology, n. 20.

Adams L.W, 1984. Small mammal use of an interstate highway median strip. Journal of Applied Ecology, n. 21.

Agger P., Brandt, J., 1988. Dynamics of small biotopes in Danish agricultural landscapes. Landscapes Ecology, n. 1.

Ames, C.R. ,1977. Wildlife conflicts in riparian management: grazing. In: R.R. Johnson, D.A. Jones, (a cura), Importance, reservation and management of riparian habitat: a symposium, General Technical Report R.M. 43, US

Amici V. & Battisti C., 2009. Selecting Focal Species in Ecological Network Planning following an Expert-Based Approach: A Case Study and a Conceptual Framework. Landscape Research, Vol. 34, No. 5, 545–561.

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.

- Andelman S.J, Fagan W.F., 2000. Umbrellas and flagships: efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings National Academy of Sciences*, 97: S954-S959.
- Anderson P., Gilbert O. L., 1998. *Habitat creation and repair*, Oxford University Press, New York.
- Anderson, S.H., 1979. Changes in forest bird species composition caused by transmission-line corridor cuts. *American Birds* n. 33.
- Andreassen H.P., Halle S., Ims R.A., 1996. Optimal width of movement corridors for root voles – not too narrow and not too wide. *Journal of Applied Ecology*, n. 33.
- Andreassen H.P., Ims R.A., Steinset O., 1996. Discontinuous habitat corridors – effects on male root vole movements. *Journal of Applied Ecology*, n. 33.
- Andren H., Angelstam P. 1988. Elevated predation rates as an edge effect in habitat islands: experimental evidence. *Ecology*, n. 69.
- Andrews J., 1993. The reality and management of wildlife corridors. *British Wildlife*, n. 5.
- Arnold G.W., Steven D.E., Weeldenburg J.R., 1988. The movements of kangaroos between remnants of woodland and halth in the wheatbelt of Western Australia. In Ruzicka M., Hrnaciarova T., Miklos L., (a cura), *Proceedings of the VIIth International Symposium on Problems of Landscape Ecology Research*, Institute of Experimental Biology and Ecology, Bratislava, Czechoslovakia.
- Arnold G.W., Steven D.E., Weeldenburg J.R., 1991. Distribution and abundance of two species of kangaroo in remnants of native vegetation in the central wheatbelt of Western Australia and the role of native vegetation along road verges and fencelines as Linkages. In Saunders D. A., Hobbs R. J., (a cura), *Nature conservation 2: the role of corridors*, Surrey Beatty, Chipping-Norton, Australia.
- Arnold G.W., Steven D.E., Weeldenburg J.R., Smith E.A., 1993. Influences of remnant size, spacing pattern and connectivity on population boundaries and demography in Euros *Macropus robustus* living in a fragmented landscape. *Biological Conservation*, n. 64.
- Arnold G.W., Weeldenburg J.R., 1990. Factors determining the number of species of birds in road verges in the wheatbelt of Western Australia. *Biological Conservation*, n. 53.
- Arrigoni P.V., Foggi B., 1988. Il paesaggio vegetale delle colline di Lucignano (Prov. Di Firenze). *Webbia* 42 (2): 285 – 304
- Asbirk S., Jensen S. M., 1984. An applied example of applied island theory and dispersal biology. *Webbia* 42 (2): 285 – 304. In: Agger P., Nielson V., (a cura), *Dispersal ecology*, Naturfredningstradet of fredningsstyrelsen, Copenhagen.
- Bani L., Baietto M., Bottoni L., Massa R., 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, 16: 826-831.
- Baras E., Lambert H., Philippart J.C., 1994. A comprehensive assessment of the failure of *Barbus barbus*

spawning migrations through a fish pass in the canalized river Meuse (Belgium). *Aquatic Living Resources*, n. 7.

Bartolommei P, Mortelliti A., Pezzo F., Puglisi L., 2012. Distribution of nocturnal birds (Strigiformes and Caprimulgidae) in relation to land-use types, extent and configuration in agricultural landscapes of Central Italy. *Rendiconti Lincei*, 1-9.

Barton D. R., Taylor W. D., Biette R. M., 1985. Dimension of riparian buffer strips required to maintain trout habitat in southern Ontario streams. *North American Journal of Fisheries Management*, n. 5.

Baschak L., Brown R., 1994. River systems and landscape networks. In : Cook E.A., Van Lier H.N., (a cura), *Landscape planning and ecological networks*, Elsevier, Amsterdam.

Battisti C. & Teofili C., 2001. Frammentazione ambientale e pianificazione territoriale: il ruolo degli studi ornitologici. *Avocetta* 25: 15.

Battisti C., 2003. Habitat fragmentation, fauna and ecological network planning: Toward a theoretical conceptual framework. *Italian Journal of Zoology*, 70: 241-247.

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 e Protezione civile, pp.248.

Battisti C. & Teofili C., 2005. Frammentazione forestale, specie sensibili e pianificazione: indicazioni da una analisi bibliografica.

Battisti C., 2006. Il ruolo degli indicatori a livello di specie nella pianificazione di rete ecologica: alcune considerazioni. Atti Convegno “Conservazione ecoregionale”, WWF-Provincia di Macerata, Abbazia di Fiastra, maggio 2005: 44-46.

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).

Baudry J., Burel F., 1990 (a). Hedgerow network patterns and processes in France. In: Zonneveld I. S., Forman R. T. T., (a cura), *Changing landscapes: an ecological perspective*, Springer-Verlag, New York.

Baudry J., Burel F., 1990 (b). Structural dynamic of a hedgerow network landscape in Brittany. France, *Landscape Ecology*, n. 4.

Baudry J., Merriam G., 1988. Connectivity and connectedness: functional versus structural patterns in landscapes. In: Schreiber K.-F., (a cura), *Connectivity in landscape ecology*, Munsterche Geographischer

Arbeiten, n. 29, Ferdinand Schoningh, Paderborn, Germany.

Baudry J., 1984. Effects of landscape structure on biological communities: the case of hedgerow network landscapes. In: Brandt J., Agger P., (a cura), *Proceeding of the First International Seminar on Methodology in Landscape Ecological Research and Planning*, vol. 1, Roskilde Universitetsforlag, Roskilde, Denmark.

Baudry J., 1988. Hedgerows and hedgerow networks as wildlife habitat in agricultural landscapes. In: Park J. R., (a cura), *Environmental management in agriculture: European perspectives*, Belhaven, London.

Beier P., 1993. Determining minimum habitat areas and habitat corridors for cougars. *Conservation Biology* n. 7.

Beier P., Noss R.F., 1998. Do habitat corridors provide connectivity? *Conservation Biology*, n. 12, pag.6.

Beier P., S. Loe, 1992. A checklist for evaluating impacts to wildlife movement corridors. *Wildlife Society Bulletin* n. 20.

Bellis E. D., Graves H. B., 1978. Highway fences as deterrents to vehicle-deer collisions. *Transportation Research Records* n. 674

Bennett A.F., 1997. Habitat linkages – a key element in an integrated landscape approach to conservation. *Parks*, n. 7.

Bennett A.F., Henein K., Merriam G., 1994. Corridor use and the elements of corridor quality – chipmunks and fencerows in a farmland mosaic. *Biological Conservation*, n. 68.

Bennett, A.F., 1988. Roadside vegetation: a habitat for mammals at Naringal, southeastern Victoria. *Victorian Naturalist* 105.

Bennett, A.F., 1990(b). Habitat corridors and the conservation of small mammals in a fragmented forest environment. *Landscape Ecology*, n. 4.

Bennett, A.F., 1990. *Habitat corridors: their role in wildlife management and conservation*, Department of Conservation and Environment, Victoria, Australia.

Bennett, A.F., 1991. Roads, roadsides, and wildlife conservation: a review”, in D.A. Saunders, R.J. Hobbs, (a cura). *The role of corridors*, Nature Conservation 2, Chipping Norton, NSW, Australia, Surrey Beatty and Sons.

Bennett, A.F., 1991. What types of organismism will use corridors? In: D.A. Saunders, R.J. Hobbs, (a cura), *The role of corridors*, Nature Conservation 2, Chipping Norton, NSW, Australia, Surrey Beatty and Sons.

Benninger-Traux M., Vankat J. L., Schaefer R. L., 1992. Trail corridors as habitat and conduits for movement of plant species in Rocky Mountain National Park, Colorado, USA. *Landscape Ecology*, 6.

Bentley J.M., Catterall C.P., 1997. The use of bushland, corridors and linear remnants by birds in Southeastern Queensland, Australia. *Conservation Biology*, 11, pag.5.

Beschta R. L., Platts W. S., 1986. Morphological features of small streams: significance and function. *Water*

Resources Bulletin, n. 22.

Binford, M., Buchenau M. J., 1993. Riparian greenways and water resources. In: Smith D. S., Ellemund P. C., (a cura), *Ecology of Greenways. Design and function of linear conservation areas*, University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota.

Bogliani G., Celada P., Pilon N., 1990. Effetti della frammentazione degli ambienti naturali sulle comunità animali. Doc. Università di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale, Pavia.

Boitani L., 1999. La tutela e la valorizzazione della biodiversità terrestre in Italia: appunti per la Rete Ecologica Nazionale. Seminario nazionale Conservazione della natura e sviluppo locale: il sistema delle aree protette e la Rete Ecologica Nazionale, ECOLAVORO99, Legambiente, Ministero dell'Ambiente, Federazione Italiana Parchi e Riserve Naturali, Firenze 14 dicembre 1999.

Boitani L., 1999. La tutela e la valorizzazione della biodiversità terrestre in Italia: appunti per la Rete Ecologica Nazionale. Seminario nazionale Conservazione della natura e sviluppo locale: il sistema delle aree protette e la Rete Ecologica Nazionale, ECOLAVORO99, Legambiente, Ministero dell'Ambiente, Federazione Italiana Parchi e Riserve Naturali, Firenze 14 dicembre 1999.

Boitani L., Corsi F., 1999. La componente faunistica nella Carta della Natura: uso e limiti della banca dati dei Vertebrati italiani. Atti IX Congr. Naz. S.It.E., Lecce, 14-17/9/1999: 127.

Boitani L., Mattei L., Nonis D., Corsi F., 1994. Spatial and activity patterns of wild boars In Tuscany, Italy. *Journal of Mammalogy*, n. 75.

Boitani L., Falcucci A., Maiorano L., Montemaggiore A., 2002. Rete ecologica nazionale. Il ruolo delle aree protette nella Conservazione dei Vertebrati. Ministero dell'Ambiente, Università di Roma "La Sapienza".

Bologna M. A., Carpaneto G. M., 1999. I corridoi ecologici e la fauna dell'Appennino. Seminario Piano e progetto nel riassetto ecologico del territorio, Università dell'Aquila, Agenzia Nazionale per la Protezione dell'Ambiente (ANPA), Istituto Nazionale di Urbanistica (INU), Atti in PLANECO Project. Planning in ecological network, ricerca nazionale MURST, pubblicazione WEB, sito Planeco, Monteluco di Roio, L'Aquila 14 maggio 1999.

Bologna M. A., Carpaneto G. M., Cignini B., 1998. Atti del 1° Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana, Roma, 12 aprile 1997, Fratelli Palombi editori, Roma.

Boone G. S., Tincklin R., 1988. The importance of hedgerow structure in the occurrence and density of small mammals. *Aspects of Applied Ecology*, n. 16.

Bright P.W., 1993. Habitat fragmentation - problems and predictions for british mammals. *Mammal Review*.

Brocke R. H., O'Pezio J. P., Gustafson K. A., 1990. A forest management scheme mitigating impact of road networks on sensitive wildlife species. In AA.VV., *Is forest fragmentation a management issue in the Northeast*, General technical report NE-140, US Forest Service, Radnor, Pennsylvania.

Brunet P., 1976. *Physionomie et signification des haies*. In : AA.VV., *Les bocages: histoire, ecologie, economie*, Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Universite de Rennes, Rennes, France.

Budd W. W., Coen P., Sauders P. R., Steiner F. R., 1987. *Stream corridor management in the Pacific Northwest: I. Determination of stream corridor widths*. *Environment Management*, n. 11.

Buechner M., 1987(a). *A geometric model of vertebrate dispersal: tests and implications*. *Ecology*, n. 68.

Buechner M., 1987(b). *Conservation in insular parks: simulation models of factors affecting the movement of animals across park boundaries*. *Biological Conservation*, n. 41.

Burel F., 1988. *Biological patterns and structural patterns in agricultural landscapes*. In: Schreiber K-F., (a cura), *Connectivity in landscape ecology*, Munstersche Geographische Arbeiten , n. 29, Ferdinand Schoningh, Paderborn, Germany.

Burel F., 1996. *Hedgerows and their role in agricultural landscapes [Review]*. *Critical Reviews in Plant Sciences*, n. 15.

Burel F., Baudry J., 1990(a). *Hedgerow networks as habitats for forest species: implications for colonizing abandoned agricultural land*. In: Wah T. A., Buckley G. P., (a cura), *Hedgerow management and nature conservation*, Wye College Press, Wye.

Burel F., Baudry J., 1990(b). *Structural dynamics of a hedgerow network landscape in Brittany, France*. *Landscape Ecology* n. 4/4.

Burel F., Baudry J., 1994. *Control of biodiversity in hedgerow network landscapes in western France*. In: Bunce R. G. H., Howard D. C., (a cura), *Species dispersal in agricultural habitats*, Belhaven Press, London.

Cacciatore L., Siracusa G., 1999. *Considerazioni floristiche e vegetazionali su di un'area a naturalità diffusa del territorio di Mascalcia e S. Pietro Clarenza (Etna, Sicilia orientale) ai fini della realizzazione di una rete ecologica*. *Workshop nazionale Reti e corridoi ecologici per gli interventi di conservazione e salvaguardia della natura in ambiente urbano e suburbano*, ANPA (in corso di pubblicazione), Catania 1-3 ottobre 1999.

Calvi G., Campedelli T., Rossi P., Fornasari L., Trisorio A., De Natela F., Pignatti G., Tellini Florenzano G., 2013. *Monitoraggio degli uccelli comuni nidificanti e politiche di conservazione degli agroecosistemi*. *Atti del XVII Convegno Italiano di Ornitologia- Trento, 11-15 Settembre 2013*.

Campatola F., Ricotta C., 1999. *Analisi del mosaico ambientale mediante l'impiego di indici topologici: la connettività del verde urbano e territoriale del comune di Ariccia (Roma), workshop nazionale Paesaggi rurali di domani: la gestione degli ecosistemi agrosilvopastorali e la tutela della connettività ecologica del territorio extraurbano ANPA (raccolta delle sintesi), Torino 10 settembre 1999*.

Carnet C., 1976. *Role du bocage sur la distribution des sols et la circulation de l'eau dans le sols*, in AA.VV., *Les bocages : histoire, ecologie, economie*, Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Universite de Rennes, Rennes, France.

Castelo Branco C., Da Graça Amaral Neto Saraiva M., Baptista Freire O., 1994. Contributos para a rede de corredores verdes na área metropolitana de Lisboa. Curso de curta Duração: Redes de corredores verdes: teoria e prática, Instituto Superior de Agronomia Secção Autónoma de Arquitectura Paisagista, n. 31.

Chasko G. G., Gates J. E., 1982. Avian habitat suitability along a transmission-line corridor in an oak-hickory forest region. *Wildlife Monographs* n. 82.

Cignini B., Zapparoli M., 1996. Il ruolo delle aree verdi per la conservazione della biodiversità negli ecosistemi urbani, con particolare riferimento alla fauna della città di Roma. IAED-Quaderno 6: Atti 1° Congr. Vol. 1: Relazioni, Perugia, 28-30 novembre 1996.

Constant P., Eybert M. C., Maheo R., 1976. Avifaune reproductrice du bocage de l'Ouest, in AA.VV., Les bocages : histoire, ecologie, économie. Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Université de Rennes, Rennes, France.

Cooper J. R., Gilliam J. W., Daniel R. B., Robarge W. P., 1986. Riparian areas as a control of nonpoint pollutants. In: Correl D. C., (a cura), *Watershed research perspectives*, Smithsonian Institution Press, Washington.

Cooper J. R., Gilliam J. W., Jacobs T. C., 1987. Riparian areas as filters for agricultural sediment, *Soil Science Society of America Journal*, n. 51.

Criado J., 1998. Le vie di migrazione. Corridoi invisibili ma fondamentali. *Naturopa*, n. 87.

Croonquist M.J., Brooks R.P., 1993. Effects of habitat disturbance on bird communities in riparian corridors. *Journal of Soil & Water Conservation*, n. 48.

Crooks K.R., 2002. Relative sensitivities of mammalian carnivores to habitat fragmentation. *Conservation Biology*, 16: 488-502.

Crooks K.R., SANJAYAN M., 2006. *Connectivity Conservation*. Conservation Biology Series 14, Cambridge University Press, Cambridge.

Csuti B., 1991. Conservation corridors, countering habitat fragmentation: introduction In: Hudson W.E. (a cura), *Landscape linkages and biodiversity*, Island Press, Washington.

Curatolo J. A., Murphy S. M., 1986. The effects of pipelines, roads and traffic on the movements of Caribou *Rangifer tarandus*. *Canadian Field Naturalist*, n. 100.

Date E. M., Ford H. A., Recher H. F., 1991. Frugivorous pigeons, stepping stones and weeds in northern New South Wales. In Saunders D. A., Hobbs R. J., (a cura), *The role of corridors*, Nature Conservation 2, Chipping, North Australia.

Davies K. F., Gascon C., Margules C.R., 2001 – Habitat fragmentation: consequences, management and future research priorities. In: Soulé M.E., Orians G.H., 2001 (Eds). *Conservation biology. Research priorities for the next decade*. Society for Conservation Biology, Island Press: 81-97.

- Dawson D., 1994. Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence. English Nature Research Report, n. 94.
- Dawson D., 1994. Are habitat corridors conduits for animals and plants in a fragmented landscape? A review of the scientific evidence”, English Nature Research Report, n. 94.
- Dawson K., Munnikhuysen W., Roark R., 1976. Georgia environmental corridor study. Official of Planning and Research, Department of Natural Resources, Atlanta.
- Den Boer P. J., 1981. On the survival of populations in a heterogeneous and variable environment. *Oecologia* 50.
- Digiovinazzo 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.
- Dmowski K., Kozakiewicz M., 1990. Influence of a shrub corridor on movements of passerine birds to a lake littoral zone. *Landscape Ecology* , n. 4.
- Dorp D. van, Opdam P., 1987. Effects of patch size, isolation and regional abundance on forest bird communities. *Landscape Ecology* .
- Downes S.J., Handasyde K.A., Elgar M.A., 1997. The use of corridors by mammals in fragmented australian eucalypt forests. *Conservation Biology*, n. 11.
- Dunning J.B., Borgella R., Clements K., Meffe G.K., 1995. Patch Isolation, corridor effects, and colonization by a resident sparrow in a managed pine woodland. *Conservation Biology*,n. 9.
- Everson D.A., D.H. Boucher, 1998. Tree species-richness and topographic complexity along the riparian edge of the Potomac River. *Forest Ecology and Management* n. 109, pag.1-3.
- Ewers R.M., Didham R.K., 2006. Confounding factors in detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews*, 81: 117-142.
- Fagiani S., Mortelliti A., Battisti C., Boitani L., 2009. Effetti indipendenti di perdita e frammentazione dell’habitat sulla distribuzione dell’avifauna forestale sedentaria. XV Convegno Nazionale di Ornitologia. Poster. Sabaudia 14-18 ottobre.
- Fahrig L., G. Merriam, 1985. Habitat patch connectivity and population survival. *Ecology* 66.
- Fahring L., Hansson L., Merriam G., (a cura), 1995. Mosaic landscapes and ecological processes. Chapman & Hall, London. *Genio Rurale*
- Farina A., 1995. Ruolo storico-ecologico della siepe nel paesaggio agrario mediterraneo, n. 1.
- Fischer, J., Lindenmayer, D.B. (2007). Landscape modification and habitat fragmentation, a synthesis. *Global Ecology and Biogeography* 16, 265-280.
- Farjon J.M.J., Bakker J.B., 1995. Ecological corridors and buffer zones: role, practical experience and

- planning. Preliminary Report, Project MN2.7, ECNC, ETC Nature.
- Felton M. 1995, Corridors and buffer areas: requirements of the Habitats and Species Directive and the Birds Directive. Preliminary Report, Project MN2.7, ECNC, ETC Nature.
- Finke L., 1993, Introduzione all'Ecologia del paesaggio, (Landschaftökologie), Franco Angeli, Milano, (Verlags-GmbH Holler und Zwick, Braunschweig, 1986).
- Foppen R., Geilen N., Van der Sluis T., 1999, "Rivers: green corridors for Europe", in PLANECO Project. Planning in ecological network, ricerca nazionale MURST, pubblicazione WEB, sito Planeco. Newsletter 3.
- Forman R. T. T., Baudry J., 1984, "Hedgerows and hedgerow networks in landscape ecology", *Environmental Management*, 8.
- Forman R. T. T., Godron M., 1986, *Landscapes ecology*, Wiley, New York.
- Forman R.T.T., 1983, "Corridors in a landscape: their ecological structure and function", *Ekologia* 2.
- Forman R.T.T., 1990, "Ecologically sustainable landscapes: the role of spatial configuration", in: Forman R. T. T., Zonneveld I. S., (a cura), *Changing landscapes: an ecological perspective*, Springer-Verlag, New York.
- Forys E.A., Humphrey S.R., 1996. Home range and movements of the lower keys marsh rabbit in a highly fragmented habitat. *Journal of Mammalogy*, n. 77.
- Fox H. S. A., 1976. The functioning of bocage landscapes in Devon and Cornwall between 1500 and 1800, in AA.VV., *Les bocages: histoire, ecologie, economie*, Institut National del la Recherche Agronomique, Centre National del la Recherche Scientifique, Universite de Rennes, Rennes, France.
- Franco D., 1998. Siepi ed ecologia del paesaggio. *Genio Rurale* n. 3.
- 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>
- Friend G. R., 1991. Does corridor width and composition affect movement? In: Saunders D. A., Hobbs R. J. (a cura), *The role of corridors*, *Nature Conservation* 2, Chipping, North Australia.
- Gacka-Grzesikiewicz E., 1998. Il corridoio ecologico della valle della Vistola. *Naturupa*, n. 87.
- Gates J. E., 1991. Powerline corridors, edge effects and wildlife in forested landscapes of the Central Appalachians. In: Rodieck J. D., Bolen E. G., (a cura), *Wildlife and habitats in managed landscapes*, Island Press, Washington.
- Getz L. L., Cole F. R., Gates D. L., 1978. Interstate roadsides as dispersal routes for *Microtus pennsylvanicus*. *Journal of Mammalogy* , n. 59.
- Getz L. L., Verner L., Prather M., 1977. Lead concentrations in small mammals living near highways. *Environmental Pollution*.
- Ghiringhelli R., Gussoni S., 1999. Corridoi ecologici di connessione tra i boschi del Ticino e l'ambito dei

boschi e dei fontanili del sudovest di Milano, Workshop nazionale Paesaggi rurali di domani: la gestione degli ecosistemi agrosilvopastorali e la tutela della connettività ecologica del territorio extraurbano, ANPA, Torino 10 settembre 1999.

Gibelli M. G., Palmeri F., Russi A., 1996, “Considerazioni sugli indici di ecologia del paesaggio: connettività e circuitazione”, *Genio Rurale* n. 4.

Gilpin M. E., 1980, “The role of stepping stones islands”, *Theoretical Population Biology*, n. 17.

Gilpin M. E., Diamond J. M., 1980, “Subdivision of nature reserves and the maintenance of species diversity”, *Nature*, 285.

Girel J., O. Manneville, 1998. Present species richness of plant communities in alpine stream corridors in relation to historical river management. *Biological Conservation* n. 85, pag.1-2.

Giunti M., Piazzini A., Castelli C., Cozzolino G., 2010 – La rete ecologica della Provincia di Latina – in Ferroni F., Romano B. (Eds.) “Biodiversità, consumo di suolo e reti ecologiche. La conservazione della Natura nel governo del territorio. WWF Italia, Ministero dell’Università e della Ricerca Scientifica. Cogecstre Ed., pp267; 171:187.

Godefroid S., Tanghe M., 1995. The ecological network of semi-natural vegetation remnants in the upper Ardennes intensively farmed grassland range [in French]. *Belgian Journal of Botany*, n. 128.

Gorman O. T., Karr J. R., 1977. Habitat structure and stream fish communities. *Ecology*, n. 59.

Guyot G., Seguin B., 1976, Influence du bocage sur le climate d’une petit region, in AA.VV., Les bocages : histoire, ecologie, economie, Institut National de la Recherche Agronomique, Centre National de la Recherche Scientifique, Universite de Rennes, Rennes, France.

Haas C.A., 1995. Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology*, n. 9, pag. 4.

Haila, Y. (2002). A conceptual genealogy of fragmentation research, from island biogeography to landscape ecology. *Ecological Applications* 12, 321-334.

Hanski I., 1994, “Patch-occupancy dynamics in fragmented landscapes”, *Trends in Ecology and Evolution*, 9.

Hansen-Moller J., 1994, “Recreation, reproduction and ecological restoration in the Greater Copenhagen region”, in : Cook E.A., Van Lier H.N., (a cura), *Landscape planning and ecological networks*, Elsevier, Amsterdam.

Hansson L., 1991, “Dispersal and connectivity in metapopulations”, *Biological Journal of the Linnean Society*, 42.

Harms W. B., Stortelder A. H. F., Vos W., 1987, “Effects of intensification of agriculture on nature and landscape in The Netherlands”, in Wolman M. G., Fournier F. G. A., (a cura), *Landscape transformation in agricultural*, SCOPE Publication 32 John Wiley, New York.

Harris L.D., 1985, "Conservation corridors, a highway system for wildlife", in: ENFO, Florida Conservation Foundation, Winter Park, Florida.

Harris L.D., 1988, "Landscape linkages: the dispersal corridor approach to wildlife conservation", in: McCabe R. E., (a cura), Strategies for meeting natural resources needs, 54th North American Wildlife and Natural Resources Conference, Wildlife Management Institute, Washington.

Harris L.D., 1996, "The role of networks and corridors in enhancing the value and protection of parks and equivalent areas", in: Wright, R.G. (a cura), National parks and protected areas: their role in environment protection, Blackwell Science, Cambridge, USA.

Harris L.D., Atkins K., 1991. Faunal movement corridors in Florida. In: Hudson W.E. (a cura), Landscape linkages and biodiversity, Island Press, Washington.

Harris L.D., Gallagher P. B., 1989. New initiatives for wildlife conservation: the need for movements corridors. In Mackintosh G., (a cura), Preserving communities and corridors, Defender of Wildlife, Washington.

Harris L.D., Scheck J., 1991, "From implications to applications: the dispersal corridor principle applied to the conservation biological diversity", in Saunders D. A., Hobbs R. J., (a cura), The role of corridors, Nature Conservation 2, Chipping, North Australia.

Harrison, R.L. 1992, "Toward a theory of inter-refuge corridor design", Conservation Biology , n. 6.

Haskova J., 1992, "The role of corridors for plant dispersal in the landscape", in AA.VV., Ecological stability of landscape; ecological infrastructure: ecological management, Institute of Applied Ecology, Kostelec, Cecoslovacchia.

Haskova J., 1992. The role of corridors for plant dispersal in the landscape, in AA.VV., Ecological stability of landscape; ecological infrastructure: ecological management. Institute of Applied Ecology, Kostelec, Cecoslovacchia.

Heiler G., Hein T., Schiemer F., Bornette G., 1995, Hydrological connectivity and flood pulses as the central aspects for the integrity of a river-floodplain system, Regulated Rivers Research & Management.

Helliwell D. R., 1975. The distribution of woodland plant species in some Shropshire hedgerows. Biological Conservation, n. 7.

Helliwell D. R., 1976, "The effects of size and isolation on the conservation value of wooded sites in Britain", Journal of Biogeography, n. 3.

Henein, K., G. Merriam, 1990, "The elements of connectivity where corridor quality is variable", Landscape Ecology , n. 4.

Henle K., Davies K.F., Kleyer M., Margules C., Settele J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. Biodiversity and Conservation, 13: 207-251.

- Hess G.R., 1994, "Conservation corridors and contagious disease: a cautionary note", *Conservation Biology*, n. 8, pag.1.
- Hess G.R., 1996, "Linking extinction to connectivity and habitat destruction in metapopulation models", *American Naturalist*, n. 148.
- Higashi M., Burns T.P., (a cura), 1990, *Theoretical studies of ecosystems, the network perspective*, Cambridge.
- Hill C.J., 1995. Linear strips of rain forest vegetation as potential dispersal corridors for rain forest insects. *Conservation Biology*, n. 9.
- Hill M. O., Carey P. D., 1994, "The role of corridors, stepping stones and islands for species conservation in a changing climate", *English Nature Report*, n. 75.
- Hobbs R. J., 1992, "The role of corridors in conservation: solution or bandwagon?", *Trends in Ecology and Evolution*, n. 75.
- Hobbs R. J., Hopkins A. J. M., 1991, "The role of conservation corridors in a changing climate", in Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *Nature conservation 2: the role of corridors in nature conservation*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, Sydney.
- Hof J., C.H. Flather, 1996. Accounting for connectivity and spatial correlation in the optimal placement of wildlife habitat. *Ecological Modeling*, n. 88.
- Hofmann A. (eds), 1998. *L'inventario forestale. Serie "Boschi e macchie di Toscana"*. Edizioni Regione Toscana, Centro Stampa Giunta Regionale.
- Ingham D.S., Samways M.J., 1996. Application of fragmentation and variegation models to epigaeic invertebrates in South Africa. *Conservation Biology*, n. 10.
- IUCN, 1984, "The IUCN position statement on translocation of living organisms: introductions, re-introductions and restocking", International Union for the Conservation of Nature and Natural Resources, final draft, Switzerland.
- Johnson R.J., Beck M.M., Brandle J.R., 1994. Windbreaks for people - the wildlife connection. *Journal of Soil & Water Conservation*, n. 49.
- Jonson A. S., 1989, "The thin green line: riparian corridors and endangered species in Arizona and New Mexico", in Mackintosh G., (a cura), *Preserving communities and corridors*, Defender of Wildlife, Washington.
- Kadmon R., Pulliam H.R., 1993, "Island biogeography - effect of geographical isolation on species composition", *Ecology*, n. 74.
- Kemp J. C., Barret G. W., 1989. Spatial patterning: impact of uncultivated corridors on arthropod populations within soybean agroecosystems. *Ecology*, n. 70.

Knaapen J. P., Scheffer M., Harms B., 1992, “Estimating habitat isolation in landscape planning”, *Landscape and Urban Planning*, n. 23.

Knauer N., Mander, Ü., 1989, Studies on the filter effect of various buffer biotopes along inland waters, *Sleswig-Holstein Zeits. Kulturtechnik und Landentwicklung*, n. 30.

Kozakiewicz M., 1993. Habitat isolation and ecological barriers - the effect on small mammal populations and communities. *Acta Theriologica*, n. 38.

Kozova M., Smitalova K., Vizyova A., 1986, “Use of measures of network connectivity in the evaluation of ecological landscape stability”, *Ekologia* n. 5/2, Cecoslovacchia.

Kruess A., Tschardt T., 1994, “Habitat fragmentation, species loss, and biological control”, *Science*, n. 264 /5165.

Labaree J., 1992, *How greenways work: a handbook on ecology*, National Park Service, The Atlantic Center for the Environment, Ipswich, Massachusetts.

Lack P. C., 1988. Hedge intersections and breeding bird distribution in farmland. *Bird Study*, n. 35.

Lambeck R.J., 1997. Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation biology*, 19: 1547-1556.

Lerner M.A., Bowker D.W., Halewood J., 1990, “An assessment of bank slope as a predictor of conservation status in river corridors”, *Biological conservation*, n. 54.

Lefkovitch L. P., Fahrig L., 1985, “Spatial characteristics of habitat patches and population survival”, *Ecological Modelling*, n. 30.

Lewis P. H., 1964, “Quality corridors in Wisconsin”, *Landscape Architecture*, n. 54.

Likens G. E., Bormann F. H., 1974, “Linkages between terrestrial and aquatic ecosystems”, *BioScience*, n. 24.

Lindenmayer D.B., 1994. Wildlife corridors and the mitigation of logging impacts on fauna in wood-production forests in south-eastern Australia. *Wildlife Research*, n. 21.

Lindenmayer D.B., Cunningham R.B., Donnelly C.F., 1993. The conservation of arboreal marsupials in the montane ash forests of the central highlands of Victoria, south-east Australia. The presence and abundance of arboreal marsupials in retained linear habitats (wildlife corridors) within logged forest. *Biological Conservation*, n. 66.

Lindenmayer D.B., Cunningham R.B., Donnelly C.F., Triggs B.E., Belvedere M., 1994. Factors influencing the occurrence of mammals in retained linear strips (wildlife corridors) and contiguous stands of montane Ash Forest In the Central Highlands of Victoria, southeastern Australia. *Forest Ecology & Management*, n. 67.

Lindenmayer D.B., Cunningham R.B., Donnelly C.F., Triggs B.J., Belvedere M., 1994. The conservation of

arboreal marsupials in the montane Ash Forests of the Central Highlands of Victoria, south-eastern Australia. Patterns of use and the microhabitat requirements of the mountain brushtail Possum *Trichosurus caninus* Ogilby in retained linear habitats (wildlife corridors). *Biological Conservation*, n. 68.

Lindenmayer D.B., Nix H.A., 1993, “Ecological principles for the design of wildlife corridors”, *Conservation Biology*, n. 7.

Lindenmayer D.B., Possingham H.P., 1995. The Conservation of arboreal marsupials in the montane Ash Forests of the Central Highlands of Victoria, south-eastern Australia .7. Modelling the persistence of Leadbeaters Possum in response to modified timber harvesting practices. *Biological Conservation*, n. 73.

Lindenmayer D.B., Possingham H.P., 1996. Modelling the inter-relationships between habitat patchiness, dispersal capability and metapopulation persistence of the endangered species, Leadbeaters Possum, in south-eastern Australia. *Landscape Ecology*, n. 11.

Lydenmayer D.B., Manning A., Smith P.L., McCarthy M.A., Possingham H.P., Fischer J., 2002 – The focal species approach and landscape restoration: a critique. *Conservation Biology* 16, 338-345.

Lyle J., Quinn R. D., 1991, “Ecological corridors in urban southern California”, in AA.VV., *Wildlife conservation in metropolitan environments*, National Institute for Urban Wildlife, Columbia, Maryland.

Lynch J. F., Saunders D. A., 1991. Responses of bird species to habitat fragmentation in the wheatbelt of Western Australia: interiors, edges and corridors. In: Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *Nature conservation 2: the role of corridors in nature conservation*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, Sydney.

MacArthur R.H., 1972, *Geographical ecology: patterns in distribution of species*, Harper & Row, New York.

MacClintock L., Whitcomb R.F., Whitcomb B.L., 1977, “Evidence for the value of corridors and minimization of isolation in preservation of biotic diversity”, *America Birds* , n. 31.

Machtans C.S., Villard M.-A., Hannon S.J., 1996. Use of riparian buffer strips as movement corridors by forest birds. *Conservation Biology*, n. 10, pag. 5.

Mackintosh G., (a cura), 1989, *Preserving communities and corridors*, Defender of Wildlife, Washington.

Mader H. J., 1984. Animal habitat isolation by roads and agricultural fields. *Biological Conservation*, n. 29.

Mann C.C., Plummer M.L., 1995, “Are wildlife corridors the right path?”, *Science*, n. 270 /5241.

Martinelli N., Mininni M., 1997, “I valloni erosivi del carsismo in Puglia come corridoi di connessione ecologica e itinerari naturalistici collina-mare”, *Atti 2° Convegno Internazionale di Studio Sentieri, le reti di interconnessione delle risorse naturali e culturali*, Cagliari.

Matthysen E., Adriaensen F., Dhondt A.A., 1995. Dispersal distances of nuthatches *Sitta europaea* in a highly fragmented landscape. *Oikos*, n. 72.

Matthysen E., Currie D., 1996. Habitat fragmentation reduces disperser success in juvenile Nuthatches *Sitta*

europaea: evidence from patterns of territory establishment. *Ecography*, n. 19.

Matthysen E., Lens L., Van Dongen S., Verheyen G.R., Wauters L., Adriaensen F., Dhondt A.A., 1995. Diverse effects of forest fragmentation on a number of animal species. *Belgian journal of zoology*, 125, Laboratory of Animal Ecology WEB site.

McCoy E.D., Mushinsky H.R., 1994. Effects of fragmentation on the richness of vertebrates in the Florida scrub habitat [review]. *Ecology*, n. 75.

McDowell C. R., Low A. B., McKenzie B., 1991. Natural remnants and corridors in Greater Cape Town: their role in threatened plant conservation. In: Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *Nature conservation 2: the role of corridors in nature conservation*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, Sydney.

Merriam G., 1984, "Connectivity: a fundamental ecological characteristic of landscape pattern", in Brandt J., Agger P., (a cura), *Methodology in landscape ecological research and planning*, vol. 1, Roskilde Universitetsforlag GeoRuc, Roskilde, Denmark.

Merriam G., 1991. Corridors and connectivity: animal populations in heterogeneous environments. In: Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *Nature conservation 2: the role of corridors in nature conservation*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, Sydney.

Merriam G., Lanoue A., 1990. Corridor use by small mammals: field measurement for three experimental types of *Peromyscus leucopus*. *Landscape Ecology* 4/2-3.

Metzger J.P., Decamps, H., 1997, "The structural connectivity threshold - an hypothesis in conservation biology at the landscape scale", *Acta Oecologica International Journal of Ecology*.

Miklós L., Koren M., Steffek J., 1995, *Ecological corridors and buffer zones*. Preliminary Report, Project MN2.7, ECNC, ETC Nature.

Minissale P., Ronsisvalle G. A., Spampinato S.G., 1999 (in pubblicazione), *Sistema di ambienti umidi circumetnei; ipotesi per una rete ecologica della provincia di Catania*, workshop nazionale Reti e corridoi ecologici per gli interventi di conservazione e salvaguardia della natura in ambiente urbano e suburbano, ANPA Catania 1-3 ottobre 1999.

Morrison M.L., Marcot B.G., Mannan R.W., 1992, *Wildlife-habitat relationships, concepts and applications*, University of Wisconsin.

Morrison S. W., 1988. The Percival Creek Corridor Plan. *Journal of Soil and Water Conservation*, n. 43.

Mortelliti A., 2007. Effetti della frammentazione del Paesaggio sui Mammiferi (Carnivori, Insettivori, Roditori) in Provincia di Siena. Relazione tecnica inedita. Provincia di Siena.

Mortelliti A., Boitani L., 2009. Distribution and coexistence of shrews in patchy landscapes: A field test of multiple hypotheses. *Acta Oecologica* 35 (6), 797-804

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

Mortelliti A., Amori G., Capizzi D., Cervone C., Fagiani S., Pollini B., Boitani L., 2011. Independent effects of habitat loss, habitat fragmentation and structural connectivity on the distribution of two arboreal rodents. *Journal of Applied Ecology* 48 (1), 153-162

Mortelliti A., Santarelli L., Sozio G, Fagiani S., Boitani L., 2012. Long distance field crossings by hazel dormice (*Muscardinus avellanarius*) in fragmented landscapes. *Mammalian Biology-Zeitschrift für Säugetierkunde*

Múgica M., De Lucio J.V., Pineda, F.D., Ecological corridors and buffer zones: the study case of Madrid region, Spain, Preliminary Report, Project MN2.7, ECNC, ETC Nature.

Mwalyosi R.B.B., 1991, "Ecological evaluation for wildlife corridors and buffer zones for Lake Manyara National Park, Tanzania, and its immediate environment", *Biological Conservation* , n.57.

Naiman R.J., Decamps H., Pollock M., 1993, "The role of riparian corridors in maintaining regional biodiversity", *Ecological Applications*, n. 3.

National Institute for Urban Wildlife, 1989, *Wildlife reserves and corridors in urban environment*, Columbia, Maryland.

Newmark W.D., 1993, "The role and design of wildlife corridors with examples from Tanzania", *Ambio*, n. 22.

Nicholls A. O., Margules C. R., 1991, "The design of studies to demonstrate the biological importance of corridors", in Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *Nature conservation 2: the role of corridors in nature conservation*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, Sydney.

Noss R.F. 1993, "Wildlife Corridors", in: Smith D.S., Hellmund P.C., (a cura), *Ecology of Greenways. Design and function of linear conservation areas*, Minneapolis, University of Minnesota Press.

Noss R.F., 1987(a), "Corridors in real landscapes: a reply to Simberloff and Cox", *Conservation Biology* , n. 1.

Noss R.F., 1987(b), "Protecting natural areas in fragmented landscape", *Natural Areas Journal*, n. 7.

Noss R.F., L.D. Harris., 1990, "Habitat connectivity and the conservation of biological diversity: Florida as a case history", in *Proceedings of the 1989 Society of American Foresters National Convention*. Bethesda: Society of American Foresters.

Opdam P., Van Apeldoorn R., Schotman A., Kalkhoven J., 1993, "Populations responses to landscape fragmentation", in Vos C. C., Opdam P., (a cura), *Landscapes ecology of a stressed environment*, Chapman and Hall, London.

Ott J., 1999, "Collegamenti fra biotopi e reti ecologiche nelle aree urbane della Germania. Che senso hanno i

corridoi verdi nelle città?”, in Ghiringhelli, Dimaggio, (a cura), Reti ecologiche in aree urbanizzate, Provincia di Milano - Agenzia Nazionale per la Protezione dell’Ambiente, (atti del seminario di Milano del 5 febbraio 1999), Franco Angeli, Milano.

Oxley D. J., Fenton M. B., Carmody G. R., 1974. The effects of roads on population of small mammals. *Journal of Applied Ecology*, n. 11.

Pacini E., Piotto B., 1999. L’impollinazione e la disseminazione delle specie legnose italiane, con particolare riguardo a quelle con semi recalcitranti, in relazione alla frammentazione del territorio, workshop nazionale Paesaggi rurali di domani. La gestione degli ecosistemi agro-silvo-patorali e la tutela della connettività ecologica del territorio extraurbano. Workshop ANPA Torino, 10 settembre 1999.

Pahl-Wostl C., 1993, “Quantification of species as functional units within an ecological network”, *Ecological Modelling*, n. 66.

Panetta F. D., Hopkins A. J. M., 1991. Weeds in corridors: invasion and management. In Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *Nature conservation 2: the role of corridors in nature conservation*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, Sydney.

Peck S., 1998, *Planning for biodiversity: Issues and examples*, Island Press, Washington.

Pelikan J., 1986. Small mammals in windbreaks and adjacent fields. *Acta Scientiarum Naturalium Academiae Scientiarum Bohemoslovacae Brno*, n. 20.

Pignatti S., 1998. L’ecosistema urbano. Atti 1° Convegno sulla fauna urbana. Roma, 12 aprile 1997.

Reed D. F., Wootard T. N., Pojar T. M., 1975. Behavioral response of mule deer to a highway underpass. *Journal of Wildlife Management*, n. 39.

Reed D. M., Schwarzmeier J. A., 1978, “The prairie corridor concept: possibilities for planning large scale preservation and restoration”, in Lewin, Landers, (a cura), *Proceedings of the Fifth Midwest Prairie Conference*, Iowa State University, Ames, Iowa, USA.

Reggiani G., Boitani L., Amori G., 2001. I “contenuti” di una rete ecologica. Atti del convegno “Reti ecologiche, azioni locali di gestione territorial per la conservazione dell’ambiente”. Gargnano, 12-12/10/2001: 74-83.

Rich, A.C., Dobkin D.S., Niles L.J., 1994. Defining forest fragmentation by corridor width - the influence of narrow forest-dividing corridors on forest-nesting birds in southern New Jersey. *Conservation Biology*, n. 8.

Riffell S.K., Gutzwiller K.J., 1996. Plant-species richness in corridor intersections - is intersection shape influential. *Landscape Ecology*, n. 11.

Rodenhou N.L., Barrett G.W., Zimmerman D.M., Kemp, J.C., 1992. Effects of uncultivated corridors on arthropod abundances and crop yields in soybean agroecosystems. *Agriculture, ecosystems & environment*, n. 38.

- Romano B., 2000 – Continuità ambientale, pianificare per il riassetto ecologico del territorio. Ed Andromeda, Teramo.
- Ronsisvalle G. A., Siracusa G., 1999, “La cava del Prainito (Sicilia sudorientale), modello di corridoi ecologico degli Iblei”, Workshop nazionale Reti e corridoi ecologici per gli interventi di conservazione e salvaguardia della natura in ambiente urbano e suburbano, ANPA (in pubblicazione), Catania 1-3 ottobre 1999.
- Ruefenacht B., R.L. Knight, 1995. Influences of corridor continuity and width on survival and movement of deer mice *Peromyscus maniculatus*. *Biological Conservation* , n. 71, pag.3.
- 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.
- Saunders D.A., 1990. Problems of survival in extensively cultivated landscape: the case of Carnaby’s cockatoo, *Calyptorhynchus funereus latirostris*. *Biological Conservation* , n. 54.
- Saunders D.A., 1991. Values of corridors to avian population in a fragmented landscape. In Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *Nature conservation 2: the role of corridors in nature conservation*, Chipping Norton, Surrey Beatty and Sons, Sydney.
- Saunders D.A., Hobbs R. J., 1989, “Corridors for conservation”, *New Scientist* , n. 28.
- Saunders D.A., Hobbs R.J. (a cura), 1991, *The role of corridors in nature conservation*, Surrey Beatty and Sons, Sydney.
- Saunders D.S., Hobbs R.J., Margules C.R. 1991, “Biological consequences of ecosystem fragmentation: a review”, *Conservation Biology* , n. 5.
- Schippers P., J. Verboom, J.P. Knaapen, R.C. Van Alpeldoorn, “Dispersal and habitat connectivity in complex heterogeneous landscapes. An analysis with a GIS-based random walk model”, *Ecography* 19, pag.2.
- Schreiber K. F. (a cura), “Connectivity in Landscape Ecology”, *Munstersche Geographische Arbeiten* , n. 29, Ferdinand Schoningh, Paderborn, Germany.
- Schumaker N.H., 1996, “Using landscape indices to predict habitat connectivity”, *Ecology*, n. 77.
- Schwartz M.W., (a cura), 1997, *Conservation in highly fragmented landscapes*, Chapman & Hall.
- Schwarz L. LaB., (a cura), 1993, *Greenways. A guide to Planning, Design, and Development*, The Conservation Fund, Island Press, Washington.
- Simberloff D., Cox J., 1987, “Consequences and costs of conservation corridors”, *Conservation Biology* , n.1.
- Simberloff D., 1994. Habitat fragmentation and population extinction of birds. *Ibis*, n. 137.
- Siracusa G., 1999, *La Timpa di Acireale, modello di corridoio ecologico costiero*, workshop nazionale Reti e

corridoi ecologici per gli interventi di conservazione e salvaguardia della natura in ambiente urbano e suburbano, ANPA (in pubblicazione), Catania 1-3 ottobre 1999.

Slater F.M., Curry P., Chadwell C., 1987. A practical approach to the evaluation of the conservation status of vegetation in river corridors in Wales. *Biological conservation*, 40.

Sozio G., Mortelliti A., Boitani L., 2013. Mice on the move: Wheat rows as a means to increase permeability in agricultural landscapes. *Biological Conservation* 165, 198-202

Smith D. S., Hellemund P. C., 1993, *Ecology of greenways: design and function of linear conservation areas*, University of Minnesota Press, Minneapolis, Minnesota, USA.

Smith R.J., Schaefer J.M., 1992. Avian characteristics of an urban riparian strip corridor. *Wilson Bulletin*.

Soulé M. E., Gilpin M. E., 1991, “The theory of wildlife corridor capability”, in: D.A. Saunders, R.J. Hobbs (a cura), *The Role of Corridors*, Nature Conservation 2, Chipping Norton, Australia, Surrey Beatty.

Spackman S.C., J.W. Hughs, 1995, “Assessment of minimum stream corridor width for biological conservation: Species richness and distribution along mid-order streams in Vermont”, USA., *Biological Conservation* , n. 71, pag.3.

Spellerberg I. F., Gaywood M., 1993, *Linear features: linear habitats and wildlife corridors*, English Nature Report.

Sposimo P., Castelli C., (a cura di), 2005 - *La biodiversità in Toscana: specie e habitat in pericolo*. Archivio del Repertorio Naturalistico Toscano. Regione Toscana, Direz. Gen. Pol. Territoriali e Ambientali. Tip. Il Bandino, Firenze, 302 pp. + CD-Rom.

Stamps J.A., M. Buechner, V.V. Krishnan, 1987, “The effects of edge permeability and habitat geometry on emigration from patches of habitat”, *The American Naturalist* , n.129.

Starfinger U., Sukopp H., 1994, “Assessment of urban biotopes for nature conservation”, in: Cook E.A., Van Lier H.N., (a cura), *Landscape planning and ecological networks*, Elsevier, Amsterdam.

Steffek, J., Haberova, I., Jancura, P., Jancurova, K., Janik, M., Koren, M., Kramarik, J., Kristin, A., Maglocky, S., Majzlan, O., Otahelova, H., Stolenburg W., 1991, “Wildlife corridors: the fragment connection”, *Nature Conservancy* , n. 41, pag.4.

Sukopp H., Weiler S., 1988, “Biotope mapping in nature conservation strategies in urban areas of the Federal Republic of Germany”, *Landscape and Urban Planning*, n. 15.

Sukopp H., Werner P., 1982, “Nature in cities. A report and a review of studies and experiments concerning ecology, wildlife and nature conservation in urban and suburban areas”, *Council of Europe Nature and Environment Series*, n. 36, Strasbourg.

Sukopp H., Werner P., 1987. *Development of flora and fauna in urban areas*. Council of Europe Nature and

Environment Series, n. 36, Strasbourg.

Sukopp H., Werner P., 1987. Development of flora and fauna in urban areas. Council of Europe Nature and Environment Series, n. 36, Strasbourg.

Sutcliffe O.L., Thomas C.D., 1996. Open corridors appear to facilitate dispersal by ringlet butterflies (*Aphantopus hyperantus*) between woodland clearings. *Conservation Biology*, n. 10.

Szacki J., Babinskawerka J., Liro A., 1993. The influence of landscape spatial structure on small mammal movements. *Acta Theriologica*, n. 38.

Tattoni C., Brambilla M., Pedrini P., 2013 – L'approccio metodologico alla Rete Ecologica del Trentino attraverso l'utilizzo dell'avifauna come modello biologico. Atti del XVII Convegno Italiano di Ornitologia-Trento, 11-15 Settembre 2013.

Taylor P.D., L. Fahrig, K. Henein, G. Merriam, 1993. Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, n. 68.

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., Dessi Fulgheri F., Londi G., Mini L. 2006b – L'influenza antropica è sempre in conflitto con la biodiversità? *Agribusiness Paesaggio&Ambiente – Vol. X (2006) n.2*

Tellini G., Campedelli T., Londi G., Dessi Fulgheri F., Gusmeroli E., 2008. Idoneità ambientale a scala vasta per specie di interesse per la conservazione, ottenute a partire da dati di sola presenza con algoritmi di massima entropia (maxent). Atti del X Congresso Nazionale della SIEP-IALE. Università degli Studi di Bari. Mairota P., Mininni Mv., Laforteza R., Padio-Schioppa, 2008 (a cura di).

Tellini Florenzano G., Farina A., Campedelli T., Londi G. & Fornasari L. 2009 – Effetti diversificati dell'impatto antropico sulla diversità ornitica. *Alula XVI (1-2): 286-291*

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>.

Tellini Florenzano Guido, Campedelli T., Cutini S., Londi G., Bonazzi P., Fornasari L., Silva L., Rossi P., 2013 – Più grandi, più vecchie: come rispondono le specie forestali diffuse alla trasformazione delle foreste italiane. Atti del XVII Convegno Italiano di Ornitologia- Trento, 11-15 Settembre 2013.

Troumbis A.Y., Kardakari N., 1995. Ecological corridors and buffer zones in Greece, Italy and France, Preliminary Report. Project MN2.7, ECNC, ETC Nature.

Tzolova G. V., 1995. An experiment in greenway analysis and assessment: the Danube River. *Landscape and Urban Planning*, n. 33.

Van Der Zande A. N., Ter Keurs W. J., Van Der Weidjen W. J., 1980. The impact of roads on the densities of four bird species in an open field habitat – evidence of a long distance effect. *Biological Conservation*, n. 18.

Vanapeldoorn R.C., Celada C., Nieuwenhuizen W., 1994. Distribution and dynamics of the Red squirrel (*Sciurus vulgaris* L.) in a landscape with fragmented habitat. *Landscape Ecology*, n. 9.

Verkaar H. J., 1988. The possible role of road verges and river dykes as corridors for the exchange of plant species between natural habitats. In Schreiber K. F. (a cura), *Connectivity in Landscape Ecology*, Munstersche Geographische Arbeiten 29, Ferdinand Schoningh, Paderborn, Germany.

Verkaar H. J., 1990. Corridors as a tool for plant species conservation? In: Bunce R. G. H., Howard D. C., (a cura), *Species dispersal in agricultural habitats*, Belhaven Press, London.

Vermeulen H.J.W., 1994. Corridor function of a road verge for dispersal of stenotopic heathland ground beetles carabidae. *Biological Conservation*, n. 69

Vos C.C., A.H.P. Stumpel, 1995. Comparison of habitat-isolation parameters in relation to fragmented distribution patterns in the tree frog (*Hyla arborea*). *Landscape Ecology* n. 11, 4.

Ward J.V., Stanford J.A., 1995. Ecological connectivity in alluvial river ecosystems and its disruption by flow regulation. *Regulated Rivers Research & Management*, n. 11.

Wilcox B., Murphy D., 1985. Conservation strategy: the effects of fragmentation on extinction. *Am. Nat.*, n. 125.

Yahner R.H., 1988. Changes in wildlife communities near edges. *Conservation Biology* , n. 2.

Zonneveld I., 1994. Landscape ecology and ecological networks. In : Cook E.A., Van Lier H.N., (a cura), *Landscape planning and ecological networks*, Elsevier, Amsterdam.