

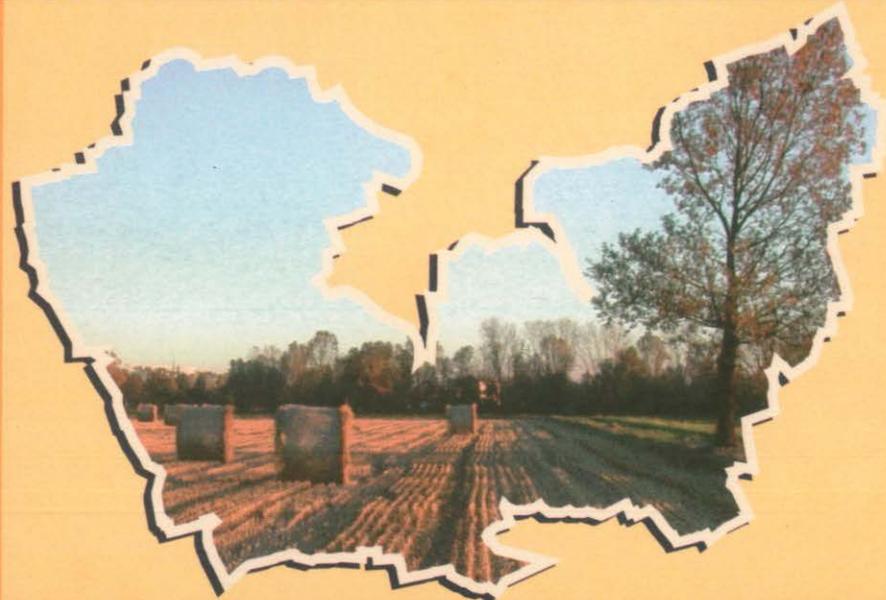


Provincia
di Milano



PARCO
AGRICOLO
SUD
MILANO

Paesaggio e biodiversità



nel Parco Agricolo Sud Milano



Paesaggio e biodiversità

nel Parco Agricolo Sud Milano

Marco Baietto, Emilio Padoa-Schioppa
Università degli Studi di Milano-Bicocca

a cura di Maria Pia Sparla
Parco Agricolo Sud Milano



**Provincia
di Milano**



**PARCO
AGRICOLO
SUD
MILANO**



Autori:

Marco Baietto
Emilio Padoa-Schioppa
*Università degli Studi
di Milano-Bicocca*

Coordinamento:

Maria Pia Sparla
Parco Agricolo Sud Milano

Aiuto redazione:

Daniela Bergamo
Parco Agricolo Sud Milano

Copertina di:

Sara Papasodaro
Parco Agricolo Sud Milano

Foto di:

Alessandro Caramellino
Parco Agricolo Sud Milano

Adriano Carafoli
Mario Chiodetti
Vittorio Pigazzini

PRESENTAZIONE

Questo volume nasce da un'iniziativa originale di un gruppo di ricerca dell'Università degli Studi di Milano, Unità di Conservazione della Biodiversità, che ha proposto al Parco Agricolo Sud uno studio a 360 gradi sull'ecologia del territorio. Il lavoro è stato svolto da due giovani neolaureati impegnati a realizzare una ricerca di ampio respiro della durata di tre anni per conseguire un dottorato di ricerca in Scienze Naturalistiche e Ambientali. Il risultato è un'opera dai contenuti altamente scientifici ma per nulla accademico. Si tratta di un lavoro che, ben lungi dal costituire una elegante ma poco pratica esercitazione metodologica e stilistica, pur mantenendo sempre il massimo rigore, entra nel vivo dei problemi e costituisce un interessante punto di partenza per entrare in tematiche fondamentali quali l'uso, la conservazione e il miglioramento del territorio del Parco. Un territorio che oggi costituisce una grande area verde che consente alla città di Milano di respirare ancora e di produrre cibo per sé e per altri, e ai suoi cittadini di trovare angoli di relax e di entrare a diretto contatto con un territorio in cui è ancora possibile vedere e vivere l'ambiente naturale e seminaturale che getta le sue radici in un passato più o meno vicino. Il lavoro si articola in due parti: ecologia del paesaggio ed ecologia animale. Questo per fornire al lettore specializzato e non, la possibilità di leggere e poi sperimentare di persona il contatto con la natura, di comprenderne l'importanza e quindi il valore della sua salvaguardia e conservazione futura.

Bruna Brembilla
Presidente del Parco Agricolo Sud Milano



INDICE

INDICE	3
1 CONSERVAZIONE E PIANIFICAZIONE ECOLOGICA DEL TERRITORIO	9
1.1 Contesto culturale entro il quale si colloca la pianificazione ecologica del territorio: una crisi di biodiversità	11
1.2 Conclusioni	13
2 ELEMENTI DI BIOLOGIA DELLA CONSERVAZIONE	15
2.1 Radici culturali della conservazione	15
2.2 Principi di base della conservazione biologica	16
2.3 I Parchi Nazionali e le Aree Protette come risposta alla crisi di biodiversità: storia della formazione delle aree protette, con particolare riferimento alla situazione italiana	17
3 ELEMENTI DI ECOLOGIA DEL PAESAGGIO	19
3.1 Definizione di paesaggio e di ecologia del paesaggio	19
3.2 Ruolo innovativo dell'ecologia del paesaggio all'interno della teoria ecologica	21
3.2.1 Abuso del termine ecosistema	22
3.2.2 Ruolo dell'uomo all'interno della natura	22
3.2.3 Eterogeneità	22
3.2.4 Scale spazio-temporali	23
3.2.5 Disturbi	23
3.2.6 Metapopolazioni e sistemi sorgente-gorgo	24
3.3 Ecotessuto: modello integrato del paesaggio	25
3.3.1 Modello a mosaico e modello variegato	25
3.3.2 Modello a ecotessuto	27
3.3.3 Gerarchie di sistemi paesistici	28
4 ELEMENTI DI ECOLOGIA DEL RIPRISTINO DEI SISTEMI AMBIENTALI	31
4.1 Principi di restoration ecology	31
4.2 Indicazioni per un protocollo di metodo per rinaturare i siti ad alta criticità ambientale	33
4.3 Conclusioni	34
5 PRINCIPI ECOLOGICI PROPEDEUTICI AI PROCESSI DI PIANIFICAZIONE DEL TERRITORIO	35
5.1 Selezionare le priorità di conservazione	35
5.2 Ecologia delle popolazioni	37
5.3 Biogeografia insulare: area di un'isola	38
5.4 Frammentazione degli habitat ed eterogeneità paesistica	38
5.5 Le aree protette: criteri ecologici alla base della pianificazione di riserve e parchi nazionali	39
5.5.1 Dimensioni della riserva	41
5.5.2 Eterogeneità dell'area e processi dinamici in atto	41
5.5.3 Coesistenza di sistemi paesistici naturali e modificati dall'uomo	41

5.6	Un nuovo paradigma per la tutela della biodiversità: le reti ecologiche territoriali e il corridoio di biodiversità (o corridoio diffuso)	42
5.7	Gli uccelli come bioindicatori e il concetto di specie focale	43
6	IL PARCO AGRICOLO SUD MILANO COME CASO STUDIO	45
6.1	Obbiettivi della ricerca	45
6.2	Storia del parco	46
6.3	Inquadramento dell'area di studio	48
6.3.1	I sistemi paesistici della pianura Padana	48
6.3.2	Clima all'interno dell'area di studio	49
6.3.3	Elementi di geologia, geomorfologia, idrogeologia e idrografia dell'area di studio	51
6.3.4	Elementi di pedologia dell'area di studio	53
6.3.5	Vegetazione ed attività antropiche	53
7	CARATTERIZZAZIONE DEL PAESAGGIO	57
7.1	Realizzazione delle carte d'uso del suolo	57
7.2	Mosaico ecologico derivato dalle immagini satellitari e dalle ortofotogrammetrie	58
7.2.1	Area di Bassa Pianura	58
7.2.2	Parco Agricolo Sud Milano: area di studio e aree di dettaglio delle riserve	60
7.3	Indici di ecologia del paesaggio	69
7.3.1	Indicatori di ecologia del paesaggio mutuati dall'ecologia ecosistemica: indici di eterogeneità	69
7.3.2	Indicatori di geometria del paesaggio	70
7.4	Indici a scala di paesaggio	71
7.4.1	Eterogeneità ed equitabilità	71
7.4.2	Connettività e circuitazione del reticolo di filari	72
8	ANALISI FAUNISTICHE	73
8.1	Metodi ed obiettivi delle analisi	73
8.2	Individuazione delle emergenze faunistiche	75
8.2.1	Principi generali per la definizione delle emergenze faunistiche	75
8.2.2	Anfibi e Rettili	76
8.2.3	Uccelli	78
8.2.4	Mammiferi	83
8.3	I trend delle popolazioni degli uccelli	85
8.3.1	Importanza ecologica delle analisi sui trend di popolazioni animali	85
8.3.2	I trend di popolazione in Lombardia	86
8.3.3	I trend di popolazione nella pianura lombarda	94
8.3.4	Conclusioni	99
8.4	Selezione delle specie focali	99
9	ANALISI SUI FILARI	105
9.1	Definizione di filare	105
9.2	Funzioni dei filari nei paesaggi agricoli	107
9.2.1	Microclima	107
9.2.2	Ciclo idrologico ed erosione dei suoli	107

9.2.3 Cicli biogeochimici	107
9.2.4 Biodiversità – componente vegetale	107
9.2.5 Biodiversità – componente faunistica (invertebrati)	108
9.2.6 Biodiversità – componente faunistica (vertebrati eccetto avifauna)	109
9.2.7 Biodiversità – componente faunistica (avifauna)	110
9.2.8 Utilizzo e percezione antropica dei filari	114
9.3 Struttura dei filari nelle aree di dettaglio	115
9.4 Caratteristiche a scala di paesaggio	117
9.5 Composizione vegetale degli strati arboreo ed arbustivo	119
10 RAPPORTO TRA FILARI ED AVIFAUNA	123
10.1 Caratteristiche strutturali dei filari	123
10.2 Caratteristiche vegetazionali dei filari	125
10.3 Valutazione qualitativa dei filari	126
11 VALUTAZIONE DELL'IDONEITÀ DEL PAESAGGIO E PROGETTAZIONE DI UNA RETE ECOLOGICA	129
11.1 Procedura per realizzare delle carte d'idoneità	129
11.2 Una rete ecologica territoriale basata sui filari per l'area agricola: nuclei funzionali e resistenza della matrice	133
11.3 Il corridoio diffuso del Parco Agricolo Sud Milano	138
11.3.1 Costruzione di un modello fuzzy	138
11.3.2 Restituzione cartografica del sistema fuzzy	142
11.3.3 Verifica del sistema	144
11.3.4 Individuazione dei corridoi di biodiversità	145
11.3.5 Conclusioni	145
11.4 Valutazione degli scenari futuri	148
12 CONCLUSIONI	167
12.1 Osservazioni in merito ai risultati della ricerca	167
12.2 Quale è il costo di un intervento di ripristino?	167
12.3 Vale la pena conservare i paesaggi agricoli?	168
Bibliografia	170
Allegato A	181



1 Conservazione e pianificazione ecologica del territorio

Molto spesso i processi di pianificazione ecologica del territorio hanno trascurato quasi del tutto i principi ecologici, rispondendo a logiche economiche o sociali (talvolta anche mal indirizzate). Come illustra la figura 1 (Ingegnoli, 1993) il prodotto di un criterio di pianificazione nel quale predomina l'interesse economico immediato (scala temporale spesso inferiore ai 10 anni, in modo tale che chi amministra la cosa pubblica possa raccogliere i frutti, ancorché effimeri, del proprio mandato) produce un *non-sense* ecologico che viene poi pagato dalle generazioni future. Un esempio, anche banale potrebbe essere la considerazione che buona parte degli utili che un piccolo comune, non lontano da una metropoli, può realizzare proviene dagli oneri di urbanizzazione e dagli introiti dell'ICI.

Tale realtà spinge gli amministratori locali a privilegiare gli interventi di urbanizzazione, la costruzione di nuovi insediamenti (al posto magari di riconversioni di aree dismesse) in modo da poter utilizzare gli utili di bilancio per altre esigenze (quali la realizzazione di servizi non in grado di sostenersi autonomamente: asili, assistenza agli anziani, attività ricreative ecc.) individuando quelle che procurano un più immediato ritorno elettorale rispetto ad una politica di conservazione

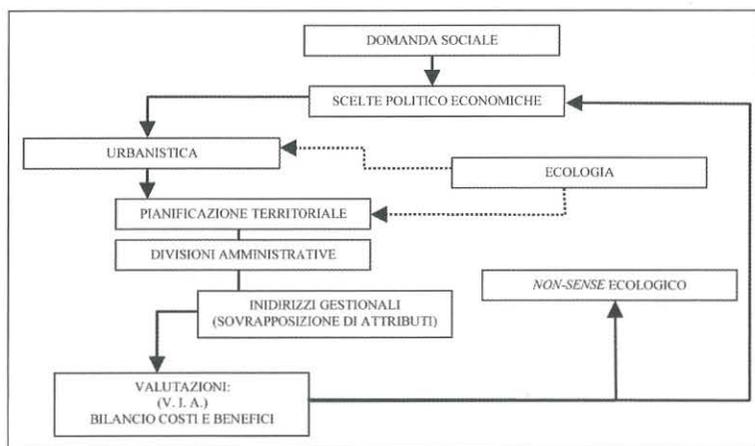


Figura 1 – Tradizionali processi di pianificazione del territorio che non rispondono a regole di tipo ecologico e conseguentemente generano dei non-sense ecologici (da Ingegnoli, 1993). Si noti che gli input di tipo ecologico non sono considerati vincolanti e che alcune procedure, come la Valutazione di Impatto Ambientale (V.I.A.) non è prevista per ogni tipo di infrastruttura, ma solo per alcune tipologie di opere ed anche in questi casi sono previste deroghe in particolari situazioni (commissariamenti per emergenze; casi di necessità ed urgenza).

e valorizzazione del territorio. Per questo motivo ad una pianificazione siffatta si è contrapposto un criterio di pianificazione che potrebbe essere definito come pianificazione ecologica del territorio (fig. 2). Come verrà illustrato nelle pagine seguenti questa pianificazione prende spunto da diversi settori dell'ecologia e si sforza di trasformare le conoscenze, gli input culturali e scientifici in principi pratici da seguire.

Una ricerca di tipo bibliografico e storico (circa i criteri con cui è stato eseguito tale lavoro, come altri simili, svolti nel corso di questa ricerca, si veda il box 1) mostra che l'interesse verso le tematiche di pianificazione ecologica del territorio è aumentato parecchio nel corso degli ultimi anni.

In figura 3 si può osservare come articoli che trattino tematiche fortemente correlate a tale argomento siano quasi raddoppiati tra gli anni '80 e gli anni '90, e che tale tendenza è tuttora in forte aumento.

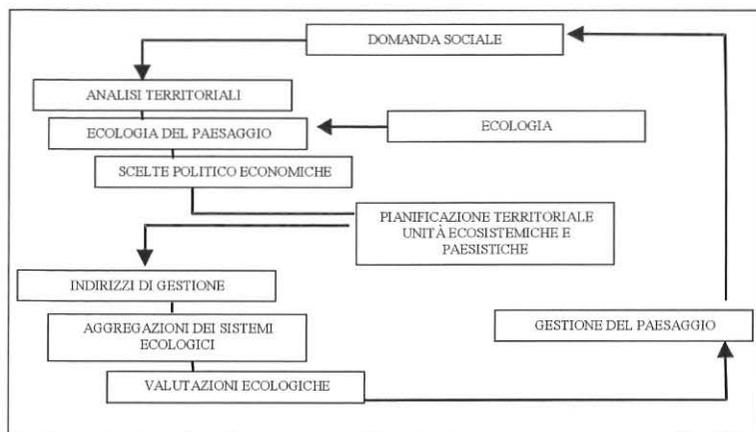


Figura 2 – Pianificazione ecologica del territorio (da Ingegnoli, 1993). In questo schema di sequenza si nota che l'ecologia ed in particolare l'ecologia del paesaggio hanno un ruolo rilevante nell'indirizzare le politiche di pianificazione.

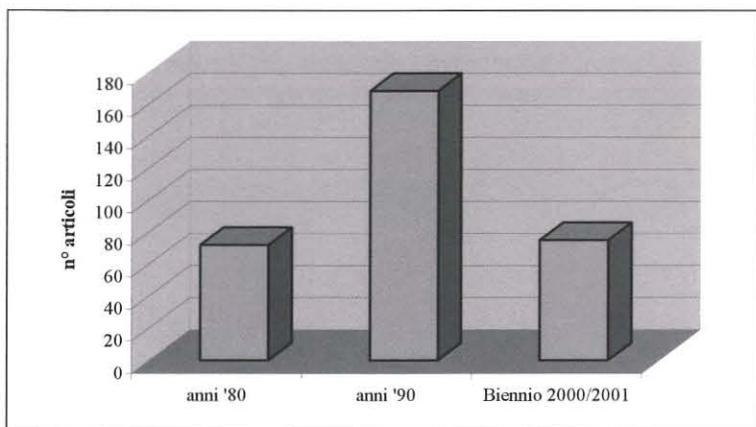


Figura 3 – Numero di articoli che riguardano le tematiche di pianificazione ecologica del territorio (parole chiave: land planning, conservation planning, ecological planning; database "Biological Sciences"). Si noti che nel solo biennio 2000/2001 sono stati pubblicati articoli in numero simile (appena maggiore) a quelli pubblicati nel decennio 1980/1989.

Box 1 - Criteri per ricerche quantitative sull'evoluzione storica delle discipline scientifiche

Lo studio dell'evoluzione di discipline, o di settori di una scienza, richiede non solo un'analisi qualitativa, basata sull'importanza di singoli contributi (evincibile dall'impatto che hanno su altri lavori scientifici e da fattori di giudizio soggettivi dell'operatore). Può essere utile aggiungere un'analisi quantitativa che evidenzi il peso che raggiunge una disciplina. Per fare questo, nel corso di questa ricerca, sono stati utilizzati i database disponibili in Internet "Cambridge Scientific Abstract". In queste banche dati è possibile effettuare ricerche per parole chiave, e visualizzare i risultati dividendoli per anno di pubblicazione, per autore, per rivista e così via. Tale criterio, che ricalca quello adottato da Gatto e collaboratori (1999) per la ricerca ambientale in Italia, permette di ottenere dei dati quantitativi sugli argomenti di interesse. È inoltre possibile applicare analisi statistiche (univariate e multivariate) per evidenziare tendenze, agglomerazioni o altro nei lavori scientifici. All'interno dei Cambridge Scientific Abstract si trovano diversi database. In genere sono stati utilizzati i database "Biological Sciences", e il sottosettore "Ecological Abstracts". In alcuni casi (specificati quando si presentano) sono stati utilizzati anche i Conference Paper Index, Biological Digest, Plant Science e Toxline. Oltre ai Cambridge Scientific Abstract sono stati utilizzati i database Ovid. Dal momento che per ognuna di queste ricerche è stato tratto un grafico riassuntivo nella didascalia del grafico stesso vengono indicate le parole chiave utilizzate per la ricerca e i database utilizzati.

1.1 Contesto culturale entro il quale si colloca la pianificazione ecologica del territorio: una crisi di biodiversità

Se dunque emerge l'importanza di applicare principi di ecologia alla pianificazione del territorio, e se appare evidente che queste tematiche cominciano ad interessare la comunità scientifica degli ecologi, occorre anche chiarire qual è il contesto culturale entro il quale va collocata la pianificazione ecologica del territorio.

Per fare questo occorre richiamare l'attenzione ad una parola, biodiversità (il cui significato è riportato nel box 2), che sempre più spesso ricorre su giornali specializzati e divulgativi.

Uno degli aspetti più drammatici della crisi ambientale che sembra incalzare sempre più le coscienze dei cittadini è la vorticosa estinzione di specie causata dall'azione antropica. Come sottolinea Edward O. Wilson (1994; 2002), in gioco non c'è solo l'esistenza di qualche mammifero particolarmente appariscente o di insetti esotici: a rischio è la sopravvivenza della specie umana. In tal senso sono indicative le accorate parole di Wilson (1994): "Possiamo immaginare una

Box 2 - Definizione di biodiversità

Per biodiversità s'intende "la varietà degli organismi viventi, la variabilità che esiste sia tra essi sia tra i complessi ecologici in cui essi si trovano. Essa può essere definita come numero e frequenza relativa di oggetti diversi, organizzati a molti livelli, dagli ecosistemi completi alle strutture chimiche che costituiscono la base dell'eredità. Perciò il termine comprende diversi ecosistemi, specie e generi e loro abbondanza relativa" (O.T.A., 1987). Tale definizione di biodiversità rimane quella che lascia maggiormente concordi gli scienziati, anche se appare opportuno estenderla perlomeno a livello di paesaggio ed ecoregione (Massa e Ingegnoli, 1999). Si vuole sottolineare il diverso significato rispetto al concetto di diversità ecologica, intesa come diversità di specie all'interno di una comunità/ecosistema.

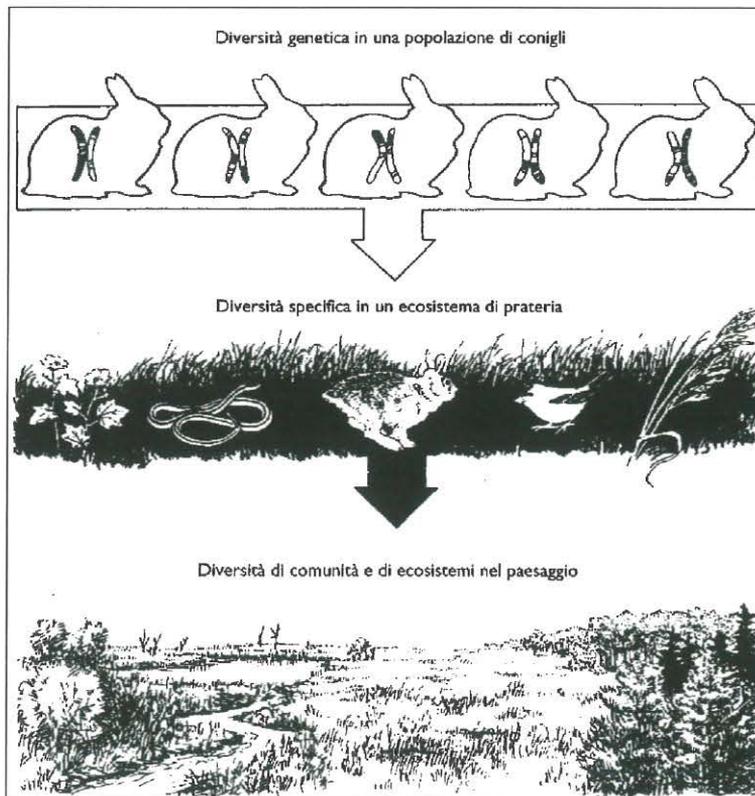


Figura 4 – Principali livelli della biodiversità (da Primack, 1997)

Box 3 - Biodiversità in passato

La biodiversità può essere studiata non soltanto nella sua situazione presente, ma anche in quella del passato. Nelle ere geologiche vi sono state crisi che hanno comportato delle drastiche riduzioni della diversità biologica, che è poi aumentata fino ai livelli attuali. Può essere significativo effettuare una comparazione tra le crisi di allora e quella attuale: si nota immediatamente che il ritmo attuale di perdita di diversità porterebbe alla scomparsa totale della diversità nell'arco di 1000 anni (posto che vi siano 30 milioni di specie sulla terra). Qualcuno potrebbe chiedersi se questa non fosse un'evenienza naturale, già ripetutasi in passato, da affrontare senza eccessivi allarmismi. In realtà proprio un confronto con le crisi del passato deve metterci in guardia: nel passato l'unità minima di riferimento era il milione di anni, al di sotto di quest'arco temporale non è possibile (almeno per il momento) effettuare ricostruzioni più precise. Ne consegue che è possibile affermare che a fine Permiano vi sia stata la più grande crisi di tutti i tempi, (riduzione del 96% delle famiglie esistenti), ma nessuno è in grado di affermare se questa crisi sia avvenuta per un periodo lungo un milione di anni, o concentrata in pochi secoli. Allo stesso modo gli studi del passato non permettono sempre la ricostruzione della diversità specifica, bensì quella di generi, o ancora più spesso di famiglie.

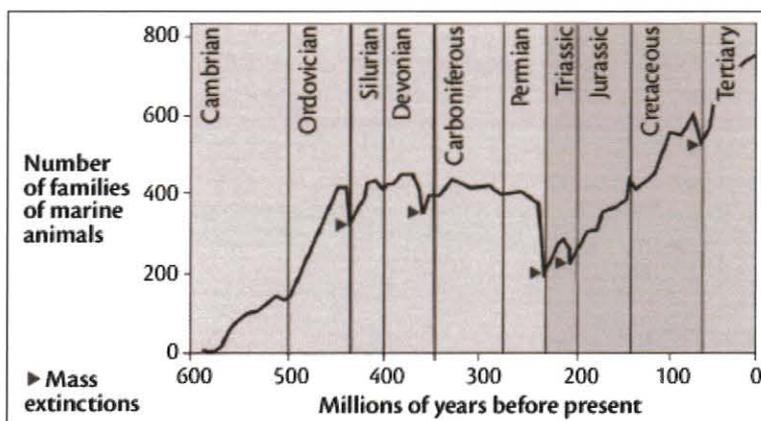


Figura 5 – Crisi di biodiversità in passato (da Wilson e Perlman, 2000).

vorticosa estinzione di specie, al termine della quale nel mondo vi sia l'uomo e poche altre specie legate ad esso. In un mondo del genere la specie umana sopravvivrebbe per pochi giorni, a causa del collasso degli ecosistemi che ci sostengono”.

Nella storia della terra non è certo questa la prima volta in cui la diversità diminuisce in maniera drastica. Vanno ricordati almeno cinque momenti di estinzione di massa, anteriori alla presenza dell'uomo sulla terra, il più famoso dei quali è stato la crisi del Cretaceo (65 milioni di anni fa), che ha visto l'estinzione dei dinosauri. Prima del Cretaceo vi furono comunque le crisi dell'Ordoviciano, del Devoniano, del Permiano e del Triassico (si veda il box 3). Nonostante queste crisi riducessero temporaneamente il numero di specie viventi la biodiversità è andata sempre aumentando (fig. 5).

E' indubbio peraltro che la causa principale, diretta o indiretta, della massiccia ondata di estinzioni in atto è l'attività antropica. Le cause primarie delle estinzioni sono la distruzione e la frammentazione degli habitat, ed avvengono ad opera dell'uomo, a seguito di un modello di sviluppo economico non sostenibile e di un incremento demografico senza precedenti.

Anche le modificazioni climatiche, dovute all'aumento della concentrazione di gas (che avviene, secondo ogni ragionevole supposizione, a causa dell'attività antropica) ad effetto serra produce una variazione di habitat, cui fa seguito la scomparsa di specie.

Già in passato l'azione antropica ha generato episodi di estinzione: l'arrivo dell'uomo in Australia, Nord-America, Madagascar e Nuova Zelanda è coinciso con la scomparsa di grossi mammiferi e di uccelli inetti al volo. Martin e Klein (1984) e Diamond (1997) ipotizzano una diretta correlazione tra i due eventi, cioè l'arrivo di popolazioni umane evolute, abili

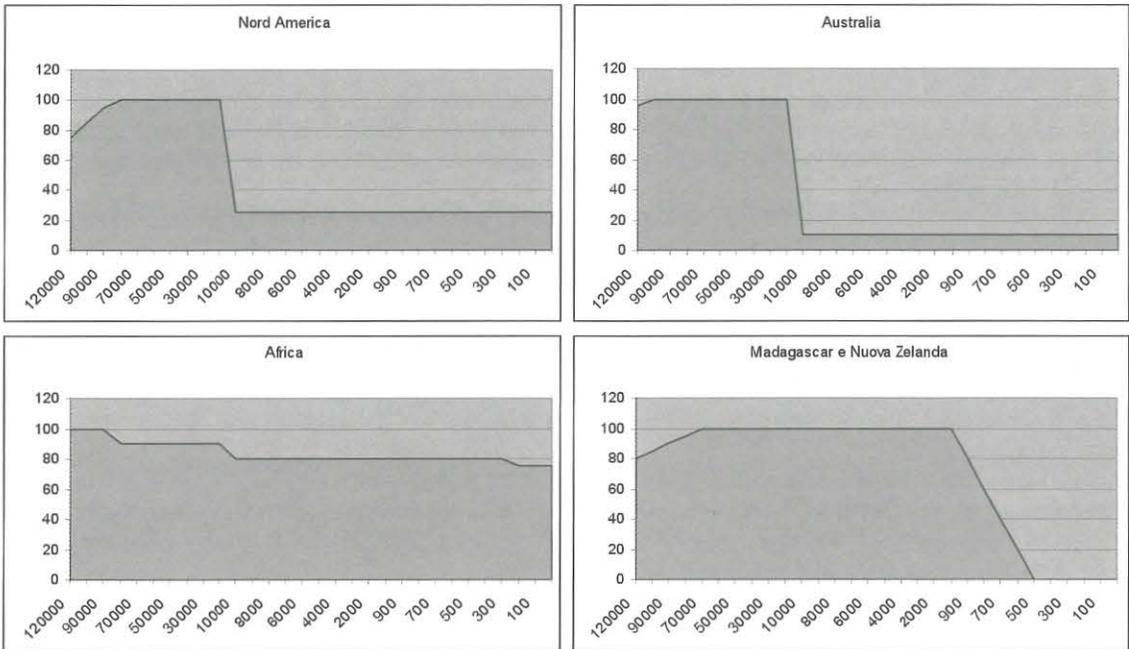


Figura 6 – Estinzione dei grossi mammiferi e degli uccelli inetti al volo in diversi continenti (da Martin, 1984, modificato). Nelle ascisse gli anni (da 120.000 ad oggi – n.b. non in scala). Nelle ordinate la percentuale di grandi mammiferi e uccelli inetti al volo.

nella caccia, ha avuto un impatto insostenibile sulla mega-fauna di queste regioni. Le ipotesi talvolta esposte, nelle quali si cerca di correlare queste estinzioni ad oscillazioni climatiche appaiono meno convincenti, in quanto anche nei periodi precedenti alla comparsa dell'uomo in America o in Australia, sono riportate simili oscillazioni, senza che siano registrati simili processi di estinzione. L'osservazione poi di quanto è avvenuto in Africa supporta ancora più quest'ipotesi: in Africa tuttora si conserva buona parte dei mammiferi di grossa taglia, e questo indica la probabile coevoluzione di popolazioni umane ed animali che sviluppatasi in un lungo arco di tempo ha permesso una forma di convivenza (fig. 6). Nella situazione attuale il quadro è diverso, sia per scala dimensionale che temporale. A preoccupare scienziati ed amanti della natura non è solo la portata delle estinzioni (solo dal secolo scorso l'azione dell'uomo riesce a modificare gli equilibri dell'intera biosfera) ma la rapidità con cui esse avvengono.

Gli ecologi americani Jared Diamond e John Terborgh riportano una stima prudenziale, secondo la quale scompaiono almeno 27.000 specie l'anno: 74 al giorno, tre in un'ora (citati in Wilson, 1994). Quanto finora è stato studiato nelle foreste pluviali e tropicali indica che nello spazio di poche centinaia di metri di foresta vi sono specie esclusive solo di quella zona. E' facile comprendere quindi quali irreparabili perdite siano il disboscamento massiccio della foresta Amazzonica, lo sfruttamento indiscriminato delle risorse minerarie in Congo o gli incendi che nel 1997 sono arrivati ad oscurare il cielo in buona parte del sud-est asiatico.

1.2 Conclusioni

Quest'allarmante scenario di crisi non riguarda soltanto le aree tropicali in cui vi è buona parte della diversità biologica: in realtà è prioritario intervenire anche nelle regioni delle medie latitudini dove, se da un lato l'ambiente è già stato trasformato in maniera spesso radicale, dall'altro, vi sono mezzi e strumenti per intraprendere programmi di ripristino ambientale che nazioni meno sviluppate economicamente non possono affrontare. In quest'ottica molte discipline dedicate alla conservazione della biodiversità si stanno affermando nei paesi del cosiddetto "Primo Mondo". Come è stato detto in precedenza e come sarà dettagliato in seguito, una delle cause primarie della perdita di diversità biologica è la trasformazione degradativa di habitat naturali e seminaturali, e la possibilità di contrastare tale degrado può venire solo at-

traverso il riconoscimento di un nuovo tipo di pianificazione del territorio che consideri tra le sue priorità il mantenimento della diversità biologica.

Pragmaticamente quest'azione può essere visualizzata nello schema di figura 7: in esso vengono posti agli antipodi antropizzazione e biodiversità, e si vuole porre l'attenzione sul fatto che in paesaggi come i nostri la gestione territoriale può e deve essere esercitata tra un livello elevato di redditività economica che non deprima del tutto la biodiversità (spostandosi dunque verso il polo dell'antropizzazione) ed uno invertito in cui la primaria attenzione alla biodiversità non mortifichi le realtà economiche già operanti.

In modo particolare nei paesaggi agricoli è possibile sforzarsi di trovare un compromesso tra le esigenze di chi vuole preservare la natura e quelle di chi cerca un incremento economico.

Cercando di schematizzare un processo di pianificazione ecologica, per individuare i settori dell'ecologia che possono contribuire a tale processo, vanno innanzitutto considerati tre contesti: uno culturale, uno scientifico ed uno applicativo.

Il contesto culturale è dominato dall'attuale crisi ambientale ed in particolare dalla crisi di biodiversità. La biologia della conservazione, come illustreremo nelle pagine seguenti è lo strumento idoneo per recepire questo contesto culturale: è una disciplina di crisi, non neutrale, orientata ad una missione. Il contesto scientifico entro cui operare viene fornito dalle conoscenze ecologiche, e in particolare dall'ecologia del paesaggio. In tale contesto può in parte rientrare anche la biologia della conservazione.

Dopo aver individuato la richiesta della società (contesto culturale) e le esigenze ecologiche (contesto scientifico), occorre approntare un progetto che, per lo meno per quanto riguarda la conservazione nei paesaggi agricoli, richiederà dettagli operativi a piccola scala (contesto applicativo). Infine il progetto deve inserirsi in un contesto normativo ed economico che permetta poi un adeguato ritorno alle aspettative.

Nei paragrafi seguenti, saranno illustrati i principali contenuti teorici e pratici delle discipline che costituiscono il quadro culturale entro il quale la pianificazione del territorio dovrebbe agire, per ridimensionare lo sbilanciamento (a favore del polo dell'antropizzazione) che ha caratterizzato lo sviluppo economico degli ultimi due secoli.

Uno degli scopi di questa ricerca è proprio quello di suggerire soluzioni per poter coniugare l'attività agricola con la conservazione della natura, suggerendo alcune semplici misure gestionali.

In conclusione, una nuova pianificazione del territorio dovrebbe tener conto della biologia della conservazione, che fornisce gli strumenti per comprendere il concetto di biodiversità e le cause dell'attuale crisi di biodiversità che ha condotto (grazie anche al contributo dell'ecologia del paesaggio e della biogeografia insulare) ad un nuovo paradigma per la conservazione: il modello delle reti ecologiche. Non si può poi trascurare l'ecologia del paesaggio, che studia il livello appropriato dello spettro biologico al quale si fa pianificazione del territorio (il paesaggio appunto) e che ha contribuito al radicale rinnovo teorico dell'ecologia. Infine il ripristino ecologico (*restoration ecology*) suggerisce i mezzi pratici con cui a scala di dettaglio è necessario progettare.

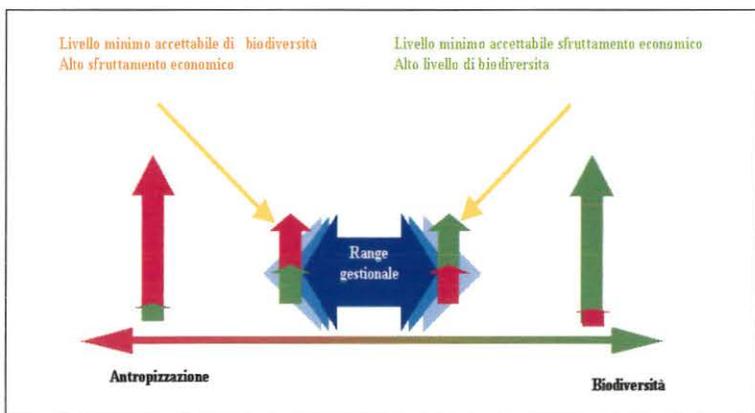


Figura 7 – Schema dei rapporti tra antropizzazione del territorio, biodiversità ed opzioni gestionali.

2 Elementi di biologia della conservazione

2.1 Radici culturali della conservazione

La conservazione della natura è una disciplina applicata che si serve di nozioni e metodi di molte altre discipline per risolvere problemi pratici. Com'è già stato indicato in precedenza il processo distruttivo della natura da parte dell'umanità non è una caratteristica esclusiva di questa era storica, ma senza dubbio oggi ha raggiunto una portata inimmaginabile solo due secoli fa.

Il fatto, però, che processi di distruzione di habitat e specie fossero già avvenuti in passato comporta che le radici culturali della conservazione fossero presenti nelle civiltà del passato. Senza voler fare un lungo elenco si può osservare che testimonianze dal mondo greco, da quello latino, dalle civiltà asiatiche ed amerinde sembrano indicare la coscienza di questi popoli del fatto che l'azione antropica sull'ambiente potesse essere negativa e, per contro, alcune tradizioni e pratiche spingevano verso atteggiamenti di conservazione più o meno conscia (dai boschi sacri dei Romani alle montagne-divinità dei popoli dell'Himalaya alle riserve di caccia, la cui esistenza è testimoniata da alcuni reperti archeologici, risalenti al 7000/7500 a.C., ritrovati in Iran - Nicholson, 1979).

Pur considerando atteggiamenti conservazionistici più o meno consci in culture e civiltà tra le più disparate, si può affermare che la scienza della conservazione è nata tra l'America del Nord e l'Europa. Nei due continenti la storia ecologica è stata per lungo tempo talmente diversa che le risposte non possono che essere differenti.

In Europa le culture greco-romana e giudaico-cristiana hanno plasmato una visione fortemente antropocentrica, nella quale la natura e gli esseri viventi erano strumenti a disposizione dell'uomo, che legittimamente, senza scrupoli e rimpianti poteva sfruttarli. Ne consegue che le prime misure di conservazione vera e propria sono indirizzate essenzialmente alla conservazione della fauna (Massa, 1999). Anche le prime aree protette nascono per difendere specie animali. Paradossalmente, molte aree protette nel vecchio continente erano alle origini riserve di caccia (i.e. il Parco Nazionale del Gran Paradiso), come tali dedicate soprattutto alla preservazione di una o più specie animali e non a tutto il sistema ecologico in questione (Padoa-Schioppa e Ingegnoli, 1999). Sostanzialmente la conservazione in Europa è legata (fino alla metà del XIX° sec.) alla caccia, diritto e passatempo di nobili possidenti terrieri, che peraltro per poter mantenere tenute da caccia in aree spesso assai redditizie per l'agricoltura dovevano scendere a compromessi – si spiegherebbero in questo modo le figure dei raccoglitori di funghi e bacche selvatiche nei boschi, personaggi che contribuivano ad attribuire un valore economico a queste aree (Zanzi com. pers.; febbraio 2000).

Nel continente americano la situazione è ben diversa: l'arrivo dei primi cacciatori 13.000 anni fa provocò l'estinzione dei grandi mammiferi (Martin, 1984; Diamond, 1997 - fig. 6). In seguito la pressione antropica rimase relativamente contenuta fino all'arrivo dei coloni europei. Costoro, catapultati da un continente quasi completamente trasformato dall'uomo, si dedicarono rapidamente alla deforestazione su larga scala ed alla caccia indiscriminata (priva anche dei vincoli che il complesso sistema di regole e privilegi del vecchio continente imponeva). In questo contesto nasce un movimento per la conservazione legato ai nomi di Ralph Waldo Emerson, Henry David Thoreau e John Muir. Essi per primi durante il XIX° secolo sostennero che la natura non era una macchina dalla quale l'uomo doveva trarre il proprio sostentamento e basta. L'esperienza di contemplare una natura selvaggia e incontaminata era considerata una specie di esperienza mistica e religiosa. Significative le parole di Thoreau (1854): *“La nostra vita di villaggio ristagnerebbe se non fosse per le sue foreste inesplorate e i prati circostanti. Noi abbiamo bisogno del tonico di ciò che è selvaggio – talvolta di guardare le paludi dove il tarabuso e la gallina dei prati si appiattano, e di udire il canto del beccaccino; di odorare la sussurrante saggina, dove solo qualche uccello più selvaggio e solitario si costruisce il nido, e la marmotta striscia con il ventre al suolo. Nello stesso tempo che sinceramente desideriamo esplorare ed imparare ogni cosa, noi chiediamo che queste siano misteriose ed inesplorate, che terra e mare siano infinitamente selvaggi, non sorvegliati né sondati da noi perché impenetrabili.”*. In queste parole vi è tutta la drammatica contraddizione dello scienziato ottocentesco spinto da un lato ad esplorare, conoscere, catalogare e trasmettere ad altri e dall'altro la brusca constatazione che la semplice presenza dell'osservatore modifica un equilibrio che non sarà mai più lo stesso.

Muir viene ricordato in quanto è stato il primo a proporre la creazione di aree dove un sistema di ecosistemi venisse lasciato inalterato, al fine di permettere alle generazioni successive di fruire ancora dell'arricchimento spirituale procurato

da luoghi così suggestivi. Grazie a lui (Muir, 1895) vennero istituiti i primi parchi nazionali: lo Yosemite National Park (California) e lo Yellowstone National Park (Wyoming). Questo modello di conservazione delle aree naturali riscuote un certo successo anche in Europa, ed in Italia negli anni venti e trenta vengono istituiti i primi parchi nazionali.

Infine non si possono omettere i nomi di Pinchot e Leopold. Pinchot fu un forestale, che in antitesi alle tesi dei summenzionati teorici della *wilderness*, suggerì che la conservazione deve basarsi su concetti economici (Pinchot, 1947). La sua filosofia fu quella che influenzò la legislazione dell'U.S. Forest Service e il modello d'uso multiplo di acque e terre americane.

Leopold, un altro forestale allievo di Pinchot, intuì per primo che non potendo essere considerata la natura una semplice somma di parti indipendenti, ma un sistema complesso di processi interdipendenti, occorre attribuirle (alla natura) un valore intrinseco, riguardante la conservazione degli ecosistemi piuttosto che un mero beneficio economico o il solo benessere spirituale dell'uomo. Tale visione, più di tutte le altre, rimane a fondamento filosofico della conservazione biologica (Massa, 1999).

2.2 Principi di base della conservazione biologica

La biologia della conservazione (Soulé, 1981 e 1986; Meffe e Carroll, 1997; Primack, 1997; Massa e Ingegnoli, 1999) viene proposta come la risposta della comunità scientifica alla crisi della biodiversità. Di fronte a tale crisi la biologia della conservazione applica i principi di ecologia, etologia, biogeografia, genetica di popolazione, economia ed altre discipline, al fine di mantenere la diversità biologica nel mondo. Si è sviluppata come un'anomala disciplina accademica: non puramente teorica e non puramente biologica, ma con aspetti socio-economici eminentemente pratici; inoltre dato il suo carattere di disciplina di crisi occorre superare le dicotomie tra ricerca pura, ricerca applicata e azione pratica.

Occorre indicare alcuni paradigmi comunemente accettati dai biologi della conservazione:

- nulla ha senso in biologia se non alla luce dell'evoluzione;
- il concetto di equilibrio della natura è impreciso e fuorviante; gli equilibri si modificano nello spazio e nel tempo;
- i tentativi di conservazione basati sul concetto di separazione tra ambienti naturali e uomini sono destinati a fallire.

Il paradigma dell'evoluzione ricorda che conservare non significa porre la natura sotto una cappa di vetro. I processi evolutivi avvengono da sempre, e le estinzioni di fondo sono una realtà che non dipende necessariamente dall'azione antropica. Occorre (per quanto difficile – teoricamente e praticamente – possa essere) non interrompere i fenomeni naturali che danno origine a modificazioni genetiche di piccole popolazioni, come la deriva genetica, l'immigrazione e la selezione naturale.

Il secondo paradigma ricorda che il mondo ecologico è un mondo di non equilibrio, o meglio di un equilibrio lontano dal concetto di equilibrio meccanicistico. Gli studi ecologici più recenti hanno dimostrato che la teoria delle successioni ecologiche verso uno stadio climacico è un modello che non ha effettivo riscontro nella realtà: disturbi ed eventi stocastici dirigono un sistema ecologico verso stadi nuovi e imprevedibili a priori. In tal senso appare importante la storicità di un sistema ecologico, che rappresenta un fenomeno unico e in sostanza irripetibile. Quando un equilibrio statistico e dinamico viene spezzato non può essere mai ripristinato nella sua forma originaria. Questo però non vuol dire che interazioni tra specie diverse siano azioni effimere o imprevedibili: la coevoluzione all'interno di biocenosi ha generato legami forti tra diversi gruppi di specie.

L'ultimo paradigma spinge la biologia della conservazione dalla logica scientifica a quella delle scienze sociali. In realtà si vuole sottolineare che l'uomo ha ormai un ruolo essenziale nella dinamica di quasi tutti gli ecosistemi e i paesaggi, e non ha senso cercare di conservare la natura ignorando tale realtà. I sistemi ecologici sono sistemi aperti e non possono essere isolati per garantire una conservazione immobile (in accordo con quanto suggerito dai primi due paradigmi). Inoltre i residenti possono contribuire ai programmi di conservazione con un ruolo attivo ed un bagaglio di conoscenze in maniera più proficua di quanto non possano fare soggetti estranei al territorio da conservare.

Soulé (1985) ha formulato i seguenti postulati che tuttora indirizzano la biologia della conservazione:

1. la diversità degli organismi è una buona cosa;
2. la complessità ecologica è una buona cosa;
3. l'evoluzione è una buona cosa;
4. la diversità biologica ha un valore intrinseco.

Il significato di questi postulati è che la scienza della conservazione non è una scienza neutrale: è carica di valori etici ed ha una missione operativa. La biologia della conservazione non vuole limitarsi a raccogliere dati da girare poi a chi prende decisioni. Obiettivo minimo è quello di prospettare con fermezza diversi scenari, a seconda delle opzioni di pianificazione prese e quindi di indirizzare le scelte dell'amministratore sulla base di una convinzione etica. Soulé (1986), sottolineando che la biologia della conservazione è una disciplina di crisi, si spinge ad affermare che la conservazione sta alla biologia come la guerra alla politica.

Dal momento che la biologia della conservazione affronta la crisi della biodiversità l'attenzione si è focalizzata sulla conservazione delle specie, e quindi delle popolazioni. A questo livello dello spettro biologico si può convergere da due parti: dal

basso, tramite una conservazione della diversità genetica, e dall'alto, con una conservazione della diversità degli habitat e quindi del paesaggio. Questo può essere pienamente compreso considerando che le specie a maggior rischio di estinzione sono quelle con un areale ristretto, con (una o) poche popolazioni, di piccole dimensioni, con difficoltà di dispersione, migratrici, con poca variabilità genetica, nicchia ecologica molto specializzata e oggetto di interesse economico.

La diversità genetica è la variabilità genetica del patrimonio genetico all'interno di una popolazione o tra popolazioni (della stessa specie) separate geograficamente. Per diversità specifica s'intende l'insieme delle specie viventi sulla terra, dagli organismi unicellulari (batteri e protisti) a quelli pluricellulari (funghi, piante ed animali). La diversità di comunità/paesaggio indica le diverse comunità biologiche, e le loro associazioni con l'ambiente fisico.

I livelli di biodiversità sono interrelati tra loro: infatti, i meccanismi di speciazione (i processi che portano alla formazione di nuove specie) dipendono tanto da fattori genetici, quanto da stimoli ambientali.

In comunità e paesaggi differenti un patrimonio genetico uguale, sottoposto a diverse pressioni selettive, può portare a fenotipi differenti e quindi nel tempo a genotipi e specie diverse. Allo stesso modo in un ambiente uguale due diversi genotipi portano alla formazione di diversi fenotipi.

2.3 I Parchi Nazionali e le Aree Protette come risposta alla crisi di biodiversità: storia della formazione delle aree protette, con particolare riferimento alla situazione italiana

La misura più concreta ed immediata per contrastare questa crisi di biodiversità è stata la messa sotto protezione delle specie in via d'estinzione e l'istituzione di aree protette, o parchi nazionali, per conservare porzioni di territorio e sottrarle ad uno sfruttamento incontrollato.

Durante il medioevo attorno ai monasteri e agli eremi si sono mantenute porzioni di foreste, quasi del tutto inalterate. Addirittura San Cutberto, nel 680 circa, formò una specie di riserva per animali selvatici nelle isole Farne, in Gran Bretagna (Nicholson, 1979). Più complessa appare la situazione europea nei secoli successivi: la nobiltà (o il clero) dispone della terra e dei suoi frutti, e considera suo personale appannaggio la caccia e il disboscamento. Paradossalmente queste attività, hanno rappresentato una forma d'uso del territorio alternativa all'agricoltura, ed hanno permesso di mantenere quasi inalterata parte del territorio, consentendo la preservazione di alcune specie che, altrimenti, si sarebbero estinte. Una curiosa conferma è fornita proprio dal fatto che in Italia, diverse aree attualmente protette, erano una volta riserve di caccia (come menzionato precedentemente). Anche in altre parti del mondo ci sono animali e piante che devono la loro non estinzione al fatto di essere esclusiva proprietà dei potenti. L'esempio più famoso viene dalla Cina: nel secolo scorso il cervo di padre David (*Elaphurus davidianus*, il cui nome è in onore del primo naturalista occidentale che lo vide) era rimasto esclusivamente nei giardini di caccia dell'imperatore. Nel 1800, pochi anni dopo che padre David era riuscito ad ottenere con grande fatica poche decine di esemplari da destinare agli zoo europei, un'alluvione ruppe i muri che isolavano i giardini di caccia dal resto del paese, e i cervi liberi in poco tempo vennero sterminati, sicché gli unici cervi di Padre David rimasero quelli portati in Inghilterra, dove peraltro si sono ambientati, in modo tale da permettere la preservazione della specie fino ai giorni nostri (Durrell, 1958). Attualmente la *Zoological Society of London* sta seguendo un progetto di reinserimento di questi animali nel loro habitat originario.

Bisogna però spostarsi negli Stati Uniti alla fine del XIX secolo (nel 1872 per la precisione) per vedere l'istituzione dei primi parchi nazionali: il parco dello Yosemite in California e di Yellowstone nel Wyoming. Questi parchi furono istituiti allo scopo di preservare dallo sfruttamento alcuni siti delle Montagne Rocciose particolarmente caratteristici per le formazioni geologiche e geomorfologiche, per le specie che vi erano insediate e per i panorami. Quasi contemporaneamente anche in Europa si comincia a prestare attenzione alla necessità di sottrarre parti del territorio all'industrializzazione sempre più pesante: all'inizio di questo secolo Gran Bretagna, Francia, Germania, Belgio, Svizzera, Austria emanarono leggi di protezione delle bellezze naturali.

Sulla spinta dell'esempio dei parchi americani ed europei anche in Italia vennero creati alcuni strumenti per la protezione della natura, e nel 1913 Vittorio Emanuele III cedette i suoi diritti sulla Riserva Reale di Caccia del Gran Paradiso, in vista dell'istituzione di un parco nazionale. Venne così istituito, nel 1922, con un regio decreto legge il Parco Nazionale del Gran Paradiso, le cui finalità erano la conservazione di flora e fauna, la preservazione delle speciali formazioni geologiche, nonché delle bellezze del paesaggio. Giungeva così a completamento l'opera di tutela e conservazione dello stambecco (*Capra ibex*), cominciata nel 1821, con la promulgazione delle Regie Patenti, che ne proibivano la caccia, e con l'istituzione, nel 1854, della Riserva Reale di Caccia.

Dopo l'istituzione del Parco nazionale del Gran Paradiso, nello spazio di pochi anni vennero istituiti il Parco Nazionale dell'Abruzzo (1923), il Parco Nazionale del Circeo (1934) e il Parco Nazionale dello Stelvio (1935). In seguito non vi furono più interventi mirati a porre parte del territorio sotto tutela fino agli anni sessanta, quando piccole porzioni di territorio vennero

dichiarate santuari della natura, intoccabili (la riserva integrale in Val Grande, gestita dal Corpo Forestale dello Stato, la riserva sull'isola di Montecristo, istituita pochi anni dopo), e nel 1968 venne istituito il Parco Nazionale della Calabria. Né gli studiosi né le associazioni di tutela della natura, per molti anni, riuscirono a far istituire un insieme di parchi nazionali che comprendesse le aree a maggior rilevanza naturalistica della nostra penisola. Valerio Giacomini (1965; 1966), uno dei più illustri ecologi italiani chiese per anni, inutilmente, l'istituzione di un parco nazionale dell'Etna o del Pollino: solo dopo trent'anni dai suoi appelli questi parchi stanno diventando una realtà concreta. Negli anni settanta le regioni istituirono dei parchi regionali, che ancor oggi rappresentano una parte considerevole delle aree naturali protette italiane (risale a questi anni la protezione di ambienti come la valle del Ticino, e dell'alpe Veglia).

Durante gli anni ottanta vennero istituiti alcuni parchi nazionali, e diverse riserve marine, ma si è trattato di provvedimenti rimasti sulla carta, che hanno visto la loro concreta attuazione solo con la successiva legge quadro sulle aree naturali protette (394/91). L'Italia ha 20 parchi nazionali (tab. I) e più di 130 parchi regionali per una tutela che si attesta intorno al 10% territorio. A questi istituti vanno aggiunti poi tutte quelle aree che vengono gestite da Università, associazioni ambientaliste (il WWF gestisce complessivamente circa 13.000 ettari, la LIPU 3.000), o da altri organismi pubblici e privati.

Apparentemente la situazione italiana si è dunque allineata a quella europea, ed è in via di normalizzazione. In realtà, proprio mentre l'Italia sta istituendo con grande ritardo un sistema nazionale di aree protette, nel resto del mondo si è superato questo criterio di conservazione, perché non in grado di mantenere inalterate le soglie di biodiversità. Come verrà illustrato in seguito vi sono dei principi scientifici tali per cui il modello di conservazione inteso come l'isolamento di una porzione di territorio sotto una campana di vetro (tale è stata per lungo tempo la concezione dei parchi nazionali) porta in tempi più o meno lunghi ad un abbassamento dei livelli di biodiversità. A livello dei parchi regionali non vi è omogeneità di criterio, sia nella scelta delle aree da destinare a parco, sia nella conseguente gestione: è parco regionale un'area a Nord di Milano (Parco Nord Milano), istituita con l'intenzione di realizzare un polmone verde per il capoluogo lombardo, ma dove tuttora non vi sono elementi di naturalità da proteggere, e sono parchi regionali i parchi del Ticino e del delta del Po, che hanno al loro interno alcuni degli ambienti più importanti d'Italia, in senso naturalistico.

Nella legge quadro (394/91) era indicata l'opportunità di istituire nuovi parchi nazionali e venivano suggerite alcune aree prioritarie di reperimento: Alpi Apuane, Appennino toscano-emiliano*, Etna, Monte Bianco, Piacentino, Tarvisiano, Appennino lucano e Val d'Agri*, Paternio, Monte Amiata, Alpi Marittime, Alta Murgia*. Per alcuni di questi luoghi (*) l'effettiva istituzione a parco è in itinere.

Nella legge quadro vengono inserite ben 26 aree di reperimento in cui istituire delle riserve o dei parchi marini, che vanno ad aggiungersi alle sette riserve indicate dalla legge 979/82.

Nonostante in apparenza vi sia un gran numero di aree per la conservazione dell'ambiente marino, queste sono rimaste per lungo tempo esclusivamente sulla carta.

Solo a partire dal 1996 sono stati istituiti i decreti che permettono la concreta realizzazione di molte di queste aree di riserva (precedentemente le uniche aree effettivamente operative erano le riserve di Miramare e di Ustica).

Tabella I - Elenco dei Parchi Nazionali Italiani al 1997 (fonte CED PPN).

Nome Parco	Superficie (ha)	Anno d'istituzione
Abruzzo, Lazio e Molise	43959	1923
Arcipelago Toscano	17694	1989
Asinara	5200	1997
Aspromonte	78517	1989
Calabria	12694	1968
Cilento e Vallo di Diano	181048	1991
Circeo	8622	1934
Dolomiti Bellunesi	31512	1993
Cinque Terre	3860	1999
Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna	36400	1993
Gargano	112118	1995
Gennargentu e golfo di Orosei	73935	1998
Gran Paradiso	70318	1922
Gran Sasso e Monti della Laga	150000	1991
Majella	74095	1991
Monti Sibillini	71437	1993
Pollino	192565	1990
Stelvio	134621	1935
Val Grande	14598	1992
Vesuvio	8482	1991

3 Elementi di ecologia del paesaggio

3.1 Definizione di paesaggio e di ecologia del paesaggio

Il termine paesaggio sembrerebbe derivare dal termine latino *pagus*, il cui significato letterale è “regione abitata” (Ingegnoli, 1993). In italiano al termine paesaggio vengono attribuiti almeno due significati differenti: il primo è quello di visione scenica, alla quale viene in genere associato un senso di gradevolezza estetica, il secondo è quello di regione geografica caratterizzata da un fattore morfologico dominante.

La prima accezione è comune al mondo dell'arte e dell'architettura. In diverse opere d'arte, nate nei contesti culturali più disparati è evidente la rappresentazione del paesaggio come un *locus amenus*, non importa quanto idealizzato. Le rappresentazioni delle formazioni morfologiche di Guilin (fig. 8), in Cina, la campagna senese del Lorenzetti, i paesaggi selvaggi dei pittori americani dell'XIX° secolo o le fotografie di Adams, sempre negli Stati Uniti, rispondono con chiarezza all'intento di rappresentare un gradevole scenario. Allo stesso modo è semplice osservare che le scuole del paesaggio nate come costole dalle facoltà di architettura erano in principio scuole di giardini che approfondivano l'arte di ottenere vedute sceniche combinando in maniera sapiente conoscenze di botanica e giardinaggio e nozioni di prospettiva e geometria.

Box 4 - Significato del termine paesaggio in italiano e in altre lingue

Paesaggio: 1) Area territoriale caratterizzata da un determinato complesso di elementi fisici, biologici ed antropici; 2) Parte di territorio che si abbraccia con lo sguardo; SIN panorama | est. l'aspetto tipico di una regione ricca di bellezze naturali (Dizionario Zingarelli, 2002).

Paysage: *Étendue de pays qui présente une vue d'ensemble: admirer un paysage (Petit Larousse, 1974); Partie d'un pays que la nature présente à une observation.*

Landscape *A portion of land or expanse of natural scenery as seen by the eye in a single view (Webster's Dictionary).*

Landschaft: *hinsichtlich des äußeren Erscheinungsbildes (die Gestalt des Bodens, der Besiedelung o. ä.) in bestimmter Weise geprägter Bereich der Erdoberfläche.*

Tottia: Luogo, regione (Giglio, 2002).

Pagus (latino antico): regione o territorio insediato (Ingegnoli, 1993).

Allo stesso modo in un ambito geografico/geomorfologico non è difficile imbattersi nei termini di paesaggio glaciale, paesaggio desertico, paesaggio fluviale ecc.. In questo caso è evidente che si intende per paesaggio una regione dominata da un preciso fattore morfologico.

Vale la pena considerare che, pur diverse tra loro, in alcuni casi le accezioni testé elencate non sono assolutamente in antitesi. L'immagine idilliaca di Guilin oltre a rappresentare il *locus amenus* per milioni di cinesi, illustra anche un preciso fenomeno geomorfologico: i *cockpits*, o *fencong* nella lingua locale.

Accettate dunque come più diffuse (o perlomeno come comunemente utilizzate) le definizioni “architettonica” e “geografica” è necessario chiedersi che cosa si intenda per paesaggio in ecologia e che cosa sia l'ecologia del paesaggio.

Occorre premettere subito che, anche all'interno dell'ecologia, la definizione di paesaggio, e di conseguenza la concezione dell'ecologia del paesaggio è tutt'altro che univoca.

Storicamente si attribuisce ai lavori del geografo/botanico tedesco Karl Troll (1939; 1950) il merito di aver concepito il paesaggio come un livello di studio in ecologia. Studiando le fotografie aeree di alcune porzioni della savana dell'Africa

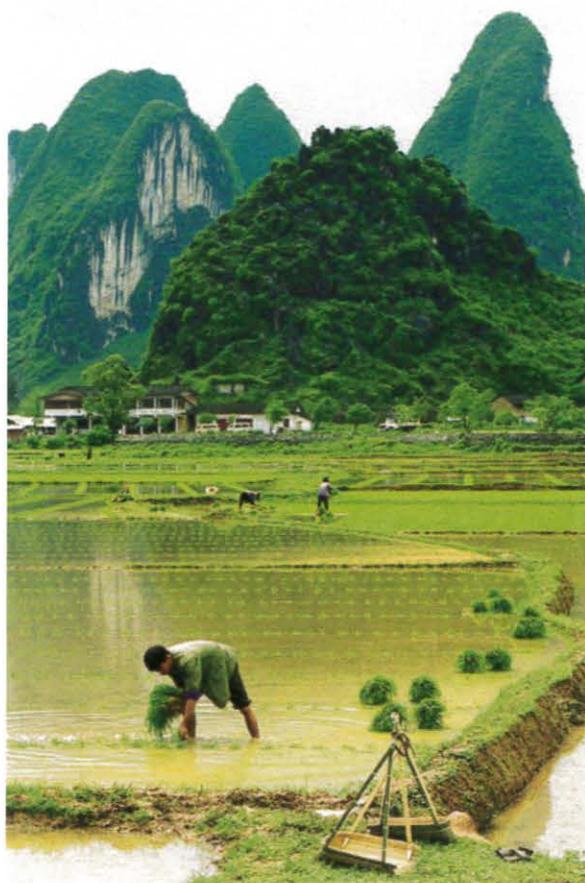


Figura 8 – Esempi di paesaggi nei quali emerge tanto la concezione estetica, quanto quella geografico/geomorfologica: le rocce di Guilin (a sinistra) e l'Ayers Rock, in Australia (a destra).

Orientale, Troll si rese conto che gli si presentava davanti agli occhi un mosaico di ecosistemi nel quale ad aree desertiche o pre-desertiche si alternavano aree fittamente cespugliate.

Si possono individuare differenti definizioni di paesaggio: Forman e Godron (1986) intendono per paesaggio “un sistema di ecosistemi che si ripete nello spazio con forma e struttura simili”. Sulla scia di Naveh e Lieberman (1984), Bullini *et al.* (1998) definiscono il paesaggio come l’insieme di ecosistemi dominati dall’uomo. Il contributo di alcune scuole zoologiche ha portato alla definizione di “paesaggio come contesto ambientale percepito da una singola specie (e di conseguenza variabile a seconda delle specie – si vedano i lavori di Farina, 1998; 2000). Altri autori ancora definiscono il paesaggio come “un’area eterogenea per almeno uno dei fattori di interesse (Turner *et al.*, 2001). Infine, vi sono i tentativi di riassumere e conciliare tra loro questi diversi approcci, considerando il paesaggio come il livello superiore all’ecosistema all’interno dello spettro biologico, e osservando che molte delle peculiarità suggerite nelle precedenti definizioni possono essere integrate con un approccio olistico. E’ questa la concezione di paesaggio suggerita da Ingegnoli (2002), e che, forse, oggi rappresenta uno dei punti più avanzati della disciplina (sia per ordine temporale di presentazione della teoria, sia per portata innovativa delle ipotesi suggerite, ancorché, in larga parte da verificare sperimentalmente).

Quale definizione di paesaggio scegliere? Come mai ve ne sono così tante e in alcuni casi tali da escludersi a vicenda? La risposta a queste domande può essere data solo ripercorrendo il tragitto storico dell’ecologia del paesaggio e valutando i suoi rapporti con l’ecologia nel suo complesso.

Se il padre dell’ecologia del paesaggio può essere indicato in Troll, in realtà fino agli anni ’80 l’ecologia del paesaggio non esiste.

Una ricerca storica sul numero di citazioni che comprendano argomenti legati all’ecologia del paesaggio (fig. 9) illustra con chiarezza come i primi articoli compaiano subito dopo la pubblicazione dei testi di Naveh e Lieberman (1984) e Forman e Godron (1986). L’ultimo decennio del secolo scorso vede una decisa crescita di pubblicazioni legate all’ecologia del paesaggio, e la società scientifica *International Association for Landscape Ecology* (IALE) si espande, tanto come numero, quanto come nazionalità dei soci. A differenza di altre società la composizione della IALE è molto eterogenea: in essa confluiscono biologi, naturalisti, architetti, geologi, forestali ed agronomi. Questo fatto, estremamente positivo

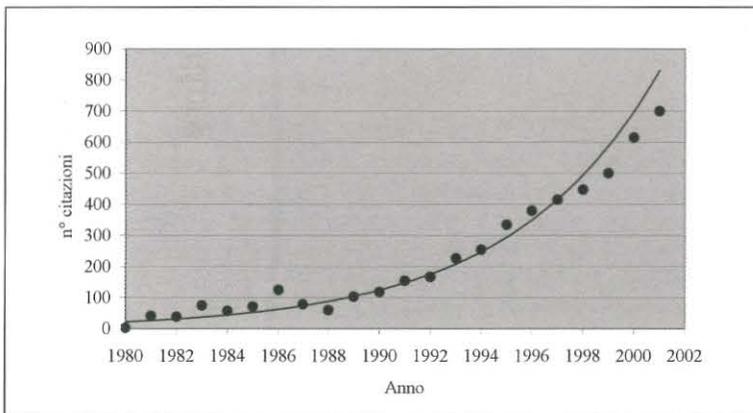


Figura 9 – Aumento esponenziale delle pubblicazioni ecologiche che riguardano il paesaggio (parola chiave: *landscape planning*; banca dati “*Biological Sciences*”, subfile “*Ecological abstracts*”). Si noti il picco poco dopo la metà degli anni ’80 corrispondente alla pubblicazione dei principali testi di ecologia del paesaggio.

se si considera che le scienze debbono procedere verso una direzione sistemica (Capra, 1996; 2002) e concordante (*sensu* Wilson, 1999), contribuisce però a mantenere anche all’interno della società stessa una forte discrepanza nelle concezioni dell’ecologia del paesaggio.

3.2 Ruolo innovativo dell’ecologia del paesaggio all’interno della teoria ecologica

In questo paragrafo si vuole sottolineare una serie di punti per i quali è possibile affermare che la scoperta della dimensione del paesaggio ha aperto nuove prospettive nell’avanzamento della teoria ecologica. In particolare si evidenziano i punti che permettono alla teoria ecologica di liberarsi da alcune secche nelle quali, durante il suo pur breve tragitto (in fin dei conti l’ecologia è nata, come disciplina autonoma, solo nella seconda metà del 1800), si era sempre più incagliata, fino ad essere durante gli anni settanta del XX° secolo quasi del tutto immobilizzata.

S'intende sostenere, in effetti, che l'ecologia del paesaggio ha ricoperto un ruolo importante nel:

1. superare l'abuso del termine "ecosistema";
2. rivedere il ruolo dell'uomo all'interno della natura;
3. affrontare lo studio dell'eterogeneità;
4. affrontare lo studio a scale spazio-temporali differenti;
5. rivedere il ruolo dei disturbi nella normale dinamica dei sistemi ecologici;
6. studiare le dinamiche delle metapopolazioni e sistemi bacino-gorgo.

3.2.1 Abuso del termine ecosistema

Il termine ecosistema venne proposto dallo studioso inglese Tansley nel 1935, come tentativo di mediazione alle dispute tra la concezione di Clements e quella di Gleason sulle dinamiche delle comunità vegetali. Il termine ecosistema ebbe un enorme successo. Odum nei suoi testi di ecologia (1953; 1992) definì l'ecologia come la scienza degli ecosistemi, ma in tal modo contribuì decisamente a confondere il termine ecosistema con sistema ecologico. Non si tratta di un semplice gioco di parole: diversi autori fino agli anni '80 hanno parlato indifferentemente di ecosistema-stagno, ecosistema-foresta, ecosistema-Amazzonia, ecosistema-terra, ecosistema-mare, fino a culminare nell'ecosistema-biosfera (si legga ad esempio Colinvaux, 1988). E' evidente la difficoltà pratica che genera una tale serie di scatole cinesi. L'approccio sistemico che Pignatti e Trezza (2000) suggeriscono tanto per l'ecologia quanto per l'economia, permette di superare praticamente l'insieme di scatole cinesi, suddividendo ogni sistema in vari sottosistemi, a sua volta scomponibili in altri sotto-sottosistemi. Evidentemente siffatte operazioni possono riuscire solo laddove siano ben chiari i limiti di ogni insieme e si sia definito con chiarezza terminologica ogni livello considerato. Vi sono alcuni casi ambigui (ad esempio una macchia di aceri riprodottasi per cloni, da un punto di vista genetico è un solo organismo, mentre da un punto di vista strutturale e funzionale è una popolazione) ma possono essere agevolmente considerate eccezioni che confermano una regola. Ogni livello ha confini spaziali e temporali ben precisi.

La proposta di considerare il paesaggio come un sistema di ecosistemi, che si ripete nello spazio con forma e struttura simili, e la visione del paesaggio come livello dello spettro biologico permettono di uscire dall'*impasse* rappresentata dall'ecosistema che si estendeva su più livelli.

3.2.2 Ruolo dell'uomo all'interno della natura

Per molto tempo si è ritenuto, anche in sede scientifica, che il ruolo dell'uomo all'interno della natura fosse quello di un elemento perturbatore, e che la possibilità di comprendere le leggi e i meccanismi che regolano il funzionamento dei sistemi ecologici risultasse compromessa se l'uomo fosse risultato uno degli agenti. Ne è una prova la concezione dei parchi intesi come santuari di naturalità, isole di *wilderness*, da preservare dalla presenza umana. Questa concezione aveva una sua logica quando ancora non esisteva la consapevolezza degli effetti globali dell'azione antropica. Nel momento in cui è evidente che *"il battito delle ali di una farfalla a Rio de Janeiro genera un ciclone a New York"* (Lorenz, 1963), perde ogni significato il tentativo di separare i sistemi ecologici in cui l'uomo è presente da quelli in cui è assente. Inoltre va sottolineato che un giudizio aprioristico sulla negatività dell'uomo in quanto tale comporta poi un'enormità di problemi pratici. Provocatoriamente Pignatti e Trezza (2000) suggeriscono che l'umanità dovrebbe tornare ad essere composta da circa 1.500.000.000 di uomini. Se si dovesse raccogliere la provocazione ci si può chiedere qual è la strada più rapida per centrare siffatto obiettivo: una guerra termonucleare o la sterilizzazione coatta di circa cinque miliardi di uomini? Come enuncia uno dei paradigmi della società di conservazione, le prospettive di conservazione dissociate dalla presenza umana sono destinate al fallimento.

3.2.3 Eterogeneità

A detta dell'ecologo Blondel (1986) in ecologia fino agli anni '80 l'eterogeneità è stata vista: *"comme un bruit de fond, plus o moins parasite et genent auquel on attachait une importance secondaire. La réalité ets toute autre!"*. Al contrario, gli studi sulle dinamiche di metapopolazioni, il regime di disturbi, il ruolo particolare che gli ecotoni giocano per alcune specie mostrano che non si può escludere l'eterogeneità dell'ambiente dai fattori che influiscono nella distribuzione e nell'abbondanza degli organismi. Burel e Baudry (1999) ricordano come durante gli anni '80 un programma di ricerca sulla cartografia ecologica dei paesaggi armoricani sia partito con una concezione di sistemi ecologici rigidamente omogenei. In breve tempo i ricercatori si sono trovati in un vicolo cieco, in quanto il loro occhio percepiva un'omogeneità apparente, che non riusciva a spiegare l'effettiva distribuzione delle piante. Lo studio degli incendi e il riconoscimento

di una realtà eterogenea ha permesso di risolvere il dilemma in cui si dibattevano.

Un argomento di particolare interesse all'interno del vasto campo dell'eterogeneità è quello riguardante gli ecotoni, aree di transizione tra un ecosistema e l'altro. Per molto tempo si è trascurato completamente questo argomento, ma diversi studi (Hansen e di Castri, 1992; Farina 1995) hanno sottolineato l'importanza degli ecotoni nelle dinamiche di successione della vegetazione e di gestione della fauna.

3.2.4 Scale spazio-temporali

L'approccio gerarchico suggerito da O'Neil e collaboratori (1986) implica che nello studio dei sistemi ecologici sia opportuno considerare diverse scale spaziali: ogni livello dello spettro biologico ha un livello superiore, a dimensioni spaziali maggiori, che contiene il *range* dinamico del sistema analizzato e un livello inferiore nel quale sono evidenziati i componenti del livello considerato. I processi temporali sono in genere inversamente proporzionali alla scala (fig. 10).

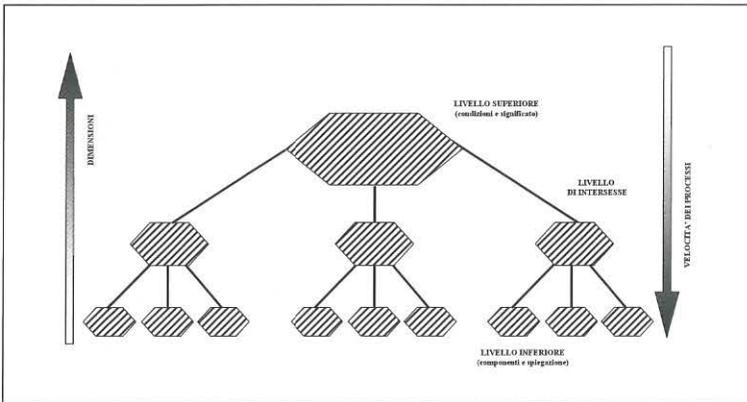


Figura 10 – Approccio gerarchico ai sistemi ecologici (da O'Neil et al., 1986).

Tale approccio ha delle conseguenze, anche metodologiche nei progetti di conservazione e di pianificazione ambientale: è opportuno, infatti, avere sempre come riferimento un sistema più ampio e un sistema più ristretto, nel momento in cui si affronta qualche problematica di gestione ambientale.

Anche in questo caso si può osservare una sostanziale coincidenza tra la nascita dell'ecologia del paesaggio e lo sviluppo di tematiche riguardanti la possibilità di operare a scale spaziali e temporali differenti. E' significativo che alcuni ecologi del paesaggio ritengano che l'ecologia del paesaggio sia prevalentemente una disciplina che si occupa di problemi ecologici integrabili a scale differenti (Turner et al., 2001).

3.2.5 Disturbi

Il ruolo dei disturbi è stato per molto tempo trascurato in ecologia. Specialmente nell'ecologia vegetale non si esitava ad affrontare lo studio delle dinamiche vegetazionali eliminando tutti gli elementi che potesse interagire con una successione "pura": ad esempio i quadrati permanenti venivano recintati per eliminare la presenza di animali e gli incendi venivano regolarmente spenti. Evidentemente il tentativo di sopprimere questi disturbi permette di ottenere un modello relativamente semplice della dinamica di vegetazione, che d'altra parte non rispecchia più la realtà stessa.

Negli anni ottanta diversi lavori misero a fuoco il ruolo strutturante che i disturbi possono avere in un sistema paesistico. Vale la pena ricordare il lavoro di Colinviaux (1989) sulle foreste dell'Amazzonia: egli mostrò che quella che appariva come un'area omogenea era in realtà un mosaico eterogeneo in cui una serie di disturbi a scala media e piccola (alluvioni e schianti di alberi) contribuiva a mantenere la diversità complessiva della foresta. Altri lavori ormai classici furono quelli dedicati al ruolo degli incendi nelle foreste (sia in aree mediterranee – De Lillis e Fontanella, 1990 – sia nel parco americano di Yellowstone – Turner 1987; 1989; Turner et al., 1988). Tutti questi studi mostrarono che incendi di moderata intensità ed estensione permettono lo sviluppo di nuove piante (addirittura alcuni semi delle piante caratteristiche della macchia mediterranea abbisognano delle elevate temperature che si raggiungono durante un incendio, per cominciare il processo di germinazione) e, di conseguenza, il rinnovo della vegetazione.

Un altro interessante lavoro è quello di Naveh (1979) nel quale si dimostra che il pascolamento in aree mediterranee, se effettuato con i tradizionali armenti misti (mucche, capre, asini, cammelli) del Medio Oriente può contribuire ad innalzare la diversità specifica del mantello erbaceo.

I disturbi possono essere incorporati al livello superiore rispetto a quello in cui avvengono, purché non escano di scala: lo schianto di un albero rappresenta l'opportunità (Pignatti, 1998) per la rigenerazione di nuove piante, l'abbattimento di tutte le piante significa la fine della foresta.

Al principio di incorporazione dei disturbi si può aggiungere quello di "shifting mosaic steady-state" (Bormann e Likens, 1979) illustrato in figura 11. Osservando le trasformazioni di una foresta si può notare che anche se le singole tessere della vegetazione cambiano nel tempo, quantitativamente a scala di paesaggio, le proporzioni rimangono invariate.

Un discorso simile potrebbe essere fatto immaginando un mosaico di tessere vegetali in un paesaggio mediterraneo con alcune tessere che subiscono un incendio (con gli effetti positivi indicati precedentemente). Se nel tempo le tessere incendiate variano, il paesaggio nel suo complesso rimane inalterato. In altre parole il disturbo viene incorporato.

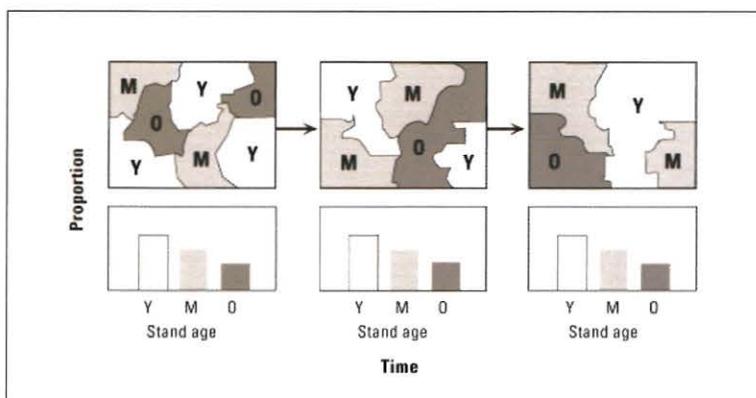


Figura 11 – Shifting mosaic steady-state (tratta da Turner et al., 2001 su dati di Lertzman e Fall, 1998). Le tessere della foresta (Y = rinnovo, M = maturo; O = stramaturato) variano nel tempo, ma i rapporti quantitativi a scala di paesaggio (visualizzabili nel grafico basso) sono invariati.

3.2.6 Metapopolazioni e sistemi sorgente-gorgo

Osservando e studiando i flussi di individui in popolazioni disperse all'interno di territori fortemente frammentati, Levins (1970) inventò il termine di metapopolazione per indicare "gli insiemi di gruppi di individui disgiunti dal punto di vista spaziale, ma con qualche connessione demografica o genetica" (Wells e Richmond, 1995).

Il modello iniziale, proposto da Levins era alquanto semplice in quanto assumeva che:

1. tutti i frammenti ambientali in cui si trova la metapopolazione avessero la stessa dimensione;
2. tutti gli individui che si disperdono avessero la stessa probabilità di raggiungere ogni frammento;
3. all'interno di ogni frammento vi fossero le stesse probabilità di estinzione.

Fornasari (1993) evidenzia che questo modello ha generato molte discussioni attorno a che cosa va inteso effettivamente per metapopolazione. Ad ogni modo la definizione di Wells e Richmond sembra essere ancor oggi la più usata.

Lo studio delle metapopolazioni in realtà è un settore particolare della dinamica delle popolazioni. Osservando il grafico di figura 12 si può osservare che il contributo su tutte le pubblicazioni indicizzate negli *Ecological Abstracts*, aventi per parola chiave metapopolazione, solo un terzo circa ha anche paesaggio.

Ad ogni modo la dinamica di metapopolazioni reali (molti lavori riguardano modelli teorici) è pienamente comprensibile solo considerando la dimensione spaziale del paesaggio.

Certamente la teoria *sorce-sink* (sorgente-gorgo; Pulliam, 1988) permette di comprendere meglio proprio le dinamiche delle metapopolazioni ed è anch'essa legata alla dimensione spaziale del paesaggio. Pulliam identifica all'interno degli areali di distribuzione di popolazioni frammentate zone con successi riproduttivi tali da garantire emigrazioni di individui giovani verso aree in cui la popolazione si mantiene solo grazie alle immigrazioni. Le prime vengono definite aree sorgenti e le seconde aree gorgo.

Le implicazioni per la gestione del territorio sono notevoli: se è il surplus delle aree sorgente a mantenere vitali le popolazioni delle aree gorgo è indispensabile assicurarsi il mantenimento delle aree sorgente se si vuole avere una popolazione anche nelle aree gorgo.

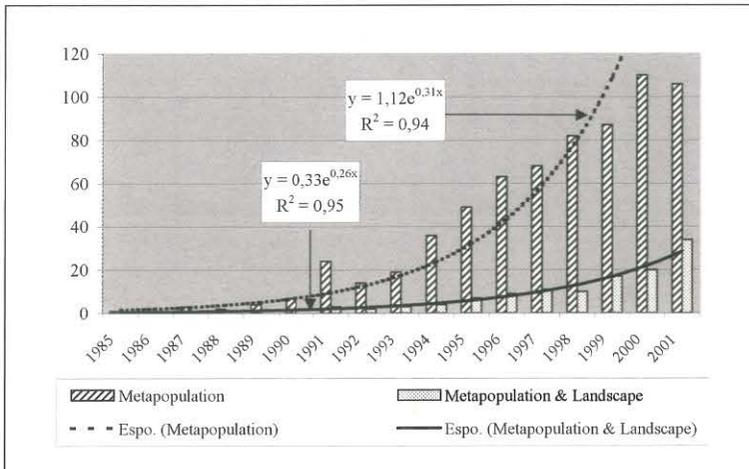


Figura 12 – Rapporto tra metapopolazioni e paesaggio in letteratura (parole chiave: *metapopulation* e *metapopulation landscape*, banca dati “Biological Sciences”, subfile “Ecological abstracts”).

3.3 Ecotessuto: modello integrato del paesaggio

3.3.1 Modello a mosaico e modello variegato

Da quanto detto fino ad ora si può affermare che il contributo dell’ecologia del paesaggio al rinnovo generale della teoria ecologica è notevole. D’altra parte il fatto che l’ecologia del paesaggio è una disciplina relativamente giovane implica che vi siano ancora modi molto diversi di concepirla. Nei testi di ecologia del paesaggio le concezioni di paesaggio variano molto a seconda del modello scelto e delle scuole di provenienza degli autori. È possibile individuare alcuni modelli principali: un modello ecosistemico, uno a mosaico ed uno variegato (Ingegnoli, 2002). Dopo una breve descrizione di questi modelli verrà illustrato il modello dell’ecotessuto, sempre proposto da Ingegnoli (1993; 2002) e del quale è stata utilizzata nella presente ricerca una versione semplificata. Inoltre è stata prodotta una tabella (tab. II) nella quale sono indicati i principali criteri con cui si può intendere il paesaggio, i modelli e le scuole di riferimento, e in cui vengono indicati vantaggi e svantaggi degli approcci. L’intenzione è, evidenziando, senza fini polemic, gli eventuali limiti dei diversi approcci, di cercare di convincere che il modello dell’ecotessuto presenta molte opportunità interessanti.

Considerato il peso dato all’omogeneità all’interno dei sistemi ecologici che per lungo tempo ha dominato in ecologia, il primo modello di paesaggio può essere definito un modello ecosistemico, nel quale si considerano solo macchie omogenee (ad esempio una macchia boscosa all’interno di un paesaggio agricolo) e le eventuali zone di transizione tra una e l’altra. Parte della fitosociologia affronta il paesaggio a partire da questa premessa. A partire dal modello ecosistemico si può giungere ad un modello cosiddetto a mosaico, nel quale il paesaggio è rappresentato da un insieme di elementi; il modello a mosaico comprende al suo interno due sottomodelli. In un primo caso è possibile evidenziare semplicemente le macchie formate dalle tipologie delle comunità alla scala prescelta e i corridoi formati da elementi naturali (idrografia) o antropici (strade), considerandoli come immersi in una matrice. La matrice è rappresentata dall’elemento che quantitativamente risulta essere predominante.

Una seconda possibilità è costruire un modello di paesaggio considerando l’intero mosaico (non semplificato in matrice/macchie/corridoi); gli elementi che lo costituiscono vengono chiamati tessere od ecotopi e, in realtà, sono i vari ecosistemi che costituiscono una specie di mappa geografica non molto differente dalle mappe di uso del suolo.

Infine vi è il modello variegato. Tale modello è proposto prevalentemente da autori di formazione zoologica. In effetti, osservando la fauna risulta evidente che le specie hanno una percezione differente del paesaggio. Ne consegue che il paesaggio sembra svanire in un mosaico sfocato nel quale si sovrappongono diversi mosaici “macchia-matrice”, uno per specie o per gruppo di specie considerate.

Dal troppo semplicistico modello ecosistemico si è così passati a due visioni differenti, ciascuna delle quali presenta alcuni limiti: nel modello a mosaico non sempre si possono forzare assieme elementi che pur appartenendo allo stesso livello dello spettro biologico hanno scale spaziali assai diverse; nel modello variegato i problemi insorgono in quanto, se si considera il paesaggio come dipendente dalla percezione delle specie, diviene uno spazio curvo poiché ogni specie percepisce gli elementi alla propria scala di riproduzione, dispersione, movimento e *home-range*.

Tabella II - Concezioni e definizioni del paesaggio in diversi settori dell'ecologia (da Ingegnoli, 2002). [Fonti: a Troll (1950), b Buchwald e Engelhart (1968), c Leser (1978), d Wiens (1989) e Wiens (1995), f Wiens e Moss (1999), g Farina (1998), h Farina (2000), i Forman e Godron (1981), l Forman e Godron (1986), m Forman (1995), n Burel e Baudry (1999), o Sanderson e Harris (2000), p Haber (1990), q Naveh e Liebermann (1984), r Naveh e Liebermann (1994), s Naveh e Carmel (2002), t Ingegnoli (2002)]

Modello di base	Campo disciplinare e fonti	Definizione di paesaggio	Schema strutturale del paesaggio	Scala	Caratteri principali del paesaggio	Vantaggi	Svantaggi
Geografica	Interdisciplinare a, b, c	Contesto geografico per le comunità (animali e vegetali) e per la popolazione umana.	Ecosistemico o mosaico semplice (area geografica con caratteristici assemblaggi di ecosistemi)	Geografica	Fattori fisiografici, fattori faunistici, fattori vegetazionali, fattori antropici e loro interdipendenza	Vi è una tradizione consolidata di metodologie di modellizzazione ed è facile da rappresentare	È un po' semplicistico
Corologica	Ecologico - Zoologico d, e, f, g, h	Contesto ambientale percepito da una specie animale	Variegato (mosaico sfocato specie-specifico)	Ogni livello di organizzazione	Configurazione spaziale e processi dipendenti dalla scala spaziale	Dimensione indispensabile nei processi di gestione faunistica	Produce un paradosso. È impossibile da rappresentare se non con una serie di carte specie-specifiche
Configurazione della matrice	Ecologico - generale i, l, m, n, o	Il paesaggio è un sistema di ecosistemi che si ripete nello spazio.	Mosaico (sistema di tessere)	Da ecosistemi alla regione	Relazioni spaziali tra gli elementi del paesaggio, interazioni tra di essi, cambiamenti nella struttura e nella funzione dei mosaici ecologici	Vi è una tradizione consolidata di metodologie di modellizzazione ed è facile da rappresentare	I caratteri che si possono evincere in un'associazione fitosociologica non sempre possono essere esportabili a un'associazione di associazioni
Olistica integrata	Ecologico p, q, r, s	Il paesaggio è l'interazione di entità naturali e culturali all'interno dell'intero spazio vivente	Mosaico gerarchico di ecotopi naturali ed antropici	Dall'ecotopo all'ecosfera	Singolo insieme in natura, sistema aperto, di non equilibrio ed autotrascendente.	Supera la barriera teorica uomo/natura	Eccessivamente antropocentrico
	Interdisciplinare concordante (<i>sensu</i> Wilson, 1999) t,	Il paesaggio è un componente dello spettro biologico, compreso tra l'ecosistema e l'ecoregione.	Ecotessuto	Dall'ecosistema all'ecoregione	Riesce a comprendere i caratteri dei punti precedenti.	Permette l'integrazioni delle definizioni precedenti	Richiede ancora una forte modellizzazione matematica

3.3.2 Modello a ecotessuto

Per cercare di integrare e risolvere i problemi concettuali posti dai modelli a mosaico e variegato, Ingegnoli (1993; 2002) propone il modello definito dell'ecotessuto. L'ecotessuto (fig. 13) è un sistema multidimensionale derivato dall'integrazione di un mosaico principale e di mosaici secondari:

$$Ect = M_p \cap (U) M_2 \cap (U) M_3 \cap (U) M_4 \dots \cap (U) M_k$$

Dove:

Ect = Ecotessuto

M_p = Mosaico principale

$M_2 \dots M_k$ = Mosaici correlati (secondo la logica insiemistica con unione o intersezione) al mosaico principale.

Come si può notare lo schema della formula ricorda da vicino l'equazione di Jenny (1941) sulla formazione dei suoli.

Il mosaico principale può essere considerato quello rappresentato dall'uso del suolo da parte dell'uomo e dalla vegetazione. In tale modello il concetto di ecotopo (definito da Haber, 1990, come modello funzionale dell'ecosistema, comprendendo nella sua definizione le connotazioni del biotopo e quelle del fisiotopo - *sensu* Vos e Stortelder, 1992) assume un nuovo ruolo. Infatti, a questa configurazione spaziale-strutturale se ne aggiunge una funzionale: è espressione di un ruolo paesistico, e viene definito come una nicchia territoriale, con funzioni individuabili nel contesto paesistico di cui fa parte. Si può immediatamente immaginare come tale concetto sia strettamente correlato con le teorie dei sistemi *source-sink* e la dinamica delle metapopolazioni.

Inoltre la rappresentazione che Ingegnoli propone nell'ecotessuto sottolinea l'importanza di considerare anche la storia ambientale di un paesaggio (*sensu* Zanzi, 1995; Ingegnoli e Padoa-Schioppa, 1997).

Nel corso della presente ricerca si è considerato come mosaico principale quello derivato dall'analisi di immagini satellitari e di ortofotogrammetrie, e ad esso nell'elaborazione di modelli di idoneità e qualità ambientale, sono stati sovrapposti ed interpolati i dati della fauna e dei disturbi antropici al territorio.

In pratica è importante affermare che per quanto esista una forte diversità di concezioni della parola paesaggio, non è più eludibile la necessità di chiarificare una volta per tutte che il paesaggio è molto più della semplice concezione estetica o del riconoscimento di un fattore morfologico dominante. L'approccio ecologico integrato, ed in particolare il mo-

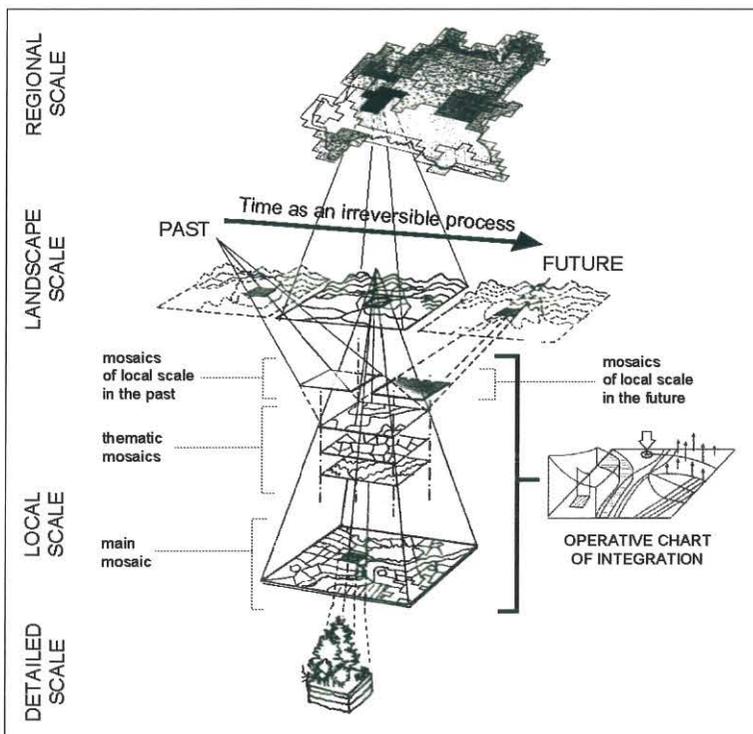


Figura 13 – Modello di ecotessuto (da Ingegnoli, 2002).

dello di ecotessuto di Ingegnoli, ha l'indubbio vantaggio che in esso è possibile un'integrazione anche degli altri modelli proposti da altri autori.

E' necessario compiere ancora molti passi su questa strada: pochi sono i ricercatori che affrontano la ricerca cercando di utilizzare effettivamente questo modello. Va riconosciuto che la mancanza di un approccio quantitativo all'ecotessuto, è un motivo per limitarne l'utilizzo in progetti applicativi. Questa stessa ricerca non vuole avere la presunzione di essere un lavoro definitivo, ma un semplice contributo alla costruzione di un modello quantitativo.

3.3.3 Gerarchie di sistemi paesistici

Il mosaico di ecosistemi può, come già era stato enunciato, mostrare un ordine superiore di paesaggi, la cui identificazione non sempre è d'immediata semplicità, a causa della difficoltà di delimitazione dei confini. Questa problematicità d'individuazione si riflette nelle differenti modalità per determinare i sistemi paesistici. Naveh e Liebermann (1994) propongono di seguire il grado d'antropizzazione (fig. 14), dividendo i paesaggi "aperti" (naturale, semi-naturale, semi-agricolo, agricolo) da quelli "costruiti" (rurale, suburbano, urbano-industriale). Essi valutano che un paesaggio riceve due tipi d'influssi: quelli provenienti dai sistemi naturali (chiamati dagli autori "biosfera") e quelli provenienti dai sistemi antropici (individuati come "tecnosfera"). Questo tipo di suddivisione risulta essere particolarmente utile per la presente ricerca: infatti, è possibile collocare i paesaggi agricoli in una situazione intermedia tra paesaggi naturali e paesaggi urbani. Nei paesaggi agricoli la presenza di elementi naturali e d'influssi della biosfera (contrapposta alla tecnosfera) può essere ancora rilevante. Le scelte di gestione del territorio possono influenzare più o meno pesantemente l'influsso della biosfera.

Come emergerà in più punti della ricerca il territorio analizzato sta subendo una traiettoria da un paesaggio seminaturale-agricolo ad uno urbano.

L'obiettivo della ricerca è esattamente quello di poter offrire soluzioni per cercare di rallentare e, se possibile, invertire questa tendenza.

Forman e Godron (1986) propongono un sistema di classificazione che prima cerchi gli attributi opportuni e poi ne stabilisca la gerarchia. Essi individuano innanzitutto questa prima gerarchia, dove gli attributi sono espressi in ordine decrescente:

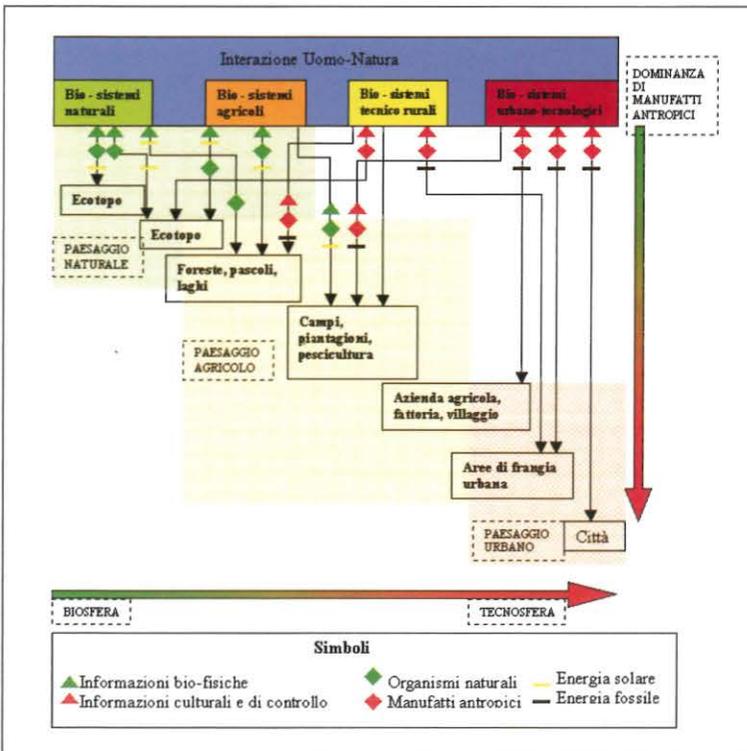


Figura 14 - Classificazione dei paesaggi secondo Naveh e Liebermann (1994). Nella figura, ridisegnata e modificata, si possono osservare i diversi tipi d'informazioni e interazioni tra sistemi naturali e sistemi antropici. Si noti il ruolo intermedio dei sistemi agricoli.

- zone climatiche (principali climi della biosfera);
- regioni climatiche (sottoclimi specifici);
- fasce vegetazionali (unità bioclimatiche);
- unità geomorfologiche (tipo di suolo e substrato);
- influenze antropiche.

Dopo questo primo ordinamento, si possono vedere cinque configurazioni, tali per cui un paesaggio può risultare: regolare, aggregato, lineare, parallelo, spazialmente legato. Infine si osservano i gradi di antropizzazione secondo uno schema che è simile a quello proposto da Naveh e Liebermann (1984 e 1996).

Risultano pertanto importanti le ecoregioni, così come definite da Bailey (1996; 1998; 2002), che raggruppano sistemi di paesaggi in funzione delle variabili climatiche e di topografia a macroscale.



4 Elementi di ecologia del ripristino dei sistemi ambientali

4.1 Principi di restoration ecology

La *Restoration ecology* (o il ripristino ecologico o ecologia del ripristino) è una disciplina nata negli anni '80 (Bradshaw, 1983, 1984), ma le cui radici sono antiche (addirittura Leopold, nel 1935, diresse alcuni esperimenti di *restoration* nell'arboreto dell'Università del Wisconsin).

Scopo della disciplina è quello di riportare i risultati delle ricerche che studiano i progetti di ripristino ecologico, che viene definito come "il processo di intenzionale modifica di un sito, al fine di ristabilire un ecosistema definito, autoctono e storicamente preesistente" (*Society of Restoration ecology*, 1991).

Uno dei fondatori della *Restoration Ecology* l'ha così definita: "*Restoration Ecology is the acid test of our understanding is not whether we can take ecosystems to bits on pieces of paper, however scientifically, but whether we can put them together in practice and make them work*" (Bradshaw, 1983). Chi si occupa di *restoration ecology* rappresenta spesso il secondo livello della biologia della conservazione: se il biologo della conservazione cerca di evitare la perdita prematura di biodiversità, chi fa *restoration* gestisce sistemi ecologici (in particolar modo gli ecosistemi) alterati, nei quali cerca di far aumentare la biodiversità per portarla, se possibile, ai livelli precedenti il danno.

I progetti di ripristino ecologico si basano sull'esplicito riconoscimento che in sistemi alterati dall'azione antropica è auspicabile un'inversione di tendenza. Il termine *restoration* implica l'esplicito intento di ripristinare un determinato ecosistema o paesaggio, dotato di particolari proprietà storicamente definite (in questo senso è più preciso di espressioni quali gestione, od indirizzo). In un progetto di ripristino si manipola apertamente un sistema, al fine di annullare le manipolazioni negative avvenute in passato. Negli intenti di un progetto di ripristino ecologico vi è l'esplicito impegno a ricreare i vari aspetti funzionali, strutturali e dinamici delle componenti biotiche o abiotiche.

È evidente che l'ecologia del ripristino rappresenta un secondo fronte per la conservazione della biodiversità, focalizzando l'attenzione su aree considerate in passato di scarso interesse, quali ad esempio aree agricole abbandonate, biotopi umidi degradati, laghi eutrofizzati, aree utilizzate a fini estrattivi, frammenti degradati dei paesaggi suburbani, corridoi utilizzati per qualche motivo.

Di fronte ad un ecosistema (o un paesaggio) degradato sono possibili diverse opzioni d'intervento (fig. 15):

1. non agire, o perché l'intervento presenta costi troppo elevati, oppure perché è stato provato da precedenti esperienze che è impossibile recuperare il sistema (ad esempio quando è impossibile eliminare la causa del degrado); o anco-

Box 5 - Definizioni utilizzate in *restoration ecology*

Restoration ecology: ecologia del ripristino; per ripristino s'intende riportare allo stato originario un ecosistema o un paesaggio, in modo tale che la struttura sia completa ed ogni elemento possa svolgere le sue caratteristiche funzioni. In italiano talvolta si utilizza il termine restauro ambientale come sinonimo di *restoration*.

Riabilitare: ripristinare alcuni elementi di strutture e/o funzioni di ecosistemi, senza pretendere di effettuare un ripristino completo.

Bonificare: effettuare riabilitazioni in siti particolarmente degradati.

Ricostruire: rimettere in piedi da zero un ecosistema in un sito dove non è rimasto nulla da ripristinare o bonificare.

Effettuare un recupero ecologico: lasciare il sistema libero da disturbi in modo che si possa evolvere spontaneamente attraverso una successione ecologica.

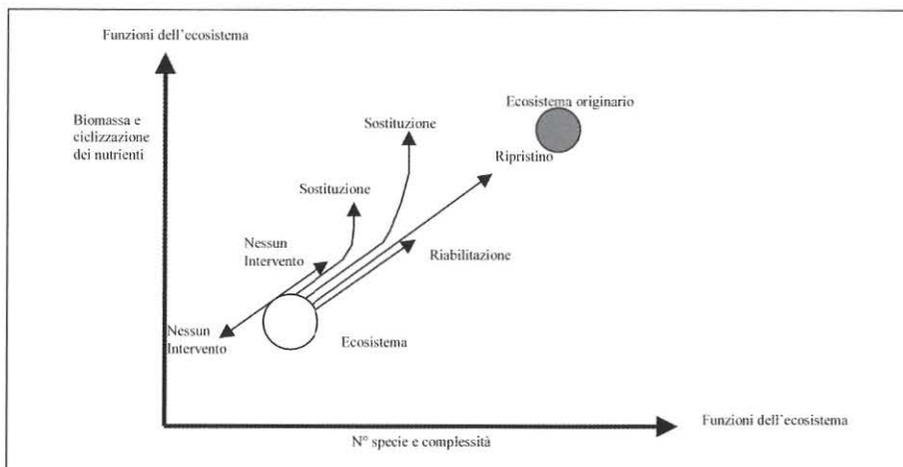


Figura 15 – Opzioni d'intervento nel ripristino di un ecosistema (da Bradshaw, 1987).

ra perché è stato mostrato che il sistema da solo tende a tornare verso la funzione originaria (tipico è il caso di campi abbandonati in aree collinari o montane, dove il bosco tende a ricolonizzare i campi);

2. riabilitare, quando un ripristino completo è impossibile; si cerca per lo meno di restituire alcune delle funzioni originarie dell'ecosistema, ad esempio rimpiazzando una foresta degradata con una piantagione legnosa;
3. ripristinare l'area, mediante l'inserimento delle specie originarie, per ottenere la completa funzionalità del sistema: ad esempio rinaturare una parete di montagna, denudata dall'attività estrattiva, curando che sia ricollegata alla vegetazione circostante;
4. rimpiazzare un ecosistema degradato con un altro sistema produttivo, ad esempio sostituire un boschetto degradato di robinie in pianura padana con un sistema di prati, siepi e filari.

Negli schemi classici si vede che la struttura dell'ecosistema viene indicata dal numero di specie e dalla complessità, mentre le funzioni sono rappresentate da biomassa e dinamica dei nutrienti. È ovvio che in realtà le variabili di un ecosistema sono molto più numerose, ma queste possono essere intese come sufficientemente indicative. Per quanto riguarda un paesaggio in un progetto di ripristino possono essere utilizzati il numero di elementi (valutati con gli indici di diversità ed eterogeneità) per la struttura, e l'organizzazione spaziale di alcuni elementi (misurata con indici frattali o con gli indici di connettività) per le funzioni.

Hobbs e Norton (1996) ricordano i punti indispensabili in un progetto di ripristino:

1. identificare i processi che degradano gli ecosistemi;
2. determinare degli obiettivi realistici e delle misure di successo;
3. sviluppare dei metodi per raggiungere gli obiettivi;
4. incorporare questi metodi nella gestione del territorio e nella pianificazione ecologica;
5. monitorare il successo del progetto di ripristino.

Nei progetti di ecologia del ripristino assumono molta importanza le scale spazio-temporali ed il dettaglio con cui viene pianificato l'intervento: vincoli urbanistici o economici, dinamiche ecologiche impreviste, disturbi provenienti dall'esterno potrebbero portare al fallimento del progetto.

Per questo motivo, nel 1992 il Consiglio Nazionale delle Ricerche Americano aveva individuato quattro priorità (riprese poi da MacMahon, 1997) di cui tenere conto in questi progetti: 1) valutare con attenzione le scale spaziali del progetto, in modo tale da minimizzare gli effetti negativi prodotti dai margini o da eventi di dinamica interna (ad esempio l'ingresso incontrollato di essenze infestanti); 2) le dimensioni del progetto devono essere tali da permettere un continuo monitoraggio al fine di eliminare se necessario i disturbi del sistema (ad esempio popolazioni animali che distruggano la vegetazione prima che questa riesca ad insediarsi stabilmente); 3) per valutare la riuscita del progetto occorre considerare numerosi fattori, e per questo motivo occorre che le dimensioni del progetto non siano eccessivamente ridotte (ad esempio può essere interessante considerare, come è stato fatto da Majer e Nichols (1998), tanto la ricolonizzazione vegetale, quanto quella delle comunità di invertebrati di una prateria per verificare l'effettivo successo dell'intervento).

La *restoration ecology* appare come uno strumento applicativo assai utile, soprattutto nei progetti a livello di ecotopo o ecosistema per garantire una buona gestione ecologica dell'ambiente; risulta più difficile applicarla alle scale superiori.

4.2 Indicazioni per un protocollo di metodo per rinaturare i siti ad alta criticità ambientale

In questa sede vengono indicati sinteticamente i punti essenziali cui si dovrebbe rifare un progetto di ripristino ecologico. Un progetto di ripristino dovrebbe, così come prescrive la teoria gerarchica dei sistemi ecologici, essere affrontato considerando almeno tre diverse scale di analisi.

Nel momento in cui si pianifica o si dirige un progetto di pianificazione sarebbe opportuno considerare queste domande e controllare se il progetto aderisce o meno a quanto richiesto.

Fase I° - Pianificazione del progetto

- 1) *Il problema sottoposto ha un trattamento ben compreso e ben definito?*
Spesso le problematiche di ripristino toccano settori dell'ecologia di cui si sa ancora poco. E' importante, quando s'impone un progetto, che si possa sapere a quale livello è la conoscenza del problema, per poter stimare le possibilità di successo
- 2) *Vi è un consenso generale sugli obiettivi del progetto?*
Un progetto di ripristino che parta contro il volere delle popolazioni locali o delle amministrazioni politiche è quasi sicuramente destinato al fallimento.
- 3) *Gli obiettivi e gli scopi del progetto sono stati ben identificati?*
Occorre indicare con chiarezza che cosa si vuole ottenere dal progetto in modo tale da poter impostare i programmi di monitoraggio.
- 4) *Il ripristino è stato pianificato con l'adeguata competenza e con l'appropriata professionalità?*
Per quanto encomiabili occorre che le iniziative spontanee passino un vaglio di carattere tecnico-scientifico: molte volte si è assistito a progetti di ripristino nati senza una finalità ben precisa, in cui ad esempio sono state piantumate delle specie vegetali sbagliate, col rischio di creare danni gravi all'ambiente (diffusione di specie invasive) o comunque di far morire le piante.
- 5) *È stata prevista una possibilità di modificare il progetto ad un determinato punto del suo iter (dopo un anno o dopo sei mesi)?*
Occorre mantenere una certa elasticità ed essere pronti a modificare alcuni obiettivi qualora, alla luce della dinamica naturale dell'ecosistema essi si rivelassero inadeguati.
- 6) *Gli indicatori – attributi biologici, chimici e fisici – scelti per tarare il progetto, sono effettivamente legati agli obiettivi?*
Come è ovvio occorre che gli indicatori scelti siano riferiti alla scala appropriata.
- 7) *Sono stati previsti interventi di monitoraggio, controllo, sorveglianza, gestione e mantenimento, e sono stati inseriti nel progetto, in modo che i costi e i dettagli tecnici di tali interventi siano presenti nel budget del progetto, e i risultati dei monitoraggi possano permettere un miglioramento nella conoscenza delle tecniche di ripristino ecologico?*
Il monitoraggio del successo è una fase fondamentale dei progetti di ripristino.
- 8) *È stato selezionato un appropriato sistema di riferimento, in modo da ricavare dei valori dagli indicatori, da comparare mentre si conduce la valutazione del progetto?*
Se si vuole rinaturalizzare un sito è necessario avere un ecosistema di riferimento.
- 9) *Vi è un numero sufficiente di dati di base, collezionati per un periodo accettabile, in modo da facilitare i confronti tra la situazione prima dell'intervento e quella dopo?*
Una delle principali difficoltà che la scienza del ripristino ecologico si trova a dover affrontare è l'ancora scarsa mole di dati. È importante essere coscienti del numero di dati che possono essere utilizzati, in modo da poter comprendere effettivamente quanto accurati possano essere i modelli predittivi.
- 10) *Le procedure critiche sono state testate in piccoli siti sperimentali, in modo tale da minimizzare il rischio di fallimento?*
La possibilità di condurre piccoli esperimenti permette di indirizzare al meglio il progetto generale di ripristino ecologico.
- 11) *Il progetto ha previsto che l'ecosistema ripristinato abbia la possibilità di automantenersi, in modo tale da minimizzare i costi di gestione?*
Trascurare o sottovalutare i costi del mantenimento e della gestione di un ecosistema ripristinato significa mettere a rischio la riuscita del progetto. In questo senso prima l'ecosistema sarà in grado di automantenersi maggiori saranno le possibilità di successo.
- 12) *È stato calcolato quanto a lungo debba durare il monitoraggio prima che si possa dichiarare che il progetto è riuscito?*
Fissare in anticipo la durata del periodo di monitoraggio permette di valutarne i costi.

- 13) *I margini di rischio e d'incertezza sono stati adeguatamente presi in considerazione nella pianificazione del progetto? Un sistema ecologico non si muove lungo coordinate meccanicistiche: occorre considerare la possibilità di eventi stocastici che alterino le previsioni iniziali.*

Fase II° - Durante il ripristino

- 1) *Sulla base dei risultati del monitoraggio è possibile ritenere raggiunti gli obiettivi intermedi del progetto? In caso contrario è possibile correggere il problema con appropriati passaggi?*
- 2) *Gli indicatori scelti e gli obiettivi necessitano di modificazioni? In caso affermativo che cambiamenti sono richiesti nel programma di monitoraggio?*
- 3) *Il programma di monitoraggio è adeguato?*

Fase III° - Dopo il ripristino

- 1) *In che percentuale gli obiettivi possono dirsi raggiunti?*
- 2) *Quanto assomiglia l'ecosistema ripristinato in struttura e funzione all'ecosistema progettato e a quello che si è cercato di imitare?*
- 3) *Con quale percentuale l'ecosistema ripristinato si automantiene e quali sono gli interventi di gestione necessari?*
- 4) *Se anche tutte le componenti naturali dell'ecosistema non sono ripristinate, le componenti critiche sono state ripristinate?*
- 5) *Se anche tutte le componenti naturali dell'ecosistema non sono ripristinate, le funzioni critiche sono state ripristinate?*
- 6) *Qual è stata la durata del progetto?*
- 7) *Che cosa si è appreso da questo sforzo?*
- 8) *Gli insegnamenti appresi sono stati condivisi con i soggetti interessati, in modo da massimizzare la possibilità di trasferire la conoscenza tecnologica?*
- 9) *Qual è stato il costo finale del progetto di ripristino?*
- 10) *Quali sono stati i benefici ecologici, economici e sociali ottenuti dal progetto di ripristino?*
- 11) *Qual è stato il costo effettivo del progetto?*
- 12) *Un altro progetto di ripristino avrebbe dato i medesimi risultati ad un costo più basso?*

4.3 Conclusioni

In un provocatorio articolo il paleontologo americano Paul Martin propone di reintrodurre in America, quale corretta operazione di ripristino ambientale, gli elefanti (Martin, 1999). Con argomenti convincenti ed appropriati spiega che i paesaggi del Nord America avevano mantenuto fino a circa 13.000 anni fa popolazioni di Proboscidei e che quest'operazione sarebbe un'opportunità unica per osservare dei processi evolutivi in atto e per riportare i paesaggi aperti verso lo stato in cui si trovavano prima dell'arrivo dell'uomo nel continente americano. Si tratta, in realtà, di una provocazione, ma rappresenta un buono spunto per riflettere sulle opportunità che il ripristino ecologico riesce ad offrire. In effetti, non si tratta soltanto di pianificare interventi applicativi per risolvere situazioni di degrado ecologico. Vi è anche l'opportunità unica di verificare, in ambienti controllati, la fondatezza e la precisione del livello di conoscenze ecologiche che la comunità scientifica possiede. La frase di Bradshaw, citata ad inizio capitolo, che nel 1983 affermava che il ripristino ecologico è la "prova del nove" per quanto riguarda la conoscenza dei sistemi ecologici è valida oggi più che mai.

5 Principi ecologici propedeutici ai processi di pianificazione del territorio

5.1 Selezionare le priorità di conservazione

La pianificazione ecologica richiede l'individuazione di alcune priorità. Ad ogni livello dello spettro biologico se ne possono individuare alcune. Per quanto un progetto di pianificazione o di conservazione non potrà mai tener conto di tutte le priorità, senza dubbio l'elencazione di queste aiuterà a comprendere le scelte e i modelli che sono stati adottati nella presente ricerca. Considerato che la scala utilizzata è quella paesistica verrà analizzata prevalentemente questa, sorvolando su quelle di ecoregione, comunità, popolazione e gene.

Le priorità di conservazione includono una combinazione di modelli, componenti e processi a scale differenti. Si può osservare nella tabella III che i livelli di paesaggio e di comunità sono quelli nei quali è stato individuato il maggior numero di priorità. Ciò dipende dal fatto che la scala paesistica è quella più idonea per operazioni di pianificazione e conseguentemente, consciamente o meno, è a questa che sono state individuate le maggiori priorità.

Per illustrare il concetto di conservazione del paesaggio è opportuno riprendere un esempio riportato da Peck (1998). Si immagini il quadro "Campo di grano con cipresso" di Van Gogh (si veda figura 16). Ora s'immagini di dover rimuovere parte dei suoi attributi senza però rendere irricognoscibile il dipinto. Due possibili alternative potrebbero essere:

- salvare alcune *patch* del dipinto mentre si annerisce tutto il resto (in tal caso rimangono alcuni frammenti originari ma l'intero "paesaggio" del dipinto è andato perduto);
- offuscare uniformemente tutti i colori del dipinto (in questo caso invece l'intero "paesaggio" è stato modificato ma se ne percepisce ancora la pittura originaria).

Quest'analogia aiuta a comprendere la difficoltà che s'incontra cercando di individuare i valori, gli obiettivi e gli approcci alla conservazione del paesaggio: differenti approcci e diversi pesi possono essere messi sulla bilancia tra biodiversità e antropizzazione. Non è sempre possibile dare un'univoca risposta corretta. Da un punto di vista favorevole alla biodiversità occorrerebbe cercare di preservare l'insieme del paesaggio. Per raggiungere tale obiettivo è necessario determinare i più significativi aspetti della biodiversità e, a scala di paesaggio, si possono intendere le comunità biotiche e i principali fattori abiotici.

Innanzitutto si può suggerire un "filtro grossolano": la conservazione delle principali tipologie di comunità (Noss, 1987). Dal momento che ogni comunità ha numerosi organismi specificamente associati ad essa, tale approccio permette di preservare numerose specie. Particolare attenzione deve essere poi data alle comunità ricche di specie, a comunità con produttività singolarmente elevata (in quanto spesso supportano un alto numero di specie), o a comunità caratterizzate da una particolare complessità strutturale.

La naturalità delle comunità è un altro fattore da considerare: più una comunità è vicina alle condizioni di naturalità più elevato è il suo valore ecologico, didattico ed economico (una prospettiva di pianificazione implica, infatti, che gli input umani, almeno nella maggior parte dei casi, debbano essere inferiori).

Comunità particolarmente fragili o sensibili a determinati impatti antropici richiedono evidentemente una conservazione prioritaria. Il concetto di endemicità (applicato ad una comunità, come potrebbe essere per una specie) ed anche quello di rarità aiutano ad individuare altre possibili priorità di conservazione. Comunità endemiche sono spesso il prodotto di situazioni ambientali del tutto particolari e spesso nello stesso paesaggio si raggruppano numerose comunità endemiche. Questo avviene per esempio nelle isole, come nell'arcipelago delle Hawaii o negli ambienti mediterranei (California, Sud Africa ecc.) dove la grande eterogeneità ambientale e il ristretto *range* di montagne e deserti genera un gran numero di endemismi, sia a livello di specie che di comunità. Comunità rare sono ugualmente a rischio per la loro stessa rarità. Una foresta matura ad esempio richiede secoli perché il suo suolo sia formato e l'ipotesi di pianificazione e di trasformazione di una comunità del genere dovrebbe richiedere perlomeno una valutazione a diverse scale amministrative (comunale, provinciale, regionale, nazionale e in alcuni casi anche superiore). Per quanto riguarda l'insieme dei fattori abiotici si tratta di valutare quelle particolari caratteristiche che possono supportare comunità e specie particolari (ad esempio le comunità vegetali che vivono su rocce laviche). Uno dei più importanti pattern paesistici può essere la regio-

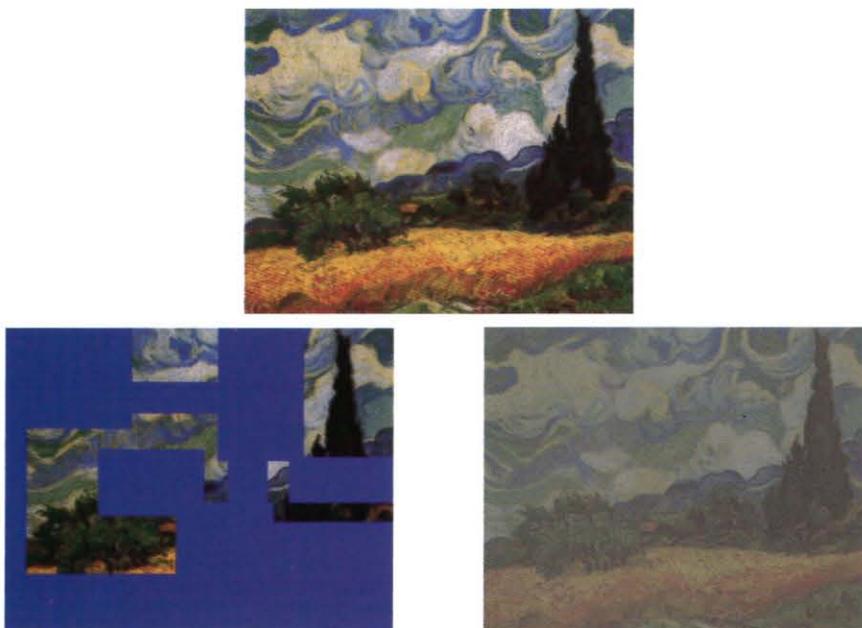


Figura 16 –Versioni del “Campo di grano con cipresso” di Vincent Van Gogh.

Tabella III – Criteri per l'individuazione di priorità di conservazione a diverse scale dello spettro biologico (da Peck, 1998, modificato, e, per le ecoregioni, da Bailey, 2002).

Ecoregione	Paesaggio	Comunità	Popolazione	Gene
<ul style="list-style-type: none"> • Processi climatici • Rappresentazione dei paesaggi 	<ul style="list-style-type: none"> • Rappresentazione delle comunità • Tipologia delle comunità (ricchezza di specie, naturalità, vulnerabilità, endemicità, rarità e sensibilità) • Caratteristiche abiotiche inusuali (suoli, substrati, sistema idrogeologico e sorgentizio) • Complessivo <i>pattern</i> paesistico • Associazioni di comunità funzionali • Gradienti abiotici • Connessioni tra aree naturali • Presenza di rotte migratorie • Aree estese non urbanizzate • Processi di disturbo • Processi idrologici 	<ul style="list-style-type: none"> • Tipologia specifica (specie chiave, focali, vulnerabili, rare, endemiche, specialiste, migratrici, esotiche) • Struttura della vegetazione (stratificazione verticale, densità di vegetazione, copertura dei diversi strati) • Risorse degli habitat (fonti d'acqua, siti riproduttivi, di svernamento o di pernottamento, ceppi spezzati, rami morti, lettiera) • Disponibilità di habitat e delle risorse degli habitat • Disturbi 	<ul style="list-style-type: none"> • Dimensioni minime della popolazione • Metapopolazioni (subpopolazioni e loro connessioni) • Popolazioni isolate • Possibilità di migrazione • Possibilità di dispersione 	<ul style="list-style-type: none"> • Popolazioni geneticamente distinte • Modello storico delle variazioni (all'interno e tra le popolazioni) • Modello storico della dispersione e dell'<i>interbreeding</i>

lare successione di comunità lungo un gradiente. Si pensi ad un paesaggio agricolo nel quale vi sono diverse comunità semi-naturali o naturali: piccoli nuclei boschivi e elementi lineari come siepi e filari; è evidente che questi elementi hanno un ruolo per parte della fauna (rifugio e connessione), nei cicli biogeochimici (filtro di alcuni elementi: si veda più avanti il paragrafo dedicato ai filari), nelle eventuali dinamiche di rinaturazione.

5.2. Ecologia delle popolazioni

Lo studio delle popolazioni è uno degli elementi di base per la pianificazione del territorio. Per popolazione s'intende un gruppo di organismi appartenenti alla stessa specie, che occupano una determinata area e costituiscono una parte della comunità biotica.

La tradizionale suddivisione degli studi di popolazione (Odum, 1953, riprese poi in molti testi di ecologia) prevede da un lato lo studio della struttura della popolazione (ripartizione in classi di età, rapporto tra i sessi ecc.) e dall'altro lo studio della dinamica della popolazione (natalità e mortalità e presenza di fenomeni di immigrazione ed emigrazione di individui). Le popolazioni si accrescono in modo caratteristico, secondo due possibili forme di accrescimento (fig. 17) dette esponenziale o a forma di J e sigmoide o a forma di S.

Nel primo caso l'accrescimento segue un'equazione esponenziale come la seguente:

$$dN/dt = rN$$

dove dN/dt è la variazione della popolazione (dN) nell'intervallo di tempo (dt), N è il numero di individui della popolazione al tempo 0 ed r è il potenziale biotico dato dalla somma e sottrazione di nascite, morti, immigrazioni ed emigrazioni (evidentemente nascite e immigrazioni aumentano la consistenza della popolazione N , mentre morti ed emigrazioni la diminuiscono).

Dunque r viene espresso secondo la seguente formula:

$$r = (b+i-d-e)$$

dove b sono le nascite, i le immigrazioni, d le morti ed e le emigrazioni.

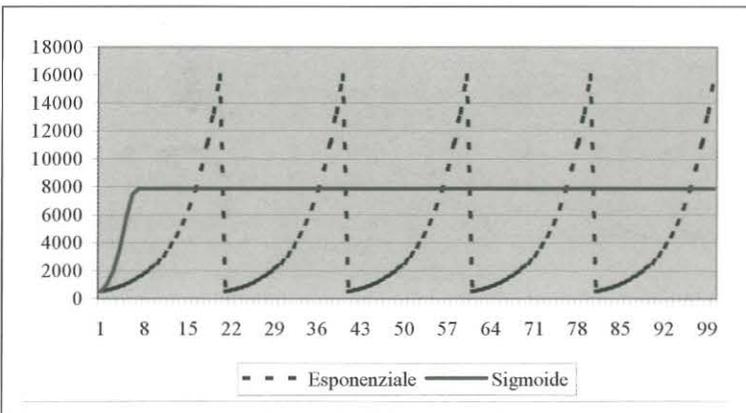


Figura 17 - Forme di accrescimento di una popolazione. Modello teorico di accrescimento esponenziale (linea tratteggiata) e forma sigmoide (linea nera continua).

Nel caso di accrescimento sigmoide si osserva un'equazione logistica espressa con la seguente formula:

$$dN/dt = rN * [(K-N)/K]$$

dove K rappresenta l'asintoto superiore oltre il quale la popolazione non può accrescersi, ed è definito massima capacità portante.

Nella biologia della conservazione definire ed individuare la minima popolazione vitale (MPV, *Minimum Viable Population*) per una determinata specie, ovverosia la più piccola popolazione per la quale si può prevedere una probabilità molto alta di sopravvivenza nel futuro (la definizione letterale di Shaffer, 1981, recita: "la minima popolazione vitale per una certa specie in un dato habitat è la più piccola popolazione isolata avente il 99% di probabilità di persistere per 1000 anni nonostante gli effetti prevedibili di eventi demografici, ambientali e genetici casuali e le catastrofi naturali"). In questo concetto assume particolare rilievo il fatto che si possono variare sia le probabilità di sopravvivenza (95% o 99%) che il periodo di sopravvivenza (100, 500 o 1000 anni), ma in ogni caso si ottiene una stima quantitativa del nume-

ro di individui necessari a garantire il mantenimento di una popolazione.

Gli studi sulle popolazioni minime vitali richiedono spesso delle lunghe e accurate analisi per conoscere molto bene l'ecologia e la demografia di una popolazione.

5.3 Biogeografia insulare: area di un'isola

Le teorie di biogeografia insulare (Mac Arthur e Wilson, 1963; 1967) ancora oggi rappresenta un punto di riferimento assolutamente importante per chiunque si occupi di gestione del territorio. I due ecologi americani, studiando il numero di specie presenti nelle isole dell'arcipelago caraibico, dimostrarono l'esistenza di una relazione tra la diversità specifica di un'isola, le sue dimensioni e la distanza dal continente (si veda la figura 18). In poche parole si può riassumere che più l'isola è piccola, tanto più facilmente avvengono processi di estinzione; più l'isola è lontana dal continente, tanto più difficilmente si possono verificare processi di immigrazione (che compensino le estinzioni). Ne consegue che isole piccole e/o lontane hanno meno specie di isole grandi e/o vicine al continente.

Inoltre, furono in grado di formalizzare un'equazione che preveda il numero di specie in un'isola in rapporto alla sua area. Tale equazione, tuttora utilizzata in biogeografia (Zunino e Zullini, 1995) è così espressa:

$$S = C \times A^z$$

dove:

S = numero di specie;

A = area;

C e z = costanti (dipendono dal gruppo faunistico considerato e dalla regione biogeografica in cui si opera).

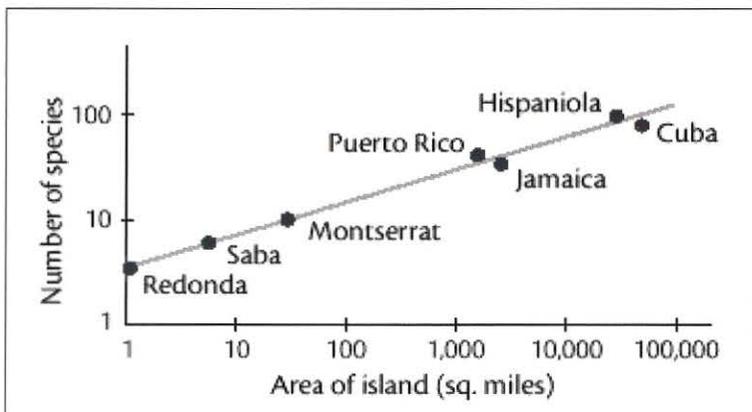


Figura 18 - Tratta da Wilson e Perlman, 2000 (dati originali di Mac Arthur e Wilson, 1963). Rapporto tra il numero di specie presenti nelle isole dei Caraibi e la loro dimensione.

L'importanza di una teoria per la pianificazione del territorio deriva dal fatto che appena pubblicate le ipotesi di Mac Arthur e Wilson diversi ecologi si chiesero se questi principi non fossero estendibili alle metaforiche isole di naturalità che erano i parchi e le aree protette. Se un parco è gestito come un santuario, da proteggere dall'oceano di ecosistemi antropizzati che lo circondano, e tale è stata per molto tempo la concezione dei parchi nazionali (significativa è l'immagine - citata da Massa, 1999 - del parco dello Stelvio rappresentato come un'isola verde in mezzo all'Europa grigia e cementificata), ne consegue che quanto è più piccolo, tanto più facilmente avverranno processi di estinzione e quanto più lontano è dal "continente" naturale tanto più difficilmente vi saranno nuove colonizzazioni.

5.4 Frammentazione degli habitat ed eterogeneità paesistica

Un settore di primaria importanza per la pianificazione ecologica, in quanto contribuisce fortemente alla crisi di biodiversità, è lo studio della frammentazione degli habitat. I processi di frammentazione e degrado vengono indicati come una delle cause primarie (se non addirittura la principale) del drammatico vortice di estinzioni che caratterizza la nostra epoca (Harris, 1984; Saunders e Hobbs, 1991; Wilson, 1994; Noss, 1997; Massa, 1999; Soulé e Terborgh, 1999).

Gli effetti della frammentazione sono doppi: da un lato diminuisce la quantità di habitat disponibile per una specie e dall'altro diminuisce la qualità dell'habitat stesso. Come illustra la figura 19 la diminuzione delle dimensioni di una tessera forestata comporta un incremento percentuale delle zone cosiddette di margine: aree nelle quali è presente l'influsso della matrice paesistica circostante la tessera. Dal momento che alcune specie hanno esigenze ecologiche particolari e richiedono un ambiente (ad esempio forestale) di interno è evidente che un'ampia superficie forestata suddivisa in tanti piccoli frammenti non potrebbe supportare queste popolazioni. Al contrario è necessario avere un'area di grandi dimensioni in cui vi sia la possibilità di avere un ambiente di interno.

Mantenere una diversità a livello paesistico è un altro elemento importante. Un famoso studio di Harris (1984) ha proposto un modello di gestione dei residui di foreste mature dello stato dell'Oregon che contribuisca a mantenere inalterati i livelli di biodiversità. Le osservazioni compiute dalla sua équipe avevano mostrato come buona parte dei vertebrati (ma sarebbe stato lo stesso anche per gli invertebrati) che vive in una foresta ha bisogno di diversi stadi di strutturazione forestale per poter vivere. Considerando le necessità di sfruttamento dei boschi e, utilizzando le leggi della biogeografia insulare e dell'ecologia del paesaggio, Harris è arrivato a proporre un sistema di rotazione nell'utilizzazione delle foreste in modo tale da garantire sempre un'eterogeneità di habitat.

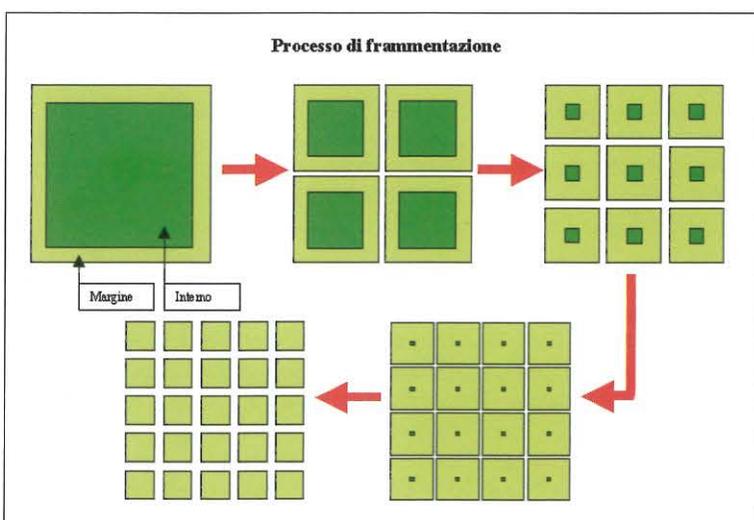


Figura 19 – Combinazione di effetto margine e frammentazione (tratta da Wilson e Perlam, 2000; su dati originali di Scott, 1984). Si può osservare come la progressiva frammentazione di una superficie boscata in tessere sempre più piccole comporti una perdita di ambienti di interno sempre più marcata.

Sono poi importanti le valutazioni sul ruolo che i diversi elementi paesistici possono giocare nel connettere o nel separare tra loro tessere dello stesso habitat. Come verrà illustrato in uno dei prossimi paragrafi, il paradigma delle reti ecologiche è basato esattamente sulla possibilità di connettere tra loro con corridoi (più o meno complessi) una serie di aree a maggior naturalità. Harris e Gallagher (1989) mostrarono la forte frammentazione che un paesaggio intensamente antropizzato, come la Florida meridionale, presentava. Ne risultavano, ovviamente, impediti gli spostamenti delle popolazioni animali (si consideri che si sta parlando di frammentazione generata dalle infrastrutture antropiche e inesistente fino all'inizio del XX° secolo), e in molti casi i frammenti di territorio protetto e a naturalità prevalente presentavano un'estensione minore rispetto agli *home-range* di molte specie di animali. Per ovviare a questi disturbi è stato progettato di connettere tra loro diverse aree protette. I risultati sono stati piuttosto lusinghieri, e hanno rispettato le esigenze degli animali con *home-range* vasto; dove esistevano delle barriere (in genere autostrade o strade statali) si è proceduto alla costruzione di sottopassaggi, progettati secondo le esigenze dei diversi animali.

5.5 Le aree protette: criteri ecologici alla base della pianificazione di riserve e parchi nazionali

L'intenzione che spinse John Muir a lottare per l'istituzione dei parchi di Yosemite e Yellowstone, era quella di sottrarre una parte del territorio degli Stati Uniti dallo sfruttamento antropico, che all'epoca già appariva invadente e devastante

(non si dimentichi che gli americani in pochi anni sterminarono quasi completamente le mandrie di bufali nelle grandi praterie, in concomitanza con la costruzione della ferrovia). Di conseguenza la concezione di Parco Nazionale che i primi conservazionisti ebbero era quella di una porzione di territorio inalterato, isolato dal resto del paese, una sorta di meraviglioso "giardino selvaggio" di grandi dimensioni. Per questo motivo nella pianificazione dei parchi la delimitazione delle aree era fatta prima individuando tutti gli elementi da proteggere (ad esempio nel parco dello Yosemite, le formazioni geologiche attorno alla valle del Merced, le sequoie a Mariposa Grove, etc.), e successivamente unendoli, senza curare se i confini avessero un significato ecologico o meno.

L'Italia ha recepito in pieno questo modello di gestione, rigidamente conservazionistico, importandone pregi e difetti: ad esempio, il Parco Nazionale del Gran Paradiso ha avuto fino agli anni ottanta dei confini che non seguivano alcun criterio ecologico (in una delle valli valdostane - la Valsavaranche - il confine passava attraverso il bosco lasciando una lunga striscia di fondovalle non protetta).

I citati studi di biogeografia insulare (Mac Arthur e Wilson, 1963; 1967) hanno messo in discussione tutti i presupposti scientifici su cui si basava il concetto di parco nazionale.

Per questo motivo, già negli anni settanta, diversi ricercatori americani cominciarono a prendere in considerazione l'importanza della forma e delle dimensioni degli eventuali parchi (Diamond, 1975). In particolare vi fu una discussione molto viva sull'opportunità di proteggere il territorio con una sola grande riserva o piuttosto con molte riserve di dimensioni minori. Per lungo tempo la strategia perseguita fu quella di individuare una percentuale di territorio da porre sotto tutela, senza pensare a come integrarla nel resto del territorio. In Italia, ad esempio la legge quadro 394/91 risente di questa mentalità, e si pone l'obiettivo di mettere sotto tutela, rigidamente conservativa, almeno il 10% del territorio nazionale. Alla luce delle teorie di Mac Artur e Wilson (1963; 1967), quest'obiettivo, per quanto apprezzabile, è del tutto insufficiente se ci si limita a considerare il parco come una zona tenuta sotto vetro, isolata dal resto della nazione, e se non si controlla anche come viene distribuito questo 10% di territorio protetto. Già più realistico appare il modello di Erz (1981) in cui si parte dal presupposto che occorra intervenire su tutto il territorio, anche se con gradi diversi di protezione (fig. 20).

La biologia della conservazione individua tre finalità scientifiche in una riserva (Soulé e Simberloff, 1986): i) preservazione di alcuni ecosistemi o paesaggi; ii) preservazione della biodiversità; iii) protezione di specie o gruppi di specie d'interesse particolare.

Nel primo caso si hanno parchi come il parco nazionale della Val Grande o il parco del Ticino in Italia e dei parchi californiani dello Yosemite e del King's Canyon National Park (dove viene protetto un intero bacino imbrifero, in modo da mantenere nella sua totalità un'unità di paesaggio). La preservazione della diversità biologica può avvenire in alcune aree della terra dove è particolarmente elevata la biodiversità (ad esempio Madagascar, Costa Rica, Sud Africa). Nel caso in cui si abbiano specie di particolare rilievo, quali - ad esempio - il panda gigante (*Ailuropoda melanoleuca*) in Cina, la tigre (*Panthera tigris*) in India, il rinoceronte bianco (*Ceratotherium simum*) in Sud Africa, è possibile istituire delle riserve *ad hoc*, che poi avranno l'effetto di proteggere non solo la specie che si vuol tutelare ma l'intero ecosistema o sistema paesistico: la protezione dello stambecco, ha portato anche la preservazione degli ecosistemi di alta montagna del Gran Paradiso.

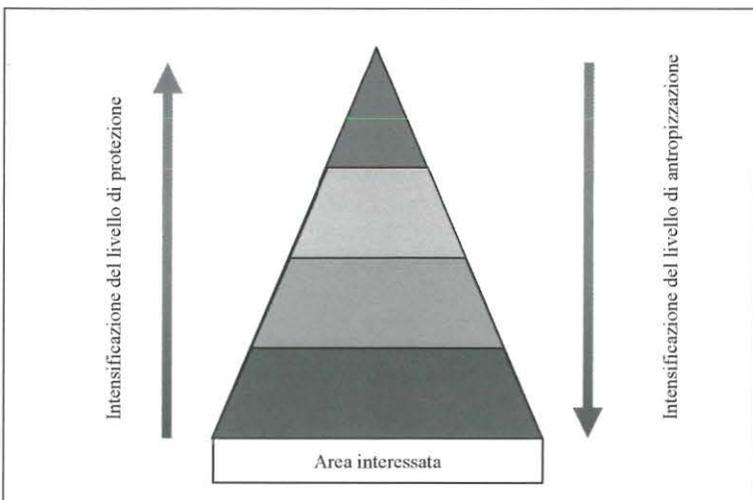


Figura 20 - Modello di Erz per la gestione del territorio (da Erz, 1981; modificato). Muovendosi dalla base al vertice del triangolo, ad ogni livello corrisponde un regime vincolistico più rigido e un regime di antropizzazione più leggero.

Risulta evidente come queste finalità scientifiche siano tra loro intrecciate, per cui è possibile affermare che la finalità ultima di una riserva deve essere la preservazione della biodiversità a tutti i livelli dello spettro biologico (dalla diversità genetica a quella paesistica).

Diviene ovvio che questo difficile obiettivo va affrontato in un'ottica che consideri il parco come una parte di territorio armonicamente inserita nella regione circostante. Gli studi di Meffe e Carroll (1997) suggeriscono di considerare, al momento di progettare un parco, alcuni punti: dimensioni della riserva, eterogeneità dell'area e processi dinamici in atto, coesistenza di sistemi paesistici naturali e modificati dall'uomo, possibilità di connessione di territori ora frammentati, contesto territoriale entro cui la riserva si inserisce e presenza di zone tampone. Verranno spese ancora alcune parole per discutere i primi tre punti ora indicati, mentre per gli altri (connessione, contesto territoriale e zone tampone) si rimanda al paragrafo dedicato alle reti ecologiche.

5.5.1 Dimensioni della riserva

Nello stabilire l'area di una riserva occorre considerare che riserve di grandi dimensioni ospitano un maggior numero di specie, di ecosistemi e quindi di biodiversità; inoltre soprattutto i vertebrati di grosse dimensioni hanno bisogno di grandi aree, visto che normalmente hanno *home-range* di notevole estensione. In modo particolare viene messa in pericolo la diversità genetica e di conseguenza s'incrementa la possibilità di estinzioni per problemi di *inbreeding depression*, qualora le riserve non siano di dimensioni sufficienti. Uno studio americano (Newmark, 1987; 1995) ha mostrato come in 14 parchi americani del nord-ovest degli Stati Uniti, dopo l'istituzione dei parchi stessi il numero di estinzioni abbia superato il numero delle colonizzazioni e mostra come vi sia una correlazione negativa tra le dimensioni della riserva e il numero di estinzioni.

Un altro biologo americano, Grumbine (1990), è arrivato a quantificare la dimensione minima perché una riserva possa avere un ruolo effettivo nella conservazione di mammiferi di grosse dimensioni: almeno 100.000 ha. I problemi di *inbreeding depression*, derivanti dall'aver popolazioni di dimensioni ridotte, e per di più racchiuse in piccole aree protette, sono stati riscontrati in diverse specie in via di estinzione: l'orchidea delle paludi (*Orchis palustris*), la liliacea *Helonias bullata*, il ghepardo (*Acinonyx jubatus*), il leone asiatico (*Panthera leo persica*), il bisonte americano (*Bison bison*) e l'allodolo maculato (*Strix occidentalis*) hanno mostrato un basso tasso di variabilità genetica attribuibile a derive genetiche e incroci (Bullini *et al.*, 1998). Il dato è molto preoccupante se si considera che per la conservazione di quasi tutte queste specie sono state istituite delle riserve naturali.

Un caso in apparente controtendenza è riportato da Bullini (1996) circa la conservazione del rinoceronte indiano (*Rhinoceros unicornis*), ridotti nel 1962 ad un'ottantina d'individui, confinati nel Parco Reale di Chitwan, in Nepal. Contrariamente a quanto ci si potrebbe aspettare, le prospettive per il mantenimento e la diffusione di questa specie sono buone, considerato l'alto livello di eterozigosi media, una delle più elevate tra i mammiferi. Dinerstein e McCracken (1990) ipotizzano che la popolazione di Chitwan sia il residuo di popolazioni provenienti da diverse aree dell'India, e che per questo motivo abbia mantenuto un così elevato livello di diversità genetica.

5.5.2 Eterogeneità dell'area e processi dinamici in atto

Nel gestire l'ambiente (come in effetti si propone di fare l'uomo istituendo delle aree protette) occorre considerare che la natura è dinamica e si modifica nel tempo e nello spazio. Un parco nazionale, che normalmente è un sistema paesistico, subisce in diversi punti del suo territorio disturbi sia d'origine naturale sia d'origine antropica (Pickett e White, 1985; Colinvaux, 1989). La conoscenza dei processi dinamici in atto in un territorio è fondamentale per una politica di conservazione efficace: ad esempio la non conoscenza del processo d'interramento di un piccolo biotopo umido renderebbe del tutto inutile la protezione delle specie rare legate a quell'habitat. Altrettanto importante è curare di non avere un'area completamente omogenea: già Harris (1984) mostrò bene come la biodiversità all'interno di una foresta aumenta nettamente qualora la superficie boscata non si trovi per intero ad un unico stadio strutturale.

5.5.3 Coesistenza di sistemi paesistici naturali e modificati dall'uomo

In Europa soprattutto, ma anche in Nord-America e in Asia, è difficile trovare paesaggi che non abbiano subito delle modifiche a causa della presenza antropica. Nel momento in cui si progetta un'area protetta occorre prendere in considerazione, senza pregiudizi, il ruolo che l'uomo ha avuto nella storia di quel paesaggio. Lo studio della dinamica storica di un sistema ecologico è un passaggio fondamentale nei progetti di gestione.

5.6 Un nuovo paradigma per la tutela della biodiversità: le reti ecologiche territoriali e il corridoio di biodiversità (o corridoio diffuso)

Se, com'è stato spiegato nel paragrafo precedente, i parchi nazionali non possono essere gestiti come isole di naturalità in un territorio antropizzato, è necessario individuare un paradigma nuovo di gestione del territorio. Nasce così la rete ecologica territoriale. Il concetto alla base è quello di connettere tra loro le aree a maggior naturalità e di suddividere in zone, seguendo a grandi linee il modello proposto da Erz (fig. 20), le aree protette, prevedendo aree tampone che fungano da membrana per proteggere i nuclei interni.

Il concetto di rete ecologica prevede diversi elementi (Noss, *et al.* 1997):

- i nuclei funzionali o nodi (*core areas*), le vecchie "isole" di naturalità, aree che per estensione o per rilevanza naturalistica rappresentano gli elementi principali su cui costruire una rete ecologica;
- le zone tampone (*buffer zones*), che circondano le riserve e i parchi, in modo da permettere un graduale passaggio da aree non tutelate ad aree tutelate, proteggendo così le specie e gli habitat più sensibili;
- i corridoi di connessione (*corridors*), il cui scopo è quello di connettere tra loro i nuclei funzionali, e che possono essere suddivisi a loro volta in aree centrali (a maggior livello di protezione) e aree esterne (simili alle zone tampone);
- le aree di sosta (*stepping stones*), piccoli biotopi, che svolgono un ruolo di rifugio o di sosta per specie che si spostano (possono essere biotopi umidi per le specie migratrici acquatiche, o piccole aree boscate che formano un "ponte insulare" tra due grandi foreste).

I primi modelli e le prime proposte di reti ecologiche vennero presentati in Nord America. In modo particolare è necessario citare il Wildland Project (Foreman *et al.*, 1999), un programma che complessivamente va ad interessare più di un terzo del territorio dell'America nord-occidentale.

Il loro esempio ebbe un successo enorme. Attualmente esistono progetti di reti ecologiche validi alle più disparate scale spaziali: da quelli di reti a scala continentale (Wildland Project, TEEN in Europa) a quelli a scala nazionale o regionale (Bani *et al.*, 2002; Massa *et al.*, 2003a) fino a giungere a reti ecologiche a scala provinciale o locale. Evidentemente la scala spaziale della rete ecologica ha un effetto anche sulle specie che si possono conservare. Per animali ad ampio *home-range* (grandi carnivori, uccelli rapaci od avvoltoi, altri mammiferi di dimensioni particolarmente elevate) è indispensabile procedere a scala nazionale se non addirittura continentale (il Wildland Project venne proposto proprio per conservare i grandi mammiferi carnivori del nord America). A scale spaziali più piccole corrispondono reti ecologiche idonee per specie ad *home-range* meno ampi.

Un ulteriore sviluppo a questo concetto viene fornito dall'approccio pluridimensionale e multiscalare dell'ecologia del paesaggio. Il concetto di ecotessuto, proposto per la prima volta da Ingegnoli (1993) prevede un mosaico principale (dato generalmente da una carta di uso del suolo o una carta vegetazionale) cui s'integrano diversi fattori (elementi geologici, geomorfologici, acque, scale spaziali e temporali differenti): il paesaggio viene visto proprio come la trama di un tessuto, su cui s'individuano differenti livelli di interesse, da intrecciare tra loro in un modello complesso. Tale visione pluridimensionale del paesaggio può essere ripresa nella realizzazione di un modello di rete ecologica.

La rete ecologica, anche se pensata come un'integrazione di scale differenti può non essere sufficiente, soprattutto quando ci si trova ad agire in territorio fortemente antropizzato, in cui l'uso del territorio da parte dell'uomo ha un ruolo importante anche da un punto di vista economico. E' questo il caso del Parco Agricolo Sud Milano, sul cui territorio

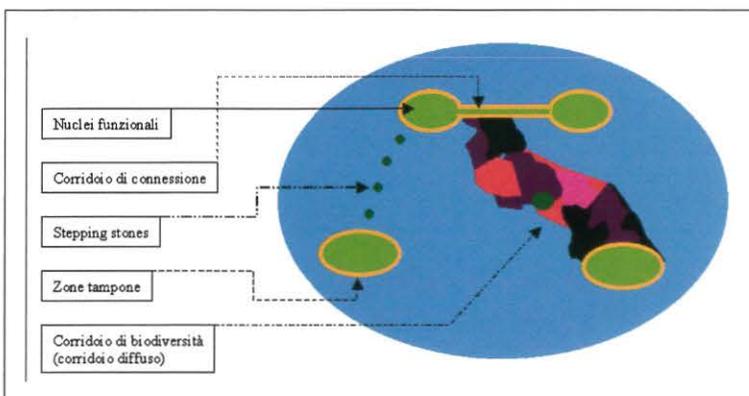


Figura 21 – Elementi che compongono una rete ecologica. Ai tradizionali nuclei funzionali, corridoi di connessione, zone tampone ed aree di sosta viene aggiunto il corridoio di biodiversità, un paradigma recente che può essere un valido supporto nei progetti di conservazione in aree fortemente antropizzate (si veda il testo per ulteriori spiegazioni).

operano più di 900 aziende agricole: una dimostrazione lampante del terzo paradigma della conservazione biologica, secondo il quale i programmi di conservazione, organizzati in modo tale da escludere l'uomo da sistemi ecologici in cui è presente, sono destinati al fallimento (Meffe e Carrol, 1997). Diviene dunque necessario individuare un nuovo modello di conservazione, in cui possano coesistere attività antropiche umane e persistenza di popolazioni selvatiche animali e vegetali. Nel 2001 l'istituzione Conservation International ha presentato una piccola opera in cui si parlava di corridoio di biodiversità, definito così: "An ecological or biodiversity corridor is a mosaic of land uses connecting fragments of natural forest across a landscape" (fig. 21).

Questo paradigma è esattamente ciò che è necessario per affrontare le problematiche della conservazione biologica all'interno del Parco Agricolo Sud Milano.

5.7 Gli uccelli come bioindicatori e il concetto di specie focale

Il legame esistente tra comunità animali, associazioni vegetali e territorio, è stato dimostrato con efficacia da numerosi autori (Avery e Leslie, 1990; Blondel *et al.*, 1973; Karr e Roth, 1971; Keast, 1990; Petty e Avery, 1990).

Lo studio di differenti biocenosi permette, di conseguenza, la valutazione dello stato di un territorio. È importante scegliere una comunità di animali selvatici che ben si presti ad essere un bioindicatore ambientale. Gli uccelli risultano essere degli ottimi indicatori ecologici, in quanto le loro comunità possono trovarsi in tutti gli ambienti ai diversi livelli della piramide ecologica. Inoltre la ricchezza di specie da una parte e l'agevole contattabilità dall'altra, consentono agli uccelli di essere un valido strumento di misura (Holling, 1978; van der Ploeg e Vlijm, 1978; Haila, 1985; Wiens, 1989; Fornasari e Massa, 1990; Fornasari *et al.*, 1997; Bani *et al.*, 1998).

Pertanto, oltre che oggetto di protezione, l'avifauna è da considerare un utile mezzo per valutare la qualità ambientale e per pianificare la gestione del territorio, grazie anche all'utilizzo di sempre più potenti mezzi di elaborazione che permettono di sfruttare in modo integrato le differenti informazioni che provengono da diverse aree di studio.

Per questa ragione gli uccelli assumono una particolare valenza ecologica e ricoprono il ruolo di "indicatori", "specie ombrello", "specie chiave" e "specie bandiera".

I concetti di specie bandiera, specie ombrello, specie chiave, fanno parte della letteratura inerente la conservazione.

Per specie bandiera s'intende una specie per la quale è possibile mobilitare risorse ed energie per approntare programmi di conservazione, in virtù dell'impatto emotivo che il rischio di estinzione della specie provoca.

Specie ombrello è una specie il cui home range è particolarmente vasto e la sua conservazione implica automaticamente la conservazione di molte altre specie.

Specie chiave è una specie la cui presenza è indispensabile ad un normale funzionamento di un sistema ecologico preciso: conservare questa specie significa preservare tutti i processi del sistema.

Infine è emerso un nuovo concetto, quello di specie focale (Lambeck, 1997), con il quale s'indica una specie, o un gruppo di specie che identificano un ambito di esigenze spaziali e funzionali in grado di comprendere efficacemente quelle di tutte le altre specie dell'area da mettere sotto protezione. Il concetto di specie focale si è diffuso; in diverse aree del mondo sono stati presentati studi e progetti di conservazione basati su quest'approccio (fig. 22).

Viste la facilità di rilievo, chiarezza tassonomica, conoscenze autoecologiche e correlazione a variabili ambientali, gli uc-

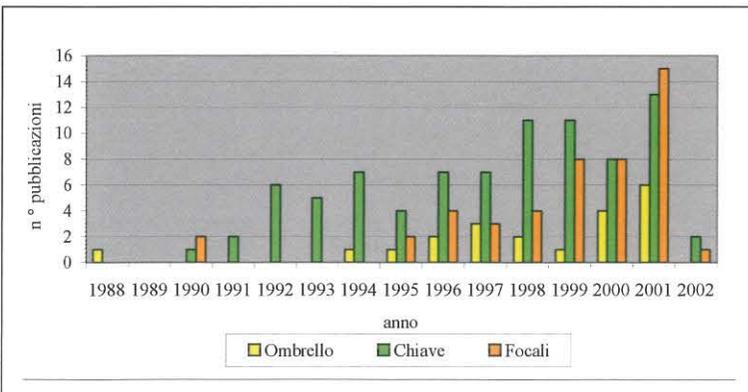


Figura 22 –Articoli che riguardano le tematiche di pianificazione ecologica del territorio (parole chiave: focal species, key species, umbrella species; database "Biological Sciences").

celli si prestano bene per essere utilizzati come bioindicatori. Le comunità degli uccelli sono distribuite in tutti i diversi ambienti, occupano diversi livelli delle piramidi ecologiche e rispecchiano bene le caratteristiche della qualità del paesaggio, oltre che un gruppo faunistico per il quale è spesso necessario adottare misure di protezione (Bunce *et al.*, 1981; Burrough, 1986; ICBP, 1982; Bani, 2000).

Numerosi lavori hanno preso in considerazione proprio gli uccelli come specie focali per la conservazione di determinati habitat e paesaggi.

6 Il parco Agricolo Sud Milano come caso studio

6.1 Obiettivi della ricerca

Il lavoro di ricerca descritto nelle pagine seguenti non vuole essere un mero esercizio accademico di tecniche più o meno sofisticate di formulazione ed analisi di problemi scientifici. Vero scopo di questo lavoro è quello di cercare di offrire soluzioni operative ed utilizzabili a chi si occupa della pianificazione del territorio.

Per ottenere ciò sono state seguite tecniche e metodologie proprie dell'ecologia, e in particolare dell'ecologia del paesaggio e dell'ecologia animale sviluppando uno studio sulle possibilità di conservazione all'interno del Parco Agricolo Sud Milano, con l'obiettivo di fornire indicazioni operative di gestione.

Per procedere nel nostro intento (fig. 23), sono stati opportunamente scelti dei bioindicatori fra gli uccelli e sono stati valutati i rapporti esistenti tra bioindicatori e caratteristiche strutturali del paesaggio.

Sono state tenute diverse scale spaziali di riferimento. Un inquadramento sub-regionale ha permesso di descrivere le caratteristiche dei paesaggi agricoli della bassa pianura Padana. A questo livello sono anche stati evidenziati i trend di alcune popolazioni di uccelli, in modo tale da ricavare informazioni circa gli elementi paesistici da proteggere prioritariamente. Il territorio del Parco Agricolo Sud Milano rappresenta la scala intermedia: a questo livello è stato analizzato il paesaggio, sono state individuate le specie bioindicatrici più opportune ed è stato possibile proporre una carta d'idoneità ambientale, un modello di rete ecologica e un modello di corridoio ecologico diffuso. Invece, a scala di maggior dettaglio sono state considerate tre aree, attorno alle riserve naturali del parco (le Riserve Naturali della Muzzetta, di Lacciarella, del Fontanile Nuovo di Bareggio e del Bosco di Cusago). Attorno a queste quattro riserve sono state individuate delle aree di studio sulle quali sono state condotte approfondite investigazioni faunistiche e dei filari.

Il diagramma di flusso inserito nella figura della pagina seguente intende illustrare schematicamente le varie fasi della ricerca. Tenuti come riferimenti propedeutici i principi ecologici (in particolare quelli dell'ecologia del paesaggio e della biologia della conservazione), e fissato come obiettivo quello di proporre delle modalità di conservazione all'interno di un paesaggio agricolo, sono state individuate (grazie alle analisi sulla fauna, sulla struttura paesistica e sulla storia del territorio) le priorità di conservazione.

E' stata vista, infatti, l'importanza di conservare ed eventualmente ripristinare quegli elementi seminaturali, quali ad esempio i filari, che caratterizzavano i paesaggi della bassa pianura lombarda fino a circa settanta anni fa e la cui fauna è attualmente in diminuzione.

A scala intermedia sono state selezionate le specie bioindicatrici (specie focali) sulla base delle analisi faunistiche condotte. Analisi sul paesaggio ne hanno evidenziato la struttura e le alterazioni in atto. E' stato pensato e proposto un modello innovativo di rete ecologica, definito corridoio diffuso.

L'analisi a scala locale dei filari e del rapporto esistente tra filari e struttura dell'avifauna ha permesso di individuare alcune caratteristiche necessarie per poter avere dei filari idonei alle specie bioindicatrici. Sempre a questa scala è stato possibile realizzare una valutazione sintetica della qualità dei filari per l'avifauna. I modelli presentati sono stati verificati considerando la reale distribuzione della fauna. In questo modo si è potuti giungere ad un'effettiva proposta di ripristino.

L'esposizione della ricerca illustrerà innanzitutto le analisi compiute sul paesaggio che hanno portato all'elaborazione della cartografia di uso del suolo, quindi verranno illustrate le analisi sull'avifauna (trend di popolazione, priorità faunistiche e selezione delle specie focali) e le analisi sui filari.

A questo punto saranno indagati i rapporti tra avifauna e filari ed infine verranno illustrate le analisi che a partire dalle carte di idoneità territoriale hanno permesso di ottenere la rete ecologica territoriale e di ipotizzare degli scenari di sviluppo futuro per il Parco Agricolo Sud Milano.

Generalmente i paragrafi dedicati alla descrizione di materiali e metodi occupano una parte abbastanza rilevante di una pubblicazione. Dal momento che in questo testo vengono illustrati argomenti diversi fra loro, ci sembra che sia più opportuno inserire in ognuno dei prossimi capitoli delle brevi descrizioni su come sono state svolte le elaborazioni.

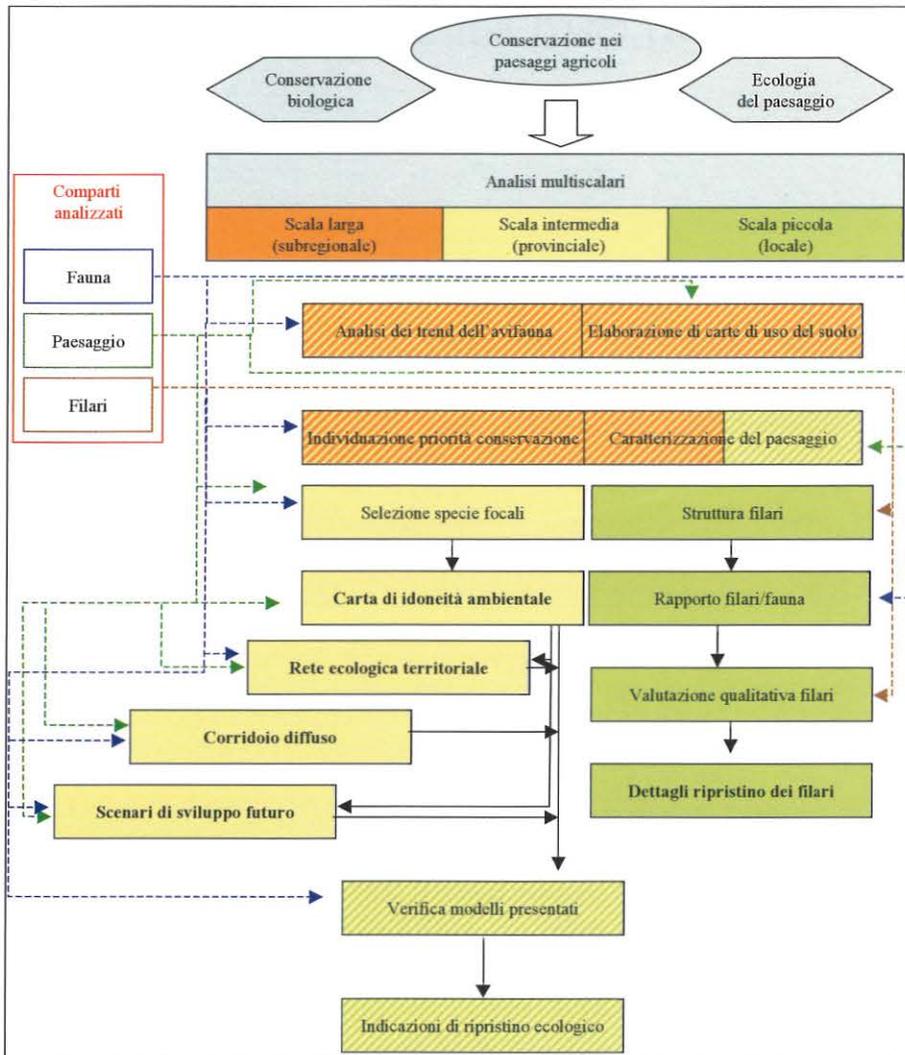


Figura 23 - Diagramma a blocchi dell'organizzazione della ricerca. Per semplificarne la lettura sono stati utilizzati colori differenti per le varie scale spaziali cui sono state eseguite le diverse analisi (faunistiche, paesistiche e dei filari). I dati raccolti sono stati utilizzati in fasi diverse del lavoro, come indicano le frecce tratteggiate.

6.2 Storia del Parco

Il Parco Agricolo Sud Milano è un parco regionale di cintura metropolitana, istituito con la legge regionale 23 aprile 1990 n° 24. La stessa legge ne delimita i confini, individua nella Provincia di Milano l'ente gestore e nel Piano Territoriale di Coordinamento (P.T.C.) il suo strumento d'attuazione. Il parco ha una superficie di 463 Km², comprende i territori di 61 comuni ed occupa la porzione meridionale della provincia di Milano (fig. 24). I confini del parco sono stati tracciati in modo tale da evitare quasi tutte le aree urbanizzate. Questo fa sì che la forma complessiva del parco sia una caratteristica mezzaluna, assai frastagliata, ricca di "buchi" contravvenendo a tutte le indicazioni proposte dalla biologia della conservazione circa forme e dimensioni delle riserve. Il parco confina col Parco regionale della Valle del Ticino e quasi raggiunge quelli della valle dell'Adda (Nord e Sud).

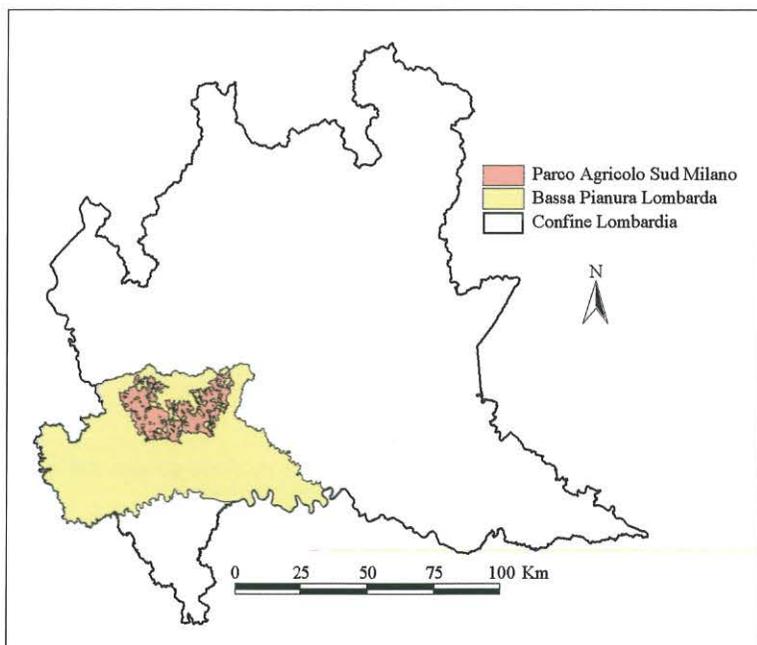


Figura 24 – Dislocazione del Parco Agricolo Sud Milano all'interno della zona di Bassa Pianura.

Le finalità del parco, secondo quanto recita la legge 24 “in considerazione della prevalente vocazione agro-silvo-colturale del territorio a confine con la maggior area metropolitana della Lombardia, sono:

1. la tutela e il recupero paesistico e ambientale delle fasce di collegamento tra città e campagna, nonché la connessione delle aree esterne con i sistemi di verde urbano;
2. l'equilibrio ecologico dell'area metropolitana;
3. la salvaguardia, la qualificazione e il potenziamento delle attività agro-silvo-colturali in coerenza con la destinazione dell'area;
4. la fruizione culturale e ricreativa dell'ambiente da parte dei cittadini.”

La salvaguardia del territorio è dunque mirata prevalentemente alle attività agricole (dato di cui si terrà conto al momento di operare delle proposte di pianificazione). Nel P.T.C. del parco si individuano zone differenti e classificate secondo le caratteristiche del paesaggio, delle attività antropiche (attività lavorative e insediative) e della fauna selvatica.

Il rapporto finale del P.T.C. riconosce:

- territori agricoli di cintura metropolitana, e verde di cintura urbana: in queste zone si preserva l'attività agricola attraverso una gestione del territorio che eviti l'insediamento di nuove infrastrutture ed edificazioni che portino ad una frammentazione delle aree coltivate;
- riserve naturali: nelle zone a maggior pregio naturalistico;
- zone di tutela e valorizzazione paesistica: in cui l'agricoltura è particolarmente importante per la caratterizzazione del paesaggio, e quindi sono incentivate colture tradizionali ed interventi come il miglioramento di siepi ed alberature;
- aree di coltivazione di cava, a vincolo e rischio archeologico: sono regolate dal piano cave provinciale.

Sono state poi individuate quattro riserve naturali, tutte inserite all'interno delle aree di dettaglio studiate nel corso di questa ricerca (fig. 25):

- Sorgenti della Muzzetta: è una Riserva Parziale Biologica istituita con la legge n° 86 del 1983. E' rappresentata dal più grande fontanile della Provincia di Milano costituito da tre teste.
- Fontanile Nuovo: è una Riserva Parziale Biologica istituita nel 1983 con la legge n° 86 ed è costituita da un fontanile con due teste e dal boschetto circostante.
- Bosco di Cusago: è un residuo di bosco planiziale con la tipica associazione del quercio-carpinetto recentemente adibito a riserva naturale.
- Oasi di Lacchiarella: l'area comprende tre corsi d'acqua ed un laghetto artificiale che era una cava ed è di particolare interesse naturalistico e ornitologico; nella riserva è presente anche un'area a Riserva Integrale rappresentativa dell'ambiente umido originale.

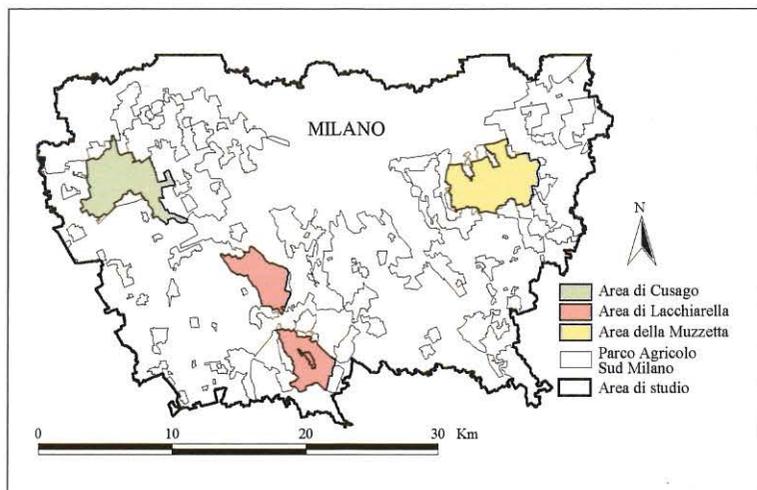


Figura 25 - Dislocazione del Parco Agricolo Sud Milano all'interno della zona di Bassa Pianura.

6.3 Inquadramento dell'area di studio

6.3.1 I sistemi paesistici della pianura Padana

Seguendo la gerarchia di attributi (paragrafo 3.3.3) si può constatare che la pianura Padana appartiene alla divisione marina del dominio temperato umido (Bailey, 1996; 1998). Il sistema planiziale padano individuato da Ingegnoli (1993) come un sistema indipendente, è suddivisibile in tre settori:

- padano terrazzato o (alta pianura);
- padano alluvionale (bassa pianura);
- padano lagunare.

Il settore dell'alta pianura mostra un baricentro centro-occidentale: dal Piemonte giunge fino all'altezza del lago di Garda, e riprende poi con una fascia nelle prealpi venete. E' caratterizzato da un vasto terrazzamento alluvionale a disposizione ghiaioso-sabbiosa e limosa man mano che ci si allontana dal margine prealpino. Una serie di anfiteatri morenici, originatisi durante le ultime fasi glaciali e alcune lingue diluviali più antiche e ferretizzate, congiungono l'alta pianura al margine prealpino. La vegetazione tipica è quella del *Quercus-carpinetum*, ormai quasi sempre rara e relitta. Lungo i principali corsi d'acqua si trovano formazioni con popolamenti di Farnia (*Quercus robur*), alneti (*Alnetum glutinosae*) e frassineti (*Carici-Fraxinetum*). Negli alvei vi sono pioppeti e saliceti. In alcune zone del Piemonte e della Lombardia vi sono formazioni a brughiera. Il grado di antropizzazione è tra i più elevati in Europa, soprattutto a settentrione di Milano. Va però considerato che proprio quest'area mantiene ancora adesso una copertura boschiva (ancorché degradata) piuttosto rilevante (Bani *et al.*, 2002; Rezia-Loppio, 2002).

Il settore della bassa pianura presenta una forma triangolare, con un perimetro delimitato dal margine appenninico (Forlì - Piacenza - Tortona), un lato dall'arco lagunare (Ravenna - Monfalcone) e la fascia dei fontanili a settentrione che lo separa dal settore di alta pianura. Sono frequenti gli alvei pensili, in quanto la pendenza è minima e di conseguenza vi sono interdigitazioni fluviali e nei suoli gli strati sabbiosi-ghiaiosi (dei corpi d'alveo) si alternano a quelli argilloso-limosi creati dalle esondazioni. La vegetazione potenziale è simile a quella del settore di alta pianura. Il grado di antropizzazione è anche in questo caso molto elevato, anche se l'urbanizzazione non raggiunge gli stadi che vi sono a nord di Milano. La ripiantumazione di siepi e filari (a seguito delle direttive comunitarie 2078 e direttiva 2000) ha fatto emergere nuovamente, in molte zone (Padova, Parma, Reggio Emilia), l'evidenza dell'antica centuriazione romana (Caravello, 1992; com. pers., settembre 2002). Il settore lagunare forma il fronte costiero della pianura Padana, dalla foce del Fiume Isonzo fino a quella del Po di Reno. E' caratterizzato dal cambiamento dell'ambiente padano verso habitat salmastri e salati delle dune litoranee.

6.3.2 Clima all'interno dell'area di studio

Il clima rappresenta il fattore che più d'ogni altro influisce sui processi di formazione dei suoli e sulla vegetazione potenziale. Per inquadrare climaticamente l'area di studio sono stati utilizzati dati climatici provenienti dalla stazione termometrica di Milano Brera (tab. IV), da quella pluviometrica di Milano Baggio (AA.VV., 1993; Scelsi, 2002), e dalla stazione dell'Aeronautica militare di Linate (in comune di Peschiera Borromeo), che fornisce dati di carattere termo-pluviometrico (tab. V). Per Milano Brera e Milano Baggio i dati utilizzati sono relativi al periodo 1959/1988, mentre quelli di Linate fanno riferimento al periodo 1951-1978.

Osservando i dati della stazione termometrica di Milano Brera, il mese più freddo risulta gennaio, con un valore medio di 2,9°C, mentre il mese più caldo risulta luglio, con una media di 24,1°C. La media annuale delle temperature è pari a 13,5°C. I dati che si riferiscono alla stazione di Linate evidenziano valori simili a quelli riscontrati a Milano Brera.

Tabella IV – Dati termometrici relativi alle stazioni di Milano Brera (periodo 1959-1988) e Milano Linate (periodo 1951-1978).

Temperatura (°C)						
	Milano Brera		Milano Linate			
MESE	Media	Media	Max	Min	Max ass.	Min ass.
Gennaio	2,9	1,3	4,1	-1,4	18,7	-9,8
Febbraio	5,0	3,9	7,9	-0,1	20,8	-9,6
Marzo	9,1	8,2	13,1	3,2	24,3	-7,4
Aprile	13,4	12,4	17,8	7,1	28,0	-2,4
Maggio	17,5	16,9	22,3	1,4	31,7	-0,8
Giugno	21,7	20,7	26,2	15,2	35,2	5,6
Luglio	24,1	23,0	28,8	17,2	36,4	8,4
Agosto	23,3	22,0	27,5	16,5	36,2	8,0
Settembre	19,6	18,6	24,0	13,3	31,9	3,0
Ottobre	13,9	12,9	17,7	8,2	26,7	-2,3
Novembre	8,1	7,2	10,5	3,8	19,8	-6,2
Dicembre	3,9	2,3	5,1	-0,5	21,2	-8,4
Anno	13,5	12,5	17,1	7,9	36,4	-9,8

Tabella V – Precipitazioni medie relative alle stazioni pluviometrica di Milano Baggio (periodo 1959-1988) e Milano Linate (periodo 1951-1978).

MESE	Milano Baggio		Milano Linate	
	Precipitazioni (mm)	Giorni di pioggia	Precipitazioni (mm)	Giorni di pioggia
Gennaio	64,3	9	59,4	6
Febbraio	66,3	8	65,4	7
Marzo	82,7	9	70,7	8
Aprile	75,3	9	75,3	8
Maggio	96,5	11	85,6	8
Giugno	81,5	10	87,8	8
Luglio	64,7	6	64,4	6
Agosto	97,7	8	82,3	7
Settembre	78,3	6	70,5	6
Ottobre	107,5	9	105,2	9
Novembre	99,2	10	104,9	9
Dicembre	61,9	8	64,4	7
Anno	975,9	103	936,0	87

Dall'analisi dei dati si evidenzia che nella stazione pluviometrica di Milano Baggio il mese più umido risulta ottobre, con una media di 107,5 mm, mentre il meno piovoso è dicembre con 61,9 mm in media. La media annuale delle precipitazioni ammonta a 975,9 mm. Le precipitazioni sono ben distribuite durante tutto l'arco dell'anno e, relativamente agli effetti sulla vegetazione, ad esse vanno aggiunte anche le precipitazioni occulte, sotto forma di nebbie e condensa atmosferica, molto frequenti in tutta la bassa pianura. Anche in questo caso si evidenziano poche differenze nella stazione di Milano Linate rispetto a Milano Baggio. In questo caso il mese più asciutto risulta però gennaio, con una media pari a 59,4 mm.

La classificazione del clima dell'area è stata eseguita utilizzando il Pluviofattore di Lang e l'Indice di continentalità di Gams, calcolati (Scelsi, 2002) sulla base dei dati termo-pluviometrici sopra riportati relativi alla stazione di Linate.

Per quanto riguarda il Pluviofattore di Lang, nell'area in esame è stato riscontrato un valore pari a 75,17, questo indica che l'elemento climatico (moderatamente umido) favorisce la pedogenesi e l'accumulo di humus.

L'indice di continentalità di Gams viene espresso mediante il valore dell'angolo che ha per cotangente il rapporto tra le precipitazioni in mm (P) e l'altitudine in m (A) (Venanzoni e Pedrotti, 1995), secondo la seguente formula:

$$\text{Cotg}(x)=P/A$$

In base a questo indice si possono distinguere differenti fasce bioclimatiche di vegetazione naturale potenziale in corrispondenza di diversi valori di x (angolo di continentalità idrica).

Per la zona in esame $x=7^\circ$, ricade quindi nell'intervallo compreso tra 0° e 20° che corrisponde alla "fascia medioeuropea" (Pignatti, 1979) o "zona I" (Fenaroli, 1935) con vegetazione a latifoglie variamente frammiste a specie termofile.

Infine sono riportati due diagrammi climatici (metodi di rappresentazione grafica molto utili per lo studio del clima, consentendo un confronto immediato tra i diversi tipi di clima), costruiti sulla base dei dati termopluiometrici della stazione di Linate (fig. 26 e 27).

Il climogramma di Pèguy consiste in un sistema di assi cartesiani in cui vengono riportati sulle ascisse i valori delle temperature medie mensili e sulle ordinate quelli delle precipitazioni medie mensili (Venanzoni e Pedrotti, 1995). Il diagramma è costruito in modo che a 5°C corrispondano 40 mm di precipitazioni ed è suddiviso in 5 aree:

G: mesi di gelo

F: mesi freddi

T: mesi temperati

C: mesi caldo umidi

A: mesi aridi

Tutti i valori vengono inseriti ed uniti attraverso una linea ottenendo così un'area poligonale caratteristica della stazione.

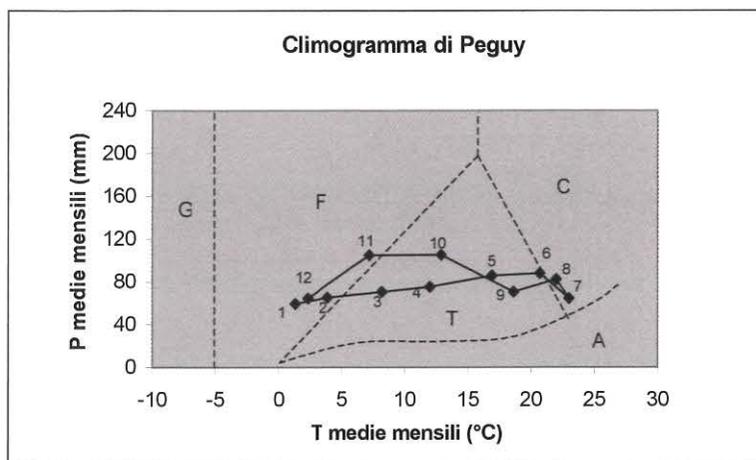


Figura 26 - Climogramma di Peguy relativo alla stazione termopluviometrica di Linate.

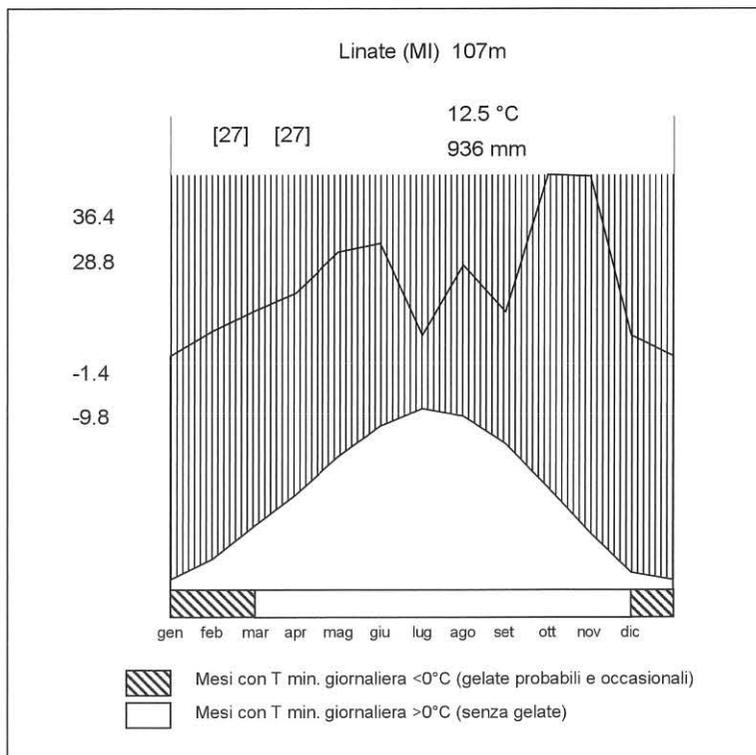


Figura 27 - Climogramma secondo Walter e Leith (1960) della stazione di Linate.

Per l'area in esame sei mesi ricadono nell'area temperata (da marzo a giugno e settembre-ottobre), due nell'area caldo-umida (luglio, che è molto prossimo all'area arida, e agosto) e quattro nell'area fredda (da novembre a febbraio).

È stato poi costruito (Scelsi, 2002) il climogramma (Walter e Leith, 1960), riportato in figura 27. Si rileva nella stazione in esame l'assenza di un periodo di aridità e la presenza di un periodo di tre mesi, coincidenti con dicembre, gennaio e febbraio, con gelate probabili.

Infine, il climogramma di Emberger, rielaborato da Daget (1977a; 1977b) considera il coefficiente $Q2 = 2000P/(M^2 - m^2)$ in cui P rappresenta le precipitazioni medie annuali espresse in mm, M la media dei massimi del mese più caldo e m la media dei minimi del mese più freddo, entrambe espresse in gradi assoluti. Sulla base del coefficiente di Emberger calcolato, $Q2 = 113,1$, la stazione di Linate ricade nella fascia umida, variante fredda ($m = -1,4$).

6.3.3 Elementi di geologia, geomorfologia, idrogeologia e idrografia dell'area di studio

La descrizione dei suoli del Parco Agricolo Sud Milano (AA.VV., 1993) suddivide l'area in due settori: orientale ed occidentale (fig. 28). Per comodità questa descrizione ne ricalca la suddivisione. Tutti i dati citati provengono da questa relazione.

Settore orientale

L'area di studio presenta nel suo settore settentrionale sedimenti ghiaioso-ciottolosi grossolani definibili come fluvio glaciali (AA.VV., 1993). Il materiale molto ghiaioso si spinge verso sud a raggiungere l'altezza di Melegnano, con fasce ad orientamento NNO-SSE. Spostandosi ad oriente e a meridione, lungo i paleopercorsi di Adda, Addetta e Muzza i sedimenti mostrano caratteri maggiormente sabbiosi. Nell'area meridionale (Carpiano e a sud della Vettabbia) si hanno substrati sabbiosi a forte componente limosa, che talvolta predomina sopra le altre frazioni granulometriche. Le sabbie sono scarsamente selezionate e non quarzose, i clasti più grossolani presentano alte percentuali di rocce metamorfiche e molti elementi granitoidi.

L'area è complessivamente pianeggiante, incisa nettamente dalla valle del fiume Adda e, in maniera più blanda, dai fiumi Lambro, Vettabbia, Molgora. Il corso dei fiumi permette di individuare porzioni di territorio separate e differenti da un punto di vista geografico-fisico: la pianura irrigua a nord di Lambro e Muzza, la valle dell'Adda e la pianura a sud del Lambro. Segni morfologici significativi sono rappresentati dai corsi d'acqua. La scarpata che delimita la valle dell'Adda decorre dapprima lungo il corso del canale Muzza, poi verso sud in direzione di Corneliano Bertario. Ad ovest di questo lembo è presente un'anomala inflessione del bordo terrazzato principale, la cui origine può essere collegata ad elementi idrografici ora non più visibili. Il dislivello tra il fondovalle e il Livello Fondamentale della Pianura (LFP) è di circa 9-11 m. Il Lambro percorre il territorio da Peschiera Borromeo a Cerro al Lambro, ha una valle ampia da 1 a 2,5 km, presenta almeno due ordini di terrazzi principali ed un dislivello tra alveo e LFP di 4-10 m da nord a sud. Il suo fondovalle è molto attivo anche in relazione alle variazioni di portata sia naturali sia artificiali. La valle dell'Addetta presenta scarpate elevate nella porzione meridionale (circa 7 m a Balbiano). La Vettabbia presenta una valle ampia, talvolta con scarpate interne e dislivelli di 2-3 m. Oltre alle valli attuali, le acque incanalate hanno lasciato alcuni paleopercorsi evidenti (e in alcuni casi sottolineati da fonti storiche). Nella parte meridionale di questo settore le tracce s'infittiscono ma sono discontinue e rettilinee. Solo a sud di Carpiano-Melegnano-Paullo vi sono le tracce di percorsi idrici continui e spesso meandriformi.

La falda freatica molto superficiale ha originato il fenomeno dei fontanili. Le acque superficiali sono abbondanti ed è opportuno elencare i principali corsi d'acqua naturali ed artificiali:

- fiume Adda – a nord-est, attraversa il settore per un tratto breve, da esso a nord derivano le acque dei canali Martesana e Muzza;
- canale Martesana – attraversa trasversalmente il territorio da Gorgonzola a Vimodrone, ha un ruolo importante nel mantenimento delle attività agricole;
- canale Muzza – ricalca in parte antichi percorsi fluviali e dirige il suo corso a sud, verso Paullo; lascia il posto all'Addetta con funzione di colatore;
- cavo Redefossi – canale colatore, attraversa S. Donato e S. Giuliano e s'immette nel Lambro a Melegnano;
- canale Vettabbia – costruito in epoca romana in un solco vallivo preesistente ha funzioni di scolo;
- fiume Lambro – attraversa territori fortemente degradati anche a monte dell'area di studio, di conseguenza la qualità delle sue acque è pessima;
- torrente Molgora – presente nella parte nord-occidentale del territorio; la sua valle non è più riconoscibile a sud di Melzo, ma per molto tempo le sue acque hanno inondato ampie zone presso l'immissione nel canale Muzza.

fetti, un pioppeto è). Infine vi sono campi di soia, girasole o colza, ma sono culture assolutamente secondarie, legate spesso agli avvicendamenti del terreno e ai programmi di incentivi comunitari. E' ormai quasi del tutto scomparsa la tradizione delle marcite; vi sono comunque ancora superfici destinate a prato o ad incolto che si alternano ai campi coltivati.

La vegetazione potenziale dell'area è quella di una foresta mista caducifolia riconducibile all'alleanza fitosociologica del *Carpinion* (Pignatti, 1988). In modo particolare la foresta climacica indicata da Pignatti (1988) per la pianura è rappresentata dall'*Ornithogalo pyrenaici-Carpinetum betuli*, associazione che riunisce i quercu-carpineti italiani (tab. VII). L'*Ornithogalo pyrenaici-Carpinetum betuli* si sviluppa in ambienti ricchi d'acqua, prediligendo le stazioni pianeggianti o poco inclinate.

Tabella VII – Specie caratteristiche dell' *Ornithogalo pyrenaici-Carpinetum betuli* e dei livelli fitosociologici superiori (da Scelsi, 2002).

SPECIE CARATTERISTICHE DELL'ASSOCIAZIONE: <i>Quercus robur</i> , <i>Carex pilosa</i> , <i>Allium ursinum</i>
SPECIE CARATTERISTICHE DELL'ALLEANZA <i>CARPINION</i> : <i>Carpinus betulus</i> , <i>Glechoma hederacea</i> , <i>Physospermum cornubiense</i> , <i>Erythronium dens-canis</i>
SPECIE CARATTERISTICHE DELL'ORDINE <i>FAGETALIA SYLVATICAE</i> : <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Mercurialis perennis</i> , <i>Campanula trachelium</i> , <i>Prunus avium</i> , <i>Leucosium vernum</i>
SPECIE CARATTERISTICHE DELLA CLASSE <i>QUERCO-FAGETEA</i> : <i>Hedera helix</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Rubus caesius</i> , <i>Cardamine bulbifera</i> , <i>Acer campestre</i> , <i>Galeopsis pubescens</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Convallaria majalis</i> , <i>Athyrium filix-foemina</i> , <i>Geranium nodosum</i> , <i>Castanea sativa</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Majanthemum bifolium</i> , <i>Euonymus europaeus</i> , <i>Malus sylvestris</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Doronicum pardalianches</i> , <i>Melica nutans</i> , <i>Tamus communis</i> , <i>Ligustrum vulgare</i> , <i>Rosa canina</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Prunus spinosa</i> , <i>Viola alba</i> , <i>Anemone nemorosa</i> , <i>Scilla bifolia</i> , <i>Ranunculus ficaria</i> , <i>Lathraea squamaria</i>

L'associazione è legata a territori con temperature medie comprese tra 11 e 14°C, con precipitazioni medie comprese tra 700 e 1000 mm annui, ben distribuite durante tutto l'arco dell'anno. La sua presenza è condizionata dalla continua disponibilità d'acqua nel suolo, determinata dalla presenza di una falda freatica piuttosto superficiale. L'ecologia delle due specie arboree dominanti non è la stessa, in quanto il carpino tende a prevalere negli stadi giovanili del bosco, mentre la farnia tende a divenire dominante in quelli più maturi.

L'*Ornithogalo pyrenaici-Carpinetum betuli* per la sua composizione floristica e la peculiare ecologia è incluso nel *Carpinion*, alleanza che riunisce boschi caducifogli mesofili legati a suoli fertili e ben provvisti d'acqua in tutti i periodi dell'anno. Le associazioni del *Carpinion* sono ben distribuite in Europa, soprattutto nella parte centrale del continente. L'alleanza è ascritta nei *Fagetalia*, ordine della classe *Quercu-Fagetea*. La presenza e abbondanza negli aspetti rilevati di *Vinca minor* consente di ascriverli alla subassociazione a *Vinca minor*, tipica della pianura padano-veneta, ove rappresenta il *climax*. Ormai è quasi del tutto assente (ne rimangono alcuni frammenti presso il bosco di Cusago).

Un'altra tipologia vegetazionale che si incontra con una certa frequenza è quella dei margini dei boschi: formazioni arbustivo-lianose spesso impenetrabili, dominate da *Rubus ulmifolius*, fanerofita eliofila che tende rapidamente a regredire con lo sviluppo delle chiome degli alberi e la progressiva chiusura dello strato arboreo. Oltre a *R. ulmifolius*, lo strato lianoso è spesso formato anche da *Humulus lupulus*, *Clematis vitalba* e *Rubus caesius*, quest'ultimo però meno eliofilo del suo congenere. Alle liane si accompagnano spesso anche diversi arbusti, tra cui soprattutto *Sambucus nigra* e giovani piante di *Robinia pseudacacia*. Lo strato erbaceo, invece, quando presente, è spesso costituito da specie nitrofile, anche in conseguenza della vicinanza delle aree coltivate e/o ruderali spesso adiacenti. Tra le entità più diffuse compaiono *Urtica dioica*, l'esotica *Phytolacca americana*, *Galium aparine*, *Silene dioica*. La presenza e abbondanza di *Rubus ulmifolius* e il ruolo ecologico che questa vegetazione riveste, posta spesso ai margini soleggiati dei boschi, consente di attribuirle all'alleanza *Pruno-Rubion ulmifolii* che riunisce gli aspetti arbustivo-lianosi termofili con tendenza oceanica, che costituiscono la prima tappa di sostituzione di boschi igro-mesofili legati a suoli basici o debolmente acidi. L'ordine in cui l'alleanza è inclusa, *Prunetalia spinosae*, riunisce, nell'ambito della classe *Quercu-Fagetea*, le formazioni secondarie arbustive ricche in nanofanerofite spinose e lianose legate alla degradazione della vegetazione forestale della stessa classe. L'ordine è ampiamente distribuito nei territori eurosiberiani, con penetrazione in quelli mediterranei, limitatamente ai distretti più freschi e umidi. La povertà floristica e la presenza di un cospicuo contingente di nitrofiti negli aspetti rilevati testimonia l'intenso disturbo a cui sono sottoposte queste formazioni che vengono spesso tagliate per contenerne la vigorosa espansione. L'evoluzione naturale della vegetazione porta al reinsediamento del bosco dell'*Ornithogalo pyrenaici-Carpinetum betuli*, anche se durante la fase evolutiva, la robinia precede la comparsa delle essenze arboree autoctone.

Le formazioni forestali più diffuse nel territorio sono costituite da aspetti di sostituzione dominati soprattutto dall'esotica *Robinia pseudacacia* che, introdotta dall'America settentrionale, è divenuta un elemento caratteristico dei boschi lombardi di pianura già a partire dai primi anni dell'ottocento. Questi boschi, caratterizzati da una struttura piuttosto densa, attribuibile soprattutto alla loro conduzione a ceduo, si localizzano generalmente lungo le ripe dei fontanili. In particolare, la morfologia inclinata dei terrapieni che delimitano il corso dei fontanili non consente l'instaurarsi di boschi ripariali a salice e pioppo, mentre si presta egregiamente all'insediamento della robinia, che tende a prevalere anche sulle essenze arboree autoctone. Vasti appezzamenti a robinia sono presenti anche all'interno del Bosco di Riazolo, su superfici pianeggianti, in concorrenza con il bosco autoctono dell'*Ornithogalo pyrenaici-Carpinetum betuli*.

La flora che accompagna questi aspetti di sostituzione del bosco originario non è molto ricca. Nello strato arboreo prevale spesso unicamente la robinia, talvolta accompagnata dalle specie del querceto-carpineteto, quali *Quercus robur* e *Carpinus betulus*, che mantengono coperture basse o trascurabili e, più spesso, dalle esotiche *Populus canadensis* e *Platanus hybrida*.



Figura 29 – Arbusteto all'interno della Riserva Naturale di Lacchiarella (Foto Baietto M.)

Lo strato arbustivo è dominato da *Sambucus nigra* che può raggiungere coperture elevate, a cui si accompagnano talvolta altre specie autoctone, quali *Cornus sanguinea*, *Euonymus europaeus*, *Corylus avellana*, *Crataegus monogyna*. Nel Bosco di Riazolo è presente anche un'altra esotica infestante, *Prunus serotina*, peraltro oggetto di un programma mirato alla sua eradicazione (fig. 29).

Lo strato lianoso è spesso ben rappresentato, soprattutto da *Hedera helix*, che nelle condizioni più fresche ed ombreggiate tende a ricoprire anche il suolo, sottraendo così spazio alle piante erbacee. Ad essa si uniscono *Rubus ulmifolius*, *R. caesius*, *Humulus lupulus*.

Nello strato erbaceo la copertura delle specie tipicamente nemorali è trascurabile, mentre prevalgono le nitrofiti. Tra le specie tipiche dei boschi planiziali si riscontrano, quindi, saltuariamente e con basse coperture *Viola odorata*, *Vinca minor*, *Circaea lutetiana*, *Polygonatum multiflorum*, *Brachypodium sylvaticum*. Decisamente meglio rappresentate, soprattutto in termini di diffusione e abbondanza, sono alcune nitrofiti, tra le quali prevalgono *Parietaria officinalis*, *Phytolacca americana*, *Urtica dioica*, *Galium aparine*.

Sotto il profilo fitosociologico, l'inquadramento di queste formazioni appare decisamente problematico. L'importante

ruolo rivestito dalle specie tipiche della macchia mesofila, quali soprattutto *Sambucus nigra* e *Rubus ulmifolius*, che raggiungono valori di copertura decisamente elevati, conduce ad accostare queste formazioni a quelle arbustive dei *Prunetalia spinosae*, come confermato da Oberdorfer (1992). Le specie prettamente nemorali, benché nel complesso piuttosto numerose si rinvencono in modo saltuario ed incostante e, laddove presenti, mostrano una copertura trascurabile (tab. VIII). Le formazioni di robinia, quindi, potrebbero essere collegate dinamicamente all'aggr. a *Rubus ulmifolius* sopra descritto, di cui esse potrebbero rappresentare una fase più evoluta nel processo di ricostituzione del bosco dell'*Ornithogalo pyrenaici-Carpinetum betuli*, il più delle volte interrotto dai frequenti tagli che stimolano la capacità rigenerativa pollonifera della robinia.

Tabella VIII – Specie caratteristiche del *Pruno-Rubion ulmifolii* e dei livelli fitosociologici superiori (da Scelsi, 2002).

SPECIE CARATTERISTICHE DELL'ALLEANZA <i>PRUNO-RUBION ULMIFOLII</i> : <i>Rubus ulmifolius</i>
SPECIE CARATTERISTICHE DELL'ORDINE <i>PRUNETALIA SPINOSAE</i> : <i>Sambucus nigra</i> , <i>Humulus lupulus</i> , <i>Cornus sanguinea</i> , <i>Eunymus europaeus</i> , <i>Crataegus monogyna</i> , <i>Clematis vitalba</i> , <i>Rosa canina</i> , <i>Acer campestre</i>
SPECIE CARATTERISTICHE DELLA CLASSE <i>QUERCO-FAGETEA</i> : <i>Rubus caesius</i> , <i>Ulmus minor</i> , <i>Quercus robur</i> , <i>Hedera helix</i> , <i>Corylus avellana</i> , <i>Vinca minor</i> , <i>Glechoma hederacea</i> , <i>Carpinus betulus</i> , <i>Ranunculus ficaria</i> , <i>Galeopsis pubescens</i> , <i>Circaea lutetiana</i> , <i>Aristolochia pallida</i> , <i>Malus sylvestris</i> , <i>Prunus avium</i> , <i>Brachypodium sylvaticum</i> , <i>Polygonatum multiflorum</i> , <i>Geranium nodosum</i> , <i>Lamium galeobdolon</i> , <i>Athyrium filix-foemina</i> , <i>Salvia glutinosa</i> , <i>Campanula trachelium</i> , <i>Viburnum lantana</i> , <i>Viola alba</i> , <i>Convallaria majalis</i>

In letteratura le formazioni di robinia vengono considerate come stadi più o meno iniziali a rapido sviluppo. Proprio negli stadi iniziali la robinia tende a costituire popolamenti molto densi che si mantengono sino alla maturità degli individui. In un secondo tempo le giovani plantule di robinia, eliofile, non riescono a svilupparsi, contrariamente a quelle di altre specie, quali ad esempio *Quercus robur*, che producono plantule più sciafile e che tendono quindi a svilupparsi a scapito della robinia (Gentile, 1995). Secondo Gentile nell'arco di 25-30 anni si dovrebbe assistere al recupero delle fitocenosi autoctone. In quest'ottica l'aggr. a *Robinia pseudacacia* rilevata viene inclusa provvisoriamente nel *Pruno-Rubion ulmifolii*, in attesa di indagini più approfondite volte soprattutto all'interpretazione del dinamismo di queste formazioni.

7 Caratterizzazione del paesaggio

7.1 Realizzazione delle carte d'uso del suolo

La caratterizzazione del paesaggio è avvenuta realizzando delle carte di uso del suolo, che rappresentano il mosaico principale sul quale sono stati poi inseriti i dati relativi alla fauna.

Per redigere la carta d'uso del suolo si è fatto ricorso al telerilevamento, analizzando immagini satellitari e ortofotogrammetrie (si veda la tabella IX).

Con il termine telerilevamento, si indica l'insieme delle tecniche che permettono la rilevazione a distanza di dati per mezzo delle onde elettromagnetiche. Questi dati, una volta acquisiti, possono poi essere utilizzati per caratterizzare il territorio o per dedurne alcune sue proprietà.

L'emissione e la riflessione delle superfici colpite dalla radiazione incidente sono raccolte dai sensori, che sono l'unica variabile su cui l'operatore ha un certo controllo: la scelta accurata di sensori funzionali all'indagine da condurre è la chiave per ottenere dati significativi, facilmente utilizzabili e con un buon rapporto costi-benefici. I sensori più utilizzati sono gli scanner: essi permettono di effettuare misure quantitative anche nelle regioni dello spettro elettromagnetico non visibili con l'occhio umano.

Tabella IX – Schema esemplificativo della cartografia utilizzata.

Carta	Dati di partenza	Caratteristiche rilevate	Note
Carta d'uso del suolo della Bassa Pianura Lombarda	Immagine Landsat 5 17/05/1997	Uso del suolo: un pixel corrisponde ad un quadrato di 30m di lato	Non è possibile rilevare i piccoli elementi lineari
Carta d'uso del suolo del Parco Agricolo Sud Milano	Immagini Landsat TM 5 23 maggio, 26 luglio, Landsat 7, 6 ottobre 1999	Uso del suolo: un pixel corrisponde ad un quadrato di 30m di lato	Non è possibile rilevare i piccoli elementi lineari
	Ortofotogrammetrie	Filari, boschi, pioppeti	Scala massima 1:2.000
	CTR vettoriale	Strade, canali	Scala massima 1:10.000
Carte d'uso del suolo delle aree di dettaglio	Ortofotogrammetrie	Uso del suolo: un pixel corrisponde ad un quadrato di 3m di lato	Scala massima 1:2.000

Una delle caratteristiche più importanti del sensore è l'elemento reale risolto al suolo (*pixel*), ossia la più piccola area della superficie terrestre distinguibile dal sensore: esso definisce la sua risoluzione spaziale. Se un oggetto (bersaglio) ha dimensioni non compatibili con la risoluzione spaziale del sensore, non è possibile riconoscere le sue caratteristiche geometriche.

Le caratteristiche spettrali (o firma spettrale) del bersaglio, sono date dalla riflettività caratteristica della specifica superficie. La configurazione delle diverse firme spettrali è un indicatore del tipo di superficie e delle sue condizioni.

Gli effetti temporali comprendono le variazioni delle caratteristiche spettrali con il passare del tempo. Per esempio, durante la stagione di sviluppo le specie vegetali cambiano le proprie caratteristiche spettrali in continuazione, per cause naturali o antropiche. Da un lato le variazioni temporali possono complicare l'analisi dei dati, dall'altro esse possono fornire informazioni chiave nel processo d'interpretazione. Un'indagine di questo tipo si definisce multitemporale, poiché si acquisiscono immagini della stessa area raccolte in diversi periodi dell'anno scelti in modo appropriato dall'operatore.

Box 6 - I sistemi informativi territoriali

Con sistema informativo territoriale, o con l'acronimo G.I.S., è indicato quel "complesso di professionalità, strumenti e procedure che permettono, in relazione all'ambiente esterno ed agli obiettivi da conseguire, l'acquisizione, l'elaborazione e la distribuzione dei dati, e che li rendono disponibili quando sono richiesti" (Zurlini, 1993). Caratteristica fondamentale di questi dati è la loro georeferenziazione: di ogni oggetto o fenomeno misurato si conosce l'esatta posizione geografica.

Dal punto di vista funzionale un G.I.S. deve essere in grado di:

acquisire dati territoriali dalle fonti più diverse;

aggiornare puntualmente i dati archiviati;

reperire e manipolare spazialmente i dati;

selezionare e rendere disponibili i dati per analisi di tipo matematico, statistico e per la modellizzazione dei fenomeni;

rendere disponibili i risultati finali ed intermedi delle elaborazioni in tutte le attività precedenti.

Ogni tematismo (strade, nuclei urbani ecc.) è organizzato come una mappa stratificata: ogni gruppo d'oggetti geografici con i propri attributi logicamente relazionati costituisce uno strato di dati. Ogni strato può poi essere utilizzato separatamente secondo l'elaborazione che s'intende effettuare: si può lavorare su mappe con un singolo tematismo, o si possono compiere operazioni che ne integrano diversi.

Esistono due modalità di rappresentazione numerica dei dati, ognuna con i suoi vantaggi ed i suoi svantaggi: il formato vettoriale e quello raster. Attualmente però esistono sistemi in grado di utilizzare entrambe i formati.

L'approccio usato nel formato vettoriale è quello di rappresentare la realtà mediante l'associazione di punti, linee e poligoni ad ogni singolo elemento reale: un oggetto puntiforme (ad es. un albero) è identificato da un punto, una struttura lineare (una strada) è rappresentata da una linea, mentre un'area (un bosco) è associata ad un poligono più o meno regolare.

Nel formato raster, il territorio è rappresentato mediante una griglia a maglia regolare la cui unità di base è il pixel. A ciascuno pixel viene associato, di volta in volta, uno degli attributi relativi all'area in esame in modo da ottenere tante matrici di x colonne e y righe quanti sono i parametri da rappresentare. Il formato raster può essere ottenuto direttamente all'acquisizione dei dati, per esempio con lo scanner, o derivare da un'elaborazione successiva di un formato vettoriale.

Naturalmente i diversi tipi di dato sono più facilmente rappresentabili in un formato o nell'altro. Ad esempio, i dati riguardanti la quantità di precipitazione in una determinata zona, sono più adatti ad un formato raster, mentre i limiti di aree boscate sono più adatti al formato vettoriale. I due formati non sono necessariamente in alternativa l'uno all'altro, anzi nella maggior parte dei casi, il formato raster serve come primo stadio per le elaborazioni del dato vettoriale e, molto spesso, si rappresentano elementi in formato vettoriale con una sottostante base raster di riferimento.

La capacità di eseguire operazioni d'analisi spaziale dei G.I.S., li distanzia dal mondo dei sistemi nati per effettuare operazioni di sola cartografia e di disegno al computer. Utilizzando un G.I.S. possiamo sintetizzare e visualizzare i dati cartografici secondo modalità nuove e combinare più aspetti per scoprire ed evidenziare le loro relazioni nello spazio.

Uno degli obiettivi chiari di un G.I.S. è l'analisi delle complesse relazioni che intercorrono tra i dati spaziali, in base ai loro attributi. I dati organizzati precedentemente vengono, in questa fase, estratti ed elaborati in modo tale da fornire risultati quantitativi e/o qualitativi su di un certo tematismo.

Dai dati telerilevati possono essere estratte informazioni quantitative (misure di superficie, distanze, ecc.) e qualitative (stress ambientale, umidità dei suoli, ecc.), tramite tecniche di trattamento, analisi numeriche e statistiche.

Uno degli usi più comuni è quello di ottenere delle carte d'uso del suolo, utilizzando una procedura di classificazione dell'immagine. Per classificazione s'intende l'attribuzione, tramite un approccio statistico, di ciascun *pixel* dell'immagine ad una determinata classe d'uso del suolo. I criteri più comuni consistono nel confrontare, tramite un algoritmo, le firme spettrali d'ogni *pixel* con le firme delle categorie di *pixel* pre-selezionate da aree campione. Il calcolatore inserisce i *pixel* in una nuova immagine in cui ogni elemento è descritto classe per classe con un colore differente. Il risultato della classificazione è poi confrontato con i dati reali a terra per calcolare l'accuratezza del risultato.

Le immagini classificate sono in formato *raster*, per cui, dopo una georeferenziazione sono state inserite in un sistema informativo territoriale (S.I.T. o G.I.S. dall'inglese *Geographical Information System* – si veda il box 6).

È stato utilizzato il sistema informativo territoriale *Arcview 3.1*, che si è ormai affermato come standard nel settore dei sistemi informativi. Esso è particolarmente utile in quanto permette l'utilizzo dei dati sia in formato *raster* che in formato vettoriale, e rende particolarmente semplice l'integrazione tra i due sistemi.

7.2 Mosaico ecologico derivato dalle immagini satellitari e dalle ortofotogrammetrie

7.2.1 Area di Bassa Pianura

L'uso del suolo nel settore di Bassa Pianura è stato analizzato con la sola immagine satellitare Landsat 5 (17 maggio

1997). La risoluzione spaziale ottenuta è di 30 m x 30 m. L'accuratezza della carta è dell'85,8% (Baietto, 1999). Le categorie che è stato possibile discriminare sono 14:

- **Acqua:** corsi d'acqua naturali o artificiali che servono per il deflusso delle acque. Superfici naturali od artificiali ricoperte permanentemente da acqua (profonda almeno 1 metro).
- **Conifere:** formazioni vegetali costituite da alberi ma anche da cespugli ed arbusti, nelle quali dominano le conifere (almeno il 75% dell'unità). Coltivazioni di pino strobo (*Pinus strobus*).
- **Latifoglie:** formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi, ma anche da cespugli e da arbusti, nelle quali dominano le specie vegetali a latifoglie (almeno il 75% dell'unità), sia a ceduo sia ad alto fusto. Vi sono compresi anche i pioppeti e le altre coltivazioni pluriennali.
- **Ghiaioni:** aree poste in prossimità dei grandi fiumi composte da ghiaietti o gerbidi e parzialmente o totalmente inondate in alcuni periodi dell'anno.
- **Seminativi:** superfici coltivate in modo intensivo prevalentemente a mais, grano o soia.
- **Bosco misto:** formazioni vegetali, costituite principalmente da alberi ma anche da cespugli e arbusti, dove non dominano né le latifoglie, né le conifere.
- **Prati e incolti:** superfici di terreno ad uso agricolo abbandonate o soggette a riposo, superfici a copertura erbacea utilizzate per la coltura del foraggio. Sono anche da includersi le aree laterali alle piste aeroportuali, gli impianti sportivi, i giardini privati ed i parchi pubblici.
- **Arbusteti:** formazioni vegetali basse e chiuse, composte principalmente da cespugli, arbusti, piante erbacee e alberi sparsi. Formazioni che possono derivare dalla degradazione della foresta o dal rinnovo della stessa per ricolonizzazione.
- **Robinie:** bosco degradato composto prevalentemente da ceduo giovane di robinia.
- **Zona umida:** aree parzialmente, temporaneamente o permanentemente saturate da acqua stagnante o corrente, caratterizzata dalla tipica vegetazione idrofila che la contraddistingue.
- **Risaia:** superfici utilizzate per la coltura del riso, terreni terrazzati e dotati di canali per l'irrigazione. Superfici periodicamente inondate.
- **Bosco ripariale:** formazione vegetale (costituita prevalentemente da salici ed ontani) che si trova prevalentemente ai bordi dei fiumi e dei laghi o nelle zone umide e caratterizzata da un suolo ricco d'acqua.
- **Aree residenziali:** aree urbanizzate a bassa densità, caratterizzate dalla presenza di abitazioni isolate tra loro e dalla presenza di orti e giardini.
- **Urbano:** spazi strutturati dagli edifici e dalla viabilità. Gli edifici, la viabilità e le superfici a copertura artificiale coesistono o meno con zone coperte da vegetazione e con suolo nudo, che occupano in maniera discontinua aree non trascurabili.

Occorre considerare che l'intero fotogramma occupava anche parte dell'Alta Pianura Milanese (Bani, 2000) per questo motivo nell'elenco soprastante vi sono anche categorie che ricorrono con frequenze pressoché nulle nella zona di Bassa Pianura. In figura 30 un grafico riporta il peso percentuale di ogni categoria di uso del suolo e, in figura 31, vi è la carta ottenuta. La matrice del territorio è agricola: sommando seminativi, risaie e prati si raggiunge una percentuale superiore al 74% del totale del territorio. Le aree urbane comprendono circa il 10% del territorio.

Poco più del 3% è legato alle acque, alle zone umide e ai ghiaioni. I boschi coprono il 10% circa del territorio, comprendendo anche tutte le forme di bosco a basso valore ecologico (robinieti o pioppeti). Le vere foreste planiziali sono concentrate lungo il fiume Ticino, e in misura minore vi sono frammenti lungo i fiumi Adda, Sesia e Po. In tutto sono state contate quasi 500 macchie con una superficie superiore ai 10 ha.

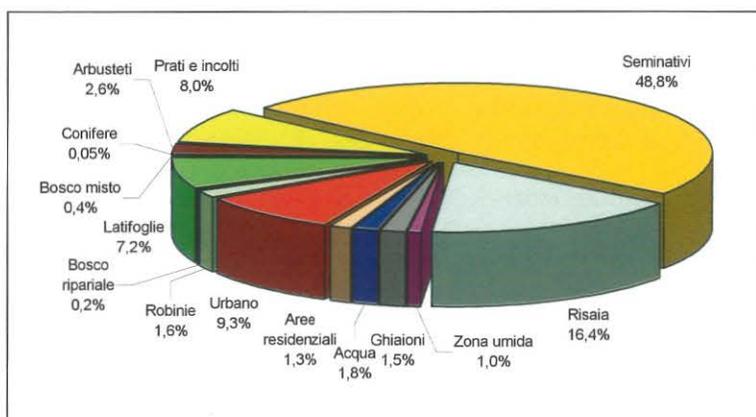


Figura 30 – Grafico sull'uso del suolo della Bassa Pianura Lombarda.

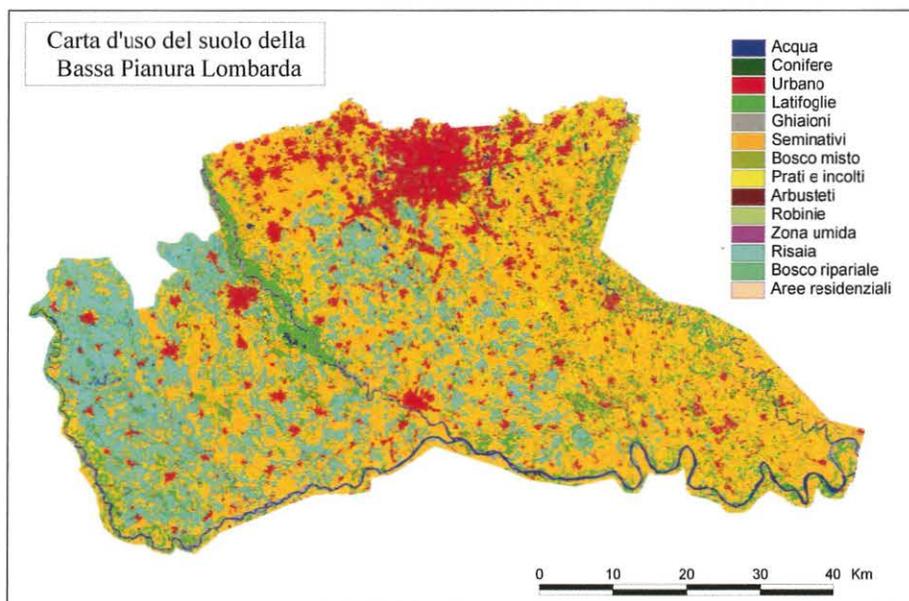


Figura 31 – Carta d'uso del suolo della Bassa Pianura Lombarda.

7.2.2 Parco Agricolo Sud Milano: area di studio e aree di dettaglio delle riserve

Il livello di dettaglio dell'immagine della bassa pianura è più che sufficiente per un'area di 4500 km². Occorre, però, considerare che molti particolari importanti per il presente studio non possono essere rilevati. Gli elementi lineari, quali filari e piccoli canali (in teoria anche le strade asfaltate, ma per questo dato è più facile correggere l'errore dell'immagine da satellite, in quanto sono segnate sulla carta tecnica regionale) non sono quasi mai rilevati all'interno di un pixel di 30 m di lato. Ne consegue l'esigenza di integrazione, ed è quanto è stato fatto analizzando l'area del Parco Agricolo Sud. In questo caso sono state utilizzate tre diverse immagini da satellite, scattate nei giorni 23 maggio, 26 luglio e 6 ottobre dell'anno 1999. Le prime due provengono dal satellite Landsat 5 e l'ultima dal satellite Landsat 7. Per poter integrare la mole di dati apportata dalle tre immagini è stato calcolato l'indice NDVI (*Normalised Difference Vegetation Index*, Becker e Choudhury, 1988) per ogni data. Da qui si è proceduti a calcolare un algoritmo di massima verosimiglianza in modo da ottenere alla fine una carta con un'accuratezza del 93% e una risoluzione spaziale di 30 x 30 m (Bellingeri, 2000). I filari sono stati inseriti utilizzando delle ortofotogrammetrie provenienti da un volo della Compagnia Generale delle Riprese Aeree. In questo modo è stato possibile ottenere una carta d'uso del suolo formata da 10 classi:

- **Acqua:** specchi d'acqua, laghi di cava, fiumi principali.
- **Prato:** prati permanenti, prati alterni, marcite.
- **Urbano residenziale:** aree urbane a bassa ed alta densità abitativa.
- **Urbano industriale:** fabbriche, capannoni, in genere superfici ad elevata riflettività (cantieri, cave attive, suoli nudi in tutto l'arco dell'anno).
- **Bosco/pioppeto:** boschi residuali dominati da robinia, pioppeti industriali.
- **Risaia:** superfici utilizzate per la coltura del riso, terreni terrazzati e dotati di canali per l'irrigazione. Superfici periodicamente inondate.
- **Grano, orzo:** cereali autunno-vernini mietuti prevalentemente nel mese di giugno.
- **Loiessa-mais, orzo-mais:** terreni sottoposti ad un secondo raccolto; durante la stagione di nidificazione degli uccelli presentano suoli pressoché nudi in quanto il mais è negli stadi iniziali della crescita.
- **Mais da granella, soia:** coltivazioni di mais o di soia.
- **Mais da insilato:** mais che, a differenza di quello a granella, viene mietuto prima della fase finale di maturazione e viene utilizzato per l'alimentazione del bestiame di allevamento.

La carta d'uso del suolo è stata integrata con dati provenienti dalle ortofotografie aeree (fig. 32). In queste ultime sono stati digitalizzati i filari, strutture che non sono rilevabili direttamente dal satellite. Come ci mostra la figura 33, la mag-

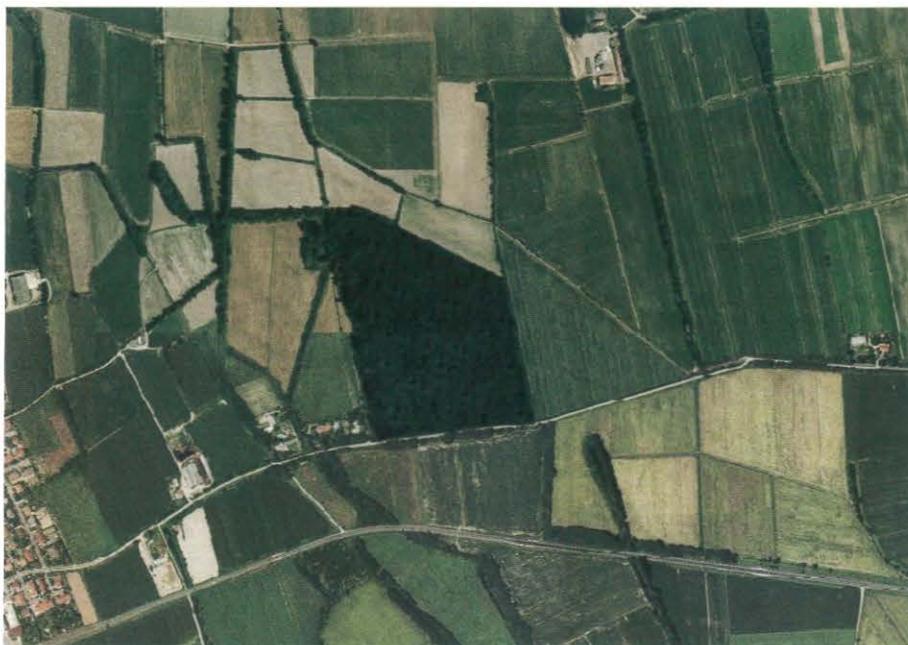


Figura 32 - Particolare di un'ortofotografia aerea (bosco di Cusago). I filari sono stati digitalizzati suddividendoli in tre classi secondo la loro larghezza.

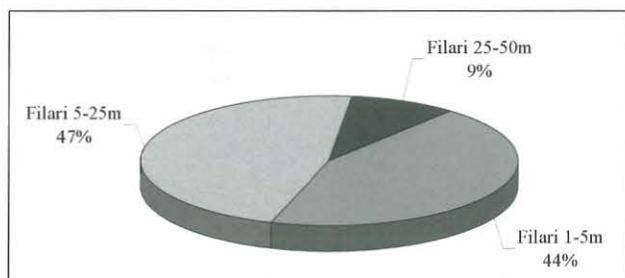


Figura 33 - Suddivisione dei filari dell'area di studio nelle tre classi di larghezza.

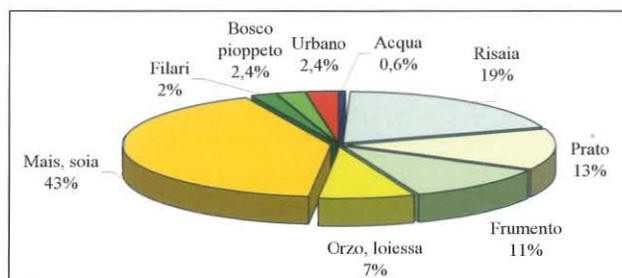


Figura 34 - Grafico d'uso del suolo del Parco Agricolo Sud Milano.

gior parte dei filari dell'area di studio sono quelli di larghezza compresa tra i 5 ed i 25 metri (filarie minori), seguiti da quelli larghi meno di 5 metri (siepi), mentre, i filari di dimensioni superiori ai 25 metri (filarie maggiori), sono invece relativamente pochi. Le due carte sono poi state intersecate, ottenendo l'immagine definitiva di figura 35. Questo ha permesso di aggiungere alla carta d'uso del suolo una nuova tipologia:

- **Filarie:** strutture lineari continue di larghezza superiore a 5 m e larghezza inferiore a 30 m, composti da arbusti o latifoglie (prevalentemente robinie).

Osservando il grafico di figura 34 si può osservare che anche nell'area di studio la matrice è prevalentemente agricola.

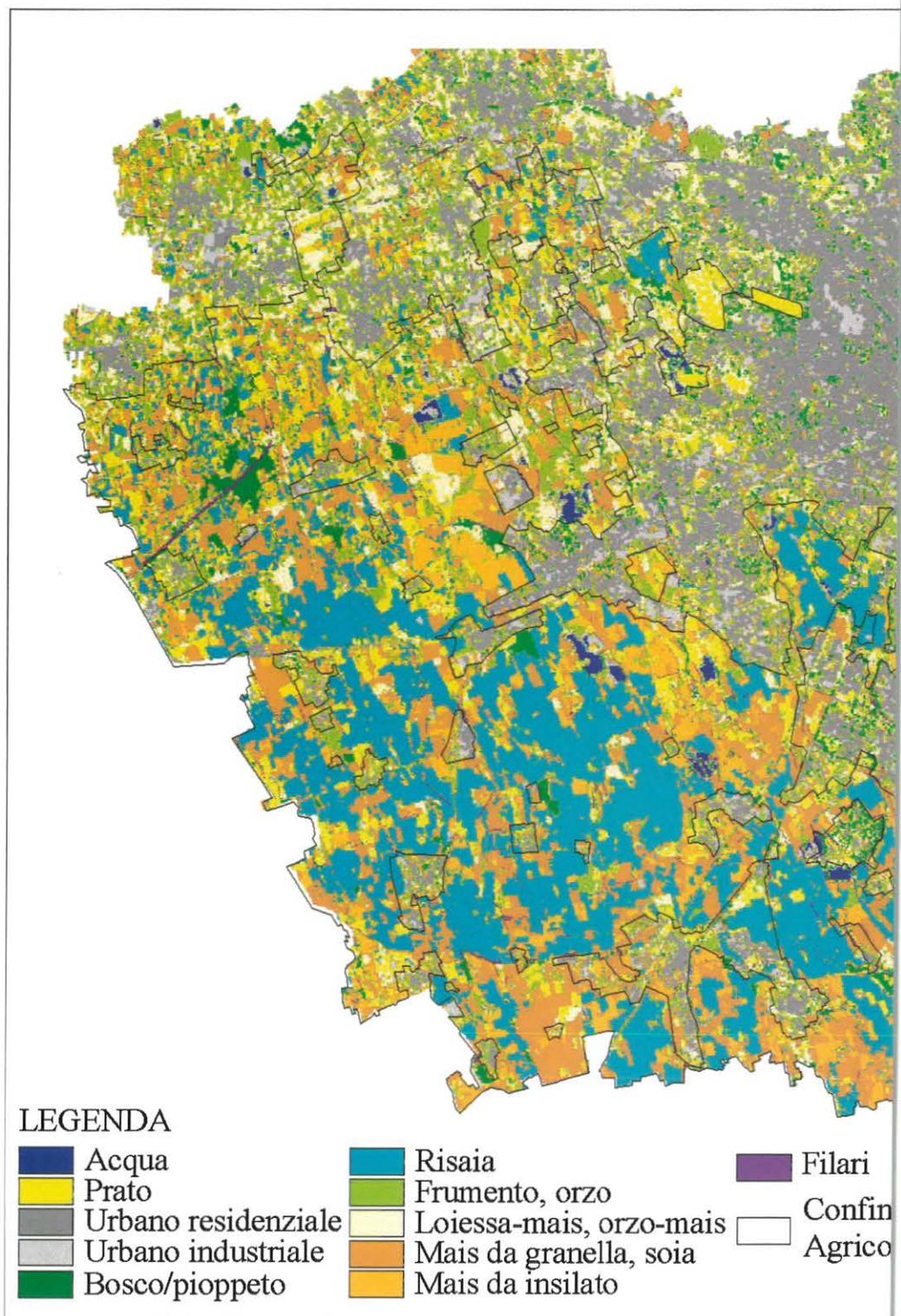
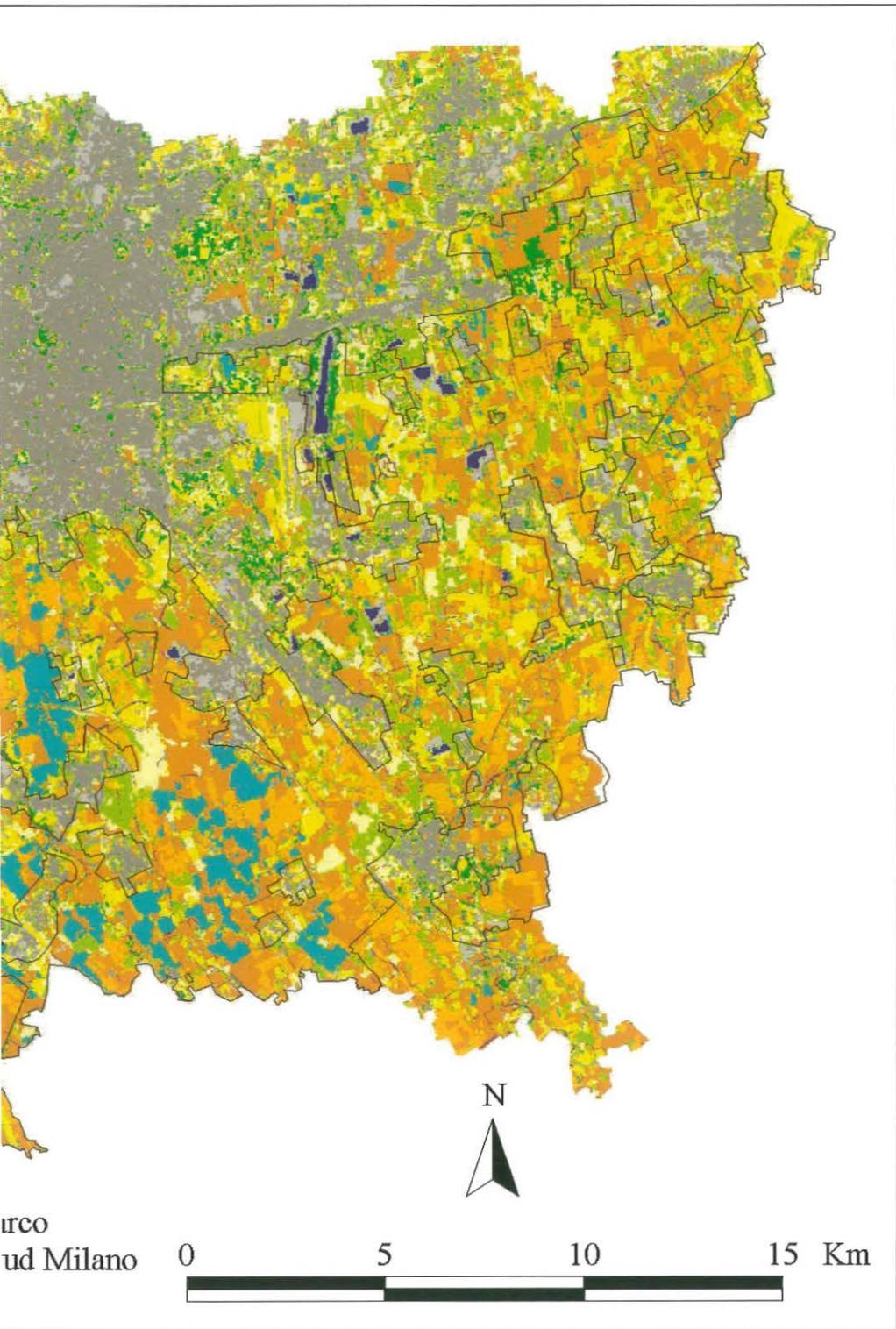


Figura 35 – Carta d'uso del suolo del Parco Agricolo Sud Milano, realizzata tramite l'integrazione dei dati provenienti dalle immagini da satellite e dalle ortofotografie da aereo (Bellingeri, 2000; modif.).



Un confronto tra l'area di studio e le tre aree di dettaglio è rappresentato nell'istogramma di figura 36, in cui viene anche inserita una colonna nella quale si riportano i dati relativi al territorio del parco (mentre per area di studio si intende l'area formata dall'unione di tutti i comuni che fanno parte del parco). In questo modo è possibile osservare l'effetto dell'urbanizzazione.

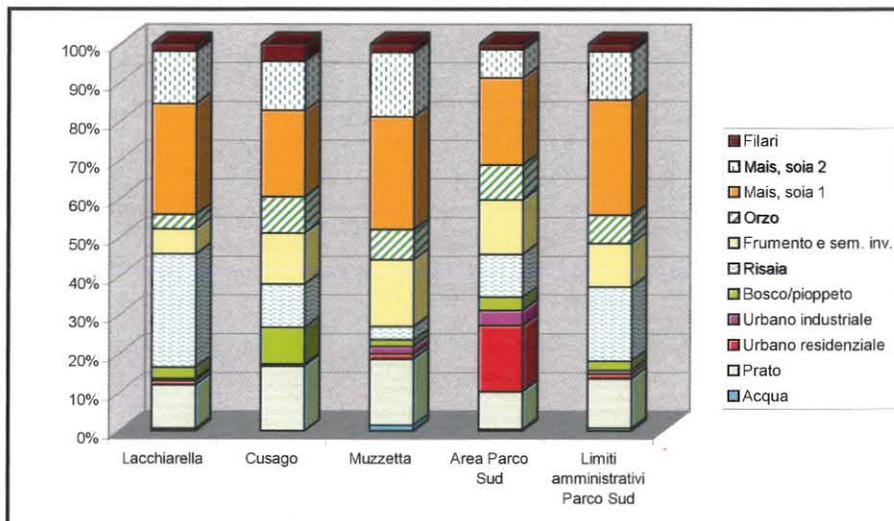


Figura 36 – Uso del suolo nelle differenti aree esaminate.

La matrice territoriale, di tipo agricolo, emerge chiaramente in tutte le aree considerate: nei comuni del Parco rappresenta circa il 60% del territorio, a Cusago tale valore sale al 68%, alla Muzzetta al 74% e a Lacchiarella si tocca l'81%. Tali valori sono formati dalle voci di risaie e seminativi vari. L'andamento delle risaie varia nelle tre riserve: alla Muzzetta sono quasi del tutto assenti (3,4%), a Cusago giocano un ruolo marginale (11%), mentre a Lacchiarella rappresentano circa un terzo del territorio (29%).

Un'altra importante differenza può essere riscontrata osservando la categoria boschiva: in questo caso emerge il ruolo importante di Cusago, unica riserva ove i boschi possono dirsi presenti in maniera significativa (quasi il 10% del territorio). Non è altrettanto significativa la differenza tra le colture cerealicole. Per ottenere dati più precisi sull'uso del suolo delle tre aree di dettaglio, in esse oltre ai filari sono stati digitalizzati tutti gli altri elementi poligonali presenti, e a ciascuno di essi è stato attribuito ad una categoria di uso del suolo. Un'esempio della digitalizzazione delle ortofotogrammetrie è riportato in figura 37. Le carte d'uso del suolo così ottenute sono riportate da figura 38 a figura 40.



Figura 37 – Esempio di digitalizzazione di foto aerea.

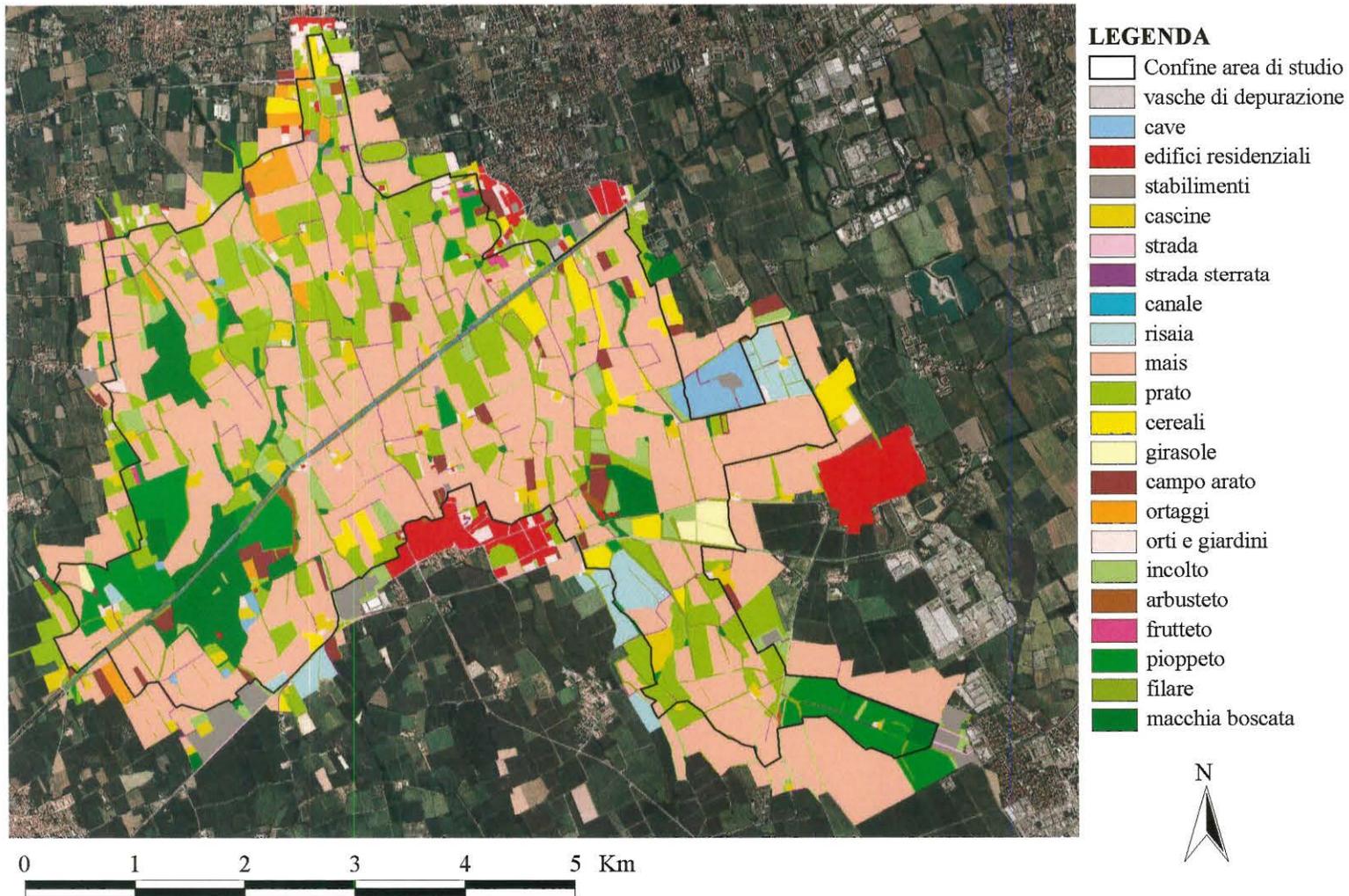


Figura 38 - Carta d'uso del suolo dell'area di dettaglio di Cusago.

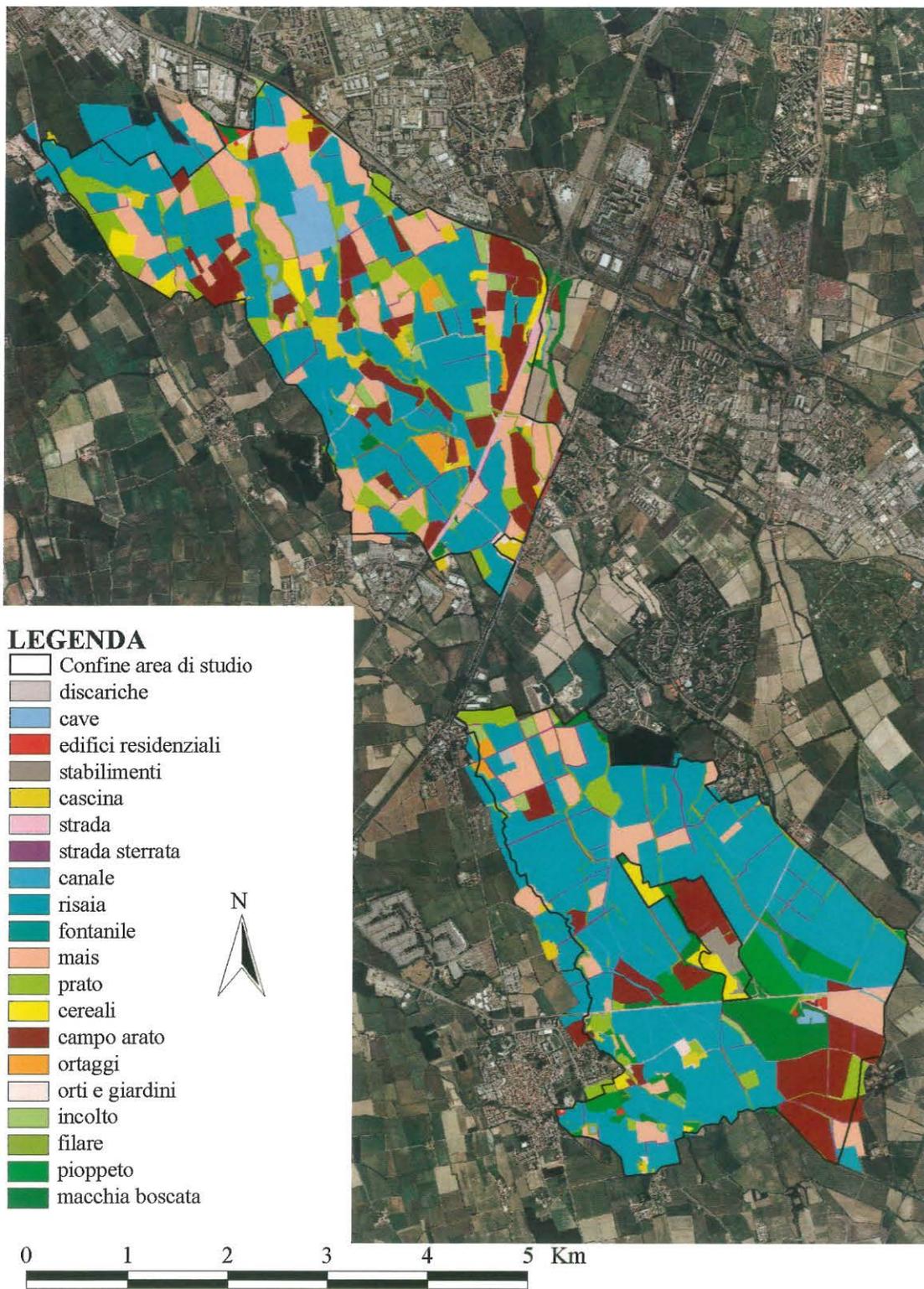


Figura 39 - Carta d'uso del suolo dell'area di dettaglio di Lacchiarella.

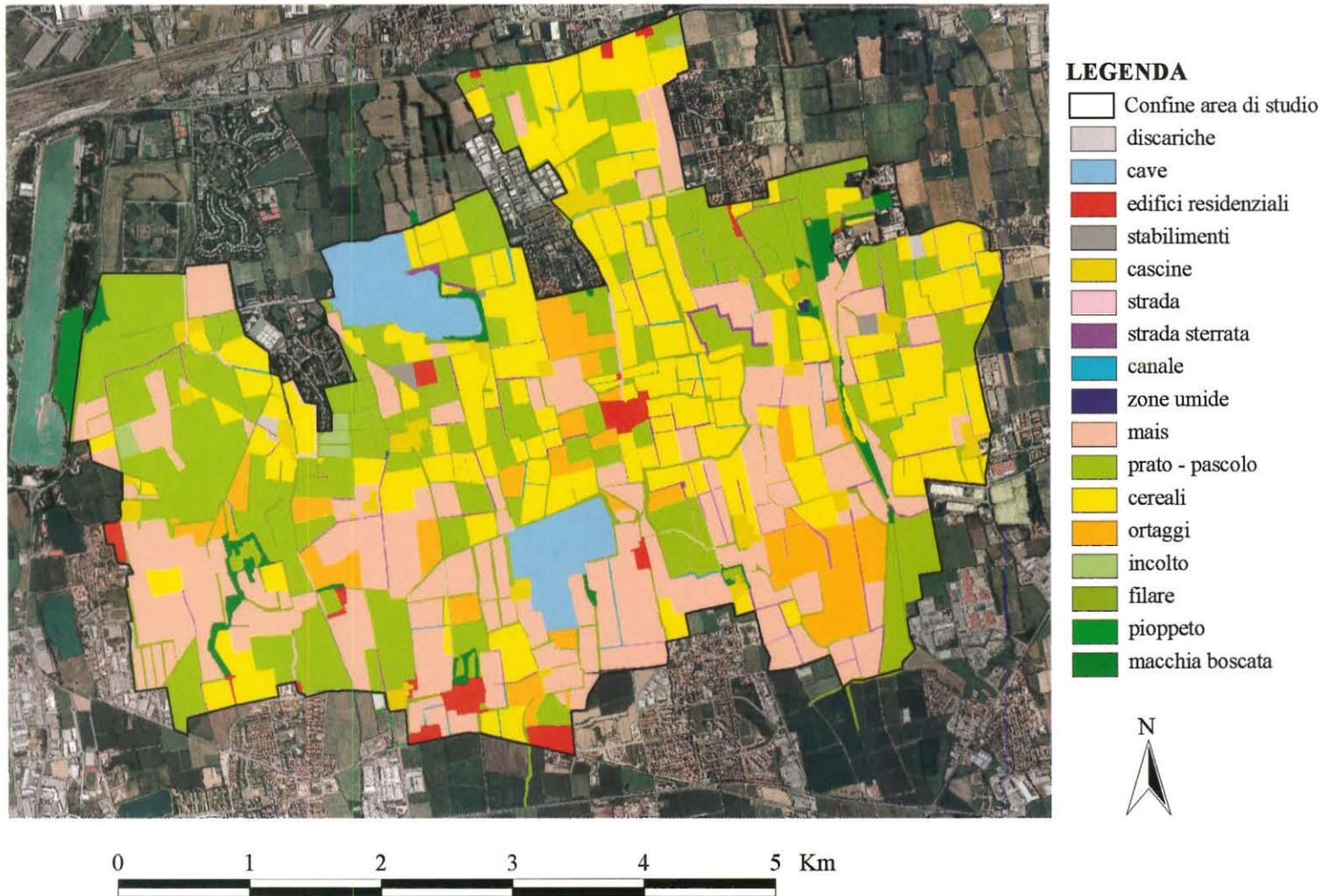


Figura 40 - Carta d'uso del suolo dell'area di dettaglio della Muzzetta.

7.3. Indici di ecologia del paesaggio

A livello di paesaggio l'ecologia ha individuato delle tipologie differenti di indicatori, che potrebbero essere sintetizzate nelle seguenti categorie:

- indicatori della geometria dei sistemi di ecosistemi, come gli indici di connettività e di circuitazione (Forman, 1995), gli indici frattali (Milne, 1991), le misure di percolazione e porosità (Turner, 1987; Gardner, 1992);
- indicatori mutuati dall'ecologia degli ecosistemi, come gli indici di diversità, dominanza ed equità (Forman e Gordon, 1986);
- bioindicatori (potrebbero essere una sottocategoria del precedente gruppo);
- indicatori finalizzati alla misurazione del metabolismo e delle soglie di metastabilità dei sistemi di ecosistemi e alla quantificazione delle loro trasformazioni; ad esempio gli indici di Biopotenzialità territoriale (Btc), Habitat Standard (HS) proposti da Ingegnoli (1993, 1997), le schede del Riparian Channel Environment (RCE2), indicato da Siligardi (1997), la valutazione di filari nei paesaggi agricoli (così come suggerito in questo lavoro, mutuando e modificando una metodologia proposta da due autori francesi, Baudry *et al.*, 1997).

7.3.1 Indicatori di ecologia del paesaggio mutuati dall'ecologia ecosistemica: indici di eterogeneità

L'ecologia degli ecosistemi e delle comunità ha elaborato diversi indici per misurare l'eterogeneità di una comunità biologica: in modo particolare sono stati elaborati degli indici derivati dalla teoria di Shannon, mirati a valutare la diversità all'interno di una comunità.

In effetti il semplice elenco di specie che vivono in una comunità (quali sono, ad esempio gli indici di diversità α , β , γ), per quanto importante, non porta tutta l'informazione possibile ed utile.

Si supponga, ad esempio, di avere tre diverse comunità di bosco, con una stessa composizione specifica per quanto riguarda la componente arborea dominante della flora (si veda la tabella X). Un semplice elenco delle specie porterebbe a ritenere che i tre boschi siano equivalenti tra loro. Se invece viene esaminata anche la percentuale di presenza degli alberi si può notare subito che i tre boschi sono assai differenti tra loro.

Numerosi indici di diversità sono stati sviluppati, ma forse il più diffuso è quello di Shannon, espresso con la formula:

$$H = \sum p_i \ln p_i$$

dove:

p_i = percentuale dell'elemento i esimo (nel caso di un ecosistema, una specie).

Il logaritmo viene espresso o in base 2 o come logaritmo naturale.

Oltre all'eterogeneità H è possibile definire un'eterogeneità H_{\max} (l'eterogeneità massima che si potrebbe ottenere) dalla seguente formula:

$$H_{\max} = \ln s$$

dove:

s = numero di elementi.

Con questo parametro è possibile fare dei confronti tra eterogeneità di comunità ed ecosistemi differenti, esprimendo due altri indici, definiti E (equità) e R (ridondanza), tra loro identici, come tipo di informazione che forniscono.

$$E = H / H_{\max}$$

$$R = 1 - H / H_{\max}$$

Con E o R è possibile confrontare effettivamente degli ecosistemi, anche quando profondamente diversi.

In tabella X è possibile osservare che nonostante i boschi V e VI possano avere un numero di piante dominanti differenti, e di conseguenza un H ed un H_{\max} diversa, il valore di E è uguale.

Tabella X - Differenza nella composizione percentuale del piano dominante di tre foreste (si tratta di un caso ipotetico, realizzato solo per esemplificare il funzionamento dell'indice).

Specie arboree	Bosco I	Bosco II	Bosco III	Bosco IV	Bosco V	Bosco VI
<i>Fagus sylvatica</i>	80	50	5	-	20	33.33
<i>Abies alba</i>	5	30	90	50	20	33.33
<i>Populus tremula</i>	5	10	4	20	20	33.33
<i>Acer pseudo platanus</i>	5	9	1	15	20	-
<i>Sorbus aucuparia</i>	5	1	-	15	20	-
H	1.12	1.73	0.61	1.79	2.32	1.58
H_{max}	2.32	2.32	2	2	2.32	1.58
E	0.48	0.75	0.30	0.89	1	1
R	0.52	0.25	0.70	0.11	0	0

L'ecologia del paesaggio ha ritenuto di poter utilizzare gli indici di eterogeneità degli ecosistemi, applicandoli alla propria scala: in effetti se al posto della percentuale di presenza di una specie si inserisce la percentuale di un tipo di unità paesistica (ecotopo, ecosistema, tessera, ecc.), l'indice di Shannon può essere tranquillamente misurato.

In realtà il tipo di informazione che viene fornita in questo caso è più ambiguo che nel caso dell'ecosistema, per alcuni motivi che verranno illustrati nelle righe seguenti.

Nel caso dell'eterogeneità paesistica si possono assistere a due tipi di eterogeneità: l'aumento del numero di tessere e l'aumento della varietà degli elementi paesistici.

Come affermano Burel e Baudry (1999) vi è molta incertezza e difficoltà di interpretazione a scala del paesaggio nel poter correlare un fenomeno ecologico preciso ai cambiamenti di eterogeneità.

7.3.2 Indicatori di geometria del paesaggio

In questa categoria illustreremo due diversi strumenti: gli indici di connettività e gli indici di geometria frattale. Entrambi questi strumenti vengono proposti con alcune modifiche rispetto alla forma originale, in modo tale da permettere un utilizzo semplice ed immediato.

Indici di connettività e circuitazione

Originariamente tali indici nacquero con lo scopo di valutare l'efficienza di una rete stradale. Mutuati dalla teoria dei grafi essi prevedono la semplificazione degli elementi del paesaggio nelle categorie di nodi, legami e aree senza alcuna funzione.

Si realizza quindi un grafo dell'area studiata, si conta il numero dei nodi e quello dei legami e a questo punto tramite le formule esposte nelle righe sottostanti. Misurano rispettivamente la connessione di elementi simili del paesaggio (i.e. tessere seminaturali in una matrice antropizzata) e l'efficienza di una rete ecologica.

L'indice di connettività γ (gamma) è così espresso:

$$\gamma = L/L_{\max}$$

L'indice di circuitazione α (alfa) è così espresso:

$$\alpha = (L-V+1)/(2V-5)$$

dove L è il numero di legami; L_{\max} è il numero massimo di legami possibili, ed è espresso dalla formula:

$$L_{\max} = 3(V-2);$$

V = numero di nodi;

(L-V+1) = numero di circuiti esistenti;

(2V-5) = numero massimo teorico di circuiti.

Sono state indicate diverse modalità per misurare tale indice: nei primi testi di Forman veniva proposto di costruire una complessa rete in cui ogni elemento era connesso a tutti gli elementi ad esso adiacenti. Tale schema permette di visualizzare graficamente la struttura complessiva del paesaggio, ma perde efficacia se si vuole attribuire un significato ecologico al valore numerico che si ottiene dal grafo costruito.

Un'altra possibilità, indicata dallo stesso Forman è quella di misurare le porzioni di territorio attribuite ad uno specifico elemento (ad esempio gli habitat seminaturali) e verificare come questi siano connessi tra loro. In tale senso diviene ben più importante il tipo di informazione ecologica che si può ottenere.

Vi sono peraltro delle differenti modalità di misurazione. Una teoria è quella di distribuire nodi e legami in modo tale da

riprendere la forma delle macchie. Tale metodo permette di ottenere anche una stima della circuitazione interna, ma è estremamente soggettivo: in effetti, non vi sono regole precise circa la disposizione di nodi e legami, e in ultima analisi il tutto dipende fortemente dalla scala cui si sta esaminando il territorio. Un'altra possibilità è quella di attribuire un nodo ad ogni macchia, e ad ogni intersezione di legami laddove vi sia la possibilità di scelta di un itinerario.

La correzione che è stata aggiunta è quella di considerare moderatamente la figura delle macchie: laddove esse siano effettivamente allungate, o con forme caratteristicamente irregolari, possono essere contate con più di un nodo.

In realtà questo problema non è mai occorso nel territorio del Parco Agricolo Sud Milano, ove considerare la connessione delle aree seminaturali significa semplicemente valutare il grado di connettività e circuitazione della rete di filari.

Vi è poi un'importante osservazione da tener presente nel momento in cui si valuti tale indicatore: connettività e circuitazione sono specificatamente dei parametri specie-specifici. Di per sé nulla autorizza ad affermare che un grafo di connettività di un dato elemento sia davvero il grafo che rappresenta la miglior connettività per tutta la fauna.

Occorrerebbe preparare dei grafi differenti per ogni specie (o perlomeno gruppo sistematico) che si vuole esaminare, dividendo il territorio tra «aree idonee ed aree non idonee per la specie in esame (o per il gruppo sistematico)».

Geometria frattale

Non è questa la sede per definire gli oggetti frattali ed i principi della geometria frattale. Basti ricordare la constatazione che la geometria della natura è caotica e di rado s'identifica con quella euclidea, mentre può essere efficacemente descritta con la geometria dei frattali. Per «frattali» s'intende, secondo Mandelbrot (1985), lo studio degli oggetti geometrici di dimensione euclidea frazionaria, ad esempio una linea di costa, cioè con lunghezza infinita tra due punti.

Il modello più semplice di geometria frattale applicato al paesaggio è la verifica a scale diverse tra area e perimetro.

La dimensione frattale (D) risulta dalla seguente formula:

$$D = \log(\text{Area}) / \log(\text{Perimetro})$$

Gli indicatori di geometria frattale sembrano essere forieri di promesse di applicazione nell'ecologia del paesaggio, ma per quanto la loro misurazione rimanga semplice ben più complessa rimane l'interpretazione ecologica dei risultati numerici, proprio come era successo per l'eterogeneità spaziale.

7.4 Indici a scala di paesaggio

7.4.1 Eterogeneità ed equitabilità

Con la consapevolezza che gli indici di eterogeneità paesistica possono essere ambigui, sono stati calcolati per le varie aree studiate.

Considerata la sostanziale similarità delle tessere a seminativo (mais, orzo ecc.) nel corso di quest'analisi, esse sono state accorpate in un'unica classe e di conseguenza nell'area di studio e in quelle di dettaglio vi sono otto classi d'uso del suolo.

Tabella XI – Indici di eterogeneità paesistica.

	H	H _{max}	J	R
Area Bassa Pianura	1,69	2,64	0,64	0,36
Area di Studio	1,44	2,08	0,69	0,31
Area Cusago	1,26	2,08	0,60	0,40
Area Lacchiarella	1,23	2,08	0,59	0,41
Area Muzzetta	1,01	2,08	0,49	0,51

Gli indici considerati sono l'indice di Shannon (H), il calcolo della massima teorica eterogeneità possibile (H_{max}), l'indice di equiripartizione J e il suo reciproco, indice di ridondanza R.

Questi due indici sono forse quelli che hanno un maggior interesse da un punto di vista ecologico. Come sottolinea Ferrari (2001), più un paesaggio è monotono più basso sarà il valore J (o più alto quello R).

Come è possibile osservare in tabella XI i risultati sono simili in tutte le aree considerate.

È difficile esprimere un giudizio qualitativo e individuare una soglia minima di equiripartizione da ottenere. I tentativi di molti ecologi non hanno dato i risultati sperati.

7.4.2 Connettività e circuitazione del reticolo di filari

Più utili per trarre indicazioni generali sullo stato del paesaggio appaiono gli indici di connettività e circuitazione. Nella presente ricerca essi sono stati valutati per il reticolo di filari e macchie boscate presenti nelle tre aree di dettaglio. Considerato che l'area di Lacchiarella è suddivisa in due, sono state fatte due misurazioni separate. Come nodi sono state contate le macchie boscate e tutte le intersezioni dei filari dalle quali emergesse una possibilità di scelta (non quindi i semplici angoli retti). I risultati sono esposti in tabella XII.

È difficile anche in questo caso fornire una valutazione ecologica dei risultati ottenuti. Nessun ecologo del paesaggio ha mai saputo indicare una soglia minima o massima di connettività e circuitazione ottimale. Secondo Zonneveld (1995) la soluzione migliore è nel mezzo: "né troppa connettività né troppo poca". D'altra parte egli si astiene dall'indicare quando la connettività è eccessiva o esigua.

Forse un riferimento più utile, può essere quanto indicato da Ingegnoli (2002). Egli ha raccolto una serie di casi studio, in cui ha considerato il semplice rapporto tra numero di nodi e numero di legami, e ha valutato gli indici α ed γ , attribuendo ogni caso studio ad una tipologia di paesaggio (paesaggi urbani, paesaggi suburbani agricoli, paesaggi agricoli, paesaggi forestati aperti).

Tabella XII – Risultati degli indici di connettività e circuitazione nelle aree di dettaglio

	Connettività	Circuitazione	Rapporto legami/nodi
Area Cusago 0,83 0,74 2,46			
Area Lacchiarella Nord	0,73	0,59	2,09
Area Lacchiarella Sud	0,67	0,49	1,90
Area Muzzetta	0,72	0,58	2,14

I risultati ottenuti nella presente ricerca collocherebbero i territori esaminati tra i paesaggi agricoli di miglior qualità. Tale risultato coincide sostanzialmente con quanto osservato circa l'uso del suolo.

8 Analisi faunistiche

8.1 Metodi ed obiettivi delle analisi

I dati utilizzati provengono in parte da diversi programmi di censimenti precedenti a questa ricerca, successivamente integrati con nuovi rilevamenti:

- **Studio sulle foreste della Lombardia** (1986). Sono stati utilizzati dati provenienti da censimenti utilizzando il metodo dei punti d'ascolto. Sono stati effettuati 120 punti d'ascolto suddivisi in 12 tavolette I.G.M. della pianura lombarda.
- Il **Piano Paesistico** della Provincia di Milano (1987). Nell'ambito degli studi per il piano paesistico provinciale fu previsto uno studio faunistico al fine di descrivere i rapporti tra gli elementi del territorio e le comunità animali. Per questo fine è stato condotto un censimento delle specie di uccelli nidificanti all'interno dei confini provinciali. Sono stati realizzati circa 10 punti d'ascolto selezionati casualmente in ogni tavoletta IGM della provincia di Milano, per un totale di 426 punti.
- Il **Progetto CoLT** (1992, 1995, 1996). Nel 1992, a seguito di una convenzione stipulata tra l'Università di Milano (Laboratorio di Conservazione della Natura) e la Regione Lombardia, fu avviato come progetto pilota finalizzato allo sviluppo di un programma di monitoraggio a medio/lungo termine delle popolazioni d'uccelli nidificanti sul territorio regionale. Lo scopo era l'ottenimento d'indici di popolazione per accertare la dinamica delle stesse nel corso degli anni, al fine di stabilire piani di conservazione dell'avifauna e di gestione del territorio. Nell'area della bassa pianura rientrano 267 dei 1954 punti d'ascolto effettuati per questo progetto e selezionati con un campionamento di tipo casuale.
- **Progetto Alta Pianura** (1997, 1998). Nell'ambito di uno studio sulle reti ecologiche all'interno di aree fortemente urbanizzate fu varato nel 1997 un programma di rilevamento dell'avifauna nidificante nell'area tra Milano ed i primi rilievi prealpini, atto ad aumentare la densità dei campioni in quella zona geograficamente identificata come alta pianura lombarda. Inizialmente fu previsto uno schema di censimento che consentisse di raggiungere una densità di campionamento pari a circa 25% del territorio oggetto di studio. Nell'area della bassa pianura rientrano 79 dei 408 punti d'ascolto effettuati con questo conteggio.
- **Progetto Foreste** (1999-2001). Programma di rilevamento sviluppato per far fronte alle lacune di copertura del territorio derivate dal progetto CoLT nell'ambito del progetto "Conservazione ed incremento della biodiversità delle foreste mediante interventi di gestione integrata della componente faunistica", finanziato dalla regione Lombardia. A differenza degli altri progetti, si è utilizzato un campionamento stratificato selezionando le celle di 1 Km², in cui effettuare il punto d'ascolto, esclusivamente nelle aree che mostravano una copertura forestale maggiore del 50%. Nell'area della bassa pianura rientrano 191 dei 1882 punti d'ascolto effettuati con questo conteggio.

Per quanto riguarda il rilevamento svolto per la ricerca qui presentata, durante le stagioni riproduttive dal 2000 al 2002, si sono utilizzati due tipi di campionamento: **casuale**, nei settori non ancora coperti dai rilevamenti pregressi, **sistematico**, nelle tre aree di studio dove sono state realizzate le analisi a scala locale (Padoa-Schioppa *et al.*, 2001), per un totale di 628 punti d'ascolto (fig. 39).

Grazie alla metodologia standardizzata di censimento è stato possibile accorpere i dati provenienti dai differenti studi. Infatti, sono stati raccolti all'interno di un prefissato periodo (10 maggio-20 giugno), tramite la medesima tecnica di rilevamento (punti d'ascolto) e utilizzando le stesse schede di rilevamento (vedi box 7).

nale evidenza pertanto le differenze che emergono tra lo *status* a livello globale e la situazione locale. Tali differenze appaiono di notevole importanza in quanto l'inserimento di una specie nella Lista Rossa Nazionale rischia di essere determinato in modo improprio, dalla particolare area di distribuzione delle specie. L'Italia risulta, infatti, ricca di specie appartenenti a regioni biogeografiche differenti e, in particolare, nell'area settentrionale compaiono specie della regione mediterranea, continentale e alpina. Pertanto, l'inserimento di una specie in una Lista Rossa Nazionale dovrebbe considerare le specifiche problematiche conservazionistiche, "depurandole" dagli attributi di rarità derivanti dall'areale di distribuzione. Ad esempio, molte specie d'anatre, con una consistente popolazione europea, sono elencate nella lista rossa italiana per il semplice motivo che la loro area di nidificazione è più a nord e la riproduzione nel nostro paese è del tutto marginale. Per contro, paradossalmente, queste stesse specie risultano abbastanza comuni come svernanti e molte di esse sono anche cacciabili.

Con tutti i limiti sopra accennati per l'inserimento in una lista rossa, nel caso degli uccelli, appare comunque opportuno considerare prioritarie le specie nidificanti rispetto a quelle migratrici e/o svernanti, sia perché il periodo riproduttivo rappresenta spesso un periodo critico per molte specie, sia perché molte specie risultano più selettive nei confronti dell'habitat e, di conseguenza, più vulnerabili. Tuttavia, non vanno certo sottovalutate le popolazioni svernanti o i contingenti migratori di alcune specie che, anche al di fuori del periodo riproduttivo, risultano legate ad ambienti marginali, rarefatti e/o sottoposti a drastica riduzione. Un esempio estremo è quello del tarabuso (*Botaurus stellaris*) che, anche nel corso della stagione invernale, tende ad utilizzare soltanto canneti molto estesi e poco disturbati dalla presenza umana.

Un altro importante riferimento è quello definito dalle direttive comunitarie, Direttiva Uccelli per l'avifauna (Direttiva 79/409/CEE) e Direttiva Habitat per gli altri gruppi sistematici (Direttiva 92/43/CEE). La Direttiva Uccelli, del 1979 con le successive modifiche, elenca nell'Allegato I le specie che devono essere l'oggetto di speciali misure di conservazione riguardanti l'habitat in cui vivono, al fine di assicurare la loro sopravvivenza e la loro riproduzione all'interno del proprio areale. La Direttiva Habitat (1992) elenca negli Allegati, rispettivamente le specie d'interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di zone speciali di conservazione e le specie che richiedono una protezione rigorosa.

Per quanto concerne la normativa italiana la legge 157/92 indica esplicitamente le specie che devono considerarsi "rigorosamente protette". Tra queste figurano molte specie che già rientrano nelle direttive e convenzioni internazionali. Di particolare rilevanza è la protezione attribuita a tutti i rapaci diurni e notturni e ai picchi.

Un ulteriore criterio per la selezione delle emergenze è l'individuazione delle specie d'uccelli che in qualche misura presentano uno *status* di conservazione non favorevole, secondo le categorie SPEC (Tucker e Heath, 1994). I criteri d'assegnazione ad una categoria SPEC sono riconducibili a quattro casi.

- SPEC 1: specie le cui popolazioni sono minacciate a livello globale.
- SPEC 2: specie le cui popolazioni sono concentrate in Europa e che nel continente presentano uno status di conservazione non favorevole.
- SPEC 3: specie le cui popolazioni non sono concentrate in Europa ma che nel nostro continente presentano uno status di conservazione non favorevole.
- SPEC 4: specie le cui popolazioni sono concentrate in Europa e che a livello continentale presentano attualmente uno status di conservazione favorevole.

Un altro importante principio per la selezione delle emergenze riguarda criteri di tipo strettamente locale. Per la definizione di questi, a partire dal nostro archivio, è stata misurata la frequenza di tutte le specie d'uccelli nidificanti e svernanti nel Parco Agricolo Sud Milano e in Lombardia. La rarità di una specie rappresenta in questo contesto (se si escludono le entità al limite dell'areale regionale o locale) una forma di selettività ambientale, che in generale indica anche il grado di riduzione di un determinato habitat.

Oltre alle specie indicate nelle tabelle delle emergenze faunistiche, bisogna tenere conto anche di quelle che si sono estinte recentemente o in tempi storici nel territorio del parco: per queste specie è possibile pensare ad una riqualificazione degli habitat a loro idonei per favorirne un eventuale ritorno naturale o possibili interventi di reintroduzione.

8.2.2 Anfibi e Rettili

Per la definizione delle emergenze faunistiche appartenenti alla classe degli anfibi e dei rettili, si sono utilizzati i seguenti criteri:

- inclusione negli Allegati II e IV della Direttiva Habitat (Dir. 92/43/CEE);
- inclusione nella lista rossa mondiale dell'IUCN (2000);
- inclusione nella lista rossa italiana nelle categorie vulnerabile (VU), in pericolo (EN) o in pericolo immediato (CR) (Bulgarini et al., 1998).

Tabella XIII - Rettili ed anfibi presenti nel Parco Agricolo Sud Milano; le emergenze faunistiche.

Nome italiano	Nome scientifico	Emerg	IUCN	LR ita	Dir Hab A2	Dir Hab A4	note
Tritone crestato italiano	<i>Triturus carniflex</i>	SI	LR		1	1	
Tritone punteggiato	<i>Triturus vulgaris</i>	SI		DD			
Pelobate padano	<i>Pelobates fuscus insubricus</i>	SI	EN	CR	1	1	reintro
Rospo comune	<i>Bufo bufo</i>						
Rospo smeraldino	<i>Bufo viridis</i>						
Raganella italiana	<i>Hyla italica</i>	SI	LR	DD		1	
Rana agile	<i>Rana dalmatina</i>						
Rana di Lataste	<i>Rana latastei</i>	SI	LR	EN	1	1	reintro
Testuggine palustre	<i>Emys orbicularis</i>	SI	LR	LR	1	1	reintro
Orbettino	<i>Anguis fragilis</i>						
Ramarro	<i>Lacerta bilineata</i>	SI				1	
Lucertola muraioa	<i>Podarcis muralis</i>	SI			1		
Lucertola campestre	<i>Podarcis sicula</i>	SI				1	?
Bianco	<i>Coluber viridiflavus</i>	SI				1	
Colubrio liscio	<i>Coronella austriaca</i>	SI				1	
Saettone	<i>Elaphe longissima</i>	SI				1	
Natrice dal collare	<i>Natrix natrix</i>	SI				1	
Natrice tassellata	<i>Natrix tessellata</i>	SI				1	
Rana verde	<i>Rana synklepton "esculenta"</i>						ibrido
Testuggine dalle orecchie rosse	<i>Trachemis scripta</i>					intro	

Sono considerate emergenze faunistiche le specie che soddisfano almeno uno dei criteri utilizzati. La scelta di utilizzare un criterio così stretto è giustificata da un lato dalla complessa situazione sistematica (che propone la presenza di numerose sottospecie locali) e dall'altro dalle caratteristiche biologiche intrinseche del gruppo (riproduzione legata alla disponibilità di adeguati siti riproduttivi unitamente alla presenza di luoghi idonei alla permanenza degli individui adulti).

I dati di presenza degli anfibi nel Parco Agricolo Sud Milano sono d'origine bibliografica, e provengono dal progetto atlante della *Societas Herpetologica Italica* sezione Lombardia (2000).

Nel Parco Agricolo Sud Milano sono presenti nove specie di anfibi e 11 specie di rettili. Tra gli anfibi il più comune e maggiormente diffuso è la rana verde (*Rana synklepton "esculenta"*), che va considerata però in modo particolare, in quanto in realtà è un complesso di forme che derivano dall'ibridazione di *Rana ridibunda* e *Rana lessonae* (Berger, 1983). Secondo i criteri utilizzati quasi tutte le specie, 6 anfibi e 8 rettili, sono considerate emergenze faunistiche per il Parco Agricolo Sud Milano, ciò indica che sono specie molto sensibili alle caratteristiche dell'habitat in cui vivono, alle caratteristiche chimico-fisiche delle acque e spesso sono anche indiscriminatamente cacciate dall'uomo (specialmente i rettili).

Negli elenchi (tab. XIII) sono anche state inserite specie sottoposte a programmi di reintroduzione o introdotte accidentalmente all'interno del parco:

- **Pelobate padano** (*Pelobates fuscus insubricus*): specie presente nel territorio della provincia fino ad epoca recente e apparentemente estinta. Un'iniziativa del Parco Agricolo Sud Milano ne ha riportato una piccola popolazione nel bosco di Riazzolo, nel lago Boscaccio e nella zona umida di Pasturago.
- **Rana di Lataste** (*Rana latastei*): anch'essa presente nel parco in tempi storici è attualmente soggetta ad un intervento di reintroduzione.
- **Testuggine palustre** (*Emys orbicularis*): specie segnalata fino a pochi anni fa nel bosco di Cusago. Da alcuni mesi è iniziato lo studio di fattibilità per la reintroduzione della specie nel parco.
- **Tartaruga dalle orecchie rosse** (*Trachemis scripta elegans*): specie ampiamente allevata in cattività come animale ornamentale e spesso rilasciata dai proprietari in molti specchi d'acqua, dalle fontane urbane fino ai laghetti, alle lanche e alle rogge irrigue.

8.2.3 Uccelli

La definizione delle emergenze per quanto riguarda l'avifauna è stata preceduta dalla definizione della fenologia delle specie presenti all'interno del territorio del parco. Il territorio dell'area protetta può essere importante per le specie anche solo in un determinato momento del loro ciclo fenologico: infatti, è stato indicato se le specie sono da considerarsi emergenze durante la stagione riproduttiva o durante la stagione invernale.

Per definire le emergenze faunistiche per gli uccelli sono stati utilizzati i seguenti criteri:

- inclusione nella categoria SPECs di Tucker e Heath (1994);
- inclusione nell'elenco delle specie "particolarmente protette" secondo la normativa italiana (L.157/92);
- inclusione nell'Allegato I della Direttiva 79/409/CEE (Direttiva Uccelli);
- inclusione nella lista rossa italiana secondo le categorie vulnerabile (VU), in pericolo (EN), in pericolo immediato (CR) (Bulgarini *et al.*, 1998). Tra queste specie sono state tuttavia escluse le specie nidificanti ma al limite del loro areale distributivo (Hagemeijer e Blair, 1997);
- specie rispondenti ai seguenti livelli di rarità: frequenza di rilevamento nel territorio del parco inferiore al 5% e frequenza di distribuzione all'interno del territorio regionale inferiore al 5%; entrambi i valori sono stati calcolati sia nella stagione riproduttiva che in quella invernale.

La check-list degli uccelli presenti nel Parco Agricolo Sud Milano è stata compilata in base ai dati provenienti dall'archivio dei censimenti. Sono considerate emergenze faunistiche le specie che soddisfano almeno la metà dei criteri utilizzati. La classe degli uccelli è tra i vertebrati quella più numerosa nell'area di studio: sono 138 le specie nidificanti, migratrici o svernanti nel Parco Agricolo Sud Milano (tab. XIV). A queste vanno probabilmente aggiunte altre specie che transitano nel parco durante le migrazioni primaverile ed autunnale, o che utilizzano settori del parco come aree di sosta in questo delicato periodo della loro vita, di cui però purtroppo, non ci sono altri dati a disposizione.

Delle 138 specie presenti 34 sono esclusivamente nidificanti, 34 esclusivamente svernanti e 14 esclusivamente migratrici, mentre 49 sono specie residenti tutto l'anno. Tra le nidificanti e le residenti sono state individuate 34 emergenze faunistiche, 18 tra le specie esclusivamente svernanti. In generale, le specie legate agli ambienti umidi, ai terreni incolti e i rapaci diurni e notturni appaiono essere i gruppi di specie che necessitano di una maggiore attenzione.

Tabella XIVA – Emergenze faunistiche per l'avifauna nel Parco Agricolo Sud Milano.

Cod. Euring	Nome italiano	Nome scientifico	Fenologia	Emerg	Freq nid<5%	Freq sve<5%	Freq lomb nid<5%	Freq lomb sve<5%	LR ita	lim. ar	Dir Uc A1	Legge 157/92	SPECs
20	Strolaga minore	<i>Gavia stellata</i>	M reg, W irr	SI-sv		acq X				0	X		3
30	Strolaga mezzana	<i>Gavia artica</i>	M reg, W irr	SI-sv		acq X		acq		0	X		3
70	Tuffetto	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	B?,M reg, W	SI	acq X	acq X	0,37 X	0,47 X		1			
90	Svasso maggiore	<i>Podiceps cristatus</i>	SB, M reg, W	SI	1,5 X	acq X	1,50 X	0,23 X		1			
720	Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>	SB, M reg, W		acq X	acq sottost.	0,25 X	0,23 sottost.	EN	0			
950	Tarabuso	<i>Botaurus stellaris</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		acq	CR	1	X	X	3
980	Tarabusino	<i>Ixobrychus minutus</i>	M reg, B	SI	0,7 X		0,45 X		VU	1	X		3
1040	Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>	M reg, B		15,9		6,75			1	X		3
1080	Sgarza ciuffetto	<i>Ardeola ralloides</i>	M reg, B	SI	0,2 X		0,23 X		VU	1	X		3
1110	Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>	SB, M reg, W		1,1 X	acq X	0,37 X	acq	NE	1			
1190	Garzetta	<i>Egretta garzetta</i>	SB, M reg, W		15,1	0,9 sottost.	7,88	0,70 sottost.	LR	1	X		
1210	Airone bianco maggiore	<i>Casmerodius albus</i>	E, M reg, W	SI	0,4 X	acq X	0,08 X	acq X	EN	0	X		
1220	Airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>	SB, M reg, W		25,1	2,8 X	12,42	5,82	LR	1			
1240	Airone rosso	<i>Ardea purpurea</i>	M reg, B	SI	0,4 X		1,17 X		EN	1	X		3
1340	Cicogna bianca	<i>Ciconia ciconia</i>	M reg, B	SI	0,2 X		0,04 X		NE	1	X	X	2
1520	Cigno reale	<i>Cygnus olor</i>	intro		acq intro	acq intro	0,57 intro	acq					
1770	Anatra sposa	<i>Aix sponsa</i>	intro			acq intro							
1780	Anatra mandarina	<i>Aix galericulata</i>	intro			acq intro							
1790	Fischione	<i>Anas penelope</i>	M reg, W			acq X		acq	DD	0			
1840	Alzavola	<i>Anas crecca</i>	M reg, W			acq X		0,35 X	EN	0			
1860	Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>	SB, M reg, W		13,3	2,8 X	6,20	3,38 X		1			
1890	Codone	<i>Anas acuta</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		0,12 X	DD	0			3
1910	Marzaiola	<i>Anas querquedula</i>	M reg, W irr	SI-sv		acq X			VU	0			3
1980	Moriglione	<i>Aythya ferina</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		acq	VU	0			4
2030	Moretta	<i>Aythya fuligola</i>	M reg, W			acq X		acq	CR	0			
2380	Nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	M reg, B	SI	0,7 X		2,71 X		VU	1	X	X	3
2600	Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	SB	SI	0,2 X	acq X	0,35 X	0,23 X	EN	1	X	X	
2610	Albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		0,35 X	EX	1	X	X	3
2630	Albanella minore	<i>Circus pygargus</i>	B?, Mreg	SI	0,2 X		0,10 X		VU	1	X	X	4
2690	Sparviero	<i>Accipiter nisus</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		0,23 X		1		X	
2870	Poiana	<i>Buteo buteo</i>	SB, M reg, W	SI	2,4 X	2,8 X	4,37 X	5,24		1		X	
3040	Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	SB, M reg, W	SI	8,1	0,9 X	2,77 X	0,35 X		1		X	3
3090	Smeriglio	<i>Falco columbarius</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		0,23 X		0	X	X	
3100	Lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>	M reg, B	SI	2,0 X		0,74 X		VU	1		X	
3200	Pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	SB	SI			0,001 X		VU	1	X	X	3
3670	Starna	<i>Perdix perdix</i>	M reg, B, rip	SI	0,2 X		0,08 X		EX	1	X		3
3700	Quaglia	<i>Coturnix coturnix</i>	M reg, B		6,3		2,61 X		LR	1			3

Tabella XIVb – Emergenze faunistiche per l'avifauna nel Parco Agricolo Sud Milano.

Cod. Euring	Nome italiano	Nome scientifico	Fenologia	Emerg	Freq nid<5%	Freq sve<5%	Freq lomb nid<5%	Freq lomb sve<5%	LR ita	lim. ar	Dir Uc A1	Legge 157/92	SPECS
3940	Fagiano comune	<i>Phasianus colchicus</i>	SB, intro		13,3	2,8 X	7,02	3,61 X					
4070	Porciglione	<i>Rallus aquaticus</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		0,23 X	VU	1			
4240	Gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>	SB, M reg, W		20,1	7,4	8,00	10,59		1			
4290	Folaga	<i>Fulica atra</i>	SB, M reg, W	SI	0,4 X	0,9 X	1,50 X	1,16 X		1			
4550	Cavaliere d'Italia	<i>Himantopus himantopus</i>	M reg, B	SI	0,2 X		0,20 X		VU				
4690	Corriere piccolo	<i>Charadrius dubius</i>	M reg, B		0,4 X		0,78 X			1			
4930	Pavoncella	<i>Vanellus vanellus</i>	M reg, W			5,6		6,98		1			
5170	Combattente	<i>Philomachus pugnax</i>	M reg							0	X		
5190	Beccaccino	<i>Gallinago gallinago</i>	M reg, W			0,9 X		0,70 X	DD	0			
5290	Beccaccia	<i>Scolopax rusticola</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		X	EN	1			3
5320	Pittima reale	<i>Limosa limosa</i>	E, M reg		0,2 X		0,04 X		CR	0			2
5410	Chiurlo maggiore	<i>Numenius arquata</i>	M reg							0			3
5450	Totano moro	<i>Tringa erythropus</i>	M reg							0			
5460	Pettegola	<i>Tringa totanus</i>	M reg						EN	0			2
5480	Pantana	<i>Tringa nebularia</i>	M reg							0			
5530	Piro piro culbianco	<i>Tringa ochropus</i>	M reg							0			
5540	Piro piro boschereccio	<i>Tringa glareola</i>	M reg							0	X		
5560	Piro piro piccolo	<i>Actitis hypoleucos</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		0,47 X	VU	1			
5820	Gabbiano comune	<i>Larus ridibundus</i>	E, M reg, W		acq X	22,2	0,86 X	18,16	VU	0			
5900	Gavina	<i>Larus canus</i>	M reg, W	SI-sv		acq X		0,23 X		0			2
5920	Gabbiano reale med.	<i>Larus cachinnans</i>	E, M reg, W	SI	0,2 X	acq X	1,33 X	1,05 X		0			
6150	Sterna comune	<i>Sterna hirundo</i>	E, M reg		acq		0,03 X		LR	0	X		
6270	Mignattino	<i>Chlidonias niger</i>	M reg				0,002 X		CR	0	X		3
6650	Piccione domestico	<i>Columba livia domestica</i>	SB, dom		49,8	23,1	17,84	28,75		1			
6700	Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	SB, M reg, W		17,0	0,9 X	7,70	5,47		1			4
6840	Tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>	SB		28,6	1,9 sottost.	14,90	3,14 sottost.		1			
6870	Tortora	<i>Streptopelia turtur</i>	M reg, B		9,4		9,93			1			3
7240	Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	M reg, B		12,9		28,20			1			
7570	Civetta	<i>Athene noctua</i>	SB, M reg, W	SI	0,4 sottost.	sottost.	0,49 sottost.	sottost.		1		X	3
7610	Allocco	<i>Strix aluco</i>	SB, M irr, W	SI	sottost.	acq sottost.	0,08 sottost.	0,12 sottost.		1		X	4
7670	Gufo comune	<i>Asio otus</i>	SB, M reg, W	SI	sottost.	acq sottost.	sottost.	0,12 sottost.	LR	1		X	
7950	Rondone	<i>Apus apus</i>	M reg, B		41,9		27,30			1			
7960	Rondone pallido	<i>Apus pallidus</i>	M reg, B		0,4 X		0,06 X		LR	1			
8310	Martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>	SB, M reg, W	SI	1,5 X	acq X	1,27 X	1,40 X	LR	1	X		3
8400	Gruccione	<i>Merops apiaster</i>	M reg, E		0,4 X		0,57 X			0			3
8460	Upupa	<i>Upupa epops</i>	M reg, B		0,4 X		0,96 X			1			
8480	Torcicollo	<i>Jynx torquilla</i>	M reg, B	SI	1,3 X		3,12 X			1		X	3

Tabella XIVc – Emergenze faunistiche per l'avifauna nel Parco Agricolo Sud Milano.

Cod. Euring	Nome italiano	Nome scientifico	Fenologia	Emerg	Freq nid<5%		Freq sve<5%		Freq lomb nid<5%		Freq lomb sve<5%		LR ita	lim. ar	Dir Uc A1	Legge 157/92	SPECs
8560	Picchio verde	<i>Picus viridis</i>	SB, M irr, W	SI	0,7	X			4,80	X			LR	1		X	2
8760	Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopus major</i>	SB, M reg, W		7,2		acq		7,88		4,89	X		1		X	
9680	Calandrella	<i>Calandrella brachydactyla</i>	B?	?	0,2	X			0,04	X				0	X		3
9720	Cappellaccia	<i>Galerida cristata</i>	W	SI-sv				0,9	X			0,35	X	1			3
9760	Allodola	<i>Alauda arvensis</i>	SB, M reg, W		31,0		40,7		19,83		33,53			1			3
9810	Topino	<i>Riparia riparia</i>	M reg, B	SI	0,4	X			0,41	X				1			3
9920	Rondine	<i>Hirundo rustica</i>	M reg, B		67,2				42,69					1			3
10010	Balestruccio	<i>Delichon urbica</i>	M reg, B		16,2				15,15					1			
10110	Pispola	<i>Anthus pratensis</i>	M reg, W				13,0				14,32		DD	0			4
10140	Spioncello	<i>Anthus spinoletta</i>	M reg, W								0,35	X		0			
10170	Cutrettola	<i>Motacilla flava</i>	SB, M reg, W		15,3				10,98					1			
10190	Ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>	M reg, W				2,8	X			3,84	X		1			
10200	Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	SB, M reg, W		10,7		35,2		10,32		23,86			1			
10660	Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	SB, M reg, W		1,7	X	20,4		22,76		29,92			1			
10840	Passera scopaiola	<i>Prunella modularis</i>	M reg, W				3,7	X			3,84	X		0			
10990	Pettiorosso	<i>Erithacus rubecula</i>	SB, M reg, W		0,9	X	43,5		22,23		50,29			1			4
11040	Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>	M reg, B		57,0				35,80					1			4
11210	Codirosso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochrurus</i>	SB, M reg, W	SI	0,4	X	1,9	X	2,52	X	1,05	X		1			
11220	Codirosso	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	M reg, B		0,7	X			9,11					1			2
11370	Stiaccino	<i>Saxicola rubetra</i>	M reg											0			
11390	Saltimpalo	<i>Saxicola torquata</i>	SB, M reg, W	SI	4,4	X	0,9	X	4,58	X	0,93	X		1			3
11860	Merlo dal collare	<i>Turdus torquatos</i>	M irr														
11870	Merlo	<i>Turdus merula</i>	SB, M reg, W		67,9		34,3		67,08		33,18			1			4
11980	Cesena	<i>Turdus pilaris</i>	M reg, W				acq				1,63	X		0			4
12000	Tordo bottaccio	<i>Turdus philomelos</i>	M reg, W				0,9	X			0,70	X		0			4
12200	Usignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>	SB, M reg, W		21,2		0,9	X	8,42		2,91	X		1			
12500	Cannaiola verdognola	<i>Acrocephalus palustris</i>	M reg, B	SI	0,4	X			1,87	X				1			4
12510	Cannaiola	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	M reg, B?	SI	0,9	X			1,29	X				1			4
12530	Cannareccione	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	M reg, B?		0,4	X			2,44	X				1			
12600	Canapino	<i>Hippolais polyglotta</i>	M reg, B	SI	3,7	X			2,22	X				1			4
12730	Bigia padovana	<i>Sylvia nisoria</i>	B	SI	0,1	X			0,002	X			LR	0	X		
12750	Sterpazzola	<i>Sylvia communis</i>	M reg, B	SI	0,9	X			1,31	X				1			4
12770	Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	SB, M reg		69,9				74,04					1			4
13080	Lui verde	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	M reg						0,35	X				1			4
13110	Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	SB, M reg, W		0,7	X	9,3		17,02		8,96			1			
13120	Lui grosso	<i>Phylloscopus trochilus</i>	M reg										DD	0			
13140	Regolo	<i>Regulus regulus</i>	M reg, W	SI-sv			1,9	X			4,54	X		0			4

Tabella XIVd – Emergenze faunistiche per l'avifauna nel Parco Agricolo Sud Milano.

Cod. Euring	Nome italiano	Nome scientifico	Fenologia	Emerg	Freq nid<5%	Freq sve<5%	Freq lomb nid<5%	Freq lomb sve<5%	LR ita	lim. ar	Dir Uc A1	Legge 157/92	SPECs
13350	Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>	M reg, B		6,6		10,78			1			3
13490	Balia nera	<i>Ficedula hypoleuca</i>	M reg						DD	0			
14370	Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>	SB, M reg, W		3,1	X	8,27			1			
14620	Cinciarella	<i>Parus caeruleus</i>	SB, M reg, W		3,5	X	12,50	8,27		1			4
14640	Cinciallegra	<i>Parus major</i>	SB, M reg, W		47,8		34,98	33,3		1			
14900	Pendolino	<i>Remiz pendulinus</i>	SB, M reg, W		0,4	X	0,62	acq	X	1			
15080	Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>	M reg, B		3,3	X	7,35			1			
15150	Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	M reg, B	SI	4,8	X	7,08			1	X		3
15190	Averla cenerina	<i>Lanius minor</i>	M reg, B?	SI	0,2	X	0,04	X		EN	1	X	2
15200	Averla maggiore	<i>Lanius senator</i>	M reg, Wirr	SI-sv				acq	X	DD	1		
15390	Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>	SB, M reg, W		1,1	X	7,08			1			
15490	Gazza	<i>Pica pica</i>	SB		1,3	X	5,09	2,8	X	9,78			
15600	Taccola	<i>Corvus monedula</i>	M reg							1			
15630	Corvo	<i>Corvus fragilegus</i>	M reg, W			1,9	X			16,76			
15673	Cornacchia grigia	<i>Corvus corone cornix</i>	SB, M reg, W		83,0		69,4	54,33		82,19			
15820	Storno	<i>Sturnus vulgaris</i>	SB, M reg, W		71,8		24,1	41,54		20,26			
15912	Passera d'Italia	<i>Passer x italiae</i>	SB, M reg		87,8		89,8	51,19		81,96			
15980	Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>	SB, M reg, W		46,3		50,9	26,85		56,00			
16360	Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	SB, M reg, W		46,3		61,1	58,27		53,55			4
16380	Peppola	<i>Fringilla montifrigilla</i>	M reg, W	SI-sv			0,9	X		1,28	X	DD	0
16400	Verzellino	<i>Serinus serinus</i>	SB, M reg, W		17,9			13,38					4
16490	Verdone	<i>Carduelis chloris</i>	SB, M reg, W		44,3		10,2	21,41		7,22			4
16530	Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	SB, M reg, W		45,2		25,0	24,82		24,21			
16540	Lucherino	<i>Carduelis spinus</i>	M reg, W				5,6			5,47	VU	0	4
16600	Fanello	<i>Carduelis cannabina</i>	M reg, W	SI-sv			0,9	X		1,05	X		4
18770	Migliarino di palude	<i>Emberiza schoeniclus</i>	M reg, W				4,6	X		7,68			

8.2.4 Mammiferi

Per quanto riguarda i mammiferi le emergenze sono state individuate in base ai seguenti criteri:

- inclusione nella lista rossa mondiale (IUCN, 2000);
- inclusione nella lista rossa italiana secondo le categorie vulnerabile (VU), in pericolo (EN), in pericolo immediato (CR) (Bulgarini *et al.*, 1998);
- inclusione negli Allegati II e IV della Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat).

Tabella XV - I mammiferi del Parco Agricolo Sud Milano; le emergenze faunistiche.

Nome italiano	Nome scientifico	Emerg	IUCN	LR ita	Dir Hab A2	Dir Hab A4	note
Riccio europeo	<i>Erinaceus europaeus</i>		LR				
Toporagno comune	<i>Sorex araneus</i>		LR				
Toporagno d'acqua	<i>Neomys fodiens</i>		LR				
Crocidura a ventre bianco	<i>Crocidura leucodon</i>		LR				
Crocidura minore	<i>Crocidura suaveolens</i>		LR				
Talpa europea	<i>Talpa europaea</i>		LR				
Rinolofo maggiore	<i>Rhinolophus ferrumequinum</i>	SI	LR	VU	1	1	sto
Rinolofo minore	<i>Rhinolophus hipposideros</i>	SI	VU	EN	1	1	sto
Vespertino maggiore	<i>Myotis myotis</i>	SI	LR	VU	1	1	sto
Vespertino dai mustacchi	<i>Myotis mystacinus</i>	SI	DD	VU		1	
Pipistrello di Kuhl	<i>Pipistrellus kuhlii</i>	SI	DD	LR		1	
Pipistrello nano	<i>Pipistrellus pipistrellus</i>	SI	LR	LR		1	
Nottola di Leisler	<i>Nyctalus leisleri</i>	SI	LR	VU		1	
Pipistrello di Savi	<i>Hypsugo savii</i>	SI	LR	LR		1	
Serotino comune	<i>Eptesicus serotinus</i>	SI	LR	LR		1	
Barbastello comune	<i>Barbastella barbastellus</i>	SI	VU	EN	1	1	sto
Orecchione bruno	<i>Plecotus auritus</i>	SI	LR	LR		1	sto
Orecchione grigio	<i>Plecotus austriacus</i>	SI	DD	LR		1	
Lepre comune	<i>Lepus europaeus</i>						ripop
Ghiro	<i>Myoxus glis</i>		LR				
Moscardino	<i>Muscardinus avellanarius</i>	SI	VU	VU		1	
Arvicola terrestre	<i>Arvicola terrestris</i>		LR				
Arvicola campestre	<i>Microtus arvalis</i>		LR				
Arvicola di Fatio	<i>Microtus multiplex</i>		LR				?
Arvicola di Savi	<i>Microtus savii</i>		LR				
Topo selvatico collogiallo	<i>Apodemus flavicollis</i>		LR				?
Topo selvatico	<i>Apodemus sylvaticus</i>		LR				
Topolino delle risaie	<i>Micromys minutus</i>	SI	LR	VU			
Ratto delle chiaviche	<i>Rattus norvegicus</i>		LR				
Ratto nero	<i>Rattus rattus</i>		LR				?
Topo domestico	<i>Mus domesticus</i>		LR				
Volpe	<i>Vulpes vulpes</i>		LR				
Tasso	<i>Meles meles</i>		LR				
Donnola	<i>Mustela nivalis</i>		LR				
Faina	<i>Martes foina</i>	SI	LR		1	1	
Minilepre	<i>Sylvilagus floridanus</i>						intro
Nutria	<i>Myocastor coypus</i>						intro

Sono considerate emergenze faunistiche le specie che soddisfano almeno uno dei criteri utilizzati. Anche in questo caso, la scelta di utilizzare un criterio così ristretto è giustificata dalle caratteristiche biologiche intrinseche del gruppo. I dati sulla presenza dei mammiferi nel Parco Agricolo Sud Milano provengono da Prigioni *et al.* (2001).

Tra le 37 specie di mammiferi presenti nel Parco Agricolo Sud Milano sono state individuate 15 emergenze faunistiche (tab. XV): particolare importanza riveste l'ordine dei chiroteri in quanto tutte le specie appartenenti a questo *taxa* sono state selezionate. Certamente molte specie di Chiroteri necessitano di particolari habitat che sono rari e assenti nel parco: il problema principale però è che lo status regionale e nazionale di queste specie non è ben conosciuto. Prova di ciò è il fatto che negli ultimi anni sono state individuate in Italia settentrionale tre nuove specie di Chiroteri (Barrat *et al.*, 1997; Kiefer e Veith, 2001; Von Helversen *et al.*, 2001).

Sono anche presenti due specie di mammiferi introdotte:

- **Minilepre** (*Sylvilagus floridanus*): rilasciata un po' ovunque in Italia a scopo venatorio a partire dagli anni '60, oggi è presente in alcune zone del Parco Agricolo Sud Milano (Meriggi in Prigioni *et al.*, 2001).
- **Nutria** (*Myocastor corpus*): originaria del Sud dell'America e importata dall'industria conciaria, in seguito alla crisi del mercato è stata liberata in vaste zone dell'Italia. E' ormai presente in tutti i corsi d'acqua del parco, dove causa ingenti danni all'agricoltura e agli argini dei canali.

Tabella XVI - Legenda delle tabelle XIII, XIV e XV.

Criteri utilizzati		Lista Rossa Mondiale (IUCN) e Lista rossa italiana	
Emergenze riconosciute per il Parco Agricolo Sud Milano	Emerg	in pericolo critico	CR
Lista Rossa Mondiale	IUCN	in pericolo	EN
Lista Rossa Italiana	LR ita	vulnerabile	VU
Allegato 1 Direttiva Uccelli	Dir Uc A1	a basso rischio	LR
Allegato 2 Direttiva Habitat	Dir Hab A2	manca di dati	DD
Allegato 4 Direttiva Habitat	Dir Hab A4	non valutata	NE
Legge Nazionale sulla Caccia	Legge 157/92	estinta	EX
Species of European Conservation Concern	SPECs	Fenologia	
Frequenza Uccelli nidificanti nel Parco Agricolo Sud Milano	Freq nid <5%	estivante	E
Frequenza Uccelli svernanti nel Parco Agricolo Sud Milano	Freq sve <5%	stazionario	S
Frequenza Uccelli nidificanti in Lombardia	Freq nid Lomb <5%	nidificante	B
Frequenza Uccelli svernanti in Lombardia	Freq sve Lomb <5%	svernante	W
Emergenze		migratore regolare	M reg
Specie nidificanti o stazionarie	SI	migratore irregolare	M irr
Specie svernanti	SI-sv	introdotto	intro
Posizione non conosciuta	?	reintrodotto	reintro
Limite di areale per le specie nidificanti		soggetta a ripopolamento	rip
specie al limite di areale o fuori dal principale areale riproduttivo	0	specie di cui sono presenti solo dati storici	sto
specie non al limite di areale	1	specie la cui presenza non è certa (presente in aree limitrofe)	?
SPECs		Note	
SPEC 1 - specie minacciata a livello globale	1	specie rilevate durante i censimenti dell'avifauna acquatica	acq
SPEC 2 - specie concentrata in Europa con status di conservazione non favorevole	2	specie al limite di areale biogeografico	lim. ar.
SPEC 3 - specie non concentrata in Europa ma con status di conservazione non favorevole	3	specie sottostimata (es. specie in espansione)	sottost.
SPEC 4 - specie concentrata in Europa	4	specie domestica	dom

8.3 I trend delle popolazioni degli uccelli

8.3.1 Importanza ecologica delle analisi sui trend di popolazioni animali

Le analisi degli andamenti delle popolazioni di uccelli sono un utile strumento per definire lo *status* in cui una specie si trova all'interno di una determinata area (Tucker e Heath, 1994), cioè secondo l'andamento demografico, si può valutare la necessità o meno di intervenire per la conservazione della specie, cercando di comprendere le cause che ne determinano l'aumento o la diminuzione.

Numerose ricerche in questa direzione sono state effettuate in Europa, in particolare nel Regno Unito (Baillie, 1990; Gregory *et al.*, 2001), dove esiste una banca dati che raccoglie oltre quarant'anni d'informazioni, in Finlandia (Hildén, 1988), in Svezia (Enemar *et al.*, 1994) ed in Olanda (Jonkers, 1992). Questi studi hanno evidenziato il preoccupante calo demografico di specie legate all'ambiente agricolo quali allodola (*Alauda arvensis*), passera mattugia (*Passer montanus*) e passera europea (*Passer domesticus*) oltre a specie meno comuni come averle (*Lanius spp.*), re di quaglie (*Crex crex*) e otarda (*Otis tarda*), in diminuzione o addirittura estinte in numerose aree europee (Tucker e Heath, 1994). Questo calo sembra dovuto all'intensificazione delle pratiche agricole avvenuto negli ultimi decenni (Gregory e Baillie, 1998).

In Italia sono stati realizzati studi a lungo termine per particolari gruppi di specie, come ardeidi (Fasola e Villa in Bricchetti e Gariboldi, 2002) e acquatici svernanti (Baccetti *et al.*, 2002), oppure ricerche su singole specie in aree limitate (Benussi e Bembich, 1998; Giacchini *et al.*, 2001), o relative a brevi periodi di tempo (Fornasari *et al.*, 1998).

Un'analisi dei trend delle popolazioni di uccelli in Lombardia, contribuirà senza dubbio a indirizzare le scelte di conservazione (si veda il box 8, per una descrizione metodologica del lavoro svolto).

L'analisi dei trend di popolazione degli uccelli è stata effettuata a due scale: a livello regionale, utilizzando tutti i dati sull'avifauna presenti nella banca dati (dell'Università degli Studi di Milano-Bicocca) dal 1992 al 2001, e nella pianura lombarda (13623 Km²), con una serie di dati più estesa, dal 1986 al 2002. I confini dell'area di pianura lombarda corrispondono al distretto faunistico pianiziale individuato da Massa *et al.* (2003b). Il confronto tra le due scale d'indagine ha permesso di far emergere le differenze presenti tra l'area di pianura, sottoposta negli ultimi anni ad intensi interventi antropici, e l'area montano-collinare, sempre più abbandonata dall'uomo.

L'analisi è stata effettuata soltanto sulle specie con una frequenza di distribuzione, per ciascun anno d'indagine, superiore al 10%. Si è effettuata questa scelta in modo da avere un numero di dati sufficiente per eliminare qualsiasi effetto stocastico. Dal gruppo di specie risultante non si sono prese in considerazione la rondine (*Hirundo rustica*), il balestruccio (*Delichon urbica*) ed il rondone (*Apus apus*), per le quali altri metodi, come il conteggio dei nidi nei siti riproduttivi, sono preferibili ai punti d'ascolto.

Per ciascuna specie si è valutata l'abbondanza anno per anno nell'area di studio, espressa come numero d'individui per punto d'ascolto. Nell'area di pianura lombarda, sono stati utilizzati gli stessi criteri di selezione delle specie dell'intera Lombardia, perciò il numero delle specie analizzate è inferiore.

Per ciascuna specie sono stati calcolati:

In Lombardia:

- **Status**, valutando l'inclinazione della linea di tendenza.
- **Il trend a lungo termine**, utilizzando i dati del 1992 e la media tra le abbondanze delle specie censite tra il 2000 ed il 2001.
- **Significatività del trend (P)**, calcolando la significatività della retta di regressione calcolata tra i diversi anni.
- **Habitat**, gli ambienti utilizzati dalla specie, suddivisi in agricolo, boschivo e urbano.

Nella pianura lombarda:

- **Status**, valutando l'inclinazione della linea di tendenza.
- **Il trend a lungo termine**, è la media dell'abbondanza di ciascuna specie tra il 1986 e il 1987 e la media delle abbondanze tra il 2001 ed il 2002.
- **Il trend a breve termine**, è stato calcolato tra la medie delle abbondanze negli anni 1999 e 2000 e gli anni 2001 e 2002.
- **La stima di popolazione**, calcolando una media tra gli anni 2000, 2001 e 2002 (Fornasari *et al.*, 1992). Come raggio di rilevamento è stato utilizzato quello di 250 m intorno al punto d'ascolto, ad eccezione dell'airone cenerino e del cuculo (500 m).

Box 8 - Materiali e metodi per un'analisi dei trend di popolazione

I rilevamenti, sono stati realizzati sull'intero territorio regionale durante la stagione riproduttiva degli uccelli (dal 10 maggio al 20 giugno), utilizzando il consueto metodo di rilevamento dei punti d'ascolto a distanza illimitata.

Delle 190 specie d'uccelli nidificanti censite nei 4455 punti d'ascolto realizzati nell'area di studio, la valutazione dei trend delle popolazioni è stata effettuata soltanto per le specie considerate comuni, ovverosia quelle che presentano una frequenza di rilevamento superiore al 10%. Specie con frequenza di rilevamento inferiore possono presentare una distribuzione non omogenea sul territorio regionale, e quindi non sono state prese in considerazione per un'analisi a questa scala. Inoltre, non sono state considerate le specie coloniali, che non possono essere monitorate efficacemente utilizzando un campionamento di tipo casuale (Bibby *et al.*, 2002). I requisiti per un'analisi dei trend sono una costante metodologia di campionamento e di rilievo, operatori affidabili e fedeltà ai siti di rilievo, anno dopo anno. Nel presente studio i requisiti sono soddisfatti tutti tranne l'ultimo, compensato però dall'elevato numero di punti d'ascolto.

Utilizzando i dati provenienti dalla carta d'uso del suolo della Lombardia del programma CORINE LAND COVER (*Coordination of Information on the Environment* adottato dal Consiglio dell'UE il 27 giugno 1985), semplificata alle classi agricolo, bosco e urbano, i punti d'ascolto sono stati suddivisi a seconda del paesaggio in cui sono stati realizzati.

Inoltre, per ridurre l'errore derivante dalla selezione casuale dei punti d'ascolto, si è proceduto ad indicare per ciascuna specie considerata soltanto i punti d'ascolto effettuati nell'habitat elettivo della specie stessa, selezionato in base alle sue caratteristiche ecologiche (Marchant, 1983; Snow e Perrins, 1997).

Per ogni specie è stata calcolata l'abbondanza relativa per ciascun anno di rilevamento, espressa come numero d'individui per punto d'ascolto (Baillie, 1990; Gregory *et al.*, 2001).

Per ciascuna specie sono stati calcolati il trend, valutando la differenza tra l'abbondanza della specie nel 1992 e quella presente nel 2002 e la sua significatività, calcolata utilizzando il test U di Mann-Whitney (Field, 2000): questi valori permettono di valutare lo status della specie espresso come aumento, diminuzione, stabilità o incertezza (Gregory *et al.*, 2001).

8.3.2 I trend di popolazione in Lombardia

L'analisi su tutto il territorio lombardo mostra che delle 23 specie selezionate (tab. XVII) sei specie di uccelli sono da considerare in aumento, nove in diminuzione e nove pressoché stabili; per cinque specie non è però possibile definire con certezza uno status a causa delle fluttuazioni riscontrate. I grafici relativi a queste specie sono presentati da figura 42 a 64.

I risultati mostrano una generale e preoccupante diminuzione delle specie legate al paesaggio agricolo, sia quelle di ambiente aperto (allodola, storno e passera mattugia), sia quelle che frequentano boschetti e filari (usignolo, merlo, verdone e verzellino).

Il forte calo registrato per l'allodola (fig. 44) conferma la situazione europea (Tucker e Heath, 1994; Chamberlain e Crick, 1999); la passera mattugia (fig. 60), invece, presenta un andamento molto variabile (Hagemeijer e Blair, 1997), ma è in forte diminuzione nel Regno Unito (Chamberlain e Fuller, 2001) ed in Germania (Winkel, 1994) oltre che in Lombardia. Lo storno (fig. 58) conferma la tendenza delle popolazioni centroeuropee che risultano essere in contrazione (Gibbons *et al.*, 1993; Dinetti in Brichetti e Gariboldi, 2002), mentre l'espansione dell'areale della specie nelle aree mediterranee (Andreotti, 2000) non sembra riguardare le popolazioni lombarde.

Il declino dell'usignolo (fig. 49) in molti paesi europei (Snow e Perrins, 1997) è confermato anche in Lombardia ed è probabilmente causato dalla diminuzione del numero di filari presenti nel paesaggio agricolo lombardo (Fabbri, 1997).

Stessa situazione si registra per il verdone (fig. 63): il trend di questa specie in Europa non è omogeneo (Hagemeijer e Blair, 1997). Nel Regno Unito Baillie *et al.* (2002) suppongono che il trend negativo potrebbe essere provocato da una diminuzione della produttività della specie.

La diminuzione del cardellino in Lombardia non è certa (fig. 64): l'unico dato che si discosta in negativo dalla stabilità generale della specie è quello relativo al 2002, per cui, per definire lo status della specie con maggiore sicurezza occorrerebbe effettuare un'analisi su di un periodo di tempo più lungo.

Un discorso a parte merita il merlo (fig. 50). La specie in Lombardia è in diminuzione: quest'andamento è provocato probabilmente da un'epidemia di malaria dei turdidi (Hatchwell *et al.*, 2000; Sassi, 2002) che ha colpito la popolazione nel 2000 e nel 2001. L'epidemia potrebbe essere scoppiata per un eccessivo incremento della densità di popolazione negli anni precedenti, differenziando lo status della specie in Lombardia rispetto al resto dell'Italia e degli altri paesi me-

diterranei (Hagemeijer e Blair, 1997). Un'altra causa del declino della specie potrebbe essere l'intensificazione delle pratiche agricole (Fuller *et al.*, 1995).

Le specie più legate all'ambiente urbano non mostrano andamenti definiti in contraddizione. La passera d'Italia è in forte calo (fig. 59), confermando il declino della congenere passera europea accertato da Hole *et al.* (2002) in tutta l'Europa occidentale. Le ragioni di quest'andamento potrebbero essere messe in relazione con il cambiamento della gestione degli orti (Delgado *et al.*, 2002), l'intensificazione delle pratiche agricole (Hole *et al.*, 2002), la diminuzione della sopravvivenza invernale provocata da cambiamenti negli ambienti rurali e urbani (Siriwardena *et al.*, 1998), la riduzione della perdita di semi durante le pratiche agricole e l'aumento della predazione da parte dei gatti (Baillie *et al.*, 2002).

La tortora dal collare (fig. 42), in seguito ad un'espansione dell'areale che ha interessato tutta l'Europa, è giunta in Italia nei primi anni '50 (Hagemeijer e Blair, 1997) e, con una rapida espansione, ha occupato quasi tutta la penisola (Meschini e Frugis, 1993). Ancora oggi in Lombardia è in aumento: le abitudini urbane della specie, insieme all'aumento dell'urbanizzazione del territorio hanno sicuramente favorito questo fenomeno.

Le specie di habitat boschivo (scricciolo – fig. 47, pettirosso – fig. 48, pigliamosche – fig. 53, cincia mora – fig. 54, cinciarella – fig. 55, fringuello – fig. 61) sono generalmente in aumento. Caso particolare è lo scricciolo (fig. 47), che non mostra una tendenza significativa all'aumento a causa della forte diminuzione subita dalla specie nel 2002, provocata, probabilmente, dall'inverno rigido del 2001/02 (dati ERSAF). La specie, infatti, è particolarmente sensibile alle basse temperature (Deppe, 1990; Peach *et al.*, 1995). Per definire in modo corretto il trend della specie occorrerebbe analizzare un periodo di tempo più lungo.

Tabella XVII - Elenco delle specie analizzate (A = aumento, S = Stabile, D = diminuzione, ? = incerto).

Nome italiano	Nome scientifico	Status	Trend	P	Habitat
Tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>	A	84,9	0,000**	Agric., urbano
Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	S?	10,2	0,027*	Agric., bosco
Allodola	<i>Alauda arvensis</i>	D	-56,3	0,000**	Agric.
Cutrettola	<i>Motacilla flava</i>	S?	-24,6	0,391	Agric.
Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	S	-25,4	0,819	Agric.
Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	S?	11,3	0,199	Bosco
Pettirosso	<i>Erithacus rubecola</i>	A	110,8	0,000**	Bosco
Usignolo	<i>Luscinia megarynchos</i>	D	-64,0	0,000**	Agric., bosco
Merlo	<i>Turdus merula</i>	D	-36,1	0,000**	Tutti
Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	S	-1,3	0,702	Agric., bosco
Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	S	23,1	0,224	Agric., bosco
Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>	A	150,0	0,000**	Agric., bosco
Cincia mora	<i>Parus ater</i>	A	74,2	0,000**	Bosco
Cinciarella	<i>Parus caeruleus</i>	A	147,4	0,001**	Bosco
Cinciallegra	<i>Parus major</i>	S	-16,0	0,422	Agric., bosco
Cornacchia grigia	<i>Corvus corone cornix</i>	S?	-1,8	0,399	Tutti
Storno	<i>Sturnus vulgaris</i>	D	-55,2	0,021*	Agric.
Passera d'Italia	<i>Passer x italiae</i>	D	-72,3	0,000**	Agric., urbano
Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>	D	-80,7	0,006**	Agric.
Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	A	41,5	0,006**	Agric., bosco
Verzellino	<i>Serinus serinus</i>	D	-63,9	0,018*	Tutti
Verdone	<i>Carduelis chloris</i>	D	-79,9	0,000**	Tutti
Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	D?	-60,9	0,007**	Agric., urbano

L'aumento delle specie di bosco è probabilmente provocato dall'aumento del loro successo riproduttivo conseguenza dell'aumento del loro habitat ottimale in collina e in montagna a fronte del conseguente aumento delle aree un tempo destinate ad uso agricolo (Baillie *et al.*, 2002). Questo gruppo di specie non è comunque particolarmente esigente nei confronti dell'habitat che occupa, utilizzando anche boschi giovani o degradati, quindi, un loro aumento non indica ne-

cessariamente un miglioramento della qualità dei boschi della regione (Massa *et al.*, 2003b).

I dati di queste specie confermano quelli europei (Hagemeijer e Blair, 1997) che le indicano stabili o in aumento in alcuni paesi. Fa eccezione il pigliamosche che è indicato in diminuzione in Spagna, Germania, Regno Unito, Finlandia, e stabile o fluttuante in altri, tra cui l'Italia (Tucker e Heath, 1994). Una delle cause proposte per indicare il declino della specie è il degrado dei boschi nei quartieri riproduttivi e lungo le rotte migratorie (Vanhinsbergh *et al.*, 2001).

I trend di ballerina bianca (fig. 46), capinera (fig. 51), lui piccolo (fig. 52) e cinciallegra (fig. 56) sono, tranne alcune fluttuazioni annuali, pressoché stabili nell'area di studio, confermando i dati europei (Hagemeijer e Blair, 1997).

Gli andamenti di alcune specie (cuculo – fig. 43, cutrettola – fig. 45, cornacchia grigia – fig. 57) appaiono stabili, ma piuttosto fluttuanti tra un anno e l'altro, quindi, per comprendere in modo più efficace i loro trend, occorrerebbe effettuare un'analisi su tempi più lunghi. I dati europei (Hagemeijer e Blair, 1997), confermano la generale stabilità di queste specie nel tempo, anche se capinera e cornacchia grigia sono in aumento in alcuni paesi e cutrettola e tortora sono in calo in altri.

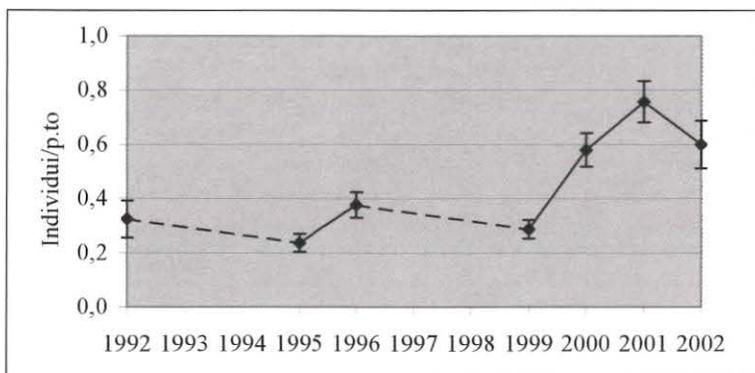


Figura 42 - Trend di popolazione della tortora dal collare in Lombardia.

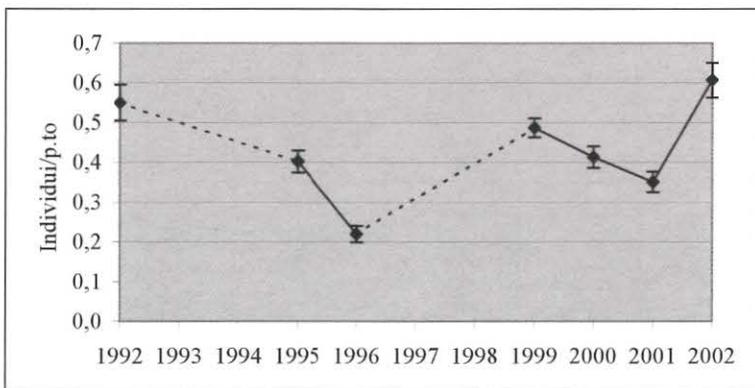


Figura 43 - Trend di popolazione del cuculo in Lombardia.

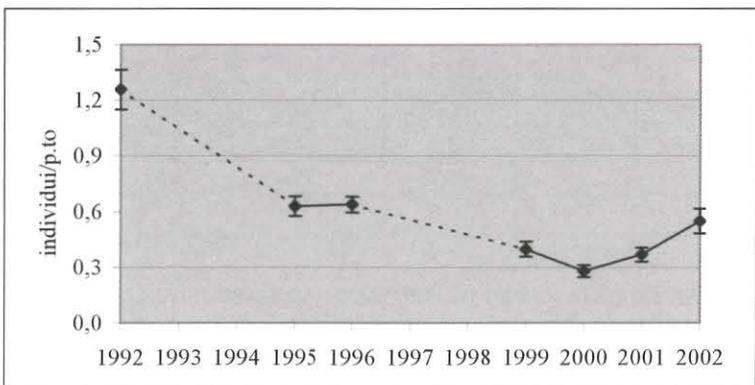


Figura 44 - Trend di popolazione dell'allodola in Lombardia.

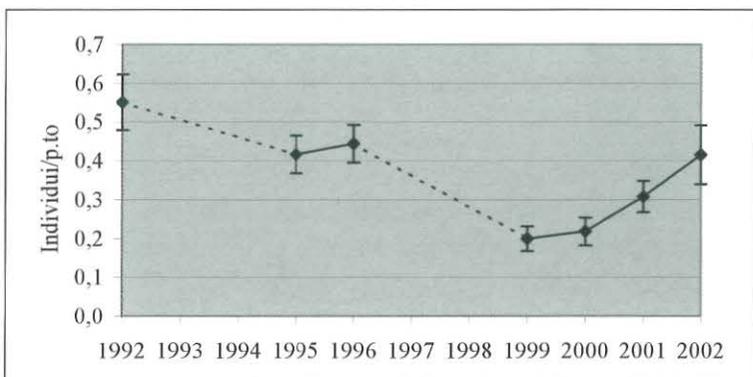


Figura 45 - Trend di popolazione della cutrettola in Lombardia.

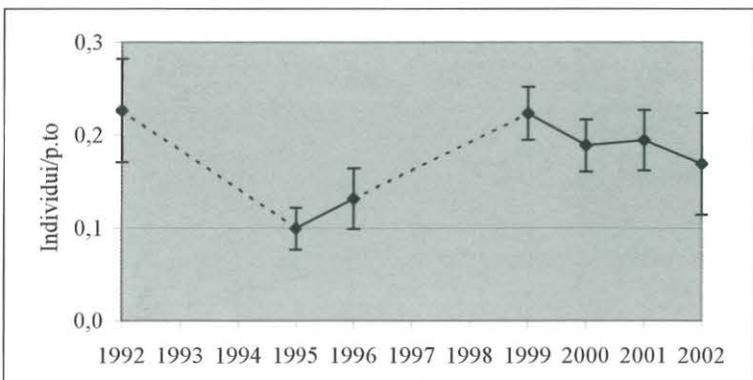


Figura 46 - Trend di popolazione della ballerina bianca in Lombardia.

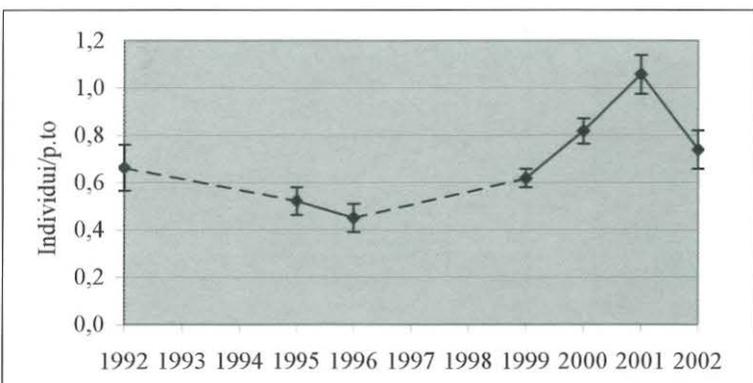


Figura 47 - Trend di popolazione dello scricciolo in Lombardia.

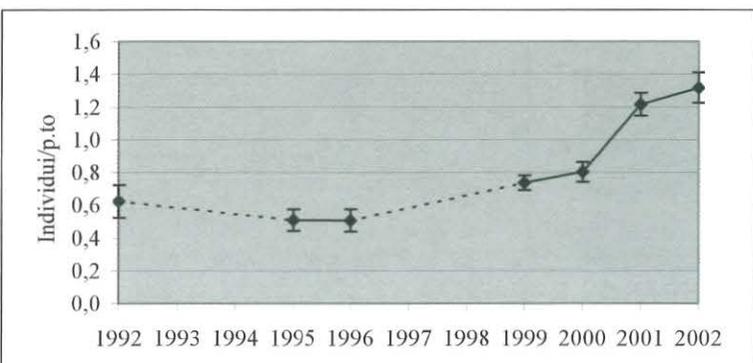


Figura 48 - Trend di popolazione del pettirosso in Lombardia.

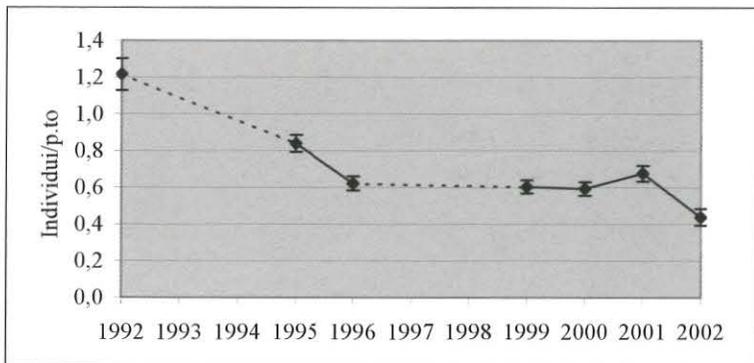


Figura 49 - Trend di popolazione dell'usignolo in Lombardia.

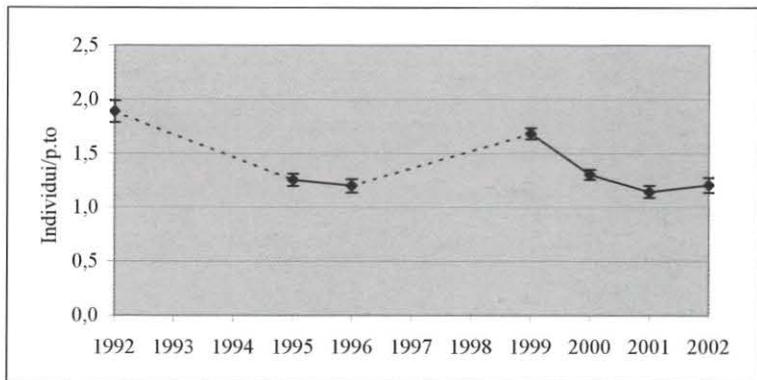


Figura 50 - Trend di popolazione del merlo in Lombardia.

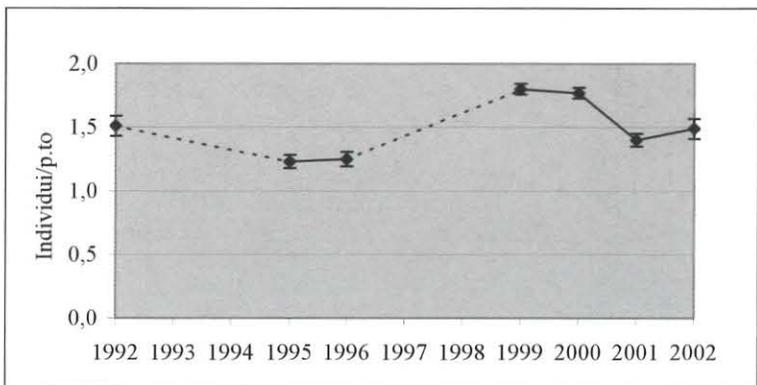


Figura 51 - Trend di popolazione della capinera in Lombardia.

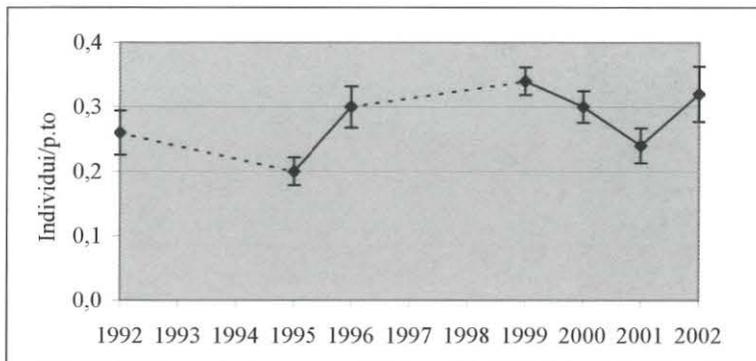


Figura 52 - Trend di popolazione del lui piccolo in Lombardia.

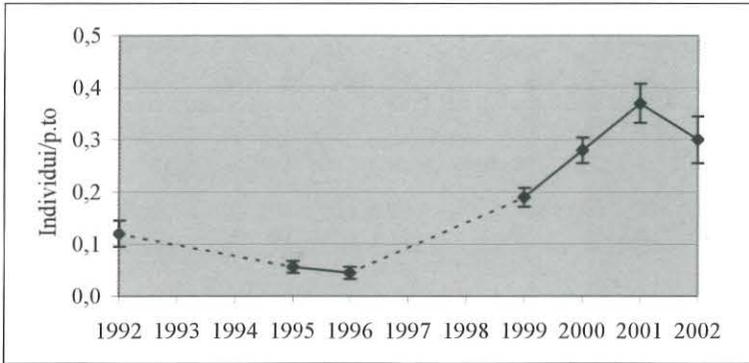


Figura 53 - Trend di popolazione del pigliamosche in Lombardia.

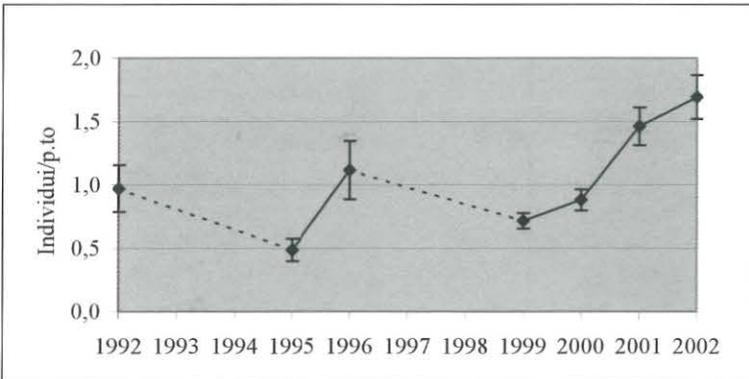


Figura 54 - Trend di popolazione della cincia mora in Lombardia.

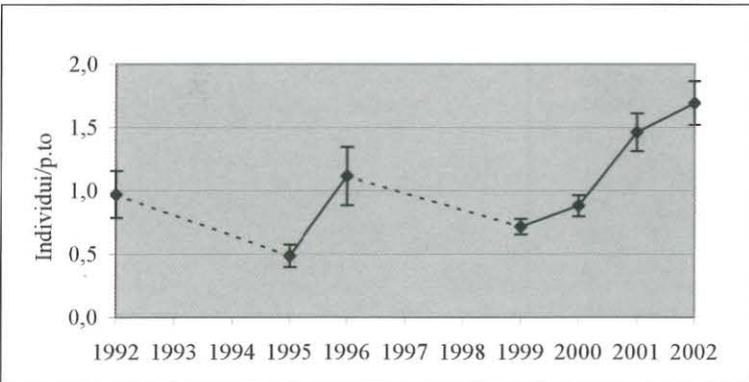


Figura 55 - Trend di popolazione della cinciarella in Lombardia.

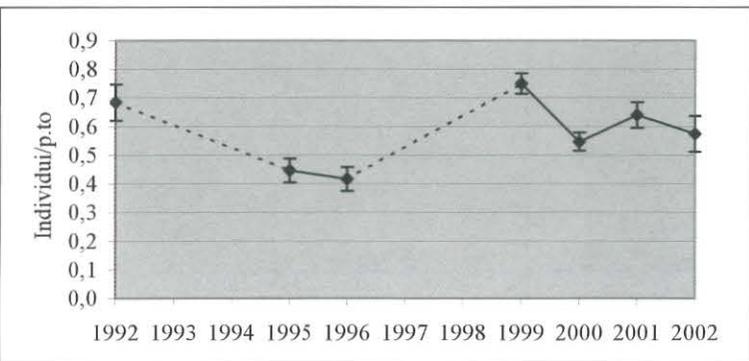


Figura 56 - Trend di popolazione della cinciallegra in Lombardia.

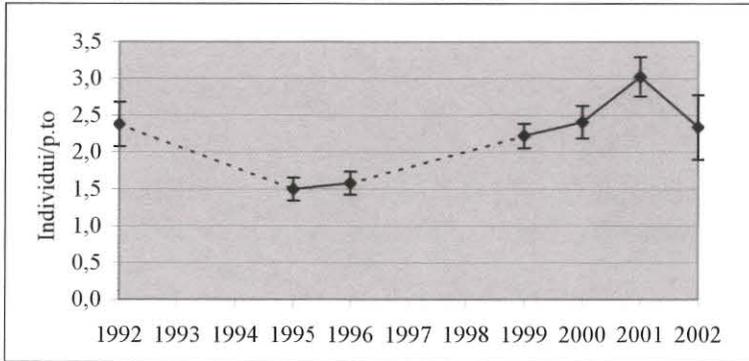


Figura 57 - Trend di popolazione della cornacchia grigia in Lombardia.

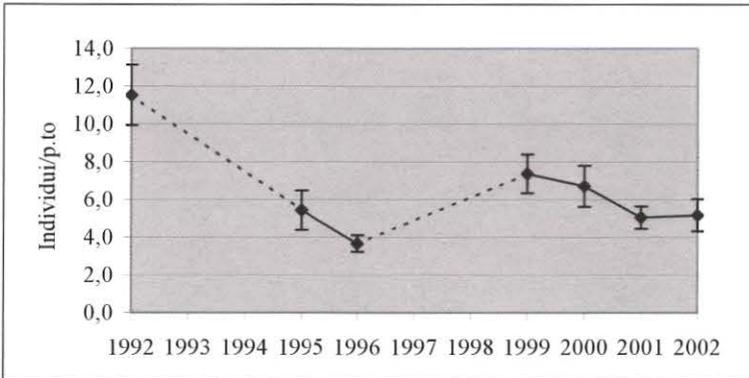


Figura 58 - Trend di popolazione dello storno in Lombardia.

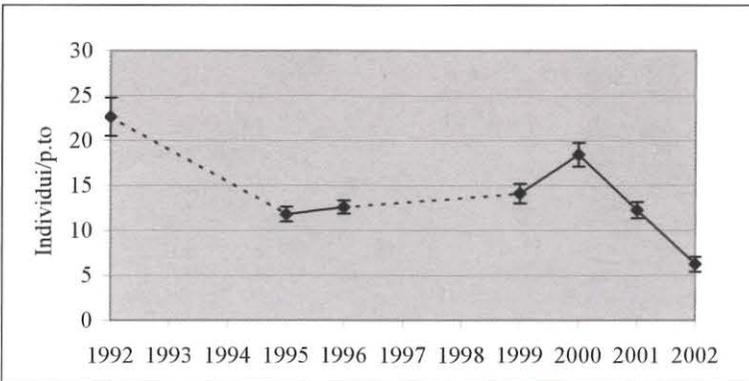


Figura 59 - Trend di popolazione della passera d'Italia in Lombardia.

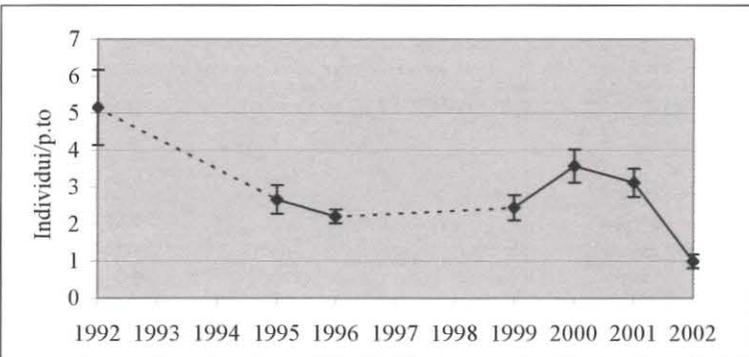


Figura 60 - Trend di popolazione della passera mattugia in Lombardia.

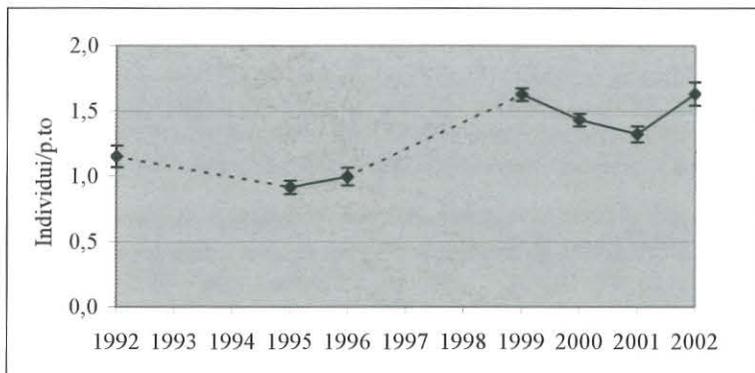


Figura 61 - Trend di popolazione del fringuello in Lombardia.

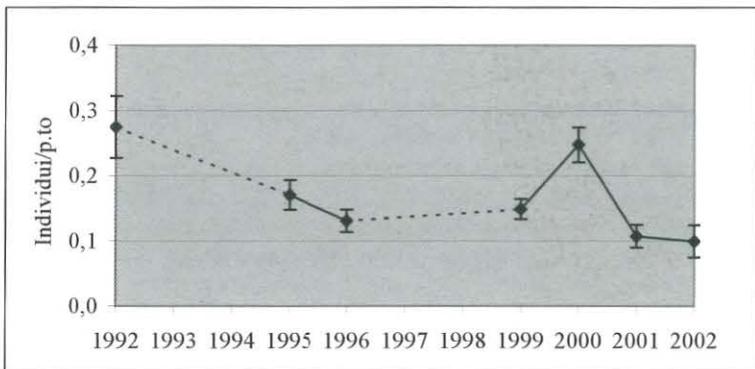


Figura 62 - Trend di popolazione del verzellino in Lombardia.

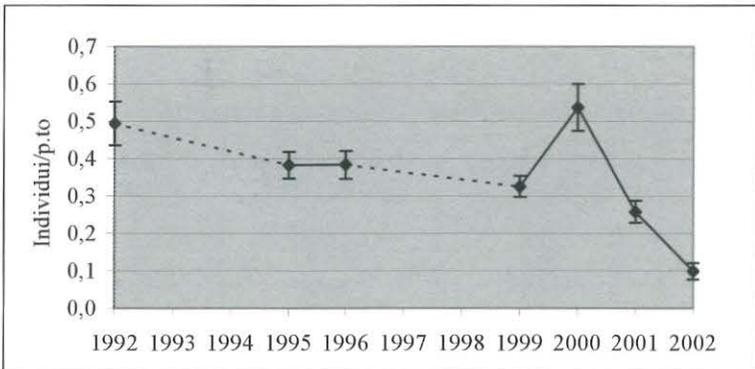


Figura 63 - Trend di popolazione del verdone in Lombardia.

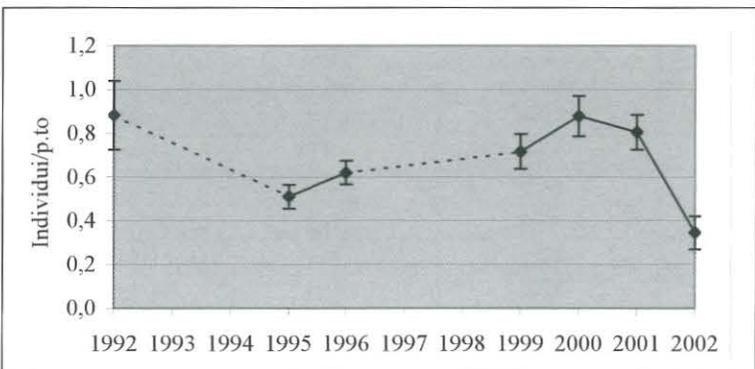


Figura 64 - Trend di popolazione del cardellino in Lombardia.

8.3.3 I trend di popolazione nella pianura lombarda

Nella pianura lombarda l'analisi delle dinamiche di popolazione, è stata realizzata con un numero inferiore di dati e su di un'area più ristretta, perciò, per utilizzare gli stessi parametri usati sull'intera regione, è stata effettuata soltanto su 17 specie d'uccelli nidificanti tra gli anni 1986 e 2002 (tab. XVIII). I risultati sono differenti da quelli evidenziati per la regione: soltanto cinque specie di uccelli sono da considerare in aumento, nove in diminuzione e tre specie sono pressoché stabili.

Infatti, i grafici dalla figura 65 alla 81, confermano i risultati emersi dall'analisi dei trend di popolazione per l'intera regione su di un intervallo di tempo più lungo, ma fanno eccezione le diminuzioni registrate per il merlo (fig. 72) e la cinciallegra (fig. 74), stabili su tutta la regione ma vistosamente in calo in pianura, il fringuello (fig. 79) che è in aumento su tutta la regione ma in diminuzione nella pianura ed il cardellino (fig. 81), stabile in Lombardia ed in aumento in pianura. Il motivo di questo può essere spiegato dal fatto che merlo, cinciallegra e fringuello occupano sia aree boschive, in espansione in collina ed in montagna, che elementi di margine nelle aree agricole che sono invece in diminuzione.

La tortora dal collare (fig. 67), in accordo con i dati riportati dalla letteratura (Brichetti *et al.*, 1986), appare in notevole aumento nella pianura lombarda, ma con un incremento inferiore negli ultimi anni, come mostrato anche a livello regionale (fig. 42).

Anche l'airone cenerino è in notevole aumento nella pianura: questa specie, a differenza degli altri ardeidi era raro in passato, ma ora è diventato l'airone più comune (Fasola e Villa in Brichetti e Gariboldi, 2002).

Il calo delle specie comuni nelle zone agricole, è seguito anche dall'estinzione locale di alcune specie più rare e maggiormente disturbate dalla presenza dell'uomo in queste aree. Un esempio su tutte è quello dello zigolo giallo (*Emberiza citrinella*). Nel nostro database le ultime possibili nidificazioni della specie in area pianiziale risalgono al 1986 (9 individui, nel bosco Fontana e nel Parco del Ticino), con l'eccezione di una segnalazione nel 1999 nella tavoletta I.G.M. di Casei Gerola (1 individuo). La segnalazione della specie come nidificante poco comune in pianura in quel periodo è confermata anche da Saporetti in Brichetti e Fasola (1990). Lo stesso volume indica, inoltre, la scomparsa dalle aree ad agricoltura intensiva dell'averla cenerina (*Lanius minor*) e dell'averla capirossa (*Lanius senator*).

Tabella XVIII - Trend e stima delle popolazioni di alcune specie d'uccelli nidificanti nella pianura lombarda.

Codice euring	Nome specie	Status	Trend a lungo termine (%)	Trend a breve termine (%)	Stima di popolazione
1220	Airone cenerino	A	798,4	26,4	13000
6650	Piccione selvatico	A	93,9	52,8	340000
6840	Tortora dal collare	D	1352,9	46,4	43000
7240	Cuculo	D	-49,1	-29,9	6000
9760	Allodola	D	-48,8	71,2	31000
10200	Ballerina bianca	S	1,1	27,9	8900
11040	Usignolo	D	-51,0	-19,0	71000
11870	Merlo	D	-55,5	-49,9	84000
12770	Capinera	S	-30,1	-35,7	91000
14640	Cinciallegra	D	-52,3	-22,4	46000
15673	Cornacchia grigia	A	48,8	14,0	300000
15820	Storno	D	-35,2	-27,4	430000
15912	Passera d'Italia	D	-38,6	-39,2	1030000
15980	Passera mattugia	D	-57,2	-29,9	195000
16360	Fringuello	D	-56,4	-37,1	54000
16490	Verdone	S	-40,8	-65,5	29000
16530	Cardellino	A	39,1	-17,5	46000

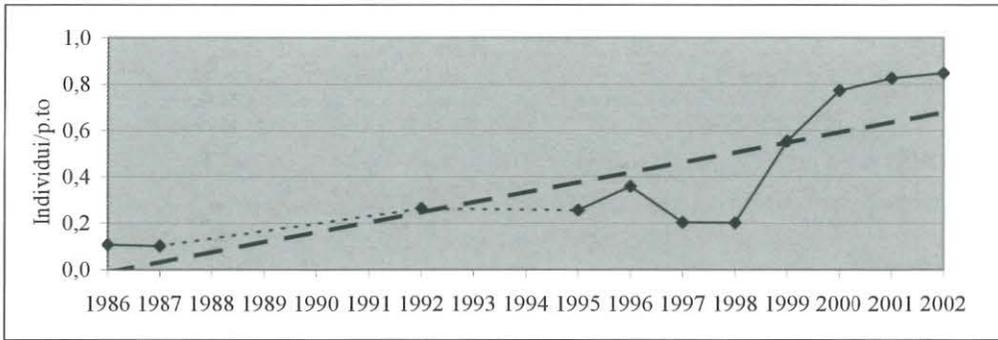


Figura 65 - Trend di popolazione dell'airone cenerino nella pianura lombarda.

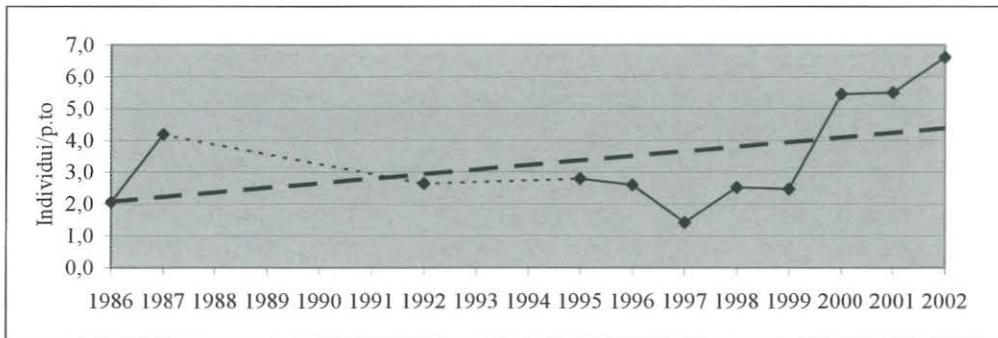


Figura 66 - Trend di popolazione del piccione domestico nella pianura lombarda.

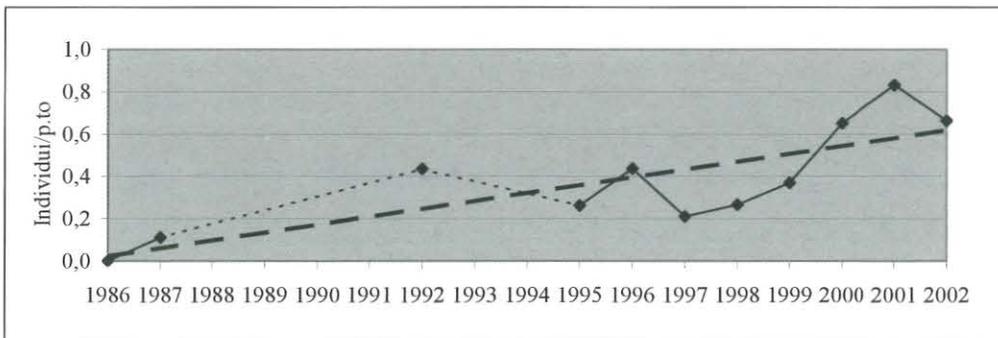


Figura 67 - Trend di popolazione della tortora dal collare nella pianura lombarda.

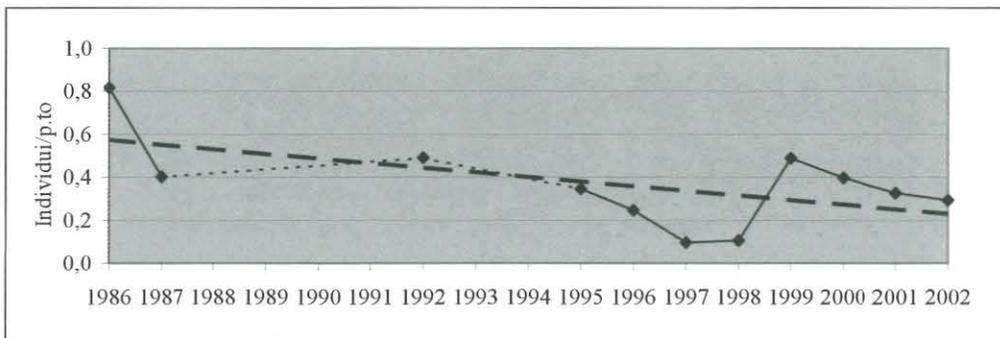


Figura 68 - Trend di popolazione del cuculo nella pianura lombarda.

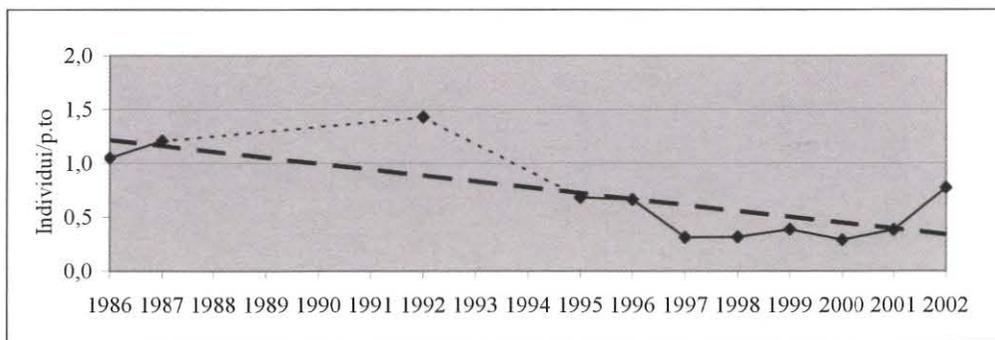


Figura 69 - Trend di popolazione dell'allodola nella pianura lombarda.

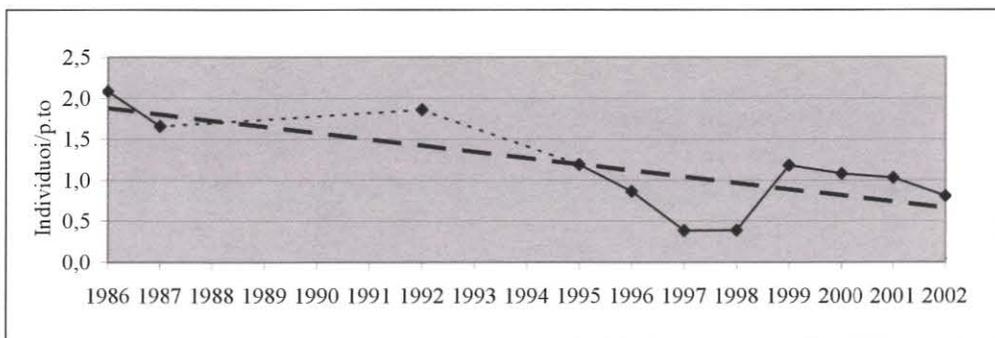


Figura 70 - Trend di popolazione della ballerina bianca nella pianura lombarda.

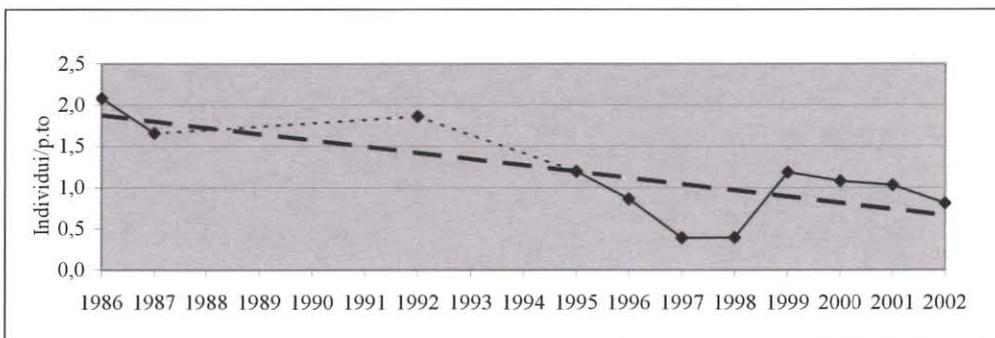


Figura 71 - Trend di popolazione dell'usignolo nella pianura lombarda.

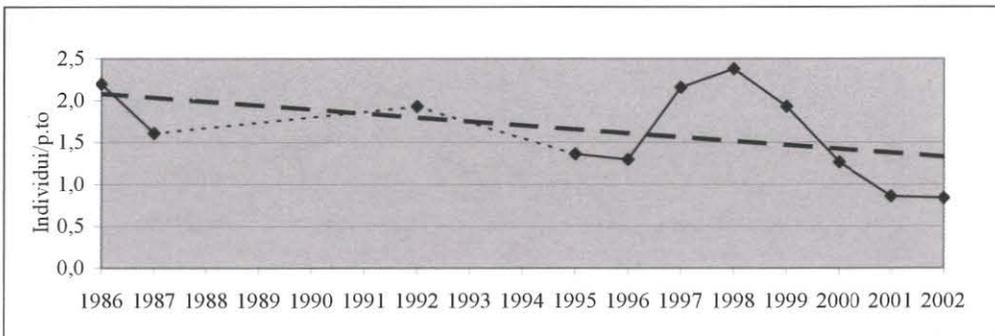


Figura 72 - Trend di popolazione del merlo nella pianura lombarda.

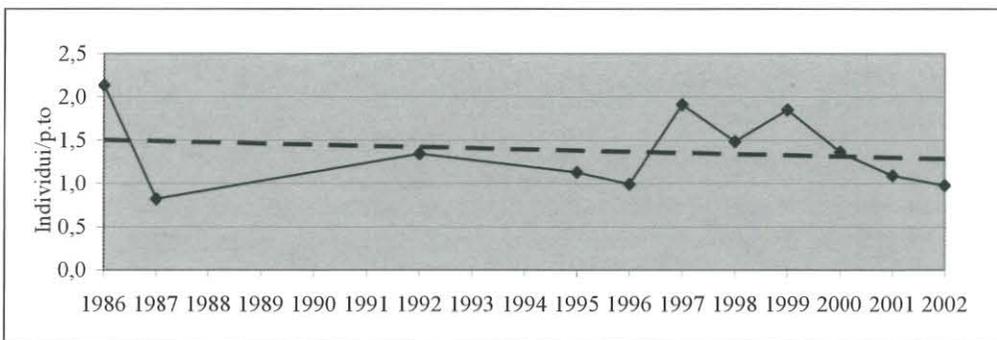


Figura 73 - Trend di popolazione della capinera nella pianura lombarda.

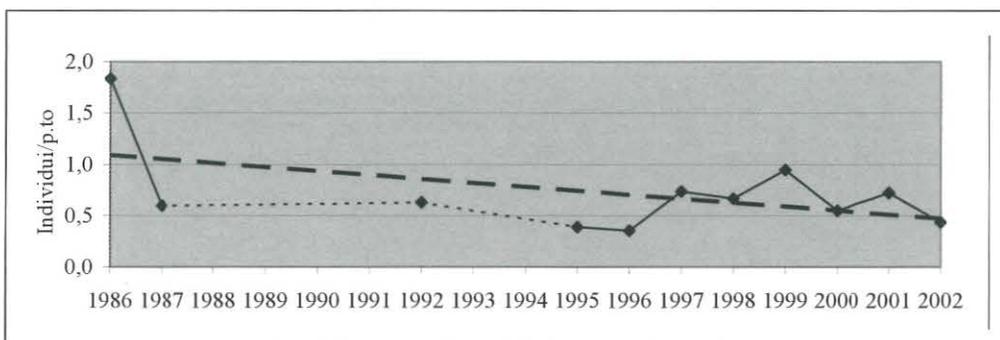


Figura 74 - Trend di popolazione della cinciallegra nella pianura lombarda.

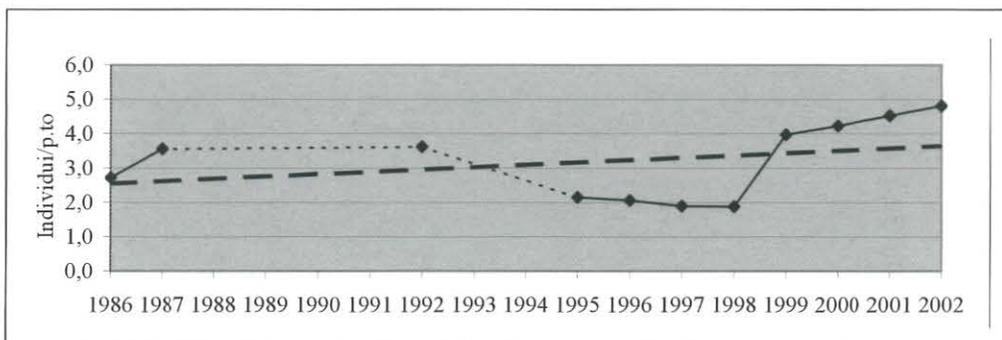


Figura 75 - Trend di popolazione della cornacchia grigia nella pianura lombarda.

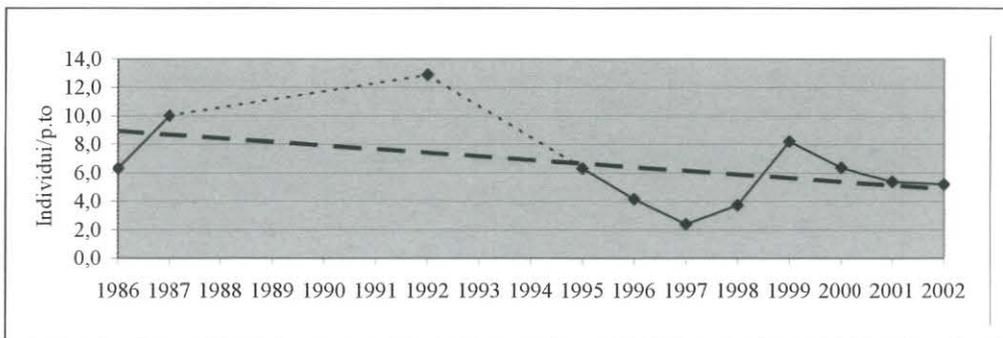


Figura 76 - Trend di popolazione dello storno nella pianura lombarda.

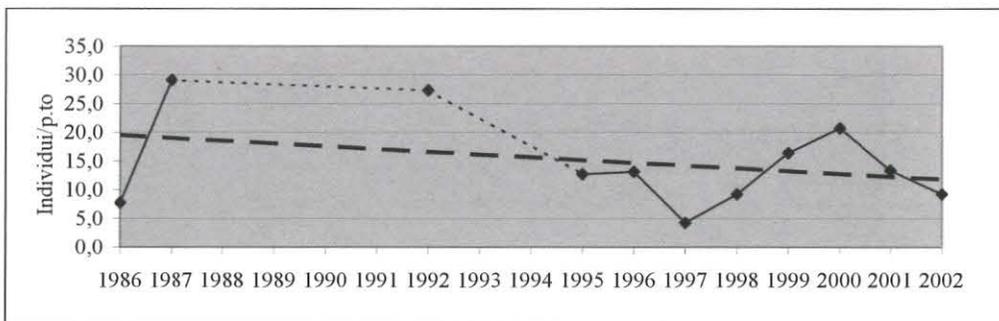


Figura 77 - Trend di popolazione della passera d'Italia nella pianura lombarda.

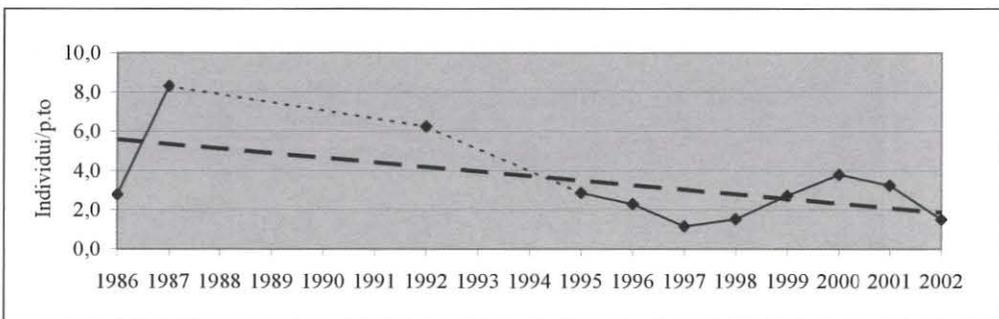


Figura 78 - Trend di popolazione della passera mattugia nella pianura lombarda.

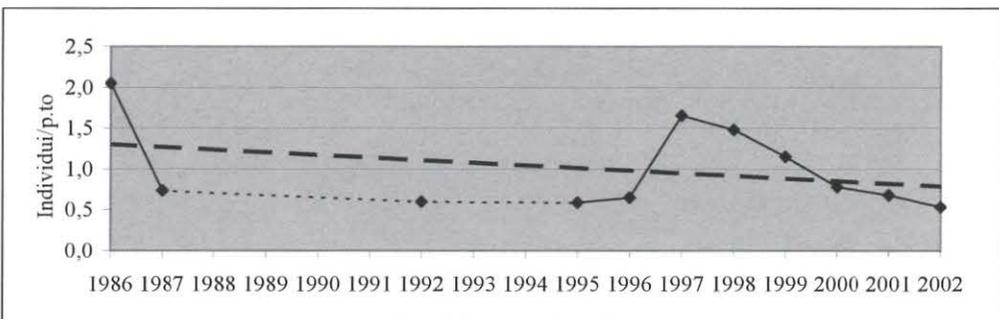


Figura 79 - Trend di popolazione del fringuello nella pianura lombarda.

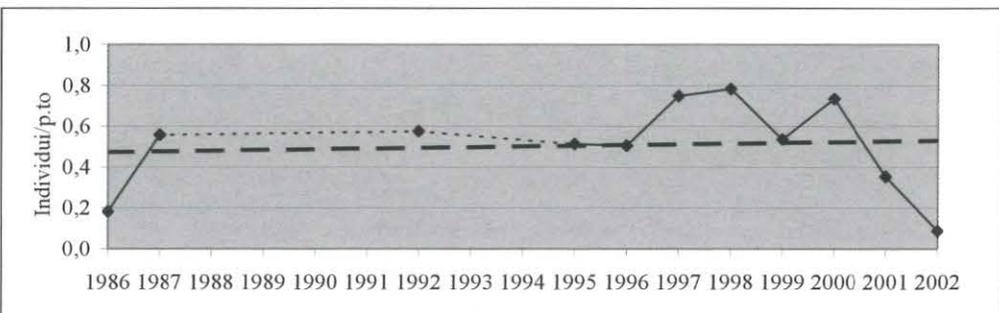


Figura 80 - Trend di popolazione del verdone nella pianura lombarda.

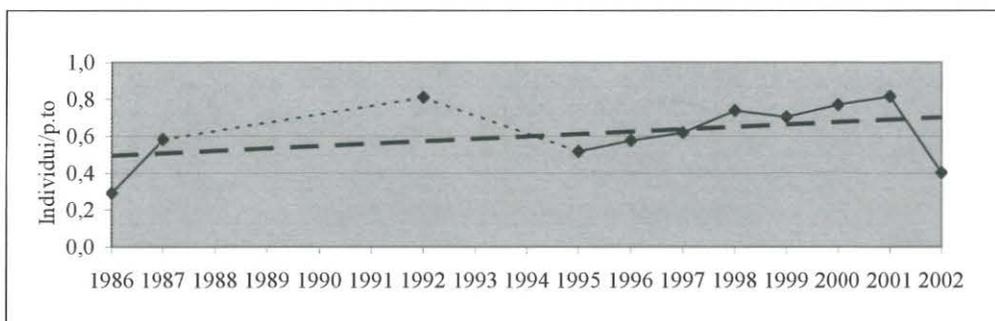


Figura 81 - Trend di popolazione del cardellino nella pianura lombarda.

8.3.4 Conclusioni

Le analisi condotte alle due scale spaziali sono sostanzialmente in accordo e non si contraddicono tra loro.

Tra le cause che possono determinare trend positivi e negativi nelle popolazioni di uccelli ci sono i cambiamenti climatici: non si sono però evidenziate correlazioni significative tra le condizioni climatiche (estive ed invernali) della regione ed i trend delle specie. Se queste esistono vanno probabilmente ricercate su di un intervallo di tempo più lungo.

Le cause principali dei declini delle specie legate all'ambiente agricolo sono da ricercarsi nell'intensificazione delle pratiche agricole (Baillie *et al.*, 2002), tramite la diminuzione delle tipologie culturali (O'Connor e Shrubbs, 1986), l'elevato utilizzo di pesticidi e diserbanti, che ha notevolmente ridotto la disponibilità di invertebrati (Potts, 1986), l'aumento della predazione sui nidi (Donald *et al.*, 2002) e la diminuzione del cibo disponibile durante l'inverno provocato dalle arature premature (Siriwardena *et al.*, 1998).

Per quanto riguarda le specie che frequentano filari e boschetti le cause del declino possono essere attribuite all'aumento dell'utilizzo di pesticidi e diserbanti, all'eliminazione dei filari conseguente all'aumento della superficie dei singoli appezzamenti (Fabbri, 1997).

I risultati ottenuti possono indicare la necessità di ripensare in un futuro prossimo le priorità di conservazione: se fino ad ora sono stati privilegiati interventi conservazionistici basati su specie rare e territori il meno antropizzati possibile, adesso è necessario intervenire anche in contesti dove l'influenza antropica è maggiore.

8.4 Selezione delle specie focali

Il concetto di specie focale è stato utilizzato per individuare gli opportuni bioindicatori per l'ambiente agricolo. L'insieme dei dati faunistici raccolti all'interno dell'area di studio ha permesso la selezione delle specie focali, che è stata fatta seguendo i criteri proposti da Bani *et al.* (2002) e Massa *et al.* (2003a). Innanzitutto si è considerata la rarità, eliminando le specie troppo comuni (individuando in una frequenza superiore al 30% il punto di discriminazione), in quanto specie non selettive. Sempre tenendo in considerazione la rarità espressa dalla frequenza percentuale di rinvenimento sono state eliminate le specie troppo rare (frequenza inferiore al 2%) in quanto potrebbero essere state contattate per motivi meramente stocastici e, inoltre, le elaborazioni statistiche potrebbero rivelarsi assolutamente impossibili. Per eliminare le specie gregarie (la cui abbondanza segue una dinamica non lineare rispetto alle variabili ambientali e i cui picchi falsano le analisi statistiche) sono state considerate le specie la cui abbondanza media all'interno dei punti d'ascolto risultasse essere inferiore a due individui. Poi è stato calcolato il baricentro delle variabili ambientali (*sensu* Massa *et al.*, 1998) in modo da eliminare le specie legate agli ambienti urbani (baricentro d'urbanizzazione superiore al 10%). Infine, sono state eliminate le specie contattate o contattabili lontano dal loro habitat elettivo (in genere specie contattate in volo come gli uccelli acquatici e i rapaci) e le specie la cui dinamica di popolazione è legata all'intervento dell'uomo (specie introdotte o ripopolate come, ad esempio, il fagiano).

Tabella XIX - Specie indicatrici per il Parco Agricolo Sud Milano.

Nome italiano	Nome latino	Nome italiano	Nome latino
Quaglia	<i>Coturnix coturnix</i>	Saltimpalo	<i>Saxicola torquata</i>
Gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>	Usignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>
Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	Canapino	<i>Hippolais polyglotta</i>
Tortora	<i>Streptopelia turtur</i>	Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>
Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>	Cinciarella	<i>Parus caeruleus</i>
Cutrettola	<i>Motacilla flava</i>	Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>
Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>

Secondo questi criteri delle 80 specie contattate nell'area di studio sono state considerate specie indicatrici soltanto 14 (tab. XIX). Alcune di queste specie (cinciarella, picchio rosso maggiore) sono già state individuate come specie focali di bosco per la bassa pianura lombarda.

Per ogni specie focale sono stati calcolati i baricentri di ciascuna variabile ambientale nell'intorno del punto d'ascolto in cui è stata rilevata, utilizzando i dati provenienti dalla carta d'uso del suolo (fig. 35). Alcune variabili sono state raggruppate con riferimento all'utilizzo del territorio presente durante la stagione riproduttiva degli uccelli. In particolare, le tre classi riferite a diversi utilizzi del mais sono state unite in una sola, denominata "mais", e la classe "frumento, orzo" è stata, per brevità, indicata semplicemente con "grano".

Le percentuali d'uso del suolo sono state calcolate a differenti raggi (100, 250 e 500 metri) dal punto d'ascolto. In questo modo si è tenuto conto del fatto che le diverse specie percepiscono e si muovono nel paesaggio a scale differenti (Bennett, 1999).

Altre variabili prese in considerazione sono le distanze dei punti d'ascolto dai diversi elementi lineari del paesaggio quali filari (suddivisi in classi di larghezza), strade e corsi d'acqua. Il database delle strade permetterebbe di suddividerle secondo la loro tipologia (comunali, provinciali, statali e autostrade), ma, specialmente nell'area milanese, non significa che questa suddivisione implichi differenti volumi di traffico (principale disturbo della viabilità nei confronti della fauna): esistono strade provinciali assimilabili a statali, o strade comunali assimilabili a provinciali ecc.. Inoltre, c'è una notevole differenza tra il traffico presente nelle aree agricole rispetto alle strade poste in prossimità delle aree urbane. Per queste ragioni si è preferito utilizzare le strade senza suddividerle nelle diverse tipologie.

Box 9 - Analisi statistica

Utilizzando i dati misurati da un campione, è sempre opportuno definirli inizialmente avvalendosi delle statistiche descrittive. Esse hanno la funzione di organizzare, sintetizzare e descrivere le misure di un campione. Al contrario delle statistiche inferenziali non consentono di formulare previsioni riguardo ai parametri della popolazione statistica (Fowler e Cohen, 1993). Le statistiche descrittive si basano principalmente sull'analisi della tendenza centrale dei dati e della loro dispersione, ma si possono svolgere anche analisi più approfondite, come quelle di classificazione dei dati (*cluster*, analisi discriminante, ecc.), o di riduzione degli stessi (analisi fattoriale, analisi delle corrispondenze, ecc.).

La media è la statistica più utilizzata per descrivere la tendenza centrale di una distribuzione. Le altre statistiche di tendenza centrale sono utilizzate soprattutto quando la media si rivela inadatta, a causa della presenza di pochi valori "anomali" che si discostano fortemente da tutti gli altri (*outliers*). Più usate sono la mediana, che è il valore centrale di una serie, e la moda, che rappresenta il valore della distribuzione con il maggior numero d'osservazioni.

Per quanto riguarda lo studio della dispersione dei dati all'interno del campione, la misura più semplice è la deviazione standard (?), definita come la radice quadrata della somma degli scarti quadratici divisa per il numero delle unità di campionamento della popolazione.

Molto interessante è una misura di dispersione spesso utilizzata in ecologia per una prima analisi della distribuzione spaziale delle popolazioni. Tale misura è il rapporto media/varianza (Pielou, 1976), ove per varianza s'intende il quadrato della deviazione standard. Questo rapporto rende un'idea molto precisa della tendenza degli individui di una popolazione a vivere aggregati. Più questo rapporto è vicino a zero, maggiore è l'aggregazione degli individui; valori vicini ad uno indicano una distribuzione più omogenea.

Lo strumento che ci permette di individuare eventuali relazioni tra le variabili è l'analisi di correlazione. Si dice che tra due variabili esiste una correlazione positiva quando un incremento di una è accompagnato da un incremento dell'altra, mentre si dice che esiste una correlazione negativa quando accade l'opposto (Fowler e Cohen, 1993). Queste correlazioni possono essere dovute ad un rapporto causa/effetto, ma possono anche essere entrambe effetto di un terzo fattore, conosciuto o meno, oppure può succedere che la correlazione sia casuale: la stima della correlazione tra due variabili deve essere accompagnata da un test di significatività. Il coefficiente di correlazione (r), è un indice che ci permette di stimare il grado con cui le variabili sono in relazione tra loro. Esso può assumere valori compresi tra -1 e +1 a seconda che la correlazione sia negativa o positiva.

Il coefficiente di determinazione, indicato come R^2 , permette di stimare il grado con cui le variabili sono in relazione tra loro; può assumere valori compresi tra 0 e 1: se vale 0 non c'è alcuna relazione tra i valori assunti dalla variabile dipendente e quelli previsti dalla retta, mentre se vale 1 c'è una corrispondenza assoluta. La regressione restituisce la retta che meglio interpreta la relazione lineare intercorrente tra le variabili. Una volta costruita, la retta di regressione può essere utilizzata a scopo predittivo, cioè per prevedere, in corrispondenza di un valore della variabile indipendente, qual è il valore più probabilmente assunto dalla variabile dipendente.

Le tecniche statistiche che studiano le interazioni tra più variabili sono conosciute come analisi multivariate (Hair *et al.*, 1998; Tabachnick e Fidell, 2001), tra cui la più usata è l'analisi di regressione multipla (si veda il box 11).

C A S E	0	5	10	15	20	25
Label	Num	+-----+	+-----+	+-----+	+-----+	+-----+
Colombaccio	2	*				
Averla piccola	13					
Tortora	3	*				
Pigliamosche	10					
Canapino	9					
Cutrettola	5					
Saltimpalo	7					
Quaglia	14					
Picchio rosso maggiore	4		*			
Rigogolo	12					
Ballerina bianca	6	*				
Usignolo di fiume	8					
Gallinella d'acqua	1					
Cinciarella	11					

Figura 82 - Dendrogramma delle Cluster analysis con il metodo del legame completo (Pearson)

I baricentri sono stati utilizzati in modo tale da raggruppare le specie indicatrici in gruppi omogenei dal punto di vista della selezione dell'habitat. Quest'analisi si è svolta paragonando i risultati forniti da cinque diversi metodi di *cluster analysis*: legame completo (utilizzando come misura di similarità il coefficiente di correlazione di Pearson e la distanza euclidiana quadratica - fig. 82), legame medio (tra ed entro gruppi) e Ward (distanza euclidiana quadratica).

Tutti i metodi di *cluster analysis* hanno fornito lo stesso risultato: le specie focali sono state perciò suddivise, in base alla tabella di agglomerazione fornita dall'analisi di classificazione, in cinque gruppi di specie (tab. XX).

I differenti gruppi di specie focali così ottenuti, sono stati correlati con le variabili ambientali tramite il test di correlazione bivariato di Spearman a due code. In questo modo si sono potuti classificare i diversi gruppi di specie focali secondo le variabili da loro selezionate (Baietto *et al.* 2002a). Il risultato di quest'elaborazione (tab. XXI), indica che è possibile classificare questi gruppi di specie in base alla copertura boschiva, alle caratteristiche dei filari, alla presenza di seminativi e di corsi d'acqua.

Il primo gruppo, che in realtà è rappresentato da una specie sola, è correlato con la presenza di boschi: la cinciarella è, infatti, stata rilevata principalmente nei pressi del bosco di Riazzolo (64 ha), l'area boschiva di maggiori dimensioni presente nel Parco Agricolo Sud Milano.

Il secondo gruppo è correlato sia con la presenza di corpi boschivi sia con i filari maggiori (25-50 m). Il segno della correlazione è negativo, ma nei confronti della distanza dall'elemento considerato: è quindi positivo tenendo conto della prossimità e, quindi, della presenza dell'elemento. Il picchio rosso maggiore ed il rigogolo sono spesso contattati anche in pioppeti più maturi, ambienti nei quali la cinciarella non è mai stata rilevata.

Tabella XX - *Suddivisione delle specie indicatrici nei 5 gruppi di specie focali.*

Ambiente	Specie	Ambiente	Specie
Gruppo 1 bosco	cinciarella	Gruppo 4 acque	gallinella d'acqua, usignolo di fiume, ballerina bianca
Gruppo 2 boschetti	picchio rosso maggiore, rigogolo	Gruppo 5 zone aperte	cutrettola, saltimpalo, quaglia
Gruppo 3 filari	tortora, colombaccio, canapino, pigliamosche, averla piccola		

Tabella XXI - *Correlazioni presenti tra i diversi gruppi di specie focali e gli usi del suolo.*

Gruppi		% Boschi	Distanza dai filari 25-50 m	Distanza dai filari 5-25 m	Distanza dai filari 2-5 m	% Mais	Distanza dalle rogge
1 Cinciarella	P	0,120 0,050	-0,088 0,160	-0,069 0,271	0,009 0,882	-0,113 0,071	0,017 0,790
2 Picchio rosso maggiore, rigogolo	P	0,224 0,000	-0,290 0,050	-0,069 0,273	0,057 0,367	-0,052 0,410	-0,017 0,786
3 Colombaccio, tortora, canapino, pigliamosche, averla	P	0,080 0,203	-0,218 0,000	-0,245 0,000	-0,082 0,193	0,272	0,389
4 Cutrettola, saltimpalo, quaglia	P	-0,296 0,000	-0,047 0,454	0,111 0,076	-0,079 0,209	0,298 0,000	-0,064 0,311
5 Gallinella d'acqua, ballerina bianca, usignolo di fiume	P	0,244 0,000	-0,198 0,001	-0,120 0,056	-0,313 0,000	0,102 0,102	-0,303 0,000

Il terzo gruppo di specie è correlato con i filari di grandi e di medie dimensioni (quindi larghi dai 5 ai 50 m). Apparentemente sembra essere molto disomogeneo ma, pur avendo queste specie caratteristiche ecologiche differenti tra loro, necessitano tutte d'elementi di margine per sopravvivere all'interno dell'agroecosistema. Intensificare ulteriormente le pratiche agricole ed eliminare i pochi filari ancora presenti potrebbe portare alla scomparsa di queste specie nell'area.

Il quarto gruppo è costituito da tre specie tipiche degli habitat aperti: esse appaiono correlate positivamente con la presenza di seminativi, e negativamente con la presenza d'aree boschive.

Il quinto ed ultimo gruppo è costituito da tre specie correlate con la presenza dei corsi d'acqua. Esse sono anche correlate negativamente con i boschi e positivamente con i filari di grandi e piccole dimensioni: la correlazione con i filari di medie dimensioni è appena superiore al valore richiesto di significatività ($P = 0.056$). Infatti, queste specie sono presenti specialmente in corsi d'acqua e risaie bordati da filari (fig. 83): la rinaturalizzazione dei canali irrigui, permetterebbe l'incremento di queste specie. Se si vuole aumentare la presenza di filari nel Parco Agricolo Sud, realizzarli lungo i numerosi corsi d'acqua presenti appare essere la soluzione meno utopistica poiché, consentirebbe di sottrarre una porzione di territorio inferiore all'agricoltura.

Inoltre, tutti questi gruppi (ad eccezione del primo) sono correlati negativamente con la presenza di aree urbane: questo ci indica che essi possono essere utilizzati come indicatori di bassi livelli di urbanizzazione e quindi della presenza di un impatto antropico ridotto.

La distruzione degli habitat ottimali, a causa dell'industrializzazione dell'agricoltura nonché il massiccio uso di insetticidi, che riducono il numero di prede, sembrano le cause principali della diminuzione dell'averla piccola (e dei suoi congeneri). A questo, probabilmente, vanno aggiunte anche modificazioni climatiche ed ambientali.



Figura 83 – Zona umida Pasturago (foto Baietto).



9 Analisi sui filari

9.1 Definizione di filare

Lo studio degli elementi marginali quali siepi e filari rappresenta un settore particolare dell'ecologia, legato strettamente all'ecologia del paesaggio in quanto tratta proprio quegli argomenti che riguardano i margini ecotonali dei campi e delle aree agricole. I filari sono elementi lineari di vegetazione che possono avere diverse origini e differenti funzioni. Spesso sono associati ai paesaggi di tipo agricolo, dove si trovano a bordare i campi, le strade poderali o i canali irrigui, e sono indicati con due termini "siepe" e "filare", che possono assumere differenti connotazioni. Nella maggior parte dei casi il termine siepe identifica formazioni di minori dimensioni, spesso caratterizzate dal solo strato arbustivo, mentre filare indica formazioni più ampie e più alte, presentando soprattutto alberi. Talvolta queste denominazioni assumono significati più funzionali, indicando come filare un elemento piantato interamente dall'uomo e come siepe qualcosa di origine naturale.

Nel corso di questo lavoro si è considerata soddisfacente la proposta di Baudry e Bunce (2001) nella quale si definisce filare: "*any field boundary composed of a permanent herb layer with at least one tree or covered by shrubs on at least one third of its length*". Da questa definizione si vede che i filari possono essere strutture alberate o arbustive e possono essere anche frammentate nella loro estensione lineare. Da qui in avanti va inteso che anche le siepi sono inserite nella categoria dei filari.

Per quanto riguarda le origini di un filare, si possono distinguere tre tipi (Forman e Godron, 1986):

- filari piantati dall'uomo, con una sola specie dominante ed una certa omogeneità di struttura;
- filari rigenerati, in cui alberi e arbusti crescono spontaneamente per cui complessità strutturale e diversità biologica tendono ad aumentare;
- filari residui di bosco, superstiti ad un processo di diradamento, presentano una certa eterogeneità strutturale e un'alta biodiversità, con presenza di specie nemorali.

All'interno di ciascuna categoria la vegetazione di un filare può variare moltissimo in struttura e composizione floristica. Nell'area di studio è presente una fitta rete di filari che bordano campi, strade e la rete idrografica. Nell'area della bassa pianura Padana, e Milanese in particolare, il sistema delle risorgive può giocare un ruolo molto importante perché la presenza di acque di buona qualità, associata al mantenimento di piccoli nuclei arborei all'altezza della testa dei fontanili, significa senz'altro un elevato livello di naturalità.

Per comprendere come la composizione e la struttura dei filari possano influire sulla qualità del paesaggio agrario è necessario mettere a punto un metodo di rilevamento agile e completo, che permetta di acquisire in breve tempo le caratteristiche essenziali di queste formazioni vegetali.

Box 10 - Metodi d'analisi dei filari

Per la campagna di rilevamento dei filari presenti nel Parco Agricolo Sud Milano è stata utilizzata una scheda proposta da Le Coeur *et al.* (1997), modificata eliminando alcune voci ritenute scarsamente rilevanti o difficilmente acquisibili.

Una prima classificazione strutturale dei filari avviene sulla base della presenza e della continuità dello strato arboreo e arbustivo. In base alla presenza si distinguono **filari arborei**, costituiti quasi esclusivamente da alberi, **filari arbustivi**, costituiti quasi esclusivamente da arbusti e **filari misti** (fig. 84), in cui sono presenti ed importanti sia lo strato arboreo sia lo strato arbustivo. In base alla continuità della copertura arborea e/o arbustiva si distinguono **filari frammentati**, costituiti prevalentemente dal solo strato erbaceo, con presenza d'alberi e/o arbusti isolati, **filari di tipo semplice**, costituiti da un solo elemento lineare e **filari di tipo composto**, costituiti da due o più elementi lineari paralleli, separati tra loro da una strada o da un canale.

Misurazioni di tipo quantitativo riguardano l'ampiezza e l'altezza dei filari:

- **ampiezza zona incolta**, corrispondente alla larghezza dello strato erbaceo;

- **larghezza alla base:** corrispondente alla larghezza dello strato arbustivo;
- **larghezza delle chiome:** corrispondente alla larghezza dello strato arboreo;
- **altezza media e massima** della vegetazione.

Misure semi-quantitative riguardano **copertura arborea, arbustiva e densità laterale**. I primi due parametri rappresentano la percentuale di copertura al suolo dello strato corrispondente; la densità laterale, invece, rappresenta una stima percentuale di quanto il filare si oppone al passaggio della luce. La copertura al suolo è una proiezione delle chiome su un piano orizzontale, la densità laterale è la proiezione della vegetazione su di un piano verticale longitudinale. Tutte queste misure sono basate sulla stima visuale del parametro, riportata con una precisione non superiore al 5%, che consente di assegnare al parametro un punteggio entro una scala prefissata:

- copertura assente, o inferiore al 5% classe 0;
- copertura (o densità) minore del 25% classe 1;
- copertura (o densità) dal 25% al 50% classe 2;
- copertura (o densità) dal 50% al 75% classe 3;
- copertura (o densità) dal 75% al 100% classe 4.

Le pratiche di gestione del filare sono riportate come variabili nominali. Tutte queste informazioni, insieme all'elenco floristico di strato arboreo e strato arbustivo caratterizzano la prima parte della scheda di rilevamento.

La seconda parte della scheda di rilevamento, invece, è dedicata alla caratterizzazione dell'ambiente in cui si trova il filare. **Grado di diradamento e di urbanizzazione** sono categorie ambientali a livello di paesaggio, variabili semi-quantitative basate su una stima visuale. La presenza di elementi lineari adiacenti o interni al filare è indicata attraverso una serie di variabili nominali:

- **strade ad alta percorrenza**, asfaltate e intensamente trafficate;
- **strade a bassa percorrenza**, asfaltate, mediamente o poco trafficate;
- **strade sterrate**, poco trafficate o chiuse al traffico;
- **sentieri**, piste ciclabili e stradine poderali coperte da manto erboso;
- **canali**, corsi d'acqua artificiali, con presenza di un portata minima durante tutto l'anno (fig. 84);
- **fossati irrigui**, corsi d'acqua artificiali, con presenza d'acqua solo in determinati periodi dell'anno;
- **testa di fontanile**, sorgente di emergenza dovute ad affioramento della falda freatica in depressioni naturali o artificiali (le aste rientrano nei canali o nei fossati);
- **fiume o torrente**, corso d'acqua naturale.

Infine si considerano le tessere dell'ecomosaico adiacenti al filare, che per comodità sono suddivise in tessere agricole (11 classi), seminaturali (5 classi) e urbane/antropizzate (12 classi).



Figura 84 – Filare misto (a sinistra) e filare con un canale per l'irrigazione (a destra) – Foto S. Fontana.

9.2 Funzioni dei filari nei paesaggi agricoli

Come mai i filari sono così importanti all'interno dei paesaggi agricoli? A questa domanda si può rispondere solo osservando la cospicua mole di dati prodotta da disparati autori. In questo paragrafo si vogliono analizzare le diverse funzioni che i filari possono avere all'interno del paesaggio. Innanzitutto verrà visualizzato come possono influire sul microclima e sui cicli biogeochimici, poi si osserveranno le relazioni con la biodiversità (osservando le componenti vegetale, invertebrati, avifauna e altri vertebrati terrestri), infine si analizzeranno le funzioni antropiche (elemento estetico, fonte di produzione secondaria e rapporto con la produttività dei campi).

9.2.1 Microclima

I filari hanno una forte influenza sulle condizioni microclimatiche di un sito. Innanzitutto la loro presenza blocca e modifica il flusso del vento. La diminuzione dipende dalla composizione e dalla struttura del filare. Un filare formato da un'unica fila di alberi a struttura simile a quella del pioppo cipressino (*Populus nigra* var. *italica*) riduce del 50% il vento in una fascia pari a 10 volte l'altezza del filare e del 25% in un'altra fascia ampia tra le 10 e le 20 volte l'altezza del filare.

Durante il periodo invernale un filare di latifoglie (quindi col solo scheletro di tronchi e rami) riduce del 20% il vento in una fascia pari a 15-20 volte l'altezza. Qualora si abbia un filare composto da una linea di un'essenza arborea e una cespugliosa bassa si ha una protezione totale in una fascia pari a cinque volte l'altezza e poi si abbassa al 50% fino ad una distanza dal filare di 10 volte l'altezza.

Molto penalizzante è invece il filare arboreo capitozzato o in cui la pianta si sviluppi lasciando la parte inferiore del tronco priva di rami. In questo caso, nelle immediate vicinanze del filare (fino a cinque volte l'altezza) vi è una zona in cui soffia più vento (vi arriva anche parte di quello deviato dalla chioma).

La situazione ottimale si ha con filari ampi e con la combinazione di cespugli e alberi. In questo caso la fascia di protezione può raggiungere anche un'ampiezza pari a 30 volte l'altezza del filare.

La modificazione del flusso d'aria influisce anche sulle possibilità di evapotraspirazione. Quando diminuisce la velocità del vento aumentano la temperatura diurna di aria e suolo e l'umidità, mentre l'evapotraspirazione rimane invariata nelle immediate vicinanze del filare (3-4 volte l'altezza del filare) e poi diminuisce (fino ad una distanza pari a 20 volte l'altezza del filare). Il fatto che nelle immediate vicinanze del filare non si abbia una diminuzione dell'evapotraspirazione è dovuto all'aumento di temperatura prodotto dalla riflessione dei raggi infrarossi (Fabbri, 1997). Per contro si possono osservare diagrammi della temperatura che variano di giorno e di notte in base all'illuminazione ricevuta: di giorno a parte la zona d'ombra, la temperatura è più elevata ovunque, nelle notti serene con luna la temperatura è più elevata ai bordi del campo, vicino al filare, mentre nelle notti coperte la temperatura rimane un poco più elevata in tutto il campo.

9.2.2 Ciclo idrologico ed erosione dei suoli

Nelle aree a collina la presenza dei filari contribuisce a frenare l'erosione del suolo e il ruscellamento. In Francia è stato osservato che l'insieme fossato-filare arresta il ruscellamento superficiale e le radici delle piante fungono da linea percolatrice verticale. Ricercatori francesi hanno dimostrato che il debito d'acqua di un campo chiuso è due volte inferiore a quello di un campo aperto (Fabbri, 1997).

Anche in zone di pianura, dove il ruscellamento superficiale è limitato o nullo la funzione dei filari è quella di arrestare, soprattutto nei terreni sabbioso-limosi, l'erosione eolica.

9.2.3 Cicli biogeochimici

Un'altra funzione molto importante che i filari hanno è quello di filtrare e trattenere i nitrati e i pesticidi, restituendo acqua più pulita in falda. Viaud *et al.* (2001) hanno mostrato che la cattura di acqua da parte degli alberi (in particolar modo studiavano filari composti da *Quercus robur*) è particolarmente elevato tra primavera ed autunno e gli effetti si fanno sentire fino a 10 m dal filare. Caubel (2001) ha osservato il trattenimento di azoto da parte dei filari.

9.2.4 Biodiversità – componente vegetale

Il rapporto esistente tra la presenza dei filari e la diversità vegetale è stato studiato da Kleijn e Snoeiijing (1997), Menalled *et al.* (2000), McCollin *et al.* (2002), Jobin *et al.* (1997), Sarlöv Herlin e Fry (2000), Sarlöv Herlin (2002), Smart *et al.* (2001), Chincarini e Padoa-Schioppa (2001).

Gli studi di Sarlöv Herlin (Sarlöv Herlin e Fry 2000; Sarlöv Herlin, 2002) hanno posto l'attenzione sulla distribuzione delle specie arboree (21 taxa selezionati) in un'area di 28 km² nella Svezia meridionale dimostrando una forte correlazione tra la connettività dei filari e la presenza di alcune specie arboree quali ad esempio *Corilus avellana*, *Crataegus spp.*, *Euonymus europeus* e *Quercus robur*. Il lavoro di questo gruppo contribuisce a rafforzare il principio che la struttura del paesaggio e la dispersione di alcune essenze arboree sono correlate positivamente.

McCollin e collaboratori (2000) valutano la possibilità che i filari fungano da corridoio di connessione per le specie vegetali di bosco. Utilizzano un indice (Habitat Preference Index – HPI) derivato dagli indicatori di autoecologia vegetale di Ellemberg. Le piante trovate all'interno dei filari mostrano che questi ultimi sono molto simili alle zone di margine delle foreste, piuttosto che alle zone di interno; ne consegue che almeno alcune piante di interno non possono utilizzare i filari come corridoio. Smart e collaboratori (2001) confermano questo risultato.

Uno studio pilota, condotto nell'area di Brughero, in provincia di Milano (Chincarini e Padoa-Schioppa, 2001) ha mostrato una correlazione tra l'abbondanza di specie vegetali di bosco e la struttura dei filari. Lo studio della vegetazione nella zona della Muzzetta ha confermato questo approccio (Chincarini e Padoa-Schioppa, 2001; Padoa-Schioppa *et al.*, 2002; Chincarini, 2003).

9.2.5 Biodiversità – componente faunistica (invertebrati)

Se i filari sembrano non funzionare al meglio quali corridoi di connessione per le piante, il discorso cambia completamente quando si valuta il rapporto tra filari e fauna invertebrata.

Cameron e collaboratori (1980) hanno dimostrato una correlazione positiva tra l'età del filare (dimostrata dalla diversità vegetale) e la diversità di gasteropodi.

Alcune piante come *Crataegus monogina* sono associate a più di 200 specie di insetti ed aracnidi (Kennedy e Southwood, 1984).

Frouz e Paoletti (2002) hanno studiato la distribuzione spaziale dei diversi stadi di sviluppo di una comunità di Ditteri, trovando gruppi diversi che utilizzano in maniera differente il complesso filare-campo. Un primo gruppo (*Dolichopodidae*) si sviluppa indifferentemente in diversi habitat e da adulto caccia preferibilmente nei campi. Un secondo gruppo (*Chloropidae* e *Agromizidae*) si sviluppa nei campi e li usa anche nella fase adulta. La presenza dei filari agisce da barriera per questi insetti e ciò è positivo in quanto sono considerati dannosi per l'agricoltura. Un terzo gruppo preferisce i filari, i margini incolti e i margini dei campi nelle fasi adulte. Tra questi gli *Scatopsidae* si sviluppano vicino ai filari, mentre i *Culicidae* provenivano dall'esterno della zona studiata. Infine i Chironomidi si sviluppano ai margini coltivati e disperdono poi in tutti gli habitat.

I coleotteri carabidi sono un gruppo molto studiato. Alcuni ricercatori francesi (Charrier *et al.*, 1997; Petit e Burel 1997; 1998) hanno mostrato come i filari possano fungere da elemento di connessione per *Abax parallelepipedus*, come la distanza percorsa dagli individui dipenda dalla qualità degli elementi arborei e come la distanza euclidea dal sito occupato più vicino sia il miglior descrittore della funzionalità di connessione del filare. La dinamica di metapopolazione sembra essere fortemente influenzata dalla densità di filari e appare anche evidente (Petit e Burel, 1998) una certa latenza temporale di risposta da parte di questa specie al degrado dei filari.

Petit e Usher (1998) hanno studiato anche l'intera comunità di carabidi forestali in un paesaggio della Scozia, mostrando che la composizione delle comunità di carabidi all'interno dei boschi e nei filari sono essenzialmente uguali, e che i filari possono fungere da corridoio di connessione.

Tisschendorf e collaboratori (1998) hanno modellizzato la distanza massima che un filare può avere da un bosco perché un carabide lo raggiunga, fissando in 100 m la soglia oltre la quale non avviene immigrazione.

Dover e collaboratori (1996; 2000), in diversi studi hanno studiato invece il rapporto esistente tra filari e lepidotteri. Innanzitutto, hanno osservato che per le farfalle a fenologia primaverile (Dover, 1996) la presenza di un margine non coltivato è molto importante. Hanno registrato poi (Dover *et al.*, 2000) che queste aree incolte sono superiori sia per numero di specie che per abbondanza generale di lepidotteri. I filari rappresentano, secondo Dover e Sparks (2000) un habitat secondario rispetto a quello preferito dai Lepidotteri, cioè i prati incolti, che in Gran Bretagna sono ormai rarissimi. Lungo i filari si trova il 64% delle specie di Lepidotteri della Gran Bretagna.

Infine, è necessario ricordare un lavoro di Maudsley (2000) che riepiloga sistematicamente (con l'eccezione dei Lepidotteri) le conoscenze sui rapporti tra filari e fauna invertebrata (figure 85 e 86). Viene riconfermato il dato suggerito per la prima volta da Pollard e collaboratori (1974), che i filari contengono la più alta diversità di insetti che si può trovare nei paesaggi agricoli. Ad un'elevata diversità vegetale corrisponde un'elevata diversità d'insetti. Questo vale sia per gli insetti impollinatori, sia per quelli che utilizzano le piante per gli erbivori (semi, frutti, galle ecc.), sia per le comunità di detritivori.

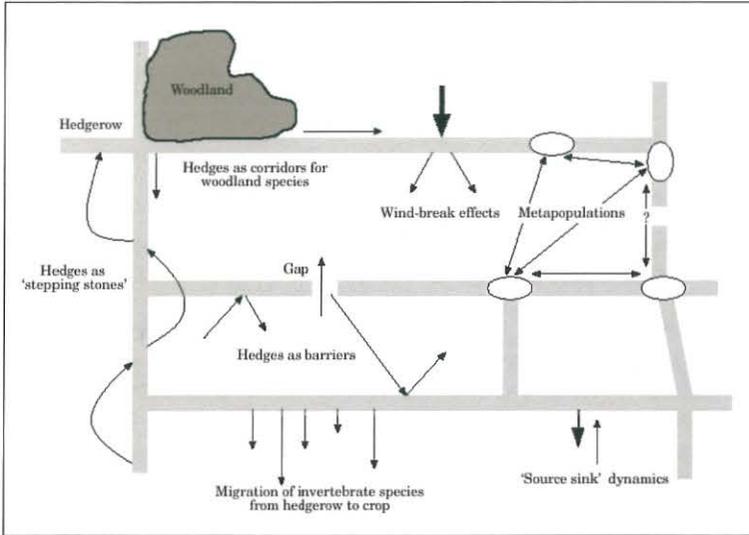


Figura 85 – Rapporto tra i filari e gli invertebrati (da Maudsley 2000): le funzioni paesistiche che i filari possono avere per gli invertebrati.

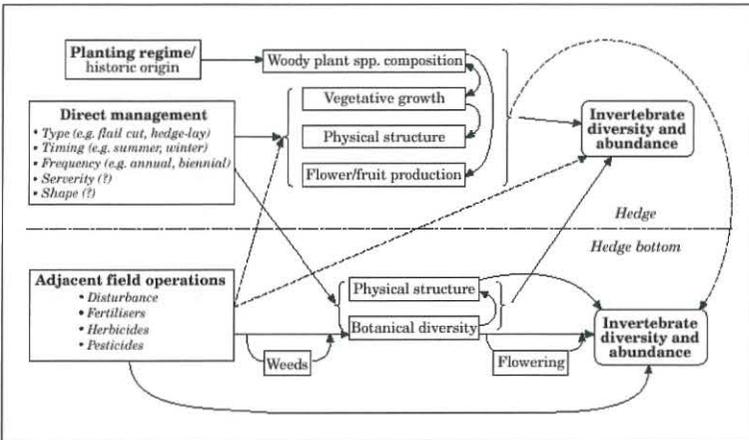


Figura 86 – Rapporto tra i filari e gli invertebrati (da Maudsley 2000): i potenziali effetti delle pratiche di gestione dei filari sugli invertebrati.

9.2.6 Biodiversità – componente faunistica (vertebrati eccetto avifauna)

Per quanto riguarda il rapporto tra fauna vertebrata e filari si può citare uno studio di Lightfoot e Wallis (1982) che riportava una sistematica frequentazione di donnola nei filari del Sussex.

In tempi più recenti, in un studio su topo selvatico (*Apodemus sylvaticus*) si è trovato che le trappole poste in adiacenza ai filari hanno catturato la maggior parte degli individui rispetto a quelle poste nei campi coltivati e in quelli lasciati in *set-aside* (Tattersall et al., 1997).

Nell'Inghilterra orientale Kotzageorgis e Mason (1997) hanno studiato l'ecologia di popolazione dei piccoli mammiferi nei paesaggi agricoli. Il loro studio ha mostrato che il topo selvatico frequenta i filari soprattutto in autunno e in inverno, mentre in primavera li utilizza molto meno. Questa specie è risultata essere indifferente agli interventi di ceduazione, mentre il topo selvatico collogiallo (*Apodemus flavicollis*) è fortemente sensibile a questo genere di intervento. In genere il fattore che maggiormente influenza la presenza dei micromammiferi è la copertura al suolo. Inoltre, il topo selvatico collogiallo ha bisogno di filari ben connessi uno con l'altro. Per avere toporagni è necessaria la presenza di corsi d'acqua.

Delattre et al. (1999) hanno studiato la dinamica di popolazione di arvicola campestre (*Microtus arvalis*) in diversi tipi di paesaggi nello Jura francese. In sei anni di studio hanno testato gli effetti sulla specie della vicinanza dei filari, dei frammenti boschivi, delle foreste vere e proprie e dei villaggi. Le loro analisi hanno suggerito, inoltre, che i filari risultano aree di rifugio per predatori generali e specializzati (ermellino - *Mustela erminea* - e donnola - *Mustela nivalis*).

In Canada Maisonneuve e Rioux (2001) hanno studiato le comunità di micromammiferi e dell'erpetofauna all'interno dei paesaggi agricoli. Il risultato più interessante è che la diversità e l'abbondanza delle specie è correlata alla complessità strutturale della vegetazione, e che più la vegetazione è strutturata meno frequenti sono le specie dannose per l'agricoltura, mentre più abbondanti sono le specie insettivore.

9.2.7 Biodiversità – componente faunistica (avifauna)

Lo studio dei rapporti tra avifauna e filari è l'ultimo dei settori che si vuole esaminare per osservare l'effetto dei filari sulla biodiversità. Il primo studio da citare è un lavoro di Lasserre, risalente al 1982. In questo lavoro si esaminano diversi settori della Svizzera occidentale (nella zona compresa tra lo Jura, il lago di Neuchâtel e quello di Ginevra, una sola stazione è posta in Francia, sempre nello Jura). I risultati del lavoro sono riassunti nelle tabelle XXII e XXIII. L'autore non solo analizza i rapporti tra composizione floristica e strutturale dei filari e avifauna, ma individua anche l'urgenza di protezione delle specie. E' poi veramente utile soffermarsi sulla tabella XXIII, nella quale si può constatare l'esistenza di una vera e propria differenziazione tra le specie di uccelli: partendo dall'alto nell'osservazione della tabella, dopo i dati di diversità e abbondanza media nelle diverse tipologie di filare si può vedere che un gruppo di specie preferisce le siepi o i filari arbustivi, un gruppo è presente con densità relativamente elevate in tutti gli ambienti considerati, un altro gruppo è presente in tutti gli ambienti ma con un minor numero di individui, un quarto gruppo esclude le siepi e infine un ultimo gruppo è presente solo nei grandi filari arborei e, probabilmente, utilizzandoli come ripiego: infatti, le abbondanze sono molto basse.

Spostandosi dalla Svizzera alla Gran Bretagna, si trovano numerosi studi dedicati al rapporto tra avifauna e filari. In ordine cronologico possono essere ricordati i lavori di Green *et al.* (1994), Parish *et al.* (1994, 1995), MacDonald e Johnson (1995), Sparks *et al.* (1996), Hinsley e Bellamy (2000), Fuller *et al.* (2001).

Green e collaboratori (1994) hanno studiato la distribuzione dei passeriformi durante la stagione riproduttiva nella bassa Inghilterra e la pongono in relazione con la struttura dei filari. Nel complesso hanno rilevato una relazione positiva tra altezza, larghezza, copertura arborea (espressa come numero di alberi) e uccelli. Più ambigui sono i risultati osservando l'utilizzo del territorio delle tessere adiacenti. Decisamente negativa sembra essere la presenza di strade.

In un doppio lavoro (Parish *et al.*, 1994; 1995) hanno osservato le relazioni tra le popolazioni di uccelli e i filari o altri margini dei campi. Nel primo dei due articoli è stata osservata la ricchezza specifica delle popolazioni svernanti e nidificanti. E' emersa ancora una volta una relazione positiva e significativa tra le caratteristiche fisiche dei filari e il numero di specie presenti. Nel secondo lavoro sono state valutate l'abbondanza delle singole specie e dei raggruppamenti di specie ad ecologia simile. Per quasi tutte le specie esiste una relazione positiva tra variabili strutturali dei filari (altezza, larghezza, densità di copertura ecc.). La larghezza dei filari e delle aree incolte è importante soprattutto per i piccoli insettivori, e, durante la stagione estiva, per i granivori.

MacDonald e Johnson (1995) analizzano la relazione tra la struttura e la composizione dei filari e la distribuzione dell'avifauna. I loro risultati suggeriscono che i filari ricchi di uccelli (inteso come numero di specie) tendono ad essere più alti e ad avere una più elevata densità di essenze. La presenza di interruzioni nel percorso lineare dei filari influisce negativamente sulle abbondanze dell'avifauna, in particolare di merlo e passera scopaiola (*Prunella modularis*).

Hinsley e Bellamy (2000) compiono un lavoro di sintesi di estremo rilievo, andando ad analizzare tutta la bibliografia inglese sul rapporto esistente tra filari ed avifauna. Dal loro lavoro si possono ricavare le tabelle XXIV e XXV, nelle quali si riassumono i tipi d'interazioni possibili nell'insieme dell'avifauna e per le specie più frequenti, con i relativi riferimenti bibliografici.

Riassumendo nel lavoro di Hinsley e Bellamy si vede, oltre a quanto già indicato nelle tabelle, che l'elemento più importante per gli uccelli è la dimensione del filare e la copertura arborea. Se poi il filare è stratificato diminuisce la possibilità che gli uccelli siano predati. I filari possono offrire, soprattutto nel periodo invernale uno scudo fisico, una fonte alternativa o supplementare di cibo (a tale proposito occorre anche richiamare il testo di Snow e Snow, 1992). Alcune specie possono vivere dentro il filare, altre sono influenzate dalle caratteristiche degli habitat adiacenti. Specialmente per le specie di bosco, che utilizzano il filare come habitat secondario, i filari non funzionano come macchie isolate di habitat positivo, per contro hanno un ruolo importante nel permettere i movimenti di specie silvicole che altrimenti non si sposterebbero in zone aperte.

Fuller e collaboratori (2001) analizzando aree boschive e paesaggi agricoli individuano gruppi di specie indicatrici: un primo gruppo è indicatore dei filari, e le specie inserite in questo gruppo mostrano una chiara preferenza per i filari, un altro gruppo seleziona preferibilmente i boschi e in second'ordine i filari. Nel primo gruppo gli autori individuano: *Prunella modularis*, *Sylvia communis*, *Sylvia curruca*, *Carduelis cannabina*, *Carduelis carduelis*, *Carduelis chloris*, *Emberiza citrinella*. Nel secondo gruppo vi sono: *Strix aluco*, *Parus palustris*, *Parus ater*, *Regulus regulus*, *Muscicapa striata*, *Certhia familiaris*, *Sitta europea*, *Dendrocops major*, *Phylloscopus collybita*, *Sylvia atricapilla*.

Tabella XXII - Rapporto tra avifauna e struttura vegetazionale dei filari (da Lasserre, 1982).

111

VEGETAZIONE					AVIFAUNA				
	Tipologia	Altezza e larghezza	Descrizione	Gestione	Specie dominanti	N° specie (media)	Densità (coppie/km ²)	Ricchezza globale	Necessità protezione
Monostratificati	Siepe monospecifica	5 x 5	Piccola siepe composta da una sola specie autoctona, bordeggiante giardini e strade	Mantenuto basso da un taglio regolare	<i>Turdus merula</i> <i>Emberiza citrinella</i> <i>Sylvia communis</i>	< 10	< 15	VI	V
	Siepe plurispecifica	5 x 5	Piccola siepe con una gran diversità di specie, spesso suddivisa in piccoli tronconi	Se il suolo è arricchito di sostanza organica occorre intervenire per mantenerlo in questa condizione.	<i>Emberiza citrinella</i> <i>Sylvia communis</i> <i>Sylvia borin</i> <i>Lanius collurio</i>	12	36	III	I
	Filare arbustivo tendenzialmente monospecifico	7,5 x 5	Filare spesso dominato dai noccioli (ma anche da Ontani, Salici ecc.)	Ceduazione	<i>Emberiza citrinella</i> <i>Sylvia communis</i> <i>Sylvia borin</i> <i>Sylvia atricapilla</i> <i>Turdus merula</i> <i>Erithacus rubecola</i> <i>Parus major</i>	10	20	IV	III
	Filare arboreo monospecifico	12 x 5	Filare di alberi appartenenti alla stessa specie	Prelievo dei rami nella parte bassa del tronco	<i>Emberiza citrinella</i> <i>Turdus merula</i> <i>Sylvia atricapilla</i> <i>Erithacus rubecola</i> <i>Parus major</i> <i>Corvus corone</i> <i>corone</i> <i>Carduelis carduelis</i>	10	20	V	VI
Multistratificati	Filare misto "intermedio"	12 x 10	Filari a due strati con quello superiore spesso discontinuo, mentre quello inferiore sempre continuo	Prelievo saltuario di legname, non influenza l'avifauna se la base arbustiva è rispettata	<i>Emberiza citrinella</i> <i>Sylvia borin</i> <i>Parus major</i> <i>Carduelis carduelis</i>	17	29	II	II
	Filare misto complesso	15 x 15	Grande filare con almeno tre strati diversificati	Il profilo trasversale guadagna qualora si forma un doppio strato arbustivo ai margini.	<i>Parus major</i> <i>Turdus merula</i> <i>Sylvia atricapilla</i> <i>Emberiza citrinella</i> <i>Erithacus rubecola</i> <i>Fringilla coelebs</i> <i>Sylvia borin</i> <i>Parus caeruleus</i>	23	46	I	IV

Tabella XXIII – Distribuzione e abbondanza dell'avifauna nei filari studiati da Lasserre (1982).

Legenda: ● = di 8 coppie/km²; ● = 4-8 coppie/km²; ● = 2-4 coppie/km²; ● = 1-2 coppie/km²; ● = 0-1 coppie/km².

TIPO DI FILARE	ARBOREO			ARBUSTIVO					MEDIO	SIEPE	
	4	1	9	3	5	7	2	16	8	6	14
Sito n°	4	1	9	3	5	7	2	16	8	6	14
Densità media	46,7	20,4	29	37							
Numero medio di specie	22,7	9,8	17	12							
Diversità media (H)	2,90	2,02	2,24	2,04							
<i>Lanius collurio</i>									●	●	●
<i>Sylvia communis</i>					●	●	●	●	●	●	●
<i>Emberiza citrinella</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Sylvia borin</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Turdus merula</i>	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●	●
<i>Anthus trivialis</i>		●	●			●			●	●	
<i>Lucinia megarinchos</i>		●					●	●			●
<i>Aegithalos caudatus</i>		●					●		●		●
<i>Parus palustris</i>	●										●
<i>Garrulus glandarius</i>	●		●		●				●	●	●
<i>Phylloscopus trochilus</i>	●	●							●		●
<i>Phylloscopus collybita</i>	●	●	●	●	●	●	●		●	●	●
<i>Parus caeruleus</i>	●	●	●	●	●	●			●		●
<i>Fringilla coelebs</i>	●	●	●	●					●	●	●
<i>Erithacus rubecola</i>	●	●	●	●	●	●	●		●		●
<i>Parus major</i>	●	●	●	●	●	●	●		●	●	
<i>Pica pica</i>	●		●			●		●	●		
<i>Corvus corone corone</i>	●	●	●	●				●	●		
<i>Sylvia atricapilla</i>	●	●	●	●	●		●				
<i>Sturnus vulgaris</i>	●	●		●				●			
<i>Columba palumbus</i>	●	●									
<i>Dendrocopos major</i>	●		●								
<i>Certhia sp.</i>	●	●	●								
<i>Troglodites troglodites</i>	●	●									
<i>Sitta europea</i>		●	●								
<i>Picus viridis</i>		●	●								
<i>Prunella modularis</i>	●		●								

Tabella XXIV - Fattori che influenzano l'abbondanza delle singole specie (+ = correlazione positiva, - = correlazione negativa; E = stagione estiva, I = stagione invernale, se non specificato si intende quella nidificante; fu = fossi umidi; fs = fossi secchi). Riferimenti bibliografici alla presente tabella 1= Mac Donald & Johnson (1995); 2= Sparks et al. (1996); 3=Moles & Breen (1995); 4= Arnold (1983); 5=Fuller (1984); 6=Green et al. (1994); 7=Parish et al. (1995); 8=Lack (1992); 9=Obsorne (1984); 10=Mason (1988); 11=Stoate & Szczur (1994); 12= O'Connor (1987).

Specie	Bibliografia	Altezza	Larghezza	Alberi	N° specie arboree	Incolto adiacente	Fossato adiacente	Fossi	Giardini	Boschi	Filari	Campi
<i>Turdus merula</i>	1,2,3,4,5,6,7,8,9	+	+	+	+	-	+E +I	+S fu	+	-S -I	-	+p
<i>Prunella modularis</i>	1,2,3,4,5,6,8,	+	+	- //	-	-	+	-	+	-	-	-
<i>Emberiza citrinella</i>	2,4,5,6,7,8	+	+	- //	+	+	+	-	+I	+	+E +I	+c
<i>Fringilla coelebs</i>	1,2,4,5,6,8,9	+	-	+	-I	+	-	- I fs	-	-	+E +I	
<i>Erithacus rubecola</i>	2,3,4,5,6,9	+E +I	+	+	+	-	-	+E fu	-	-	+E +I	-
<i>Parus major</i>	1,2,4,5,6,7,8,9	+	-	+	+	-	-	+	-	-I	+I	-
<i>Columbus palumbus</i>	1,2,3,4	+	-	+	-	-	-	+I fs	+E	-	+I	+p
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1,3,4,5,6,7	+	+	+	+	-	+	+E -Efs	-	-	-	+c
<i>Turdus philomenos</i>	1,2,3,4,6,7,8,10	+	+	+	+	-	-	+ -I fs	+	-E	-I	-
<i>Parus caeruleus</i>	1,4,5,6,7,8	+	+	+	+	+	+	-	+	-I	+	+p
<i>Sylvia communis</i>	1,2,5,6,11	//	+	-	+	+	-	-	-	-	-	-
<i>Carduelis cannabina</i>	1,2,3,4,5,6,7	-	-	-	-	+	-	+ E fu	+ E +I	-	-	-
<i>Alauda arvensis</i>	1,2,4,6,7,12	-	-	-	-	+I	-	+	-	+E	+E	+
<i>Miliaria calandra</i>	2,4,7,8,12	-	-	-	-	+	+	-	-	+E -I	-	+

Tabella XXV – Sommario dei fattori che influenzano la ricchezza e l'abbondanza degli uccelli nei filari del Regno Unito. Riferimenti bibliografici alla presente tabella 1= Arnold (1983); 2= Lack (1987); 3=Parish et al. (1994); 4= Green et al. (1994); 5=Moles e Breen (1995); 6=MacDonald e Johnson (1995); 7=O'Connor (1987); 8=Shaw (1988); 9=Obsorne (1984); 10=Pollard et al. (1974); 11= O'Connor e Shubb (1986); 12= Williamson (1971); 13 (Wyllie (1976); 14=O'Connor (1984); 15=Parish et al. (1995); 16=Obsorne (1982); 17= Moore et al. (1967); 18=Rands (1987); 19=Fuller (1984); 20=Cracknell (1986); 21= Rands (1985); 22=Rands (1986); 23= Lack (1992); 24= Lack (1988).

SITUAZIONI	VARIABILI	RIFERIMENTI BIBLIOGRAFICI
A. La ricchezza di specie e l'abbondanza dell'avifauna aumenta all'aumentare delle dimensioni dei filari	Altezza	1, 2, 3, 4, 5, 6, 23
	Ampiezza	7, 8,
	Altezza e ampiezza	1, 4, 5, 23
	Area	9
	Volume	7, 3
	Esemplari stramaturi	7, 10, 11,
B. La ricchezza di specie e l'abbondanza dell'avifauna sono positivamente influenzate dagli alberi, dove gli alberi sono misurati come:	Presenza e/o numero degli alberi	12, 13, 1, 14, 11, 7, 6, 23, 5
	Altezza degli alberi	3, 15
	Altezza e numero degli alberi	3, 15
	Diversità e dominanza delle specie arboree	9
	N° di alberi morti	9, 16, 23
C. Altri fattori intrinseci dei filari correlati all'abbondanza e alla ricchezza di specie	N° di specie arbustive	9, 7, 6, 3
	Copertura dei filari	17, 18, 23, 1
	Tipo di arbusti	17, 23
	Interruzioni	6, 5; + (solo specie di habitat aperti) 23
D. Influenza delle tessere adiacenti	Ampiezza del margine	(n° specie) 3
	Ampiezza del fossato	(n° specie) 3, 9; + (abb.) 7
	Fossi con acqua	(n° specie) 5
	Cespuglieti adiacenti	(n° specie) 9
	Boschi adiacenti	(abb.) 2; - (abb.) 7
	Mantenimento di aree non arate nei campi	19, 20, 23, 4; + (specie cacciabili) 21, 22
	Prati e pascoli permanenti	(specie di habitat aperti) 1, 3; + (abb.) 5
	Area dei campi aperti	(abb.) 9
	Connettività dei filari	(abb.) 23, 24
	Densità dei filari nel paesaggio	(n° specie) 11, 23; + (abb.) 11, 5
	Presenza di giardini nel paesaggio	(abb.) 6
Presenza di boschi nel paesaggio	(n° specie) 1	

9.2.8 Utilizzo e percezione antropica dei filari

Fabbi (1997) espone in sintesi le funzioni antropiche che i filari possono assumere: egli esamina le funzioni produttive secondarie, dimostrando che lo spazio occupato dai filari non va considerato come spazio perso per la produzione agricola. La vegetazione perimetrale ai campi può fornire legname per costruzione e riscaldamento, il fogliame e il terriccio possono essere utilizzati per terriccio. Inserire alcune essenze che diano frutti commestibili è, infine una possibilità per avere un altro introito economico.

Interessante è il discorso affrontato sulla percezione scenica dei filari. Fabbi sostiene che un paesaggio chiuso è preferito dell'uomo, che ha più facilità a memorizzarlo e a definirlo visualmente. Il discorso prosegue richiamando l'attenzione del lettore sul maggior valore che un paesaggio ricco di siepi e filari può assumere per l'impianto di attività di agriturismo.

9.3 Struttura dei filari nelle aree di dettaglio

Complessivamente, nelle tre aree di dettaglio, sono stati analizzati 906 filari, di cui la maggior parte si trova nell'area di Cusago (fig. 87). I dati raccolti ed esposti nelle pagine seguenti non verranno suddivisi per le differenti aree di studio, in quanto le elaborazioni nei rapporti tra filari ed avifauna sono state fatte considerando l'insieme delle tre aree e non le singole aree. Secondo la scheda di analisi essi sono stati suddivisi nelle categorie arborea, arbustiva e mista (in cui è presente tanto una copertura arborea quanto una copertura arbustiva).

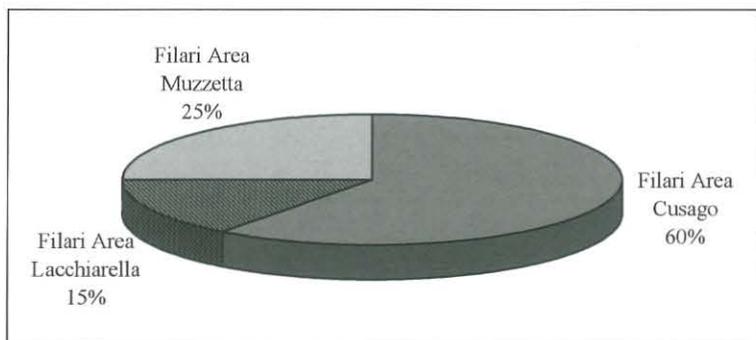


Figura 87 - Distribuzione quantitativa dei filari nelle tre aree di dettaglio.

Come è possibile osservare in figura 88 la maggioranza (68%) di questi filari è di tipo misto, mentre i filari arbustivi rappresentano una minoranza (l'11% dei casi osservati) e quelli arborei sono il 21%. Generalmente i filari non presentano frammentazione lungo il loro percorso lineare, infatti, i filari frammentati sono solamente il 12% del totale.

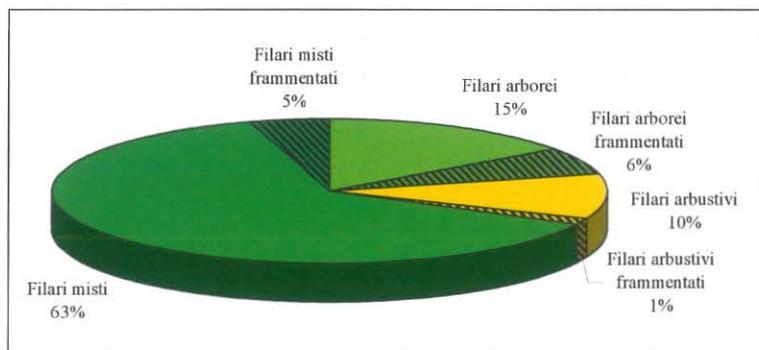


Figura 88 - Struttura dei filari

La frammentazione è percentualmente più importante nei filari arborei, dove rappresenta circa un quarto dei casi. Tale dato può dipendere dal fatto che i filari arborei sono soggetti con maggior frequenza a interventi di taglio o abbattimenti di piante che ne interrompono la continuità lineare. La larghezza dei filari è stata verificata con tre misure differenti: tra i tronchi degli alberi (all'altezza di petto d'uomo), come ampiezza delle chiome e come ampiezza della zona incolta; comunque, le misure appaiono nel complesso abbastanza proporzionate una con l'altra.

Suddividendo i filari in classi di larghezza (di 3 in 3 m) si può osservare (fig. 89) che la maggioranza dei filari ha una ampiezza di zona incolta compresa tra i 6 e i 9 m. I filari più larghi sono in buona parte strutture lineari legate alla presenza di fontanili. Rispetto a studi analoghi compiuti in Gran Bretagna o in Francia (si veda il paragrafo 9.2 per i riferimenti bibliografici) è possibile constatare che nel Parco Agricolo Sud Milano l'ampiezza della zona incolta è inferiore rispetto a quanto si trova altrove.

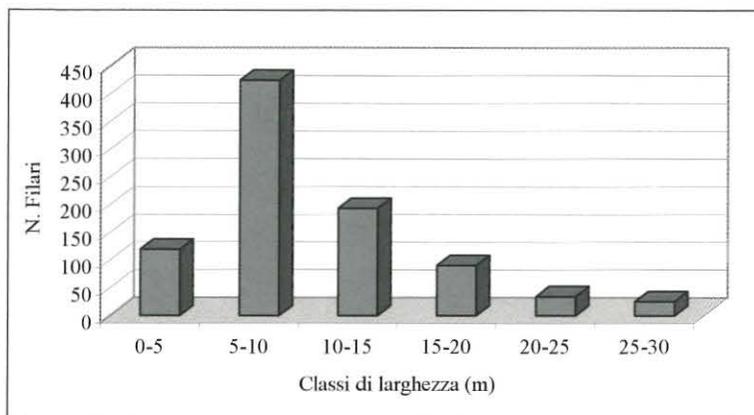


Figura 89 – Classi di larghezza dei filari.

Un altro elemento strutturale da prendere in considerazione è l'altezza dei filari. Dal momento che l'altezza viene misurata con l'ausilio del relascopio a specchio e che questo strumento è stato disponibile solo a partire dalla primavera del 2001, non è stato possibile misurare l'altezza dei filari presenti nell'area di Cusago (sono stati misurati durante il periodo primavera-estate 2000). Nelle elaborazioni dei rapporti tra filari ed avifauna questa variabile non è stata considerata. Laddove è stato possibile misurare l'altezza media dei filari, tale dato è stato correlato all'ampiezza della zona incolta (ottenendo una correlazione positiva significativa).

Un'altra serie di osservazioni è stata compiuta stimando il grado di copertura arborea (fig. 90) ed arbustiva (fig. 91) e la densità laterale di vegetazione (fig. 92). I primi due parametri esprimono la misura percentuale della copertura dello strato considerato al suolo. Sono state considerate cinque classi differenti: la prima stima una copertura inferiore al 10%; la seconda una copertura compresa tra il 11 e il 25%; la terza una copertura compresa tra il 26 e il 50% la quarta tra il 51 e il 75% e infine la quinta tra il 76 e il 100%. Per densità laterale si stima quanto percentualmente il filare lascia intravedere dall'altra parte. Sono sempre state considerate cinque classi con la medesima suddivisione utilizzata per il grado di copertura arborea ed arbustiva.

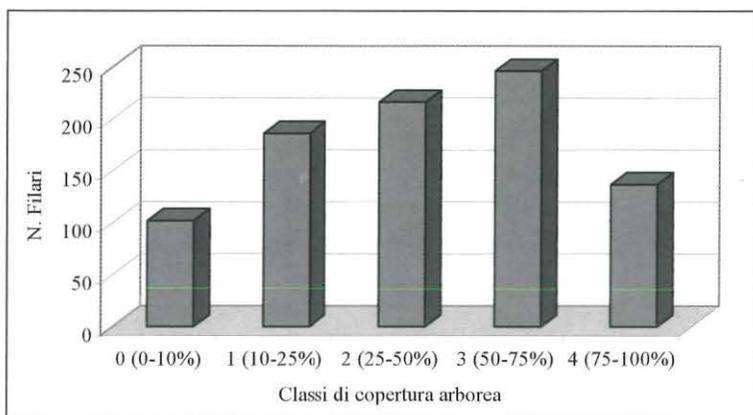


Figura 90 – Copertura arborea nei filari analizzati.

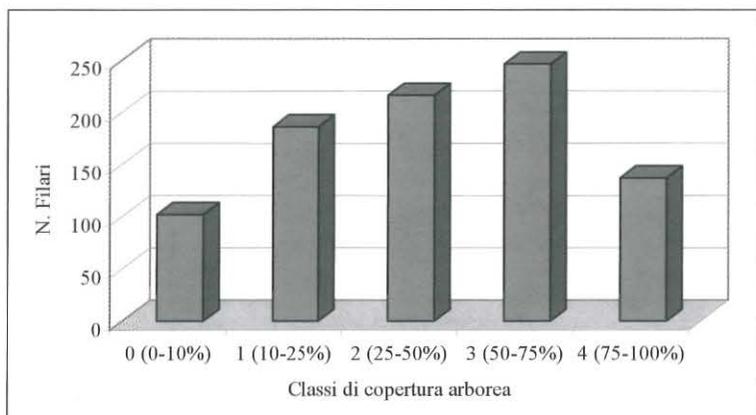


Figura 91 - Copertura arbustiva nei filari analizzati.

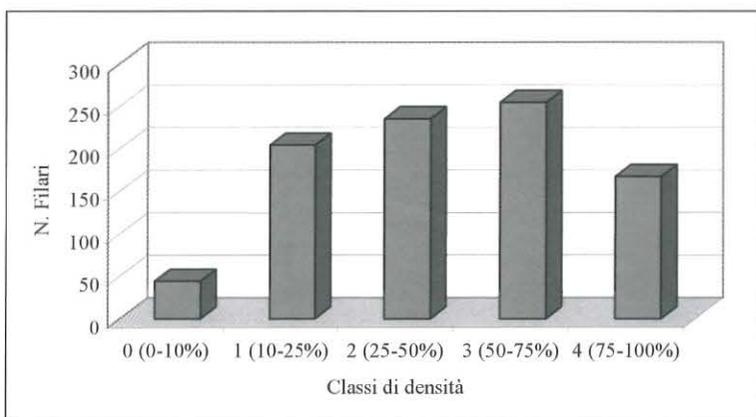


Figura 92 - Densità laterale nei filari analizzati.

9.4 Caratteristiche a scala di paesaggio

L'ultimo tipo di osservazioni che è possibile compiere è quello relativo alle caratteristiche ambientali a livello di paesaggio. E' stato valutato il grado di diradamento e quello di urbanizzazione intorno al filare. Il risultato è esposto in figura 93. Si può osservare che la maggior parte dei filari si trova, quale unico elemento arboreo, in campagne aperte. Il fatto che i filari siano quanto rimane ormai dell'antica copertura arborea indica, una volta di più, che rappresentano l'elemento fondamentale sul quale intervenire nelle operazioni di ripristino ambientale.

Inoltre, è stato registrato l'uso del suolo nelle tessere adiacenti il filare. Nella scheda di rilievo è possibile registrare elementi lineari (strade e corsi d'acqua) e tessere agricole, seminaturali e antropiche. Per gli elementi lineari si è anche valutata la loro posizione (a sinistra, all'interno o a destra del filare) e per le tessere è stato visto se si trovano da una parte o dall'altra del filare.

E' possibile vedere nella figura 94 che la grande maggioranza delle tessere adiacenti i filari sono tessere agricole. Molto meno frequenti sono quelle seminaturali e antropiche. Numerosi sono anche i filari che mantengono un elemento lineare al loro interno o ai margini.

All'interno di queste categorie è poi possibile vedere in dettaglio la suddivisione percentuale dei diversi elementi, come quelli agricoli presentati in figura 95). Il mais da solo è stato riscontrato nel 45% delle tessere, aree a prato (foraggio) nel 25% dei casi e risaie nel 10%. Il resto è suddiviso in varie tipologie (cereali, campi di girasole, pioppeti ecc.). L'apparente discordanza con le carte presentate nel paragrafo 7.2, si spiega con il fatto che i rilievi di campo sono stati eseguiti tra gli anni 2000 e 2002, mentre le foto classificavano immagini dell'anno 1999 (e inoltre coprivano una superficie più ampia di quella della semplice tessera adiacente ai filari).

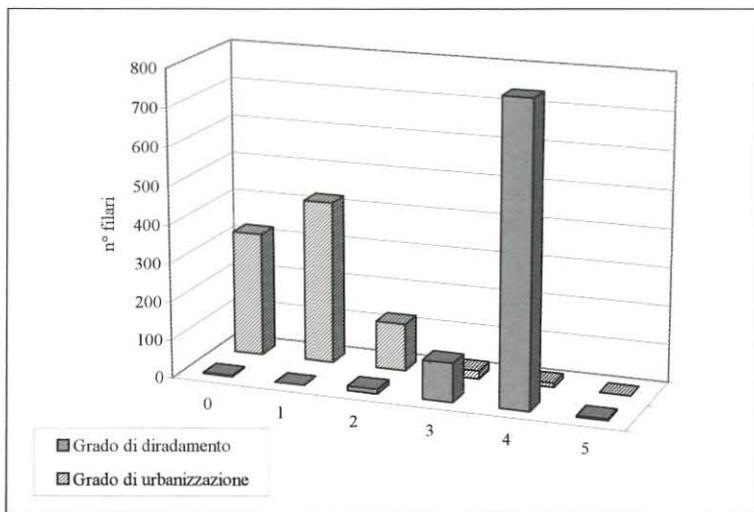


Figura 93 – Diradamento e urbanizzazione nei filari analizzati. Grado di diradamento: 0- Area con boschi fitti estesi; 1- Area con boschi poco frammentati (>75%); 2- Superficie boschiva frammentata (>50%); 3- Area con boschi e filari (>25%); 4- Area con macchie arboree e filari (>5%); 5- Area senza alberi o con alberi isolati (<5%). Grado d'urbanizzazione: 0- Area senza case; 1- Pochi edifici; 2- Edifici sparsi; 3- Molti edifici; 4- Zona suburbana; 5- Zona urbana.

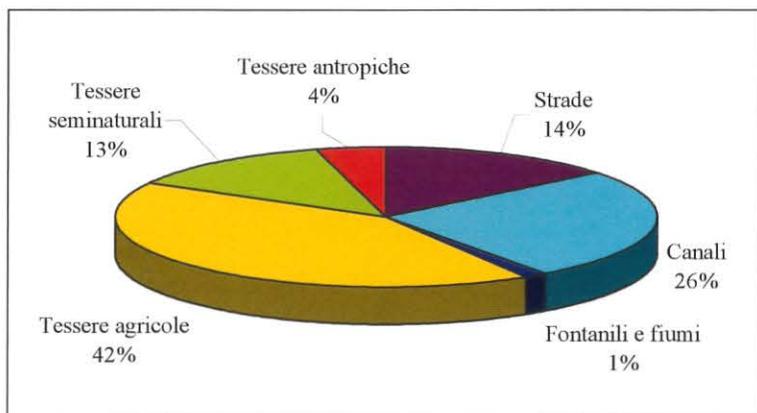


Figura 94 – Tipologie delle tessere adiacenti ai filari

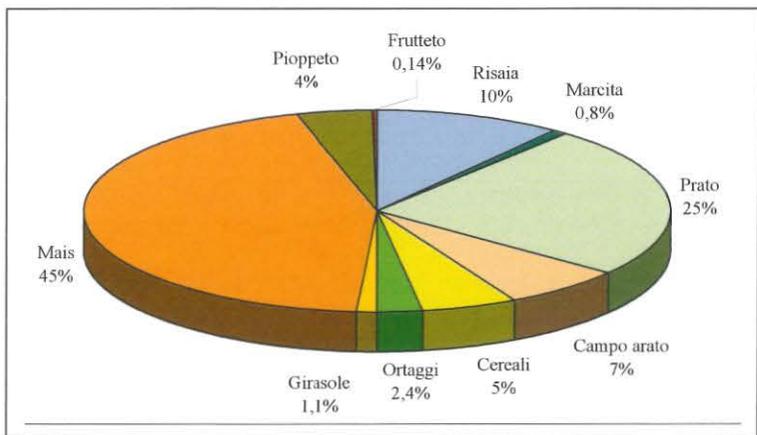


Figura 95 – Suddivisione percentuale delle tessere agricole

Per quanto riguarda le altre categorie, tra le strade si osserva che sono poche quelle ad alta percorrenza, un quinto delle strade che fiancheggiano i filari sono a bassa percorrenza e il 40% sono strade sterrate. Quanto resta sono sentieri. Da tale informazione si può anche ipotizzare che per buona parte dei filari può essere possibile intervenire con agilità nel caso si richiedessero interventi di ripristino (se il filare è fiancheggiato da una stradina sterrata può essere più semplice per gli operatori portare macchine e mezzi di lavoro).

Tra le acque va osservato che la grande maggioranza degli elementi lineari sono piccoli canali o fossati utilizzati per l'irrigazione dei campi. In pochi casi si hanno teste di fontanile.

Per quanto riguarda gli elementi definiti seminaturali, la grande maggioranza sono tessere di incolto (42%), seguite da tessere di bosco (23% - quasi tutte concentrate a Cusago). Arbusteti, zone umide e giardini occupano una superficie percentuale inferiore.

Infine, tra le tessere antropiche sono state considerate diverse tipologie: da elementi rurali come cascine, stalle e letamai, la cui presenza caratterizza il paesaggio agricolo della bassa pianura, ad elementi relativi ai nuovi processi di urbanizzazione e industrializzazione (fabbriche, capannoni, cave, discariche ed abitazioni).

9.5 Composizione vegetale degli strati arboreo ed arbustivo

Durante il rilievo dei filari sono stati raccolti dati circa gli strati arboreo ed arbustivo. Sono state riconosciute e classificate sul campo le varie essenze e si è preso nota della loro presenza percentuale lungo il filare (figure 96 e 97). Osservando lo strato arboreo si può notare che la specie maggiormente frequente è la robinia (*Robinia pseudoacacia*), presente in più di 600 filari. Al secondo posto vi è la farnia (*Quercus robur*), rilevata in circa 300 filari, seguita dal pioppo nero (*Populus nigra*), Ontano comune, Salice bianco e Olmo. Tra gli arbusti sambuco, rovo, robinia, edera, fitolacca, luppolo, nocciolo sono i più frequenti.

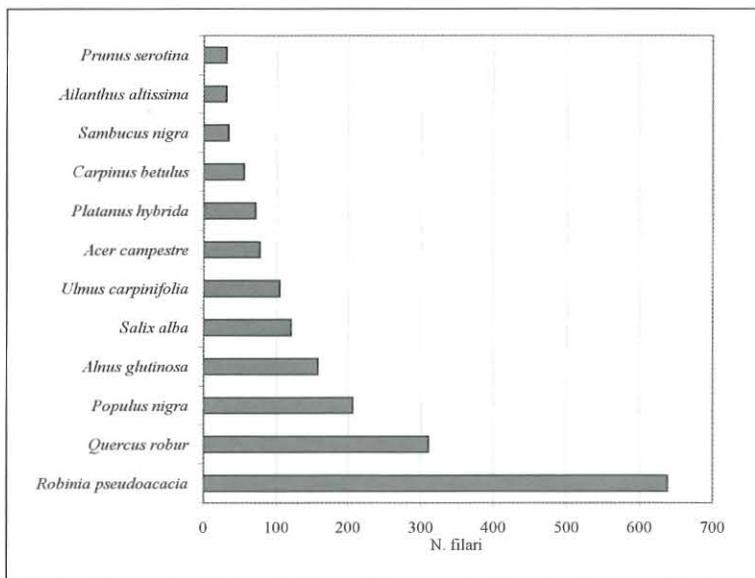


Figura 96 – Frequenza delle essenze arboree più comuni

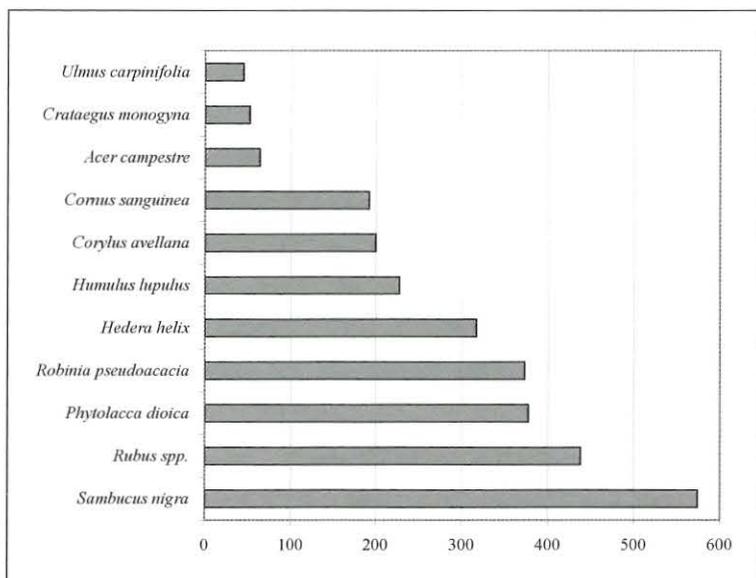


Figura 97 – Frequenza delle essenze arbustive più comuni

Va segnalata l'abbondante presenza di specie alloctone: tra gli alberi la robinia stessa e poi l'ailanto e il pruno serotino; tra gli arbusti la fitolacca.

Infine, per le essenze arboree più comuni è stata calcolata la percentuale di dominanza, visualizzate nelle figure delle pagine seguenti (fig. 98)

Come si può vedere la robinia non solo è abbondante ma spesso è anche l'essenza dominante dei filari. Significativo è il dato che due delle essenze che più caratterizzano la vegetazione dei boschi planiziali (la farnia e il carpino bianco) sono spesso presenti, ma raramente dominanti.

Tali dati indicano che da un punto di vista vegetazionale futuri interventi di miglioramento ambientale dovranno curare con particolare attenzione la composizione vegetazionale delle essenze arboree, cercando di privilegiare quelle essenze che naturalisticamente e storicamente rappresentano il paesaggio agricolo della pianura lombarda.

Senza voler anticipare i risultati esposti nel prossimo capitolo, va d'altra parte riconosciuto che, per quanto riguarda il rapporto tra composizione vegetazionale ed avifauna nidificante (vero obiettivo di questa analisi), esso si è rivelato pressoché inesistente.

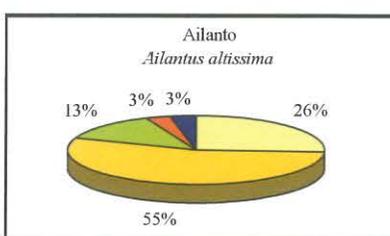
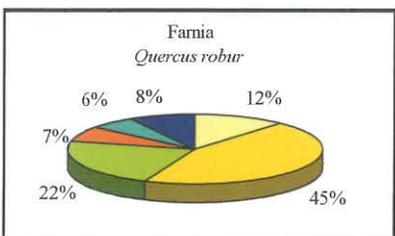
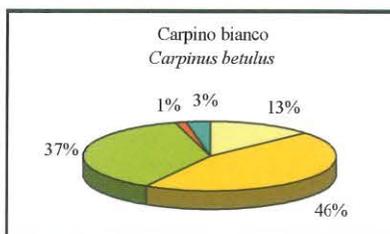
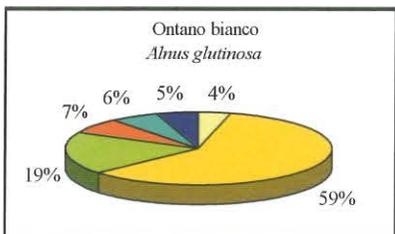
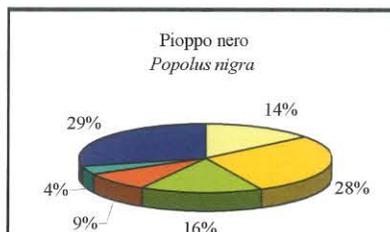
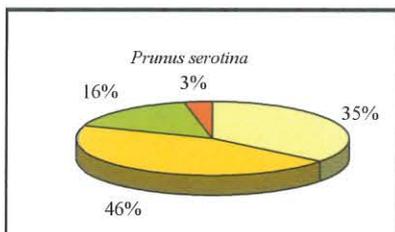
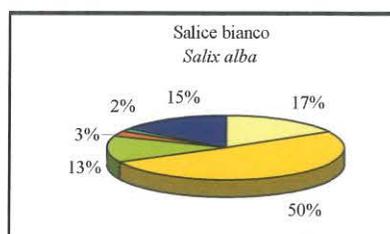
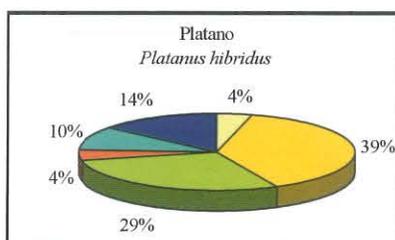
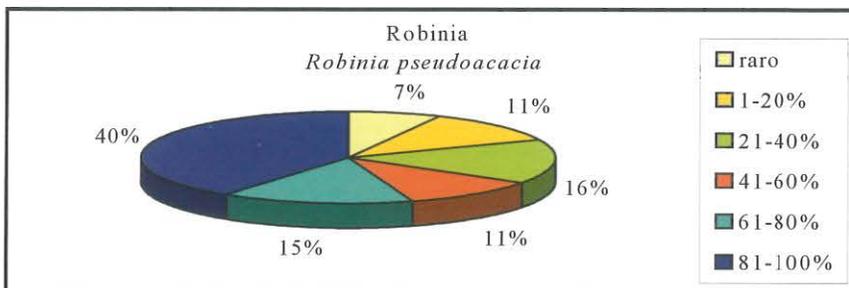


Figura 98 - Percentuali di dominanza delle essenze più comuni nei filari esaminati.



10 Rapporto tra filari ed avifauna

10.1 Caratteristiche strutturali dei filari

Il rapporto tra le caratteristiche dei filari e l'avifauna è visualizzato nei grafici seguenti. In ogni grafico sono riportate le diverse caratteristiche dei filari in rapporto all'abbondanza delle specie focali di filari piccoli, quali sono per la maggior parte dei casi i filari monitorati.

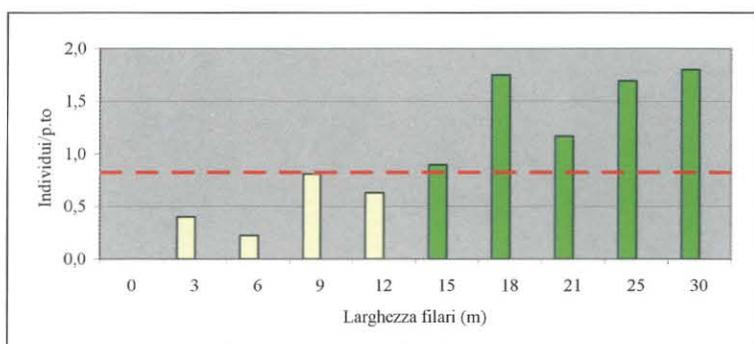


Figura 99 – Relazione tra la larghezza dei filari e l'abbondanza di specie focali.

I risultati ottenuti sono assolutamente in linea con quelli esposti da altri autori per studi analoghi in zone diverse. Come illustra la figura 100 l'ampiezza della zona incolta ha un forte influsso sull'abbondanza delle specie focali. Tale osservazione è in sintonia con quanto studiato da Green *et al.* (1994) o da Parish *et al.* (1995). Allo stesso modo il grado di copertura arborea ed arbustiva influenza significativamente l'abbondanza delle specie focali. Come evidenziato nelle figure 101 e 102 ad un maggior grado di copertura corrisponde un'abbondanza maggiore di specie focali.

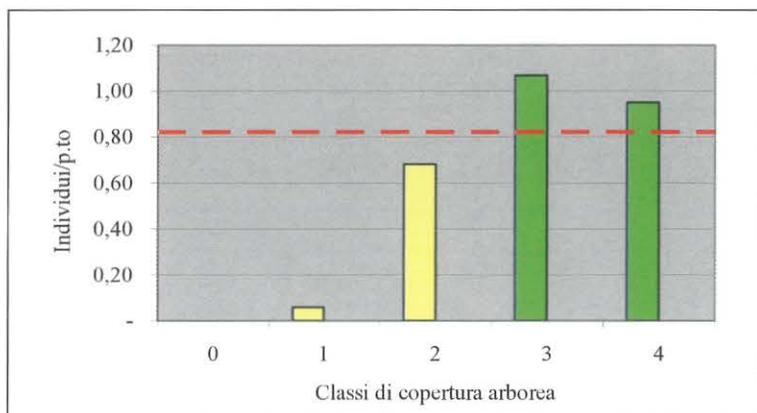


Figura 100 – Relazione tra il grado di copertura arborea dei filari e l'abbondanza di specie focali.

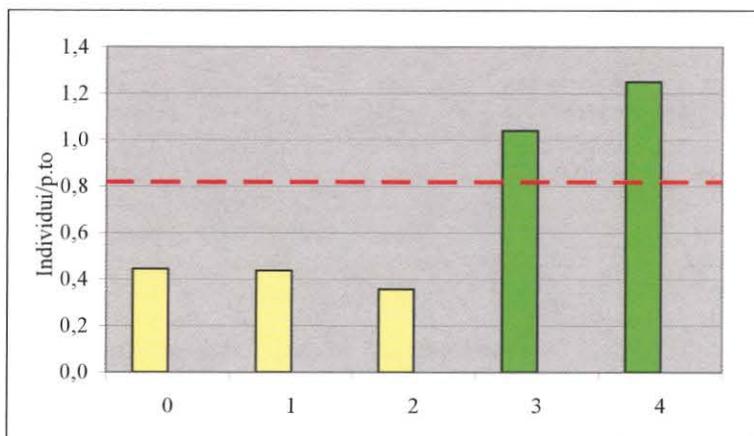


Figura 101 – Relazione tra il grado di copertura arbustiva dei filari e l'abbondanza di specie focali

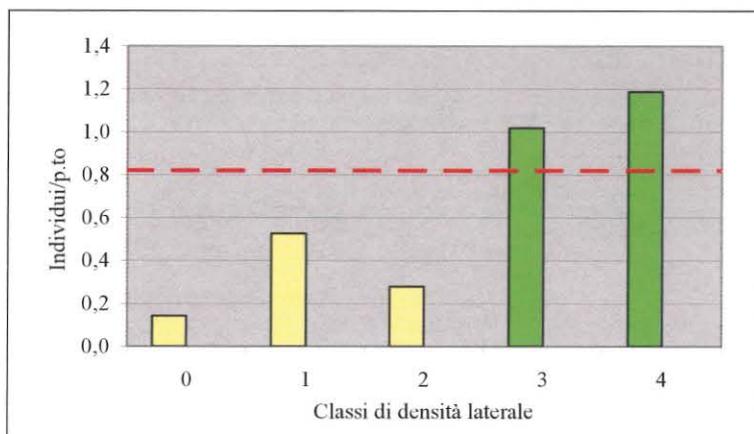


Figura 102 – Relazione tra il grado di copertura arbustiva dei filari e la densità laterale

Un discorso simile può essere fatto per la densità laterale (fig. 102).

Per quanto riguarda il rapporto dell'avifauna con le tessere circostanti i filari esso è stato osservato e valutato ampiamente nelle analisi faunistiche e in altri lavori (Baietto *et al.* 2002b e Padoa-Schioppa *et al.* 2002).

I risultati ottenuti sono stati verificati utilizzando il test U di mann-Whitney (tab. XXVI).

Tabella XXVI – Relazione tra le caratteristiche delle siepi e le specie focali.

Caratteristiche della siepe	Valore 1	Valore 2	N1	N2	Test U Mann-Whitney	Sig.
Larghezza	< 15 m	> 15 m	127	57	2371	0,000**
Copertura arborea	< 50%	>50%	65	119	2877	0,001**
Copertura arborea	< 50%	>50%	76	104	2723,5	0,000**
Densità laterale	< 50%	>50%	69	115	2707,5	0,000**

10.2 Caratteristiche vegetazionali dei filari

Dal momento che sono stati raccolti dati sulla composizione arborea ed arbustiva è stato possibile metterli in relazione con i dati dell'avifauna. Una prima analisi affrontata è stata il calcolo dell'eterogeneità di Shannon per il punto d'ascolto e dell'eterogeneità di Shannon per il filare.

Dall'analisi non sono però emerse relazioni significative. Lo stesso è accaduto analizzando il rapporto tra numero complessivo di specie ed abbondanza delle specie focali.

Se si prendesse in considerazione il rapporto tra abbondanza di specie focali e percentuale di copertura arborea di qualche singola specie si osserverebbe un andamento crescente. In effetti, tale dato è stato osservato per molte delle specie arboree presenti (robinia, farnia, nocciolo, pioppo cipressino e pioppo bianco, carpino bianco, ...). In realtà queste correlazioni non significano altro che ove vi è la predominanza di una specie particolare vi sono più specie focali. Il punto è che l'avifauna, durante la stagione riproduttiva, non seleziona i filari in base alle opportunità trofiche che esse sono in grado di fornire, bensì in base alle caratteristiche strutturali (osservate nei paragrafi precedenti). Perché si possa osservare una relazione ecologicamente significativa occorrerebbe osservare il rapporto tra avifauna svernante e vegetazione. Come hanno osservato Snow e Snow (1992) il periodo in cui molte piante risultano essere attraenti per gli uccelli (in quanto sono disponibili fiori o frutti) comincia a fine giugno, o inizio luglio e continua fino a marzo febbraio (fig. 103).

E' quindi comprensibile che durante la stagione nidificante non siano emerse correlazioni particolari tra la composizione vegetazionale e l'avifauna. Dal lavoro di Snow e Snow e da altri studi è possibile trarre indicazioni circa le essenze vegetali da mettere in un filare di nuovo impianto (si veda la figura 103).

Un discorso particolare è richiesto per la presenza di *Prunus serotina*. Questa essenza proveniente dal nord America è considerata dagli ecologi vegetali come una specie invasiva e pericolosa in quanto è un forte competitore dell'autoctono *Prunus avium*, che spesso soccombe (Rezia Loppio, 2002). Indubbiamente gli uccelli sono tra i principali dispersori di *Prunus serotina*, per cui occorre assolutamente evitare che tale essenza sia presente all'interno dei filari. Va anche considerato che le drupe del *Prunus serotina* possono essere disperse da specie che non risentono minimamente della frammentazione del territorio (merli, cornacchie, storni) per cui non avrebbe senso bloccare interventi di ripristino nel

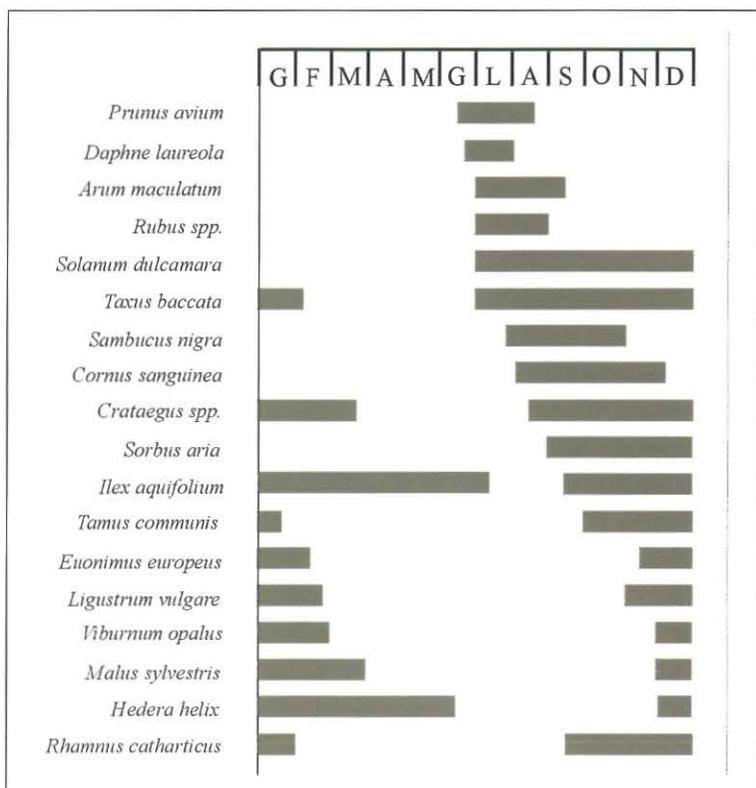


Figura 103 – Periodo in cui sono disponibili frutti selvatici per gli uccelli che li possono disperdere (da Snow e Snow, 1992, modificato).

tentativo di mantenere scollegate tra loro le aree in cui il *Prunus serotina* è già presente. Per contro si può osservare che se il *Prunus avium* soffre per la concorrenza del suo vicariante americano immettere in nuovi filari un certo quantitativo di *Prunus avium* darebbe a questa essenza un aiuto (maggiori probabilità di essere disperso dall'avifauna). Secondo Turæek (1968), che studiò la dispersione di *Prunus avium* nei boschi dell'ex Cecoslovacchia tra le specie che maggiormente disperdono questa essenza vi sono i turdidi (merlo e tordo bottaccio), la capinera e la ghiandaia. Schlegel e Schlegel (1965) osservarono anche la dispersione da parte di colombacci, nelle montagne della Sassonia, in Germania.

10.3 Valutazione qualitativa dei filari

La possibilità di valutare la qualità dei filari è stata affrontata a partire dai risultati delle analisi tra struttura dei filari ed avifauna. Il postulato di partenza è che un filare è di buona qualità quanti più uccelli vi si ritrovano. Utilizzando il criterio simile a quello proposto dall'Indice di Funzionalità Fluviale sono state individuate alcune variabili in modo da differenziarne l'influenza, alle quali attribuire in seguito degli score differenti (tabelle XXVII e XXVIII).

Tabella XXVII - Variabili considerate nell'analisi qualitativa dei filari.

Variabile	Sigla	Spiegazione
Ampiezza zona incolta	AZI	L'ampiezza della zona incolta è il fattore che è apparso essere più importante per l'abbondanza delle specie focali. Ad esso quindi si deve dare particolare importanza.
Copertura arborea	CA	Il grado di copertura arborea influisce sull'abbondanza delle specie focali.
Copertura arbustiva	CB	Il grado di copertura arbustiva influisce sull'abbondanza delle specie focali.
Densità laterale	DL	Il grado di densità laterale influisce sull'abbondanza delle specie focali.
Diradamento	DIR	Questa variabile esprime un giudizio sulla qualità del paesaggio circostante il filare.
Urbanizzazione	URB	Questa variabile esprime un giudizio sulla qualità del paesaggio circostante il filare.
Strade	STR	La presenza di strade nelle immediate vicinanze del filare può influire negativamente sulla fauna (possibilità di impatti coi veicoli e disturbo da rumore). Sono state considerate solo le strade a percorrenza elevata (non stradine secondarie e strade sterrate).
Infrastrutture	INF	Sono stati considerati stabilimenti industriali, discariche ecc.
Elementi seminaturali	NAT	La presenza nelle immediate vicinanze di arbusteti o altri elementi seminaturali o naturali ha un influsso positivo sulla fauna.
Fontanili	FON	I fontanili sono elementi di particolare pregio naturalistico all'interno della pianura padana. Qualora si estendesse tale scheda ad altre aree, probabilmente occorrerebbe accorpate questa voce con quella precedente).
Filare frammentato	FRA	In letteratura è emerso che la presenza d'interruzioni nei filari influisce negativamente sulla fauna.

Sulla base dei risultati illustrati nelle pagine precedenti sono state scelte alcune variabili riguardanti la struttura del filare e altre caratteristiche del paesaggio circostante.

Va considerato che l'intenzione è di esprimere sinteticamente un giudizio di qualità dal punto di vista dell'avifauna, per cui le variabili riguardanti il filare tendono a premiare i filari che assomigliano il più possibile (come conformazione strutturale) a un frammento boscato e che hanno le dimensioni maggiori. Per quanto riguarda la conformazione del paesaggio si è cercato di valorizzare la presenza degli elementi seminaturali che possono contribuire all'inversione della matrice paesistica da fortemente ostile all'avifauna selvatica (campagne ad agricoltura intensiva) a favorevole e idonea per l'avifauna selvatica.

Tabella XXVIII – Score per la valutazione qualitativa dei filari.

	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S	V	S
AZI	< 5m	1	5-10m	5	10-15m	10	15-25m	30	>25m	50		
CA	1	1	2	5	3	10	4	15	5	20		
CB	1	1	2	5	3	10	4	15	5	20		
DL	1	1	2	5	3	10	4	15	5	20		
DIR	5	1	4	5	3	1	2	1	1	20	0	25
URB	5	1	4	5	3	1	2	1	1	20	0	25
STR	SI	-10	NO	0								
INFR	SI	-10	NO	0								
NAT	NO	0	SI	10								
FON	NO	0	SI	15								
FRA	SI	-10	NO	5								

In questa maniera è possibile ottenere un punteggio per ogni filare. Sono state individuate cinque classi qualitative, suddividendo in maniera simmetrica il punteggio massimo ottenibile in linea teorica.

In figura 104 viene visualizzata la distribuzione dei filari nelle varie classi di frequenza. Come è possibile osservare la maggioranza dei filari è situata in una classe intermedia (3), pochi in quella ottimale e in quella sub-ottimale (classi 1 e 2).

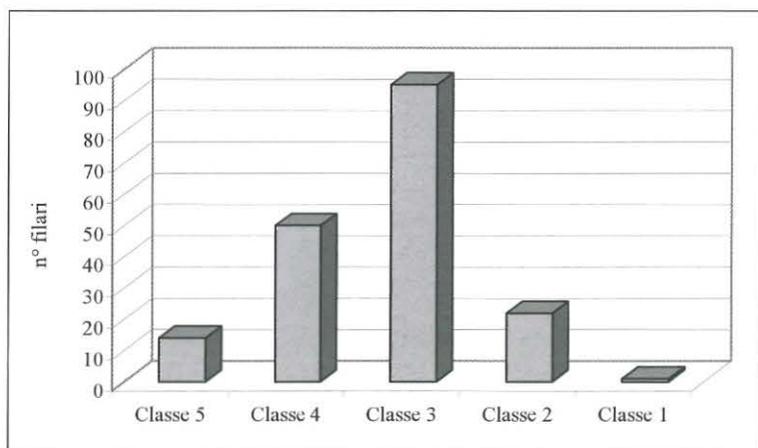


Figura 104 - Distribuzione della qualità dei filari.

Per i punteggi attribuiti alle variabili si sono utilizzati i dati ricavati dalle relazioni con le specie focali. E' stato quindi valutato il rapporto esistente tra altre specie dell'avifauna e i risultati ottenuti dalla valutazione del punteggio ottenuto. Nella figura 105 viene illustrato il rapporto tra usignolo (*Luscinia megarhynchos*), merlo (*Turdus merula*), capinera (*Sylvia atricapilla*), cinciallegra (*Parus major*), storno (*Sturnus vulgaris*), fringuello (*Fringilla coelebs*) e qualità dei filari.

Nel complesso si osserva che le relazioni sono positive, con l'eccezione delle specie che chiaramente non sono correlate ai filari (storno e fringuello).

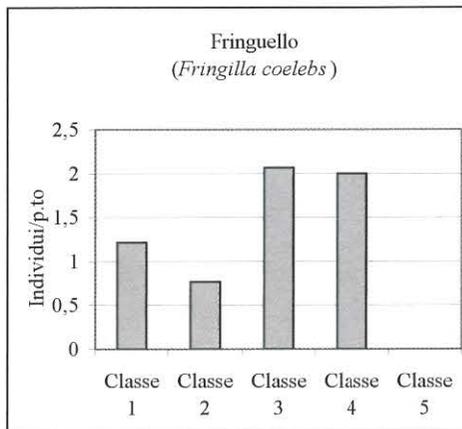
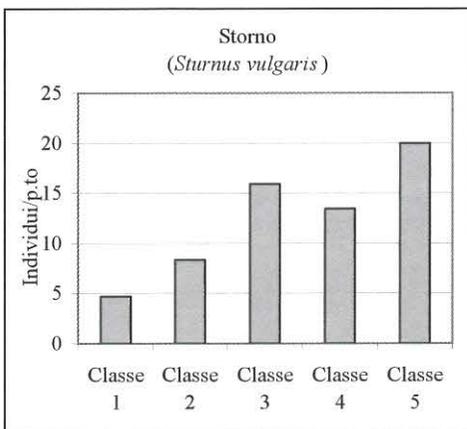
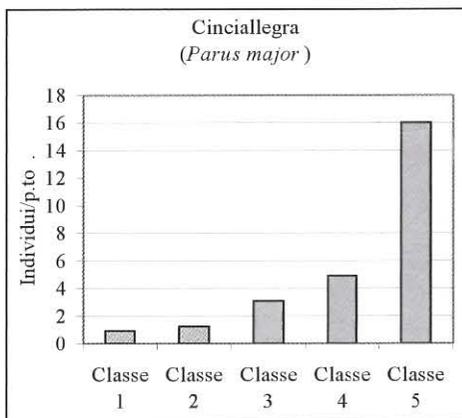
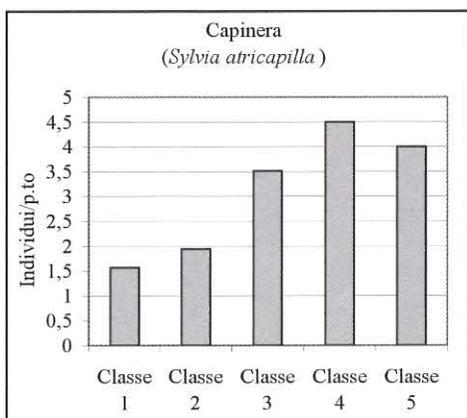
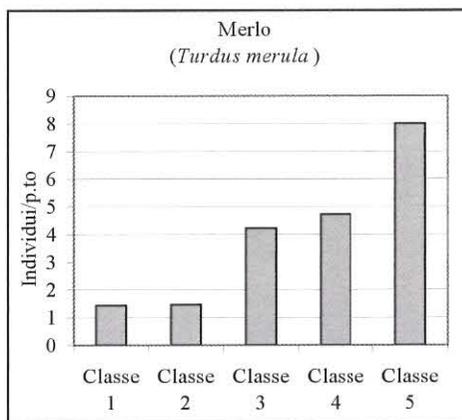
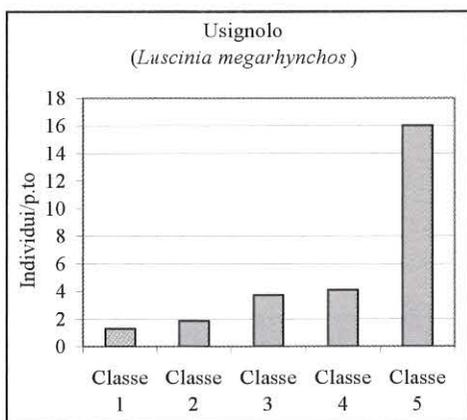


Figura 105 Qualità dei filari contrapposta ad alcune specie di uccelli (usignolo, merlo, capinera, cinciallegra, storno, fringuello).

11 Valutazione dell'idoneità del paesaggio e progettazione di una rete ecologica

11.1 Procedura per realizzare delle carte d'idoneità

Le carte d'idoneità ambientale per le specie focali d'ambiente agricolo sono state realizzate a partire dai 450 punti d'ascolto raccolti nell'area omogenea del Parco Agricolo Sud Milano. Gli stessi dati sono stati utilizzati per validare i modelli con il metodo di *leave-more-out*, utilizzando sei gruppi di cancellazione (Todeschini, 1998).

I dati relativi alle abbondanze di ogni gruppo di specie focali sono stati inseriti come variabile dipendente in un'analisi di regressione multipla per passi (*stepwise* - Jongman *et al.*, 1995), i dati relativi alle variabili ambientali sono stati utilizzati come variabili indipendenti (vedi box 11).

Per ogni gruppo di specie focale è stata ottenuta una funzione (tab. XXIX) che, inserita nel sistema informativo territoriale, permette di ottenere mappe d'idoneità ambientale.

Tabella XXIX – Equazioni ottenute dall'analisi di regressione multipla per ciascun gruppo di specie focali. Per ogni equazione è rappresentato anche il valore di R^2 , di Q^2 e la significatività del test di Levene.

Gruppo specie focali	Equazione	R^2	Q^2	Sig.
Specie focale di bosco	Bosco (raggio 500m) * 0.041 – Urbano (500m) * 0.02 – Mais (500m) * 0.08 + 0.758	0.092	0.090	0.000
Specie focale di grandi filari	Bosco (100m) * 0.061 – Grano (500m) * 0.086 + Bosco (250m) * 0.051 + 0.568	0.175	0.139	0.000
Specie focale di filare	Distanza dai canali * 0.17 – Dist. dalle siepi * 0.213 + Dist. dalle strade * 0.068 + Grano (500m) * 0.221 – Urbano (500m) * 0.086 + Bosco (100m) * 0.128 + Prato (100m) * 0.085 – Dist. dai filari minori * 0.202 – 0.315	0.162	0.161	0.000
Specie focale di ambiente aperto	Dist. dai canali * 0.09 – Dist. dalle strade * 0.044 + Mais (250m) * 0.143 – Urbano (250m) * 0.08 – Bosco (250m) * 0.133 – Risaia (250m) * 0.075 + 0.456	0.200	0.182	0.000
Specie focale di zone umide	- Dist. dai canali * 0.217 – Grano (250m) * 0.238 – Bosco (100m) * 0.119 + Risaia (100m) * 0.124 + 2.605	0.218	0.196	0.000

In ciascuna mappa d'idoneità ambientale viene attribuito ad ogni cella (di 900 m²) un valore che indica la sua capacità ad ospitare il gruppo di specie preso in considerazione. I valori sono stati raggruppati in 4 classi di idoneità (nulla, scarsa, media ed elevata): ai valori negativi abbiamo attribuito idoneità nulla, mentre le altre 3 classi sono state ottenute suddividendo i valori in modo omogeneo. Le mappe d'idoneità ambientale dei primi due gruppi di specie focali (legati ai boschi) sono molto simili tra loro (figure 106 e 107): a questa scala, sono presenti poche aree idonee, corrispondenti prevalentemente al bosco di Riazzolo, al parco della villa di Trucazzano e ad altri piccoli nuclei boschivi. Entrambi i gruppi selezionano i boschi, ma la cinciarella con un raggio di 500 metri, mentre le altre due specie anche con un raggio inferiore ai 250 metri: la cinciarella è meno selettiva e si allontana maggiormente dai boschi rispetto a picchio rosso maggiore e rigogolo. Inoltre, la cinciarella seleziona negativamente le aree urbane.

Box 11 - La regressione multipla per calcolare l'idoneità ambientale

Il modello realizzato utilizza l'analisi di regressione multipla al fine di stimare l'**idoneità ambientale** dell'area di studio. Infatti, l'obiettivo del modello non è soltanto la stima del numero d'individui potenzialmente presenti nell'area, ma anche, e soprattutto, la stima sulla base dei valori assunti dalle variabili ambientali, dell'idoneità ambientale. Per idoneità ambientale s'intende l'attitudine, per il tipo di habitat presente in una certa area, ad ospitare efficacemente popolazioni della specie in esame e di essere positivamente selezionato da esse. Nel caso che il modello restituisca, per una determinata area e per una determinata specie, dei valori elevati d'idoneità ambientale, senza che però la specie sia stata rilevata, potremo affermare che l'ambiente è potenzialmente in grado di ospitarla, anche se, per motivi non riconducibili alle variabili considerate nel modello, la presenza non è stata provata. Poiché il numero d'individui presenti in una determinata area è il risultato della selezione che essi hanno effettuato nei confronti dell'ambiente presente (considerato nel senso più lato possibile, comprendendo quindi la posizione geografica, il tipo di habitat, il clima, la presenza di risorse alimentari, l'assenza di disturbo antropico, l'assenza di predatori, l'assenza di parassiti e d'altri agenti patogeni e un'infinità d'altri fattori impossibili da formalizzare) possiamo affermare che il numero d'individui è funzione diretta della capacità dell'ambiente di ospitarli. Per questo motivo, il numero d'individui potenzialmente presenti in una certa area, calcolato dall'analisi di regressione multipla sulla base delle variabili ambientali inserite nel modello, è una funzione diretta dell'idoneità di quell'area per quella determinata specie, che quindi può essere stimata sulla base delle stesse variabili. Pertanto la nostra equazione di regressione:

$$y' = B_0 + B_1X_1 + B_2X_2 + \dots + B_pX_p$$

restituisce, per ogni quadrato k , caratterizzato da una n -upla $(X_{1,k}; X_{2,k}; \dots; X_{p,k})$ di valori assunti dalle variabili ambientali, un valore y' , che è il "punteggio" di idoneità ottenuto dal quadrato stesso. Quest'equazione può poi essere inserita nel sistema informativo territoriale: una funzione del GIS permette di ottenere le mappe d'idoneità ambientale per ciascuna specie o gruppo di specie. In ciascuna mappa, è attribuito ad ogni cella un valore che indica la sua capacità ad ospitare il gruppo di specie preso in considerazione. I valori possono infine essere raggruppati in classi d'idoneità: ai valori negativi è attribuita idoneità nulla, mentre le altre classi sono suddivise in modo omogeneo.

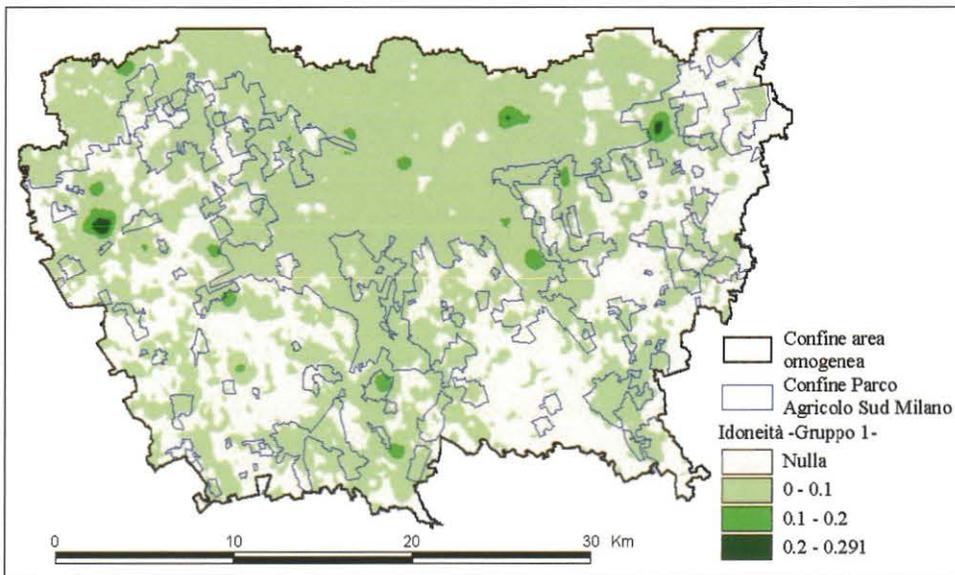


Figura 106 - Idoneità ambientale per le specie focali del gruppo 1 (di bosco).

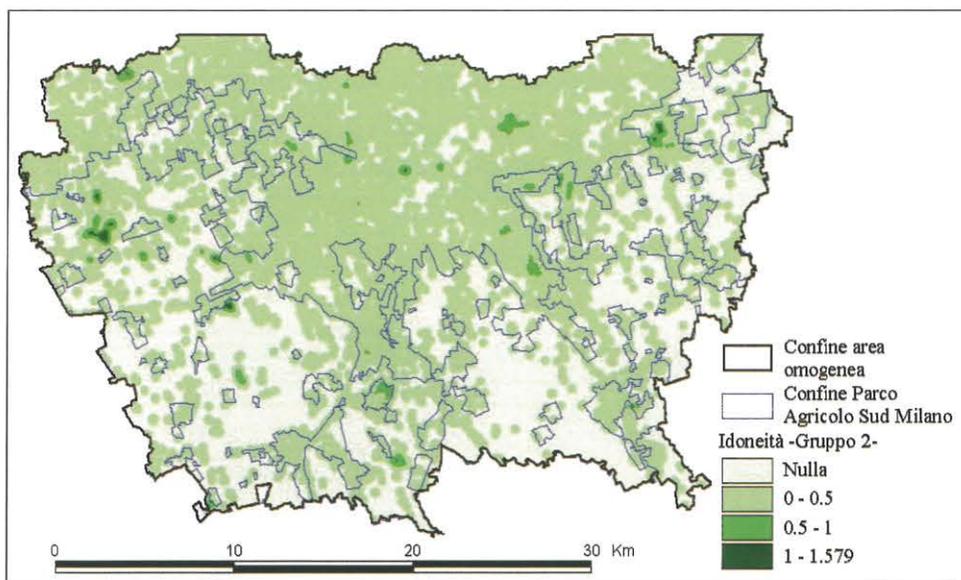


Figura 107 - Idoneità ambientale per le specie focali del gruppo 2 (di bosco e di filari maggiori).

Le specie del terzo gruppo sono legate alla presenza di filari minori e di siepi, ma non disdegnano neppure la presenza di boschi. Sono invece negativamente correlate con strade, aree urbane e canali irrigui. La selezione dei prati e dei cereali è dovuta al fatto che alcune delle specie appartenenti a questo gruppo utilizzano i prati e gli incolti per alimentarsi.

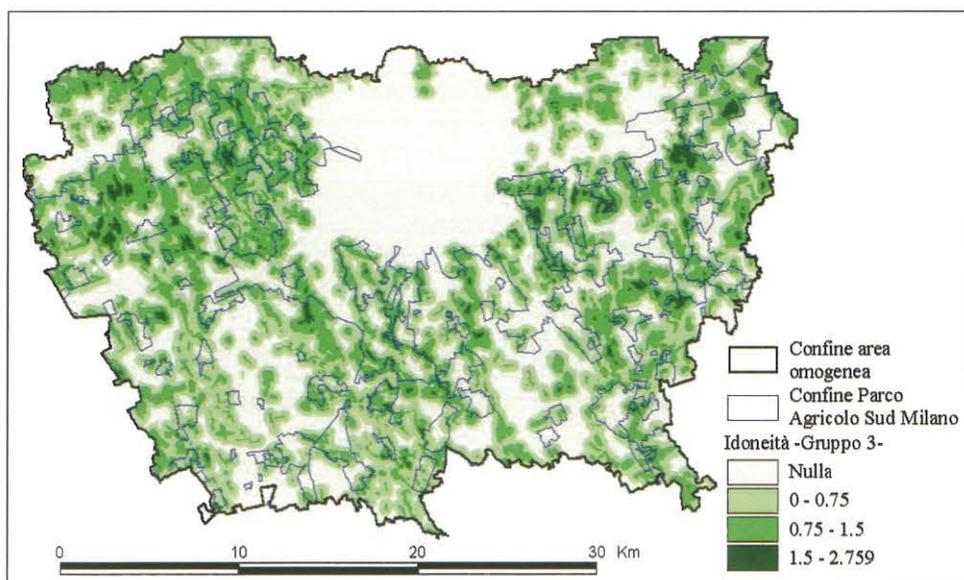


Figura 108 - Idoneità ambientale per le specie focali del gruppo 3 (di filare).

A differenza dei gruppi precedenti, le aree idonee per questo gruppo di specie focali sono ben distribuite all'interno del parco (fig. 108): in particolare, il settore ad ovest di Milano appare essere quello con zone idonee più estese ed omogenee. Anche nel settore ad est sono presenti aree ad idoneità elevata, ma di dimensioni inferiori, mentre a sud sono inve-

ce presenti grosse estensioni non idonee. Scarsissima idoneità ha, naturalmente, l'area centrale occupata dalla città di Milano.

Il quarto gruppo è legato principalmente alla presenza di seminativi (mais), mentre non sono presenti nei boschi, nelle risaie, e nelle aree urbane.

Le aree più idonee per le specie focali d'ambiente aperto sono situate prevalentemente nella zona a sud-est dell'area di studio (fig. 109). Oltre all'area urbana di Milano presenta idoneità bassa anche la zona occupata dalle risaie. Questa mappa è, inoltre, speculare con quelle precedenti: le specie d'ambiente aperto sono meno comuni in presenza di filari e totalmente assenti nei boschi.

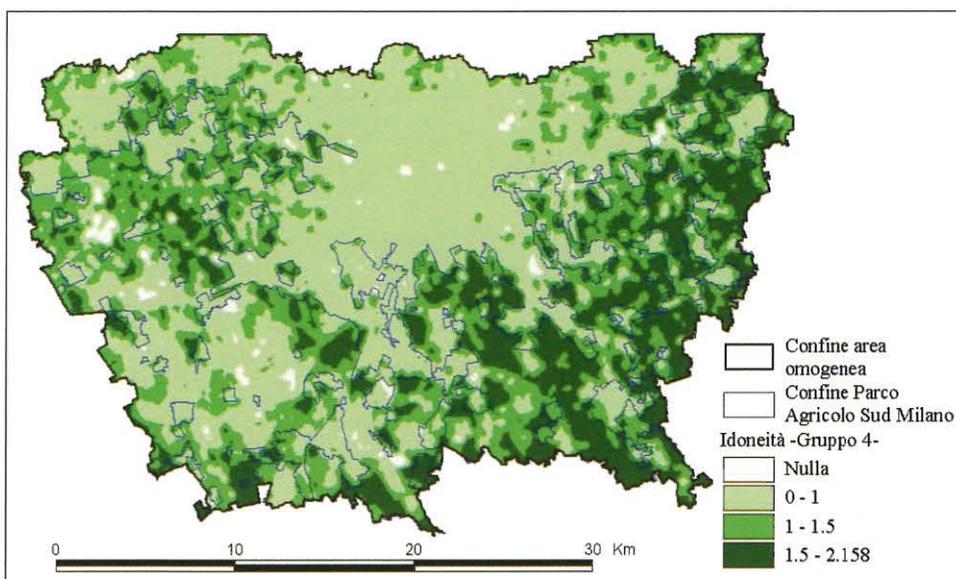


Figura 109 - Idoneità ambientale per le specie focali del gruppo 4 (aree aperte).

Il quinto gruppo di specie è particolarmente legato alla presenza delle risaie e dei corsi d'acqua, da cui non si allontana di molto (raggio 100 metri), invece, seleziona negativamente i boschi ed i cereali.

Per quanto riguarda le specie focali d'ambienti umidi le aree maggiormente idonee si trovano nella zona sud e sud-ovest dell'area di studio, in corrispondenza delle risaie (fig. 110). Anche in questo caso la presenza di boschi non favorisce la presenza di queste specie.

Come già anticipato, tutti i modelli d'idoneità ambientale sono stati validati utilizzando il metodo di *leave-more-out*, ottenendo valori di Q^2 sempre molto vicini a quelli di R^2 (tab. XXIX): questo indica che i diversi modelli oltre ad adattarsi ai dati utilizzati per le analisi sono anche predittivi nei confronti di nuovi dati eventualmente immessi (Todeschini, 1998).

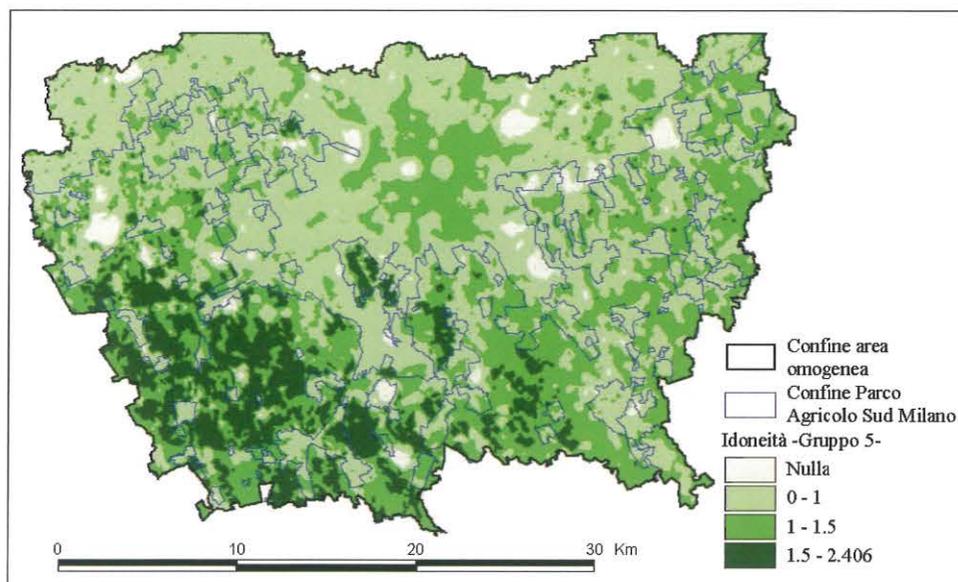


Figura 110 - Idoneità ambientale per le specie focali del gruppo 5 (ambienti umidi).

11.2 Una rete ecologica territoriale basata sui filari per l'area agricola: nuclei funzionali e resistenza della matrice

Le carte d'idoneità ambientale, oltre ad essere di per sé un importante strumento di valutazione del territorio, possono essere utilizzate per diversi scopi: uno di questi è realizzare la rete ecologica dell'area di studio. In questo caso ci si è concentrati sulle specie focali di filare, in quanto sono le specie che trarrebbero più vantaggio dalla realizzazione di una rete ecologica in questo ambiente. Inoltre, una rete ecologica di questo tipo favorirebbe sia le specie legate al bosco ed ai filari maggiori, sia le specie degli ambienti umidi, che come abbiamo visto dalla tab. 14, sono favorite dalla presenza dei filari ai bordi dei corsi d'acqua. Le specie delle aree aperte non necessitano di una rete ecologica specifica: in condizioni naturali, le aree aperte sono normalmente isolate tra loro e, quindi, queste specie, sono già adattate a vivere in ambienti frammentati.

Il primo passaggio da compiere è la selezione di nuclei funzionali a partire dalla carta di idoneità delle specie focali di filare. Sono stati individuati 10 nuclei funzionali, aree di dimensione superiore ai 500 ha, in cui l'idoneità superava il valore di 0.75.

Prima di identificare i corridoi che connettono i diversi nuclei funzionali è necessario individuare le barriere presenti e calcolare la matrice di resistenza. Anche in questo caso la matrice di resistenza è stata determinata ricercando le relazioni tra l'abbondanza delle specie e le principali variabili ambientali (densità dei filari, distanza dalle strade, copertura vegetazionale, percentuale d'urbanizzazione, risaie, prati e seminativi).

L'analisi di questo rapporto ha permesso, inoltre, di valutare alcuni parametri interessanti: si è cercato, per esempio, di capire quel che è la densità minima di filari richiesta per permettere al territorio di supportare un livello minimo d'avifauna.

In figura 111 si vede questa relazione espressa in km/km^2 : per mantenere il valore d'abbondanza medio per le specie di filare nell'area di studio (0,55 individui per punto d'ascolto) è necessario mantenere una densità di filari di 2,6 Km/Km^2 (è interessante notare che questo valore è pressoché identico a quanto riscontrato da Lütz e Bastian - 2002 - in un'area della Sassonia).

Questo valore può essere utilizzato come soglia di riferimento per la gestione del paesaggio agricolo del parco e della bassa pianura in generale.

È un valore che non è neppure troppo elevato: in 1 km^2 di territorio ad uso agricolo sarebbe sufficiente, per mantenere un livello minimo di biodiversità, mantenere in almeno due lati e mezzo, un filare largo circa 12 metri. In pratica, è necessario destinare circa il 3% del territorio del parco ai filari per ottenere un valore minimo di biodiversità: attualmente però l'area del parco occupata da filari è pari al 2% (fig. 34).

Altre preziose indicazioni vengono dal rapporto tra la presenza delle strade e l'avifauna (fig. 112): il grafico mostra che più ci si allontana dalle strade e più aumenta l'abbondanza di uccelli.

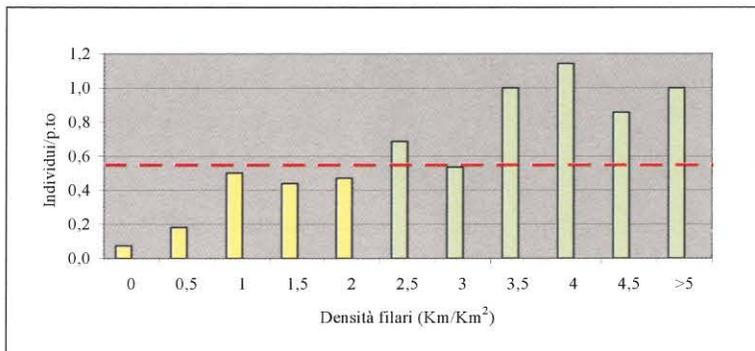


Figura 111 - Rapporto tra la densità dei filari e l'abbondanza delle specie focali di filari.

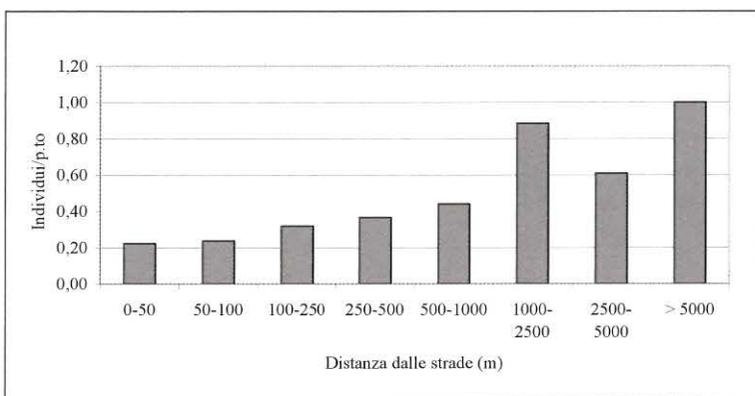


Figura 112 - Rapporto tra la distanza dei punti d'ascolto dalle strade e l'abbondanza delle specie focali di filare.

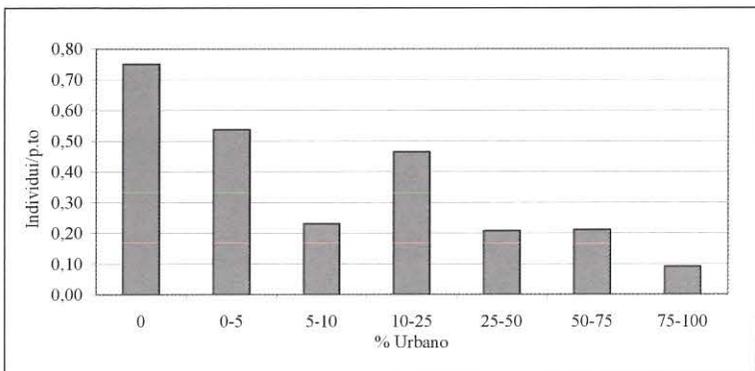


Figura 113 - Rapporto tra la percentuale d'urbanizzazione nell'intorno dei punti d'ascolto e l'abbondanza delle specie focali di filare.

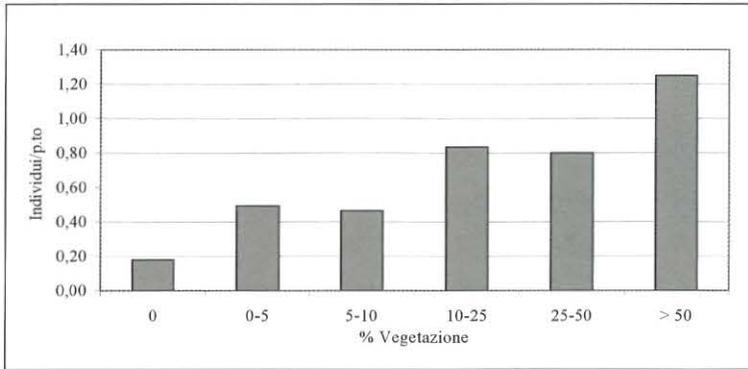


Figura 114 - Rapporto tra la percentuale di vegetazione nell'intorno dei punti d'ascolto e l'abbondanza delle specie focali di filare.

Anche il grafico tra percentuale d'urbanizzazione e abbondanza di specie focali di filare (fig. 113), ci mostra ancora una volta, come il pericolo più serio per la diminuzione della biodiversità è la distruzione degli habitat naturali per far spazio alle aree urbane.

Per quanto riguarda il rapporto con la vegetazione (fig. 114), è presumibile che ad una percentuale di copertura superiore al 50% l'idoneità per le specie focali di filare diminuisca, così come altri studi hanno dimostrato (Hinsley e Bellamy, 2000). Nella nostra area di studio però sono scarse le aree dove questa situazione si verifica. I nuclei funzionali sono stati connessi utilizzando una funzione del GIS che identifica le linee di massima permeabilità. La carta della matrice di resistenza, i nuclei funzionali selezionati e le linee di massima permeabilità ottenute dal sistema informativo territoriale, permettono di individuare la rete ecologica territoriale per l'ambiente agricolo (fig. 115).

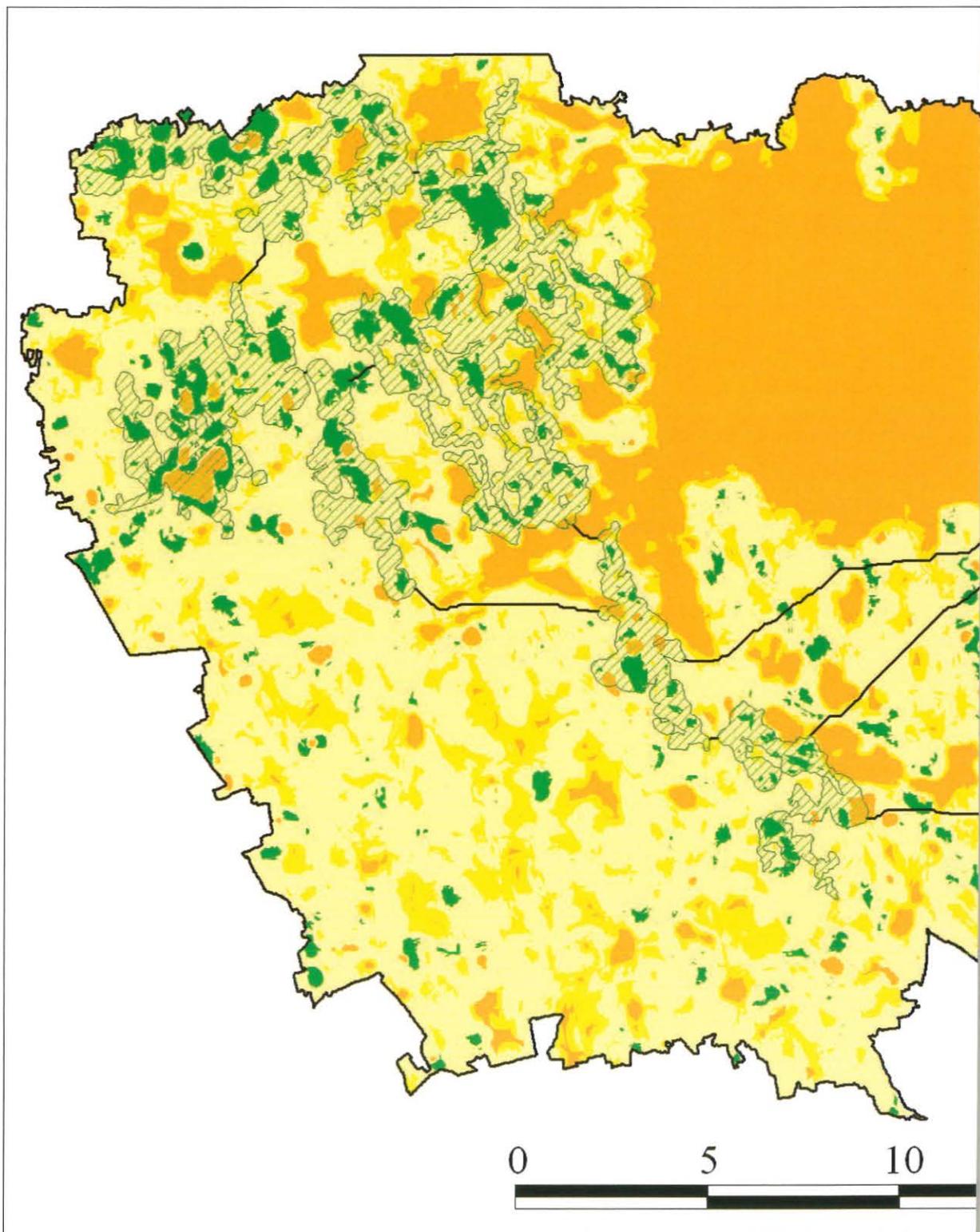
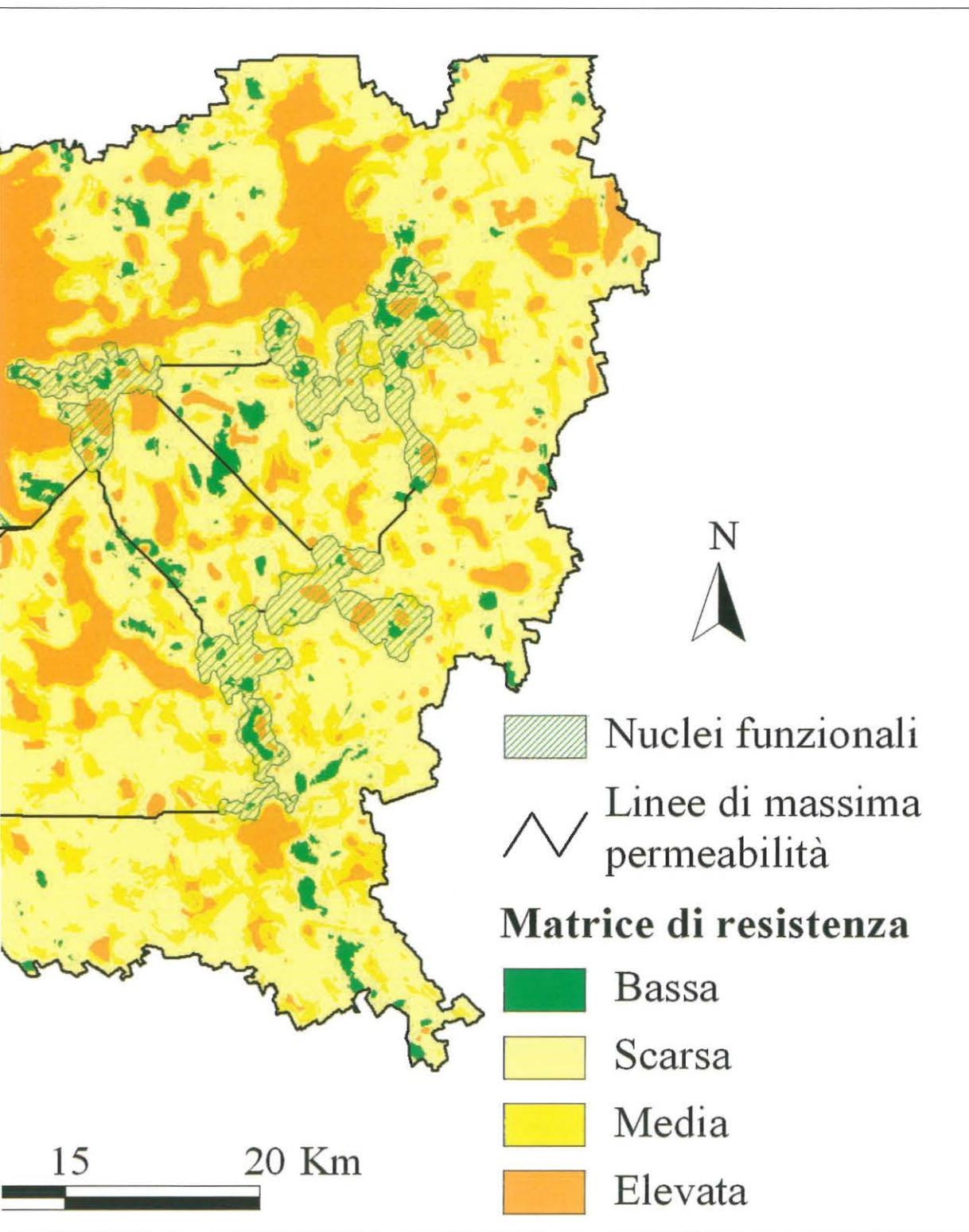


Figura 115 - Rete ecologica territoriale per le specie focali di filare nel Parco Agricolo Sud Milano.



mo. Nel caso sia necessario avere in uscita un valore preciso (ad es. quando il sistema serve ad attivare una macchina), occorre procedere con un metodo di defuzzificazione.

Le potenzialità offerte dalla logica fuzzy sono utilizzate in molti campi dell'ecologia e delle scienze biologiche. In particolare, la sua potenza è evidente quando occorre valutare concetti abbastanza confusi o nebulosi come la qualità di un sistema ecologico o la sostenibilità.

Ducey e Larson (1999) illustrano come nelle pratiche forestali si possa orientare i processi decisionali utilizzando i sistemi fuzzy. Nel loro approccio considerano, come variabili d'ingresso la richiesta di legname, la produttività del sito, la qualità delle acque, la biodiversità e l'equità sociale. Valutando tra loro queste componenti e attribuendo un peso a ciascuna di esse è possibile creare un sistema fuzzy, che produca indicazioni operative. Phillis e Andriantiatsaholainaina (2001), sviluppano un modello di valutazione della sostenibilità pensato per misurare il grado di sviluppo sostenibile. Si considerano variabili d'ingresso di tipo ecologico (uso del suolo, acque, aria e biodiversità) e di tipo sociale (economia, grado di scolarizzazione ecc.). Il sistema valuta il grado (espresso in valori percentuali) di sostenibilità (a scale differenti di comunità, regione, nazione). Il modello teorico è stato validato utilizzando i dati reali di diverse economie. Gli autori sottolineano come in questa maniera si possa esprimere in maniera quantitativa il grado di sostenibilità.

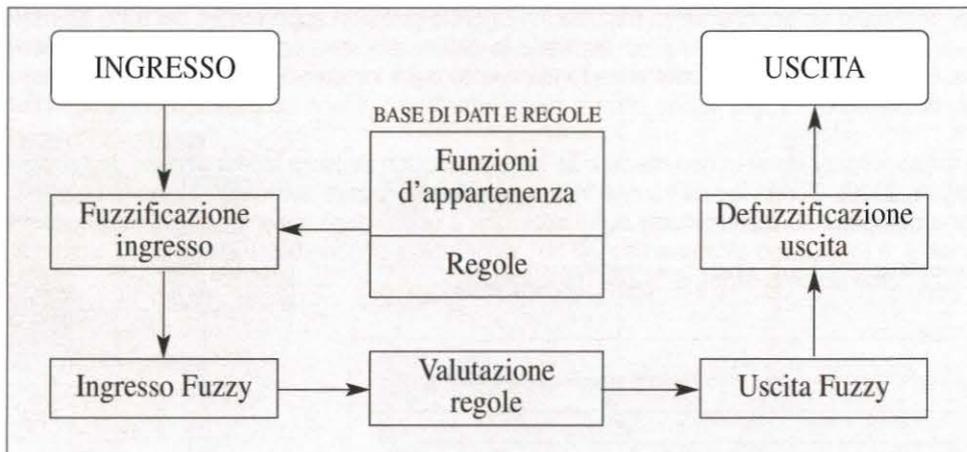


Figura 118 – Architettura di un sistema fuzzy (da Cammarata, 1997; ridisegnato).

La valutazione d'impatto ambientale e comunque l'impatto antropico sui sistemi ecologici è un altro settore nel quale la logica fuzzy è stata ampiamente utilizzata. Silvert (1997), prova a spiegare le potenzialità dell'approccio utilizzando argomentazioni simili a quelle espresse da Ducey e Larson (1999). Feoli e Zerihun (2000) studiano l'impatto antropico sulla vegetazione nella Rift Valley dell'Etiopia. Enea e Salemi (2001) calcolano l'impatto ambientale, proponendo un indice (TEI – *Total Environment Impact*) basato sulla qualità dell'ambiente e sulla magnitudo dell'impatto. Anche loro sottolineano che con i sistemi fuzzy si può avere un buon accordo tra rigore matematico e difficoltà nel descrivere il mondo reale. La difficoltà di individuare le priorità di conservazione delle specie è affrontata in diversi lavori, ad es. Regan *et al.* (2000), Milner-Gulland e Akçakaya (2001). Anche la possibilità di applicare la logica fuzzy ai sistemi GIS o ai sistemi di telerilevamento è oggetto di numerose pubblicazioni, tra cui D'Ercole *et al.* (2000), Metternicht (2001), Pax-Lenney *et al.* (2001).

Per ogni variabile sono stati considerati tre insiemi fuzzy possibili: buono, sufficiente, insufficiente. In tabella XXX sono inserite le funzioni d'appartenenza del modello.

Tabella XXX – Funzioni d'appartenenza. Nella colonna sono indicati i riferimenti bibliografici utilizzati per costruire il modello.

Variabile	Rif.	Buono	Sufficiente	Insufficiente
Filari (m/km ²)	Bennett (1999) Shalaway (1985) Lütz e Bastian (2002)	FIL = 0 per $x < 500$ = $(x-500)/(2600-500)$ per $500 < x < 2600$ = 1 per $x > 2600$	SUFIL = 0 per $x < 200$ = $(x-200)/(1200-200)$ per $200 < x < 1200$ = $(2200-x)/(2200-1200)$ per $1200 < x < 2200$ = 0 per $x > 2200$	INFIL = 1 per $x < 1500$ = $(2500-x)/(2500-1500)$ per $1500 < x < 2500$ = 0 per $x > 2500$
Bosco (% di pixel)	Haas (1995) Hinsley <i>et al.</i> (1996a; 1996b) Nilon <i>et al.</i> , (1995)	BOS = 0 per $x < 15$ = $(x-15)/(30-15)$ per $15 < x < 30$ = 1 per $30 < x < 50$ = $(65-x)/(65-50)$ per $50 < x < 65$ = 0 per $x > 65$	SUBOS = $(x-0)/(15-0)$ per $x < 15$ = $(30-x)/(30-15)$ per $15 < x < 30$ = 0 per $30 < x < 40$ = $(x-50)/(50-40)$ per $40 < x < 50$ = $(60-x)/(60-50)$ per $50 < x < 60$ = 0 per $x > 60$	INBOS = 1 per $x < 30$ = $(50-x)/(50-30)$ per $30 < x < 50$ = $(x-50)/(70-50)$ per $50 < x < 70$ = 1 per $x > 70$
Seminativo (n° di pixel)	Hinsley <i>et al.</i> (1995; 1999) Shrubbs <i>et al.</i> (1997) Svenning Petersen (1998) Lütz e Bastian (2002) Fuller <i>et al.</i> (1995; 1997)	SEM = 0 per $x < 500$ = $(x-500)/(750-500)$ per $500 < x < 750$ = 1 per $750 < x < 1000$ = $(1500-x)/(1500-750)$ per $750 < x < 1500$ = 0 per $x > 1500$	SUSEM = $(x-0)/(375-0)$ per $x < 375$ = $(750-x)/(750-375)$ per $375 < x < 750$ = 0 per $750 < x < 1000$ = $(x-1000)/(1500-1000)$ per $1000 < x < 1500$ = $(2000-x)/(2000-1500)$ per $1500 < x < 2000$ = 0 per $x > 2000$	INSEM = 1 per $x < 200$ = $(500-x)/(500-200)$ per $200 < x < 500$ = 0 per $500 < x < 1500$ = $(x-1500)/(2000-1500)$ per $1500 < x < 2000$ = 1 per $x > 2000$
Risaia (n° di pixel)	Fasola e Ruiz, (1996)	RIS = 0 per $x < 500$ = $(x-500)/(750-500)$ per $500 < x < 750$ = 1 per $750 < x < 1000$ = $(1500-x)/(1500-750)$ per $750 < x < 1500$ = 0 per $x > 1500$	SURIS = $(x-0)/(375-0)$ per $x < 375$ = $(750-x)/(750-375)$ per $375 < x < 750$ = 0 per $750 < x < 1000$ = $(x-1000)/(1500-1000)$ per $1000 < x < 1500$ = $(2000-x)/(2000-1500)$ per $1500 < x < 2000$ = 0 per $x > 2000$	INRIS = 1 per $x < 200$ = $(500-x)/(500-200)$ per $200 < x < 500$ = 0 per $500 < x < 1500$ = $(x-1500)/(2000-1500)$ per $1500 < x < 2000$ = 1 per $x > 2000$
Urbano (n° di pixel)	Hinsley <i>et al.</i> (1995; 1999) Nilon <i>et al.</i> , (1995)	URB = 1 per $x < 100$ = $(250-x)/(250-100)$ per $100 < x < 250$ = 0 per $x > 250$	SUURB = $(x-0)/(500-0)$ per $x < 500$ = $(1000-x)/(1000-500)$ per $500 < x < 1000$ = 0 per $x > 1000$	INURB = 0 per $x < 750$ = $(1000-x)/(1000-750)$ per $750 < x < 1000$ = 1 per $x > 1000$
Strada (m)	Reijnen e Foppen (1994a; 1994b; 1995a; 1995b)	STR = 0 per $x < 50$ = $(x-50)/(100-50)$ per $50 < x < 100$ = 1 per $x > 100$	SUSTR = $(x-0)/(75-0)$ per $x < 75$ = $(150-x)/(150-75)$ per $75 < x < 150$ = 0 per $x > 150$	INSTR = 1 per $x < 50$ = $(200-x)/(200-50)$ per $50 < x < 200$ = 0 per $x > 200$

Il giudizio qualitativo espresso per ciascun sistema si riferisce sempre al punto di vista della fauna. Come sarà possibile osservare anche dalla rappresentazione grafica dei sistemi fuzzy per le diverse variabili, il sistema classificato come buono è quello che s'ipotizza essere più idoneo per l'avifauna. Quindi quando si afferma che il sistema strade è buono con valore fit = 1 s'intende che vi è una maggior distanza dalle strade (alcuni esempi sono proposti nelle figura 119).

Dal punto di vista teorico sono così stati ottenuti, con una serie di regole, tre scenari di qualità del paesaggio: qualità alta, media e bassa. L'applicazione sul SIT è stata però effettuata solo per il sistema di qualità alta.

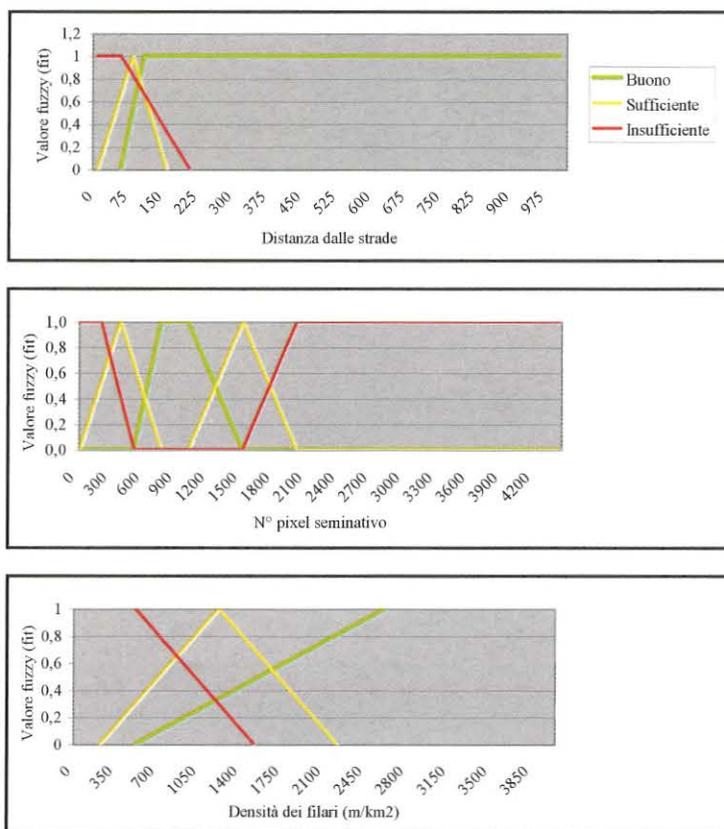


Figure 119 – Insiemi fuzzy per le strade, i seminativi ed i filari.

Paesaggio Qualità Alta = [(FIL OR BOS) OR (SEM AND RIS)] AND (STR AND URB).

I passaggi previsti sono i seguenti:

1° Fase (da sei variabili si ottengono tre sistemi):

- FIL OR BOS = Sistemi naturali buoni (NAT).
- SEM AND RIS = Sistemi agricoli buoni (AGR).
- STR AND URB = Sistemi di disturbo buoni (DIS).

2° Fase (si passa a due sistemi intersecando il sistema naturale con quello agricolo):

- NAT OR AGR = Sistemi positivi buoni (POS).

3° Fase (costruzione del sistema finale):

- POS AND DIS = Paesaggio agricolo di qualità alta (FIN).

11.3.2 Restituzione cartografica del sistema fuzzy

Per ognuno dei sistemi considerati è possibile ottenere una restituzione cartografica del modello. Nelle figure seguenti sono riportate le varie cartografie (figure da 120 a 123).

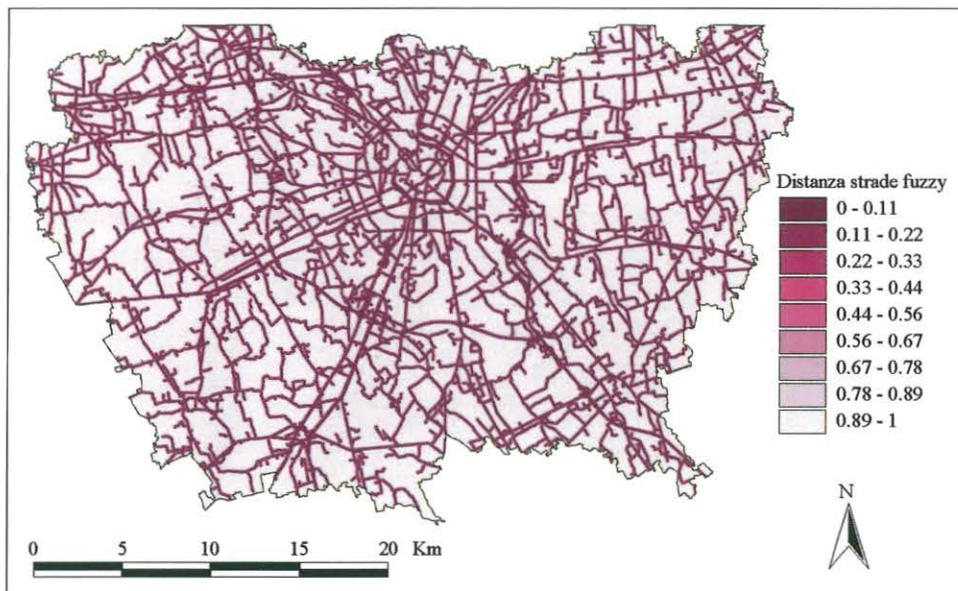


Figura 120 – Esempio di una carta per l'analisi fuzzy: carta Strade Buone.

Infine, le varie carte ottenute sono state interpolate tra loro in modo da ottenere una carta finale che riporti il sistema fuzzy di paesaggio a qualità alta. La carta d'idoneità ambientale così ottenuta è rappresentata in figura 124). Tale immagine è quella che verrà utilizzata per poter individuare i punti di passaggio dei corridoi di biodiversità e le aree che funzioneranno come nuclei di qualità elevata.

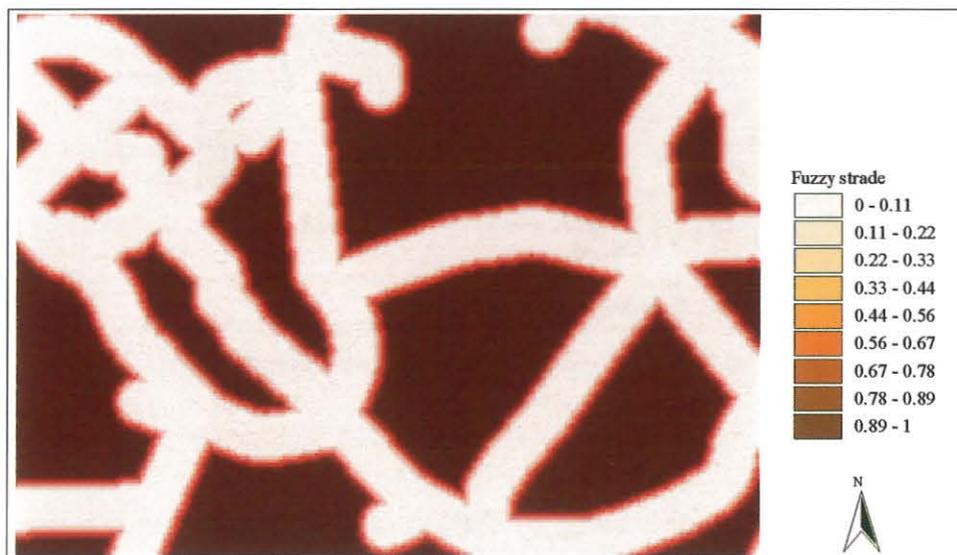


Figura 121 – Particolare della carta delle strade (fig.120).

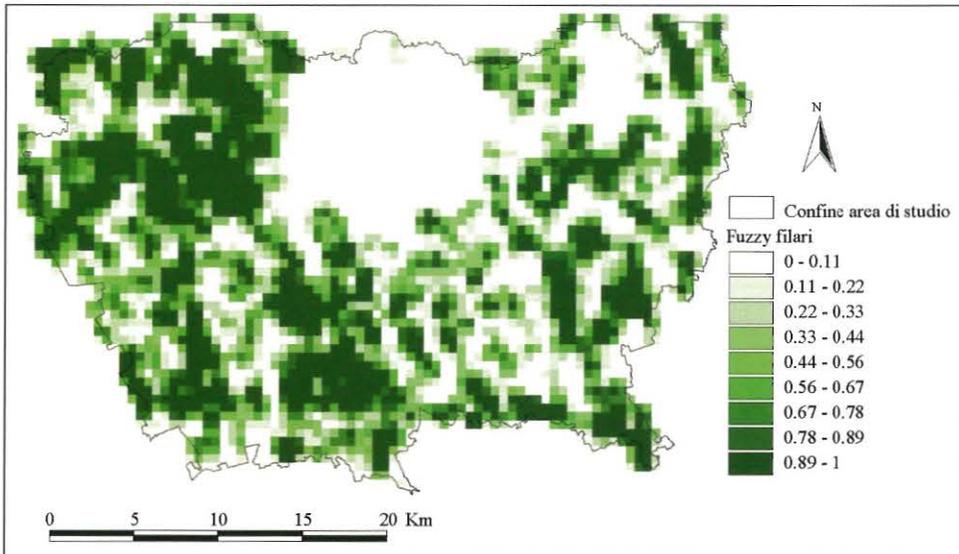


Figura 122 – Esempio di una carta per l'analisi fuzzy: carta Filari Buono.

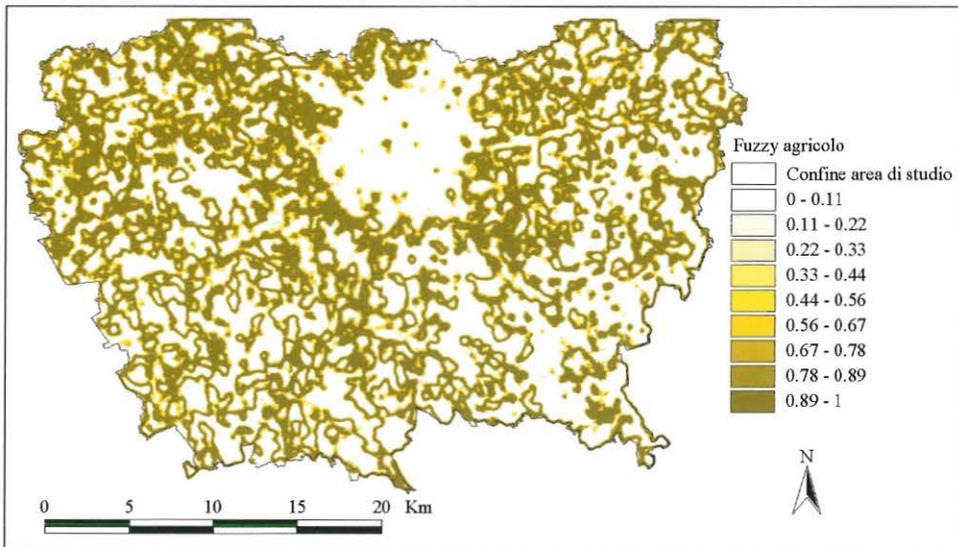


Figura 123 – Esempio di una carta per l'analisi fuzzy: carta Seminativo Buono.

11.3.3 Verifica del sistema

Il modello è stato costruito su dati raccolti in bibliografia. Prima di presentare una proposta di applicazione alla realtà occorre sottoporlo ad una forma di validazione. Per far questo si è proceduto a verificare se la distribuzione delle specie focali contattate durante i rilievi mostrasse una correlazione con il modello.

Per questo è stato innanzitutto calcolato il baricentro della funzione fuzzy che indica il valore soglia del sistema (*sensu* Sangalli, 2000).

Tabella XXXI - Risultati test χ^2 per entrambi i test è stata formulata quale ipotesi nulla un'uguale distribuzione della presenza di specie focali.

1° test	Classe I	Classe II	Classe III	χ^2_3	P
Osservati	27	27	97		
Attesi	49,33	49,33	49,33	60,66	0,01
2° test	Classe I	Classe II		χ^2_3	P
Osservati	39	109		32,17	0,01
Attesi	74	74			

Sono quindi stati fatti due differenti tipi di test ??Nel primo sono state considerate tre differenti classi:

- Classe I, tutti i punti di ascolto in cui il valore del sistema finale risulta essere uguale a 0;
- Classe II, tutti i punti d'ascolto in cui il valore del sistema finale è compreso tra 0 e 1 (esclusi);
- Classe III, tutti i punti di ascolto in cui il valore del sistema finale risulta essere uguale a 1.

Il secondo test ha considerato semplicemente due classi, utilizzando come discrimine il valore soglia del baricentro. Si hanno pertanto:

- Classe I, tutti i punti d'ascolto in cui il valore del sistema finale risulta essere inferiore a 0,43;
- Classe II, tutti i punti d'ascolto in cui il valore del sistema finale risulta essere superiore a 0.43.

Entrambi i test χ^2 hanno superato la soglia di significatività 0,01, consentendo di affermare che vi sono più specie focali dove i valori fuzzy sono più elevati. I risultati sono esposti in tabella XXXI.

11.3.4 Individuazione dei corridoi di biodiversità

Una volta accettato il modello fuzzy occorre passare ad una proposta di pianificazione. Nella figura 124 sono individuati i nuclei di qualità alta (valore fuzzy > 0,75) e di dimensioni superiori ai 250 ha. Tali nuclei rappresentano gli elementi già esistenti di corridoio diffuso.

Sono poi state calcolate le linee di minor resistenza che debbono connettere tra loro i nuclei individuati (questa operazione può essere compiuta con l'applicativo *Spatial analysis* del GIS). Queste linee rappresentano le direttrici sulle quali sarebbe prioritario intervenire per realizzare il corridoio diffuso.

Il risultato è esposto in figura 124. Come è possibile osservare il grosso dei nuclei è posto nel settore occidentale del parco. Tale dato è abbastanza evidente in quanto buona parte degli elementi che determinano la qualità elevata del paesaggio agricolo (copertura boschiva e densità di filari) è concentrata ad ovest. Ad est pur essendovi parecchie zone idonee non sono mai aree di grandi dimensioni. Altrettanto critico è il collegamento tra le porzioni orientale ed occidentale del parco, che può essere realizzato con una sola linea. Ancora una volta è opportuno sottolineare che la carta di qualità fuzzy del paesaggio non evidenzia un solo elemento del paesaggio, ma un insieme di valutazioni di diverse modalità d'uso del suolo. Da questo studio si conferma la sostanziale importanza che il Parco Agricolo Sud-Milano può avere nell'impedire l'espansione incontrollata della metropoli milanese.

11.3.5 Conclusioni

L'applicazione di un sistema fuzzy per realizzare un corridoio diffuso sembra essere una possibilità valida. Il principale difetto che si può individuare nel sistema è quello che gli input di partenza vengono determinati dal blocco di conoscenze dell'operatore. Questo comporta un forte margine di soggettività iniziale che si ripercuote a valle nel sistema. Evidentemente se le scelte dell'operatore sono coerenti con le conoscenze dell'ecologia e delle sue leggi, tale problema diviene di natura squisitamente epistemologica. Si può anche aggiungere che spesso anche metodi cosiddetti oggettivi comportano un forte margine di soggettività: ad esempio a seconda del metodo scelto i risultati di una *cluster analysis* possono essere completamente differenti. E' evidente che anche in questo caso in realtà, o si confrontano tra loro i risultati ottenuti con metodi differenti (com'è stato fatto in questa ricerca per individuare le specie focali) oppure la scelta non fa che rispecchiare le convinzioni di base dell'operatore.

I vantaggi nell'adottare un sistema fuzzy sono molteplici: la logica fuzzy permette di descrivere bene la realtà complessa dei sistemi ecologici e di quantificare concetti sfuggenti e ambigui come quello della qualità di un paesaggio. Il paradigma del corridoio diffuso appare come uno strumento idoneo per integrare con efficacia una rete ecologica in paesaggi fortemente antropizzati, quali possono essere i paesaggi agricoli.

Carta di idoneità derivata dal modello Fuzzy

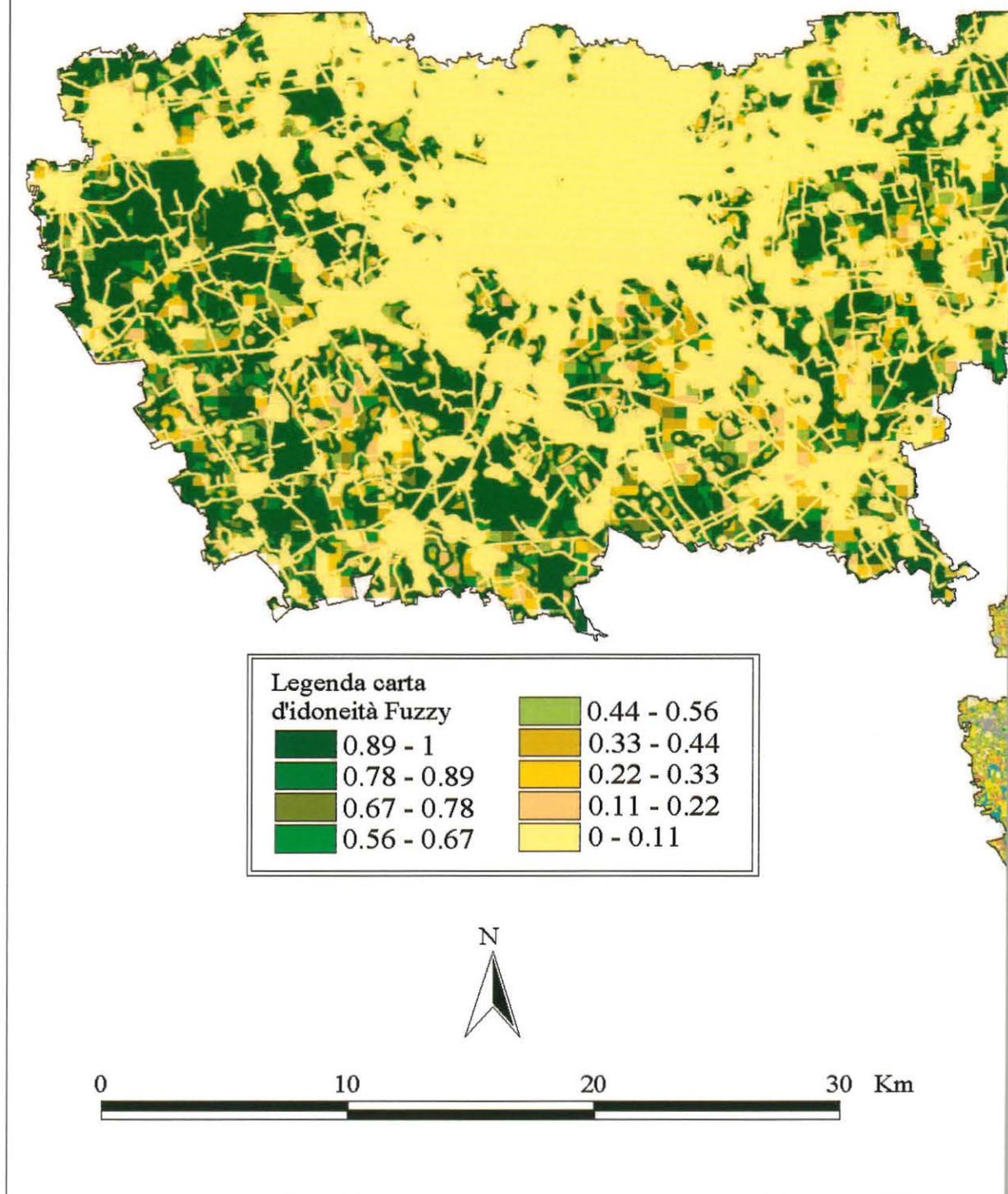
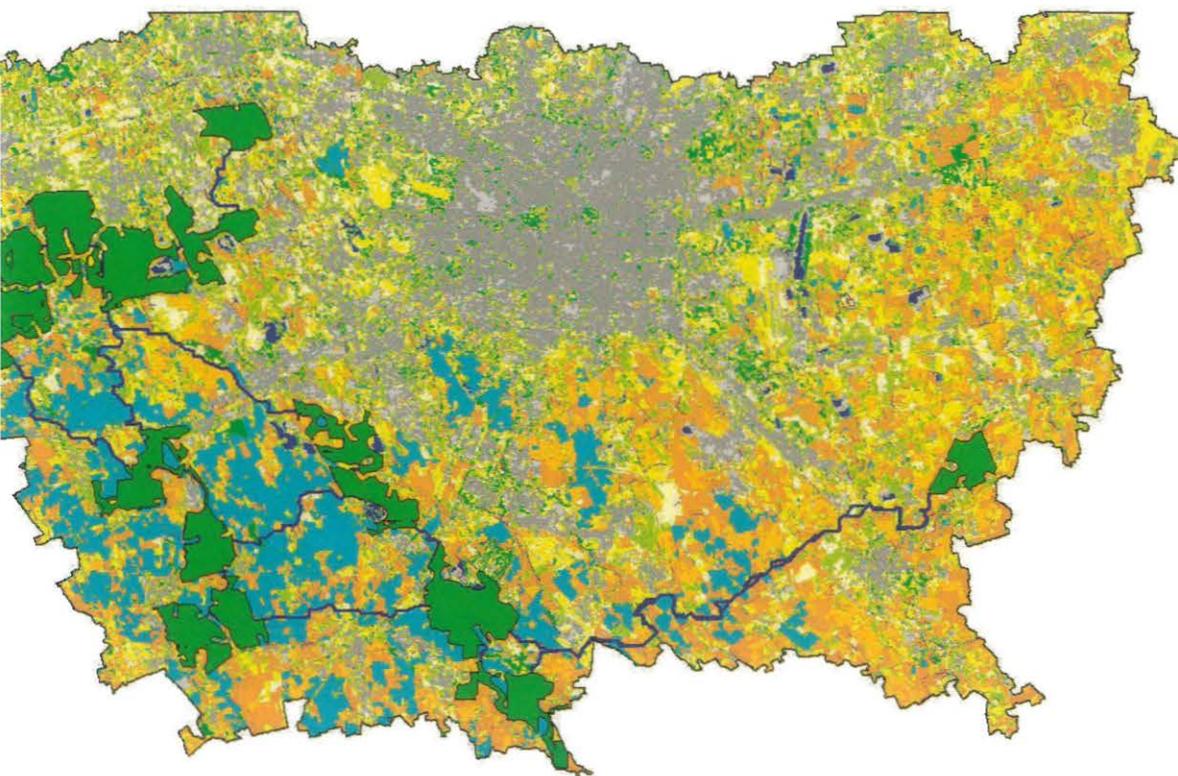


Figura 124 – Proposta di corridoi diffusi.

Rete ecologica territoriale derivata dal modello Fuzzy



Un corridoio diffuso non vuole né può sostituire una rete ecologica. Se si considera che buona parte delle reti ecologiche riguardano prevalentemente ambienti forestati, appaiono evidenti le differenze. Nel modello presentato in questa ricerca si cerca di mettere assieme un mosaico di habitat differenti, in maniera che il risultato finale sia idoneo per le specie focali dei filari.

Non esistono in letteratura lavori che affrontino in maniera quantitativa questo tipo di approccio alla conservazione. Il tentativo presentato in questa ricerca non ha avuto dunque il conforto di un confronto con altri studi. Sarà senz'altro necessario in futuro operare raffinando il livello di analisi e lavorare anche su altre aree per poter ottenere modelli che descrivano ancora meglio la qualità dei paesaggi per la fauna.

11.4 Valutazione degli scenari futuri

Un'ultima importante applicazione delle mappe di idoneità ambientale è prevedere come l'idoneità del territorio stessa, per le diverse specie, possa variare a seconda delle modificazioni portate dall'uomo. Un'analisi di questo tipo è già stata elaborata da White *et al.* (1997): nel loro lavoro gli studiosi inglesi hanno elaborato un algoritmo con cui disegnare scenari di sviluppo differenti, mentre l'elaborazione compiuta in questo studio è stata eseguita a partire dall'osservazione della dinamica paesistica dell'area studiata nel corso del XX° secolo (Beltrame, 2000).

Sono stati immaginati tre differenti ipotesi di scenari di sviluppo nell'intera area del Parco Agricolo Sud Milano: il primo con un forte aumento della superficie destinata all'urbano, un secondo presume una rinaturalizzazione del territorio e un terzo intermedio tra le due possibilità. Mediante l'applicazione dei modelli d'idoneità ambientale sono state ottenute le immagini di futuri scenari possibili per ciascun gruppo di specie focali.

Non è possibile conoscere a priori come il paesaggio dell'area di studio varierà in futuro, e soprattutto conoscere in anticipo dove queste variazioni si verificheranno: le ipotesi che si propongono sono valutazioni delle possibili direzioni che l'uomo può prendere per modificare il paesaggio in cui vive. Interessante sarebbe applicare preventivamente le scelte dei *decision makers* della pianificazione territoriale a questo modello.

Per quanto riguarda lo scenario d'urbanizzazione (fig. 125), sono state aumentate del 30% le aree urbane presenti nell'area di studio. Quest'intervento ipotetico d'urbanizzazione è stato realizzato tenendo conto dei principali assi di comunicazione già presenti; infatti, normalmente le nuove aree urbane si sviluppano intorno alle arterie preesistenti. E' da notare che un aumento dell'urbanizzazione di questa misura è inferiore rispetto a quello avvenuto nella parte nord di Milano nella seconda metà del XX° secolo e, in assenza di una decisa politica di difesa del territorio (fig. 126), è lecito aspettarsi che le altre direttrici (ovverosia quelle del Parco Agricolo Sud Milano) dell'*hinterland* milanese siano toccate da una crescita con le stesse caratteristiche.

Nello scenario di rinaturalizzazione (fig. 127), si è ipotizzato un incremento della superficie boschiva del 5%, intorno ai nuclei boschivi già esistenti. Inoltre, si è prevista la realizzazione di una rete di filari, larghi tra i 5 ed i 25 metri, su tutta la rete irrigua presente nell'area di studio. L'aumento della superficie occupata dai filari appare meno utopistico se effettuato lungo le rogge ed i canali esistenti; in questo modo si andrebbe a ricostruire, almeno parzialmente, la situazione esistente all'inizio del secolo scorso, come appare nelle fotografie aeree del 1936 (Beltrame, 2000).

Nel terzo scenario (fig. 128), è stato ipotizzato un incremento dell'area urbanizzata del 10%, ma con la realizzazione della rete dei filari con una densità minima di 2,6 Km/Km². Questo dato proviene dall'analisi della relazione esistente tra densità dei filari e abbondanza delle specie focali di filare nell'area di studio (paragrafo 11.2).

La carta d'uso del suolo del Parco Agricolo Sud Milano è stata modificata secondo le modalità individuate per i tre scenari di sviluppo, ottenendo in questo modo tre nuove carte. Applicando le funzioni di regressione precedentemente ottenute per i differenti gruppi di specie focali sulle tre nuove carte d'uso del suolo, si può valutare come si altera la distribuzione delle aree idonee secondo lo scenario considerato.

Per quanto riguarda il gruppo delle specie di bosco (fig. 129), data la bassa idoneità del territorio del parco ad ospitare questa specie, nel caso di un aumento di urbanizzazione le aree idonee non diminuiscono in quanto si suppone che le poche aree boschive presenti non siano interessate da questi interventi; aumentano invece le aree a idoneità nulla, proprio in corrispondenza delle nuove superfici urbanizzate. Con l'aumento della superficie boschiva del 5%, in caso di rinaturalizzazione l'idoneità cresce, ma molto limitatamente, vista la sua selezione per ampie coperture boschive. Infine, in caso di uno scenario intermedio l'idoneità del territorio sostanzialmente non cambia.

Una situazione simile riguarda anche le specie del secondo gruppo (picchio rosso maggiore, rigogolo - fig. 130): le mappe d'idoneità ambientale di questo gruppo di specie e del primo gruppo sono molto affini.

Per il terzo gruppo, legato in modo particolare ai filari (colombaccio, tortora, canapino, pigliamosche, averla piccola), l'idoneità varia notevolmente a seconda dello scenario preso in considerazione (fig. 131). Gli effetti degli interventi di ri-

naturalizzazione appaiono evidenti, anche se sono di dimensioni inferiori, come nello scenario intermedio: in questo caso il modello mostra come, effettuando un relativamente piccolo intervento di rinaturalizzazione (come quello proposto in figura 111), l'idoneità ambientale del territorio del parco nei confronti delle specie legate ai filari quasi raddoppia. Invece, in caso d'ulteriore urbanizzazione, si può notare come le aree idonee per queste specie diminuiscano notevolmente.

In teoria gli interventi di rinaturalizzazione proposti non riguardano direttamente le specie di habitat aperto. Infatti, per quanto riguarda le specie di questo gruppo (quaglia, cutrettola, saltimpalo) si nota un generale calo dell'idoneità ambientale nel caso degli interventi di ripristino proposti (fig. 131). Questo calo è però molto maggiore nello scenario d'urbanizzazione. Per questo gruppo di specie è sicuramente auspicabile un aumento della superficie dei terreni incolti, possibile anche grazie a strumenti quali il *set-aside*, finanziato dall'Unione Europea.

Nelle specie del quinto gruppo (gallinella d'acqua, ballerina bianca e usignolo di fiume), l'idoneità ambientale non varia particolarmente nei differenti scenari (fig. 130).

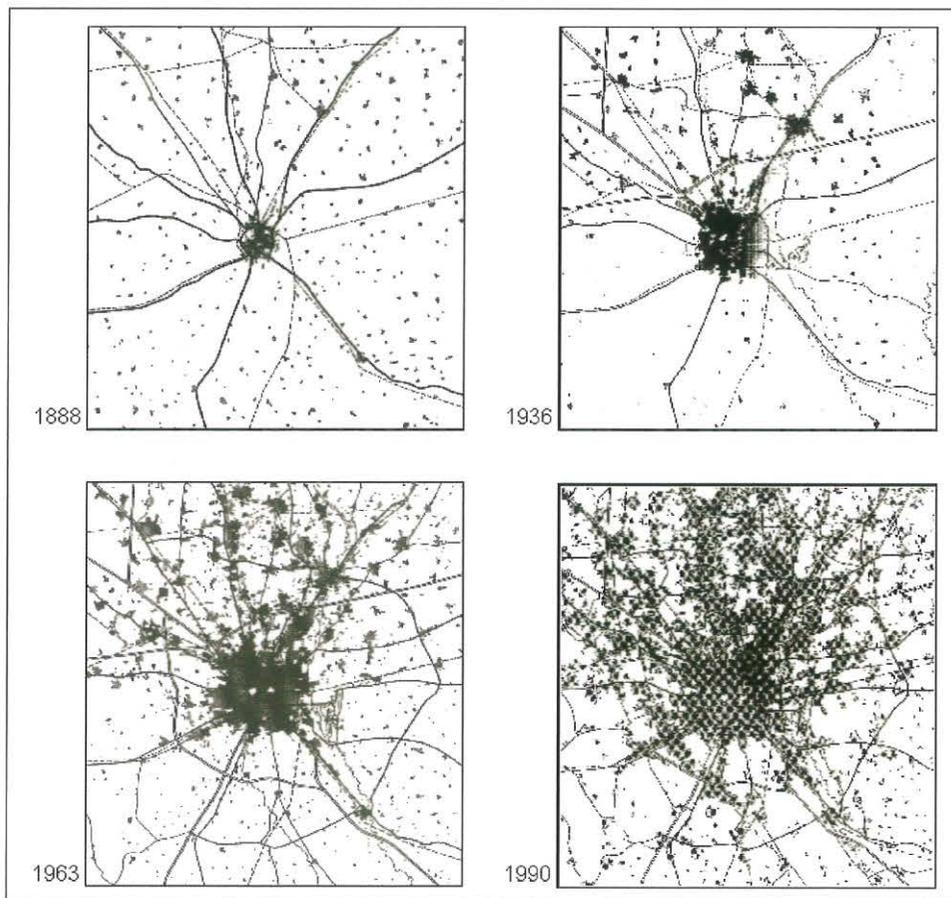


Figura 126 - Evoluzione dello sviluppo urbano nell'area milanese nell'ultimo secolo. Fonte Provincia di Milano, relazione sullo stato dell'ambiente 2000.

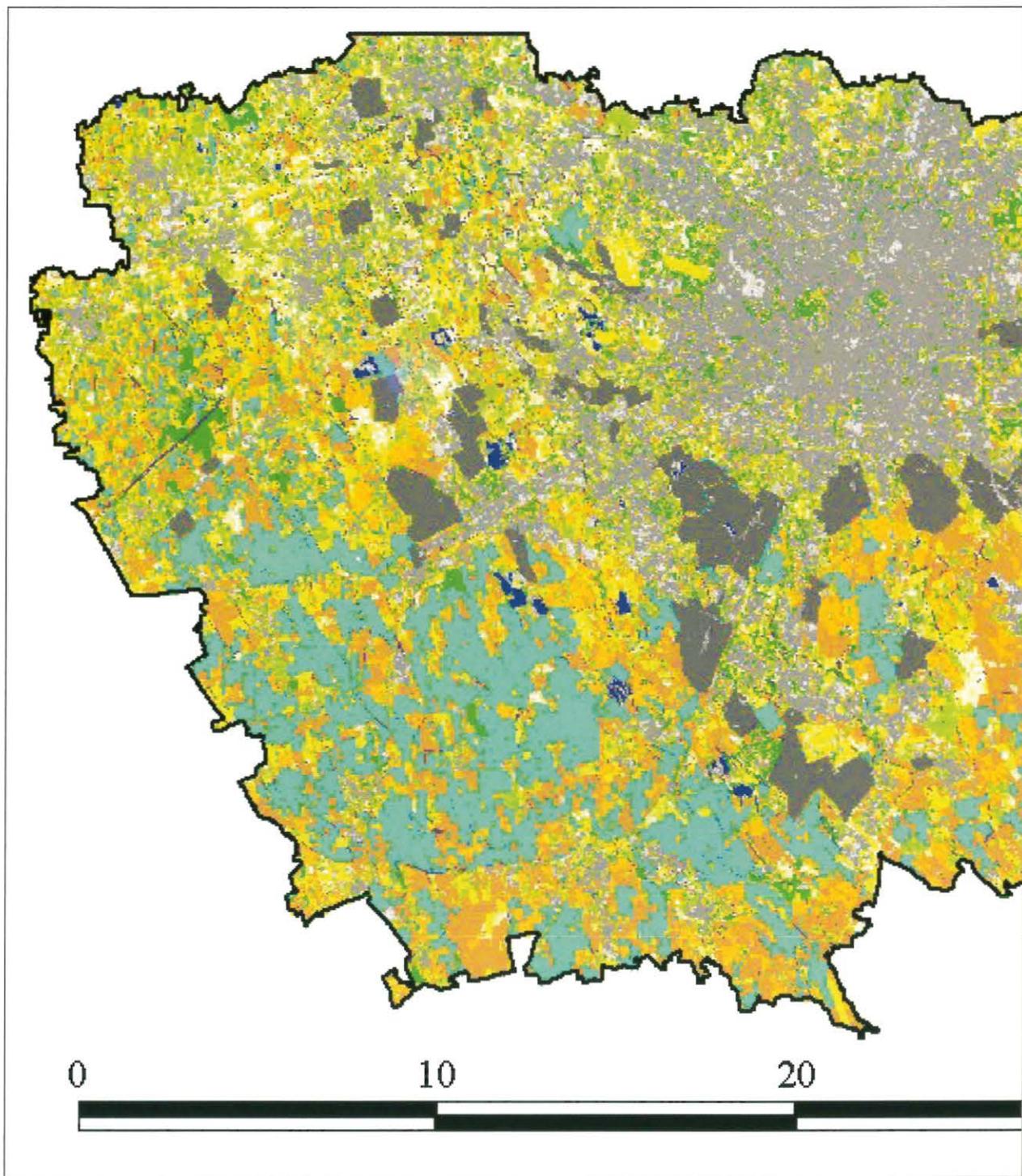
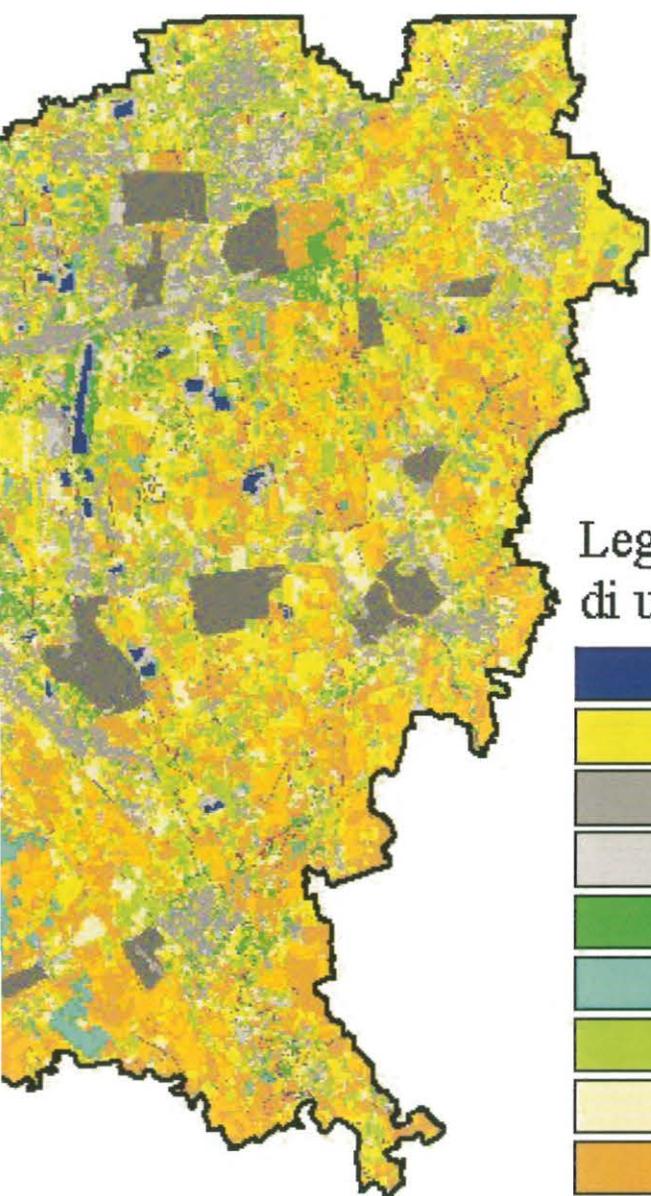
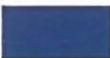
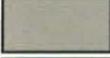
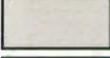
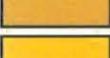
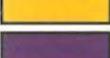
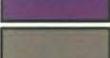


Figura 125 - Ipotesi di uno scenario d'urbanizzazione per il Parco Agricolo Sud Milano.



Legenda scenario di urbanizzazione

-  Acqua
-  Prato
-  Urbano residenziale
-  Urbano industriale
-  Bosco/pioppeto
-  Risaia
-  Frumento, orzo
-  Loiessa-mais, orzo-mais
-  Mais da granella, soia
-  Mais da insilato
-  Filari
-  Urbanizzazione

30 Km



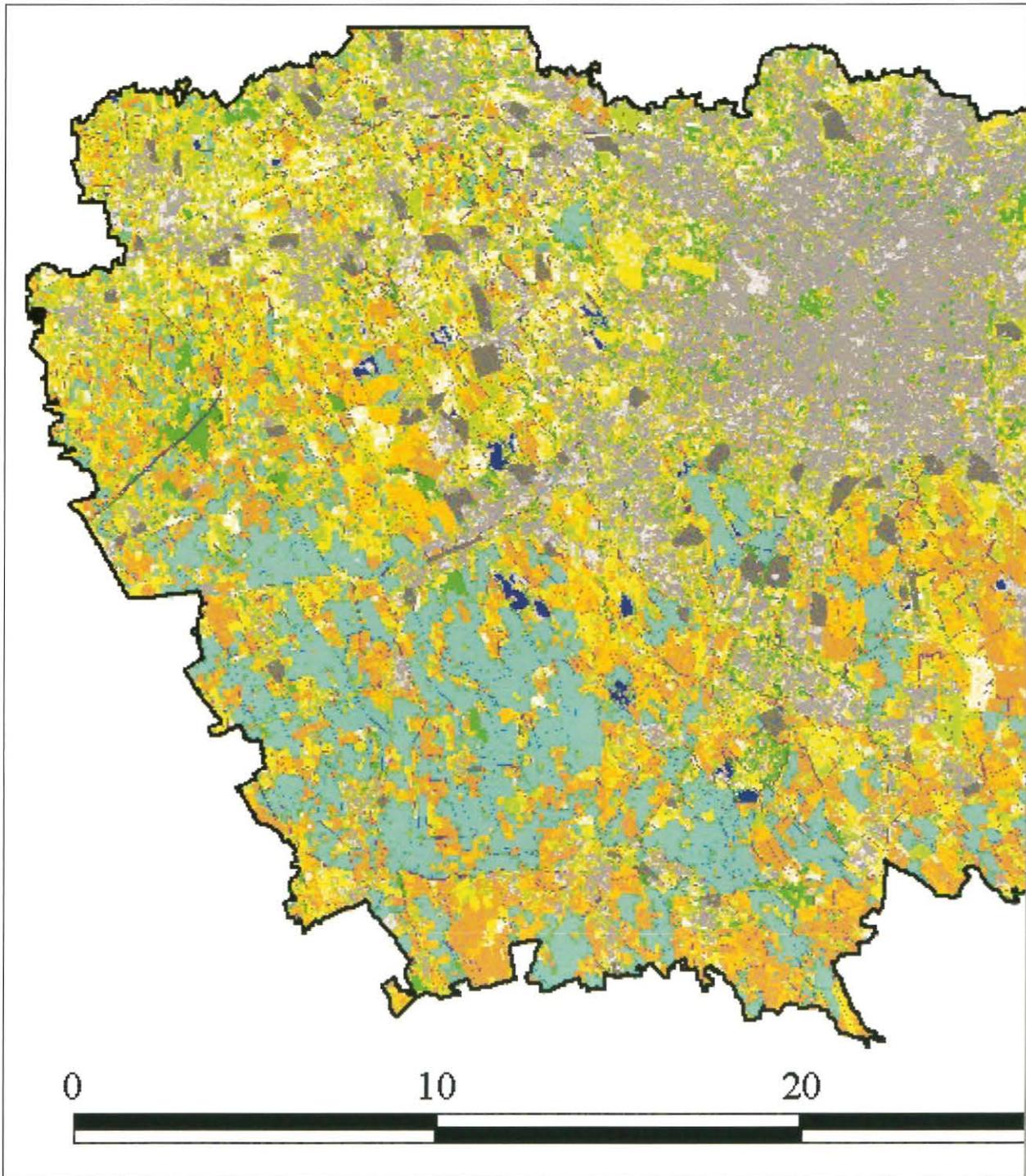
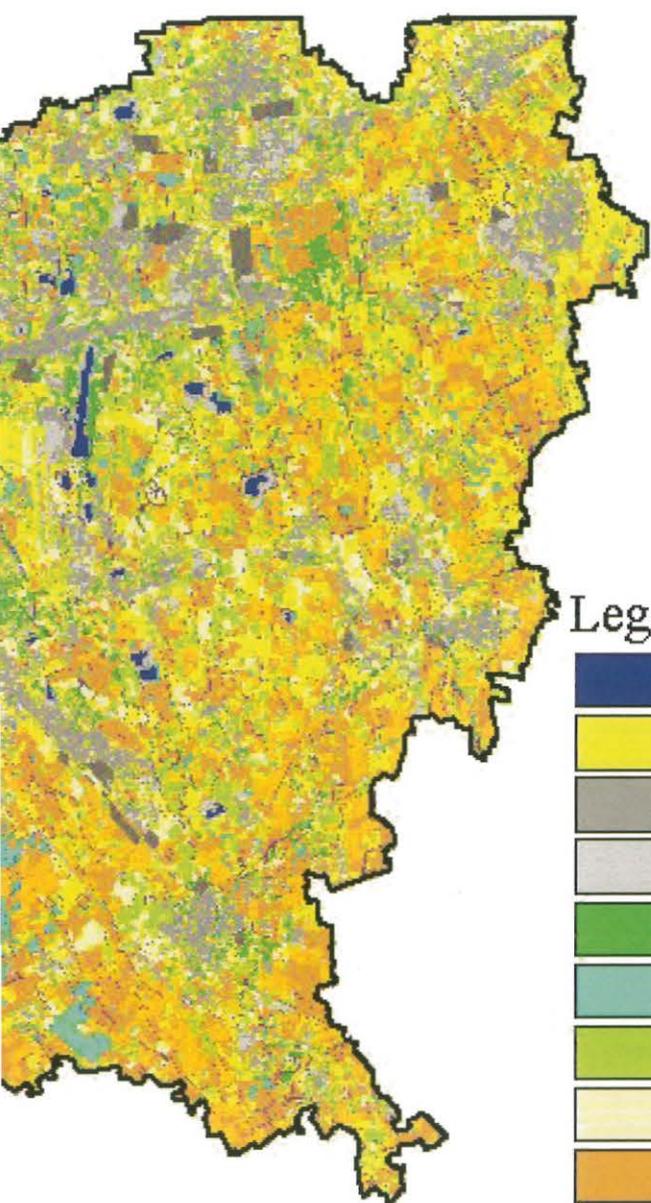
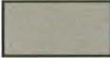
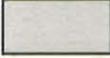
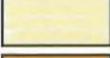
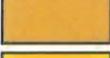
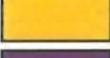
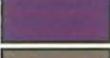


Figura 127 - Ipotesi di uno scenario intermedio per il Parco Agricolo Sud Milano.



Legenda scenario intermedio

-  Acqua
-  Prato
-  Urbano residenziale
-  Urbano industriale
-  Bosco/pioppeto
-  Risaia
-  Frumento, orzo
-  Loiessa-mais, orzo-mais
-  Mais da granella, soia
-  Mais da insilato
-  Filari
-  Urbanizzazione

30 Km



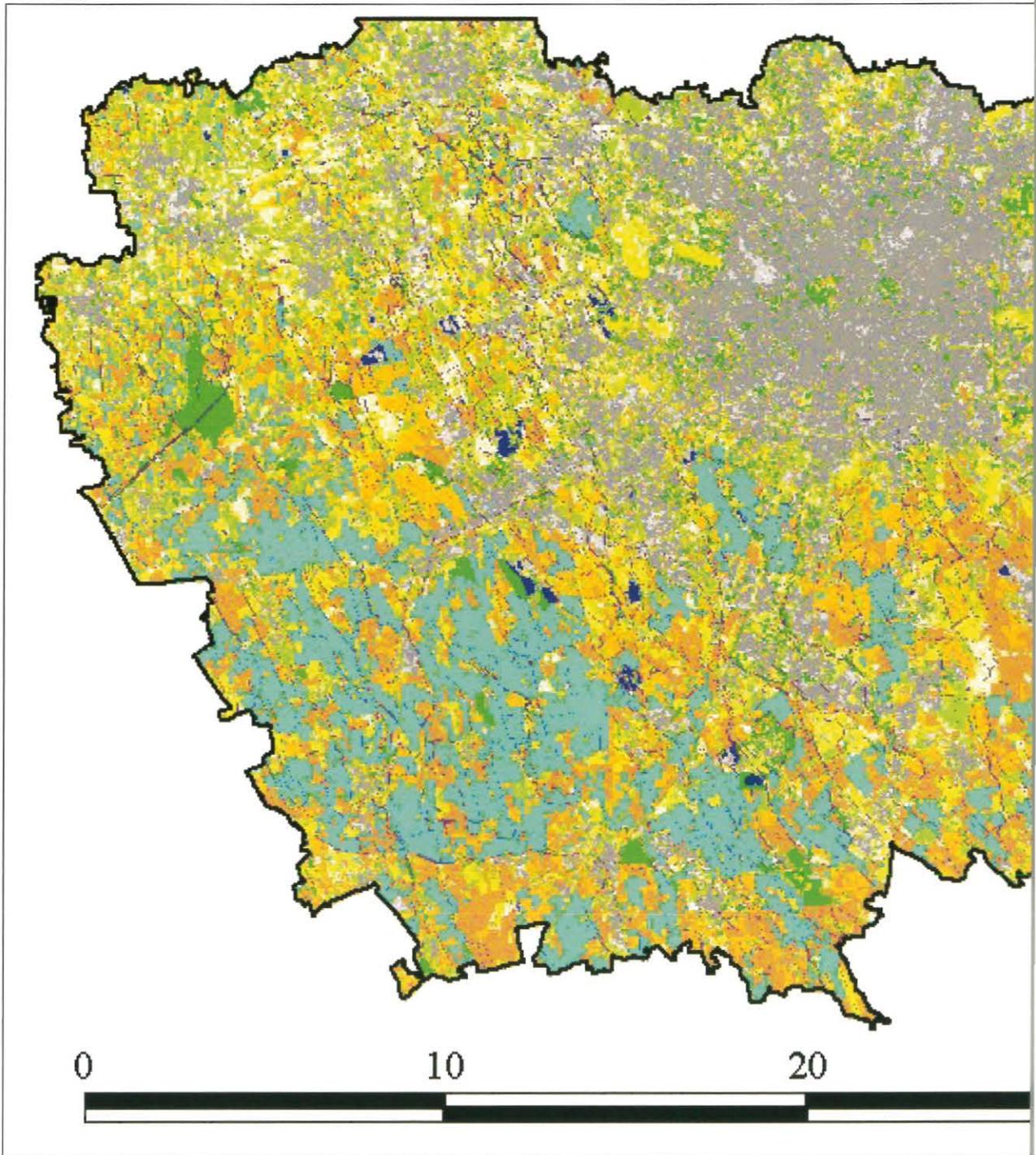
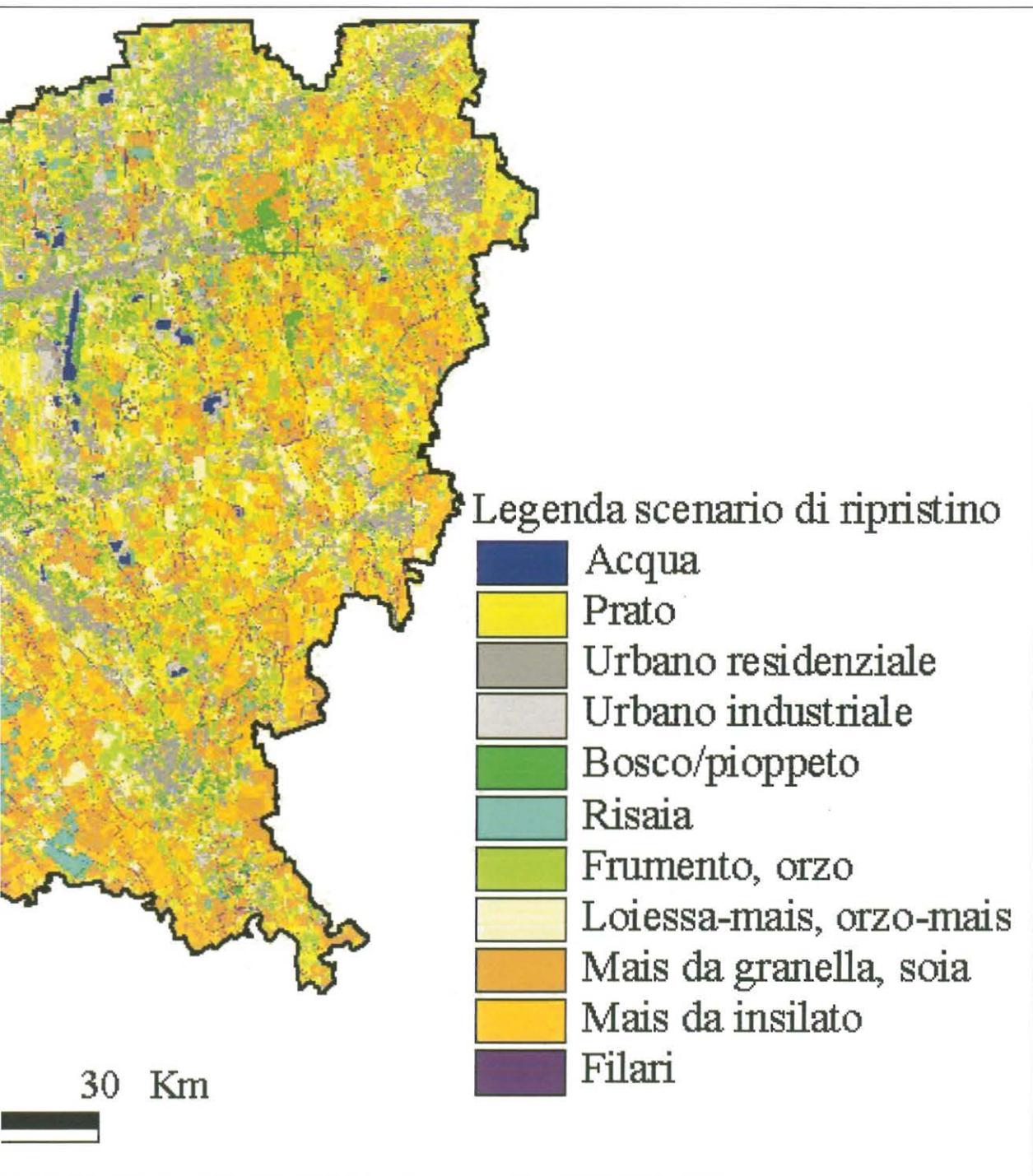
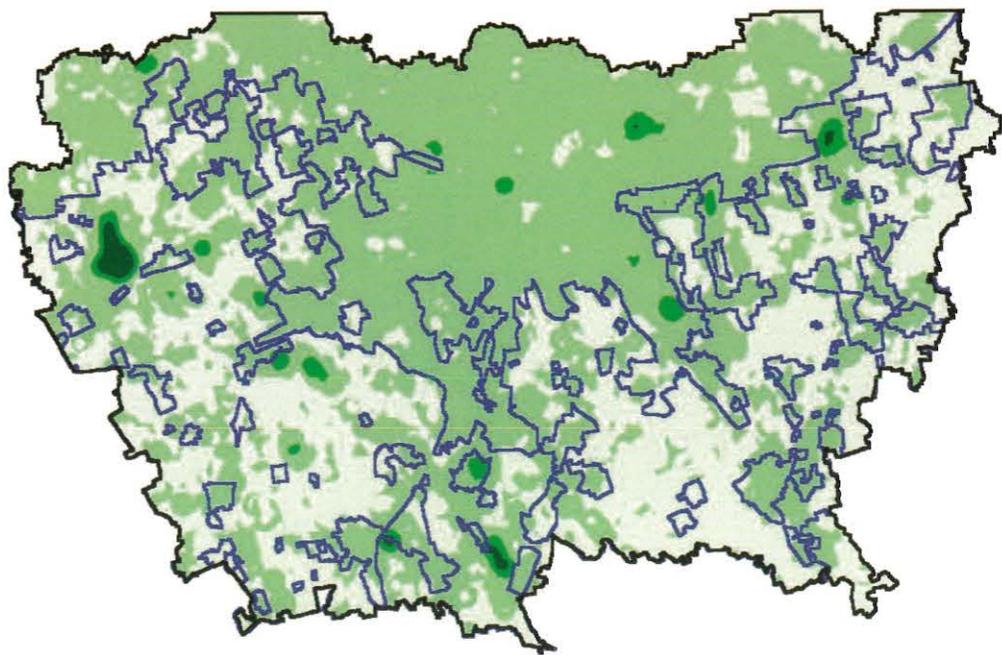
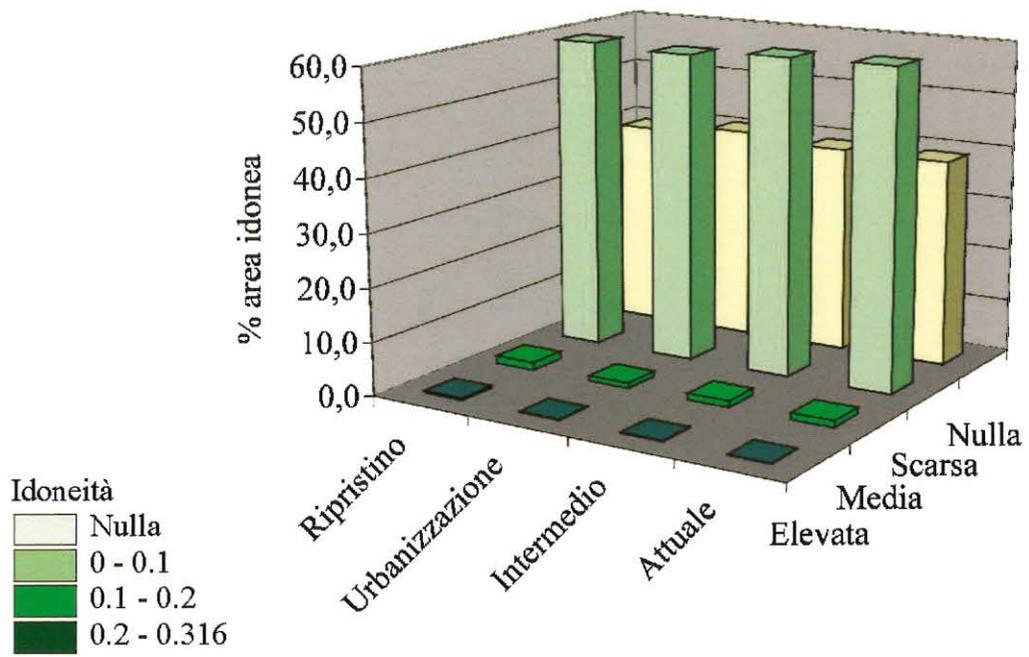


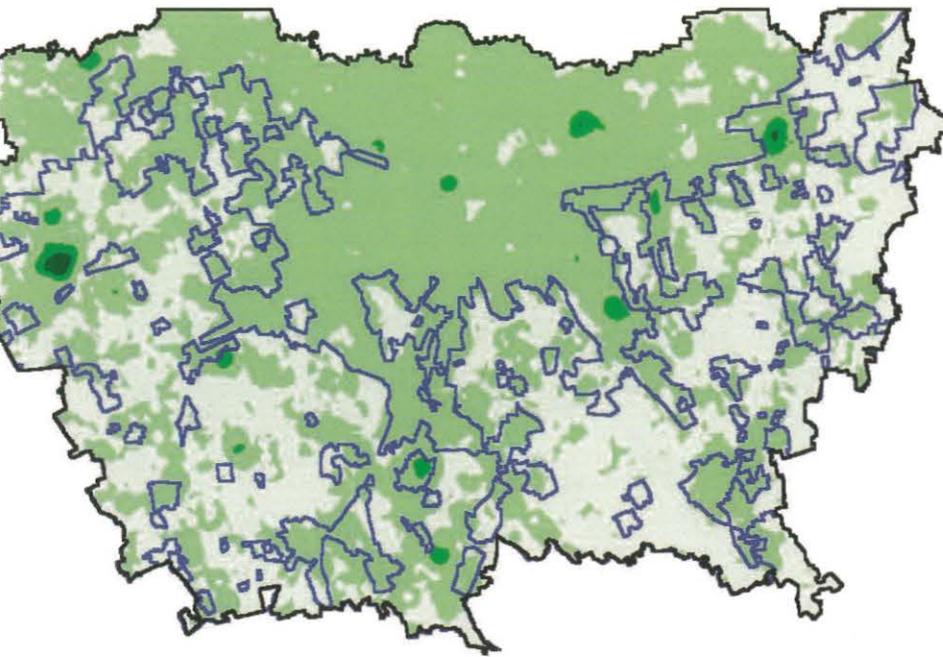
Figura 128 - Ipotesi di uno scenario di ripristino per il Parco Agricolo Sud Milano.



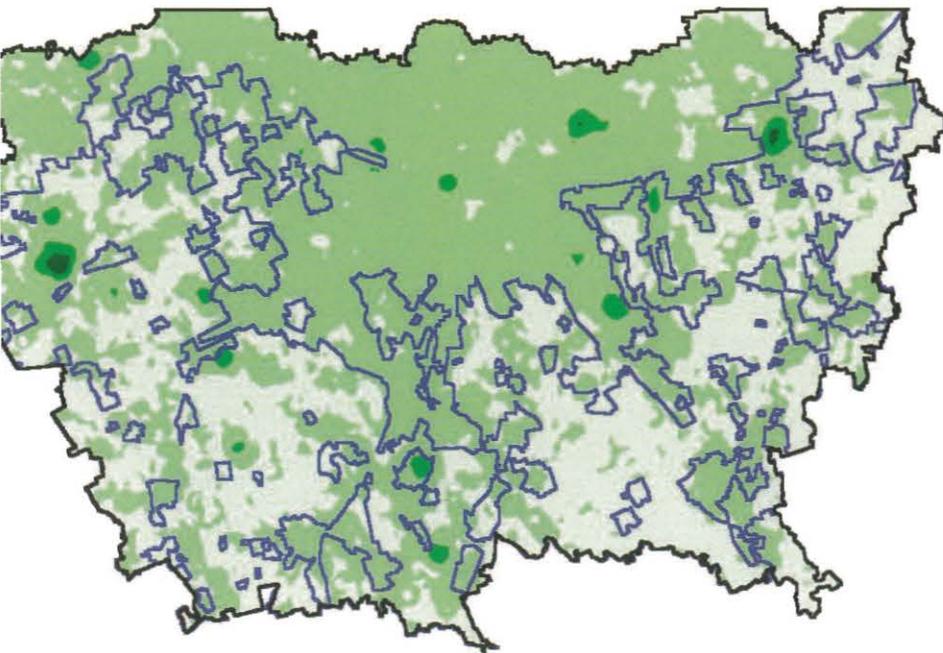


Scenario di ripristino

Figura 129 - Variazione dell'idoneità ambientale per le specie focali del primo gruppo nei tre scenari ipotizzati.



Scenario di urbanizzazione



Scenario intermedio

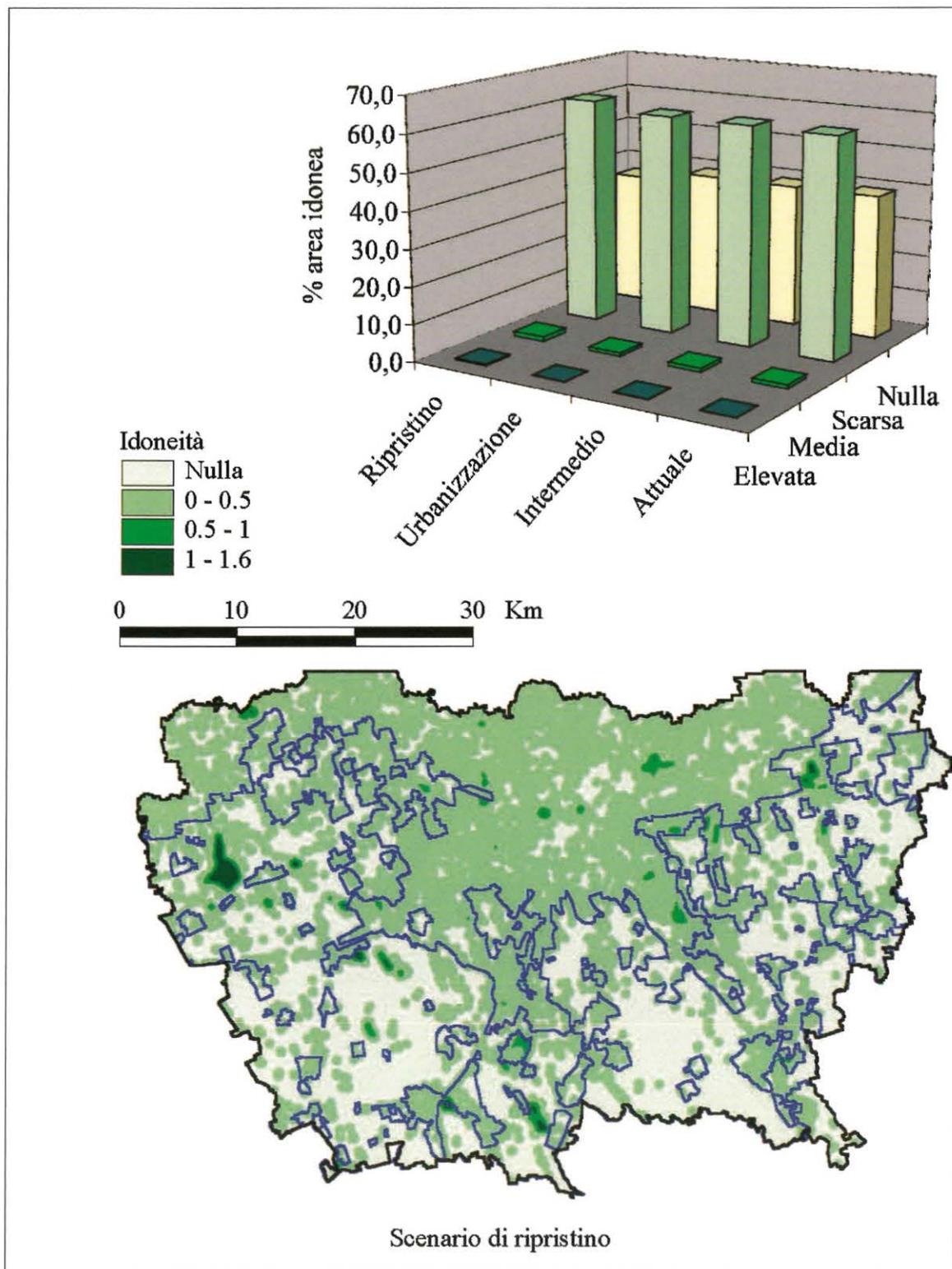
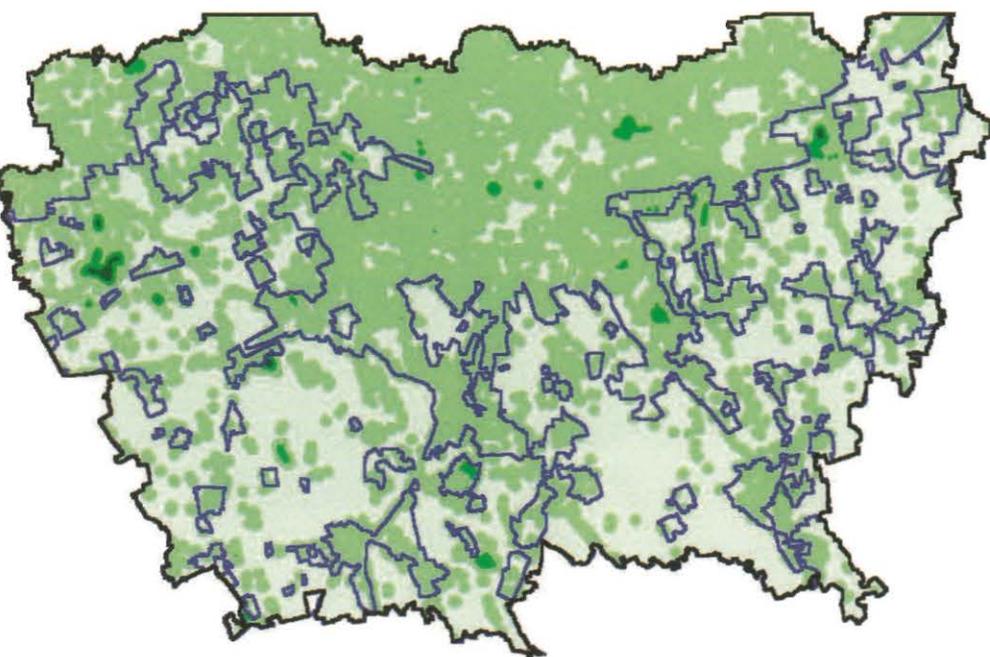
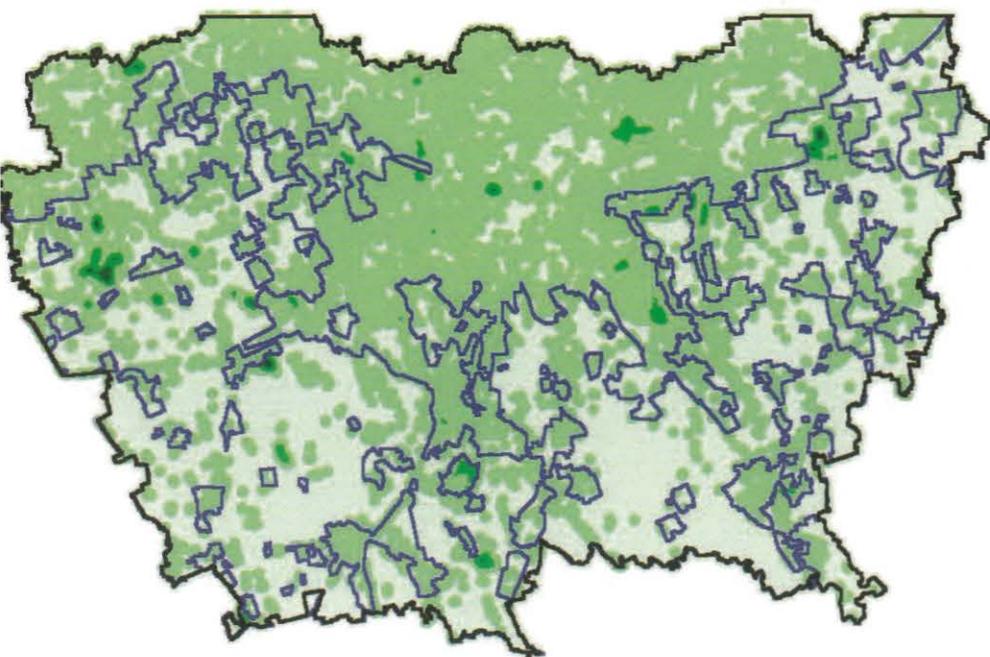


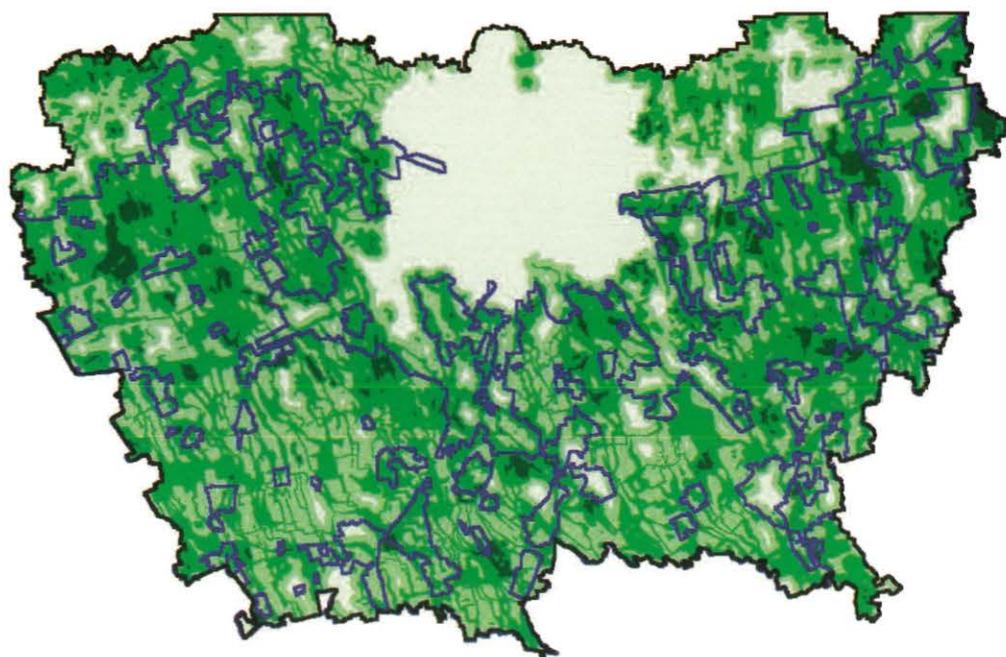
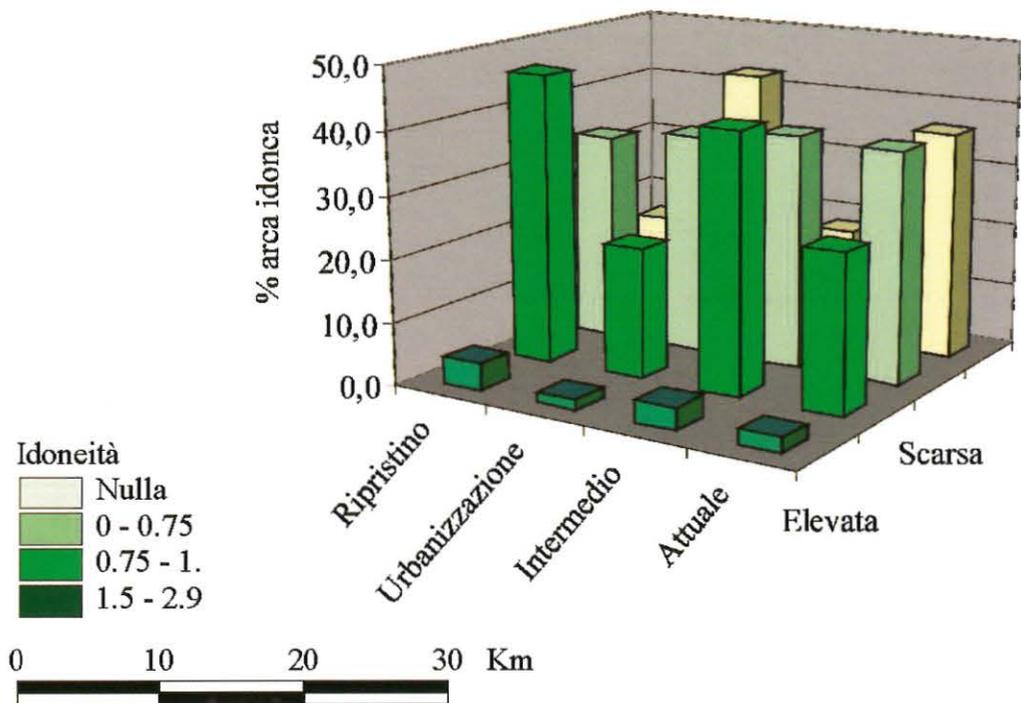
Figura 130 - Variazione dell'idoneità ambientale per le specie focali del secondo gruppo nei tre scenari ipotizzati.



Scenario di urbanizzazione

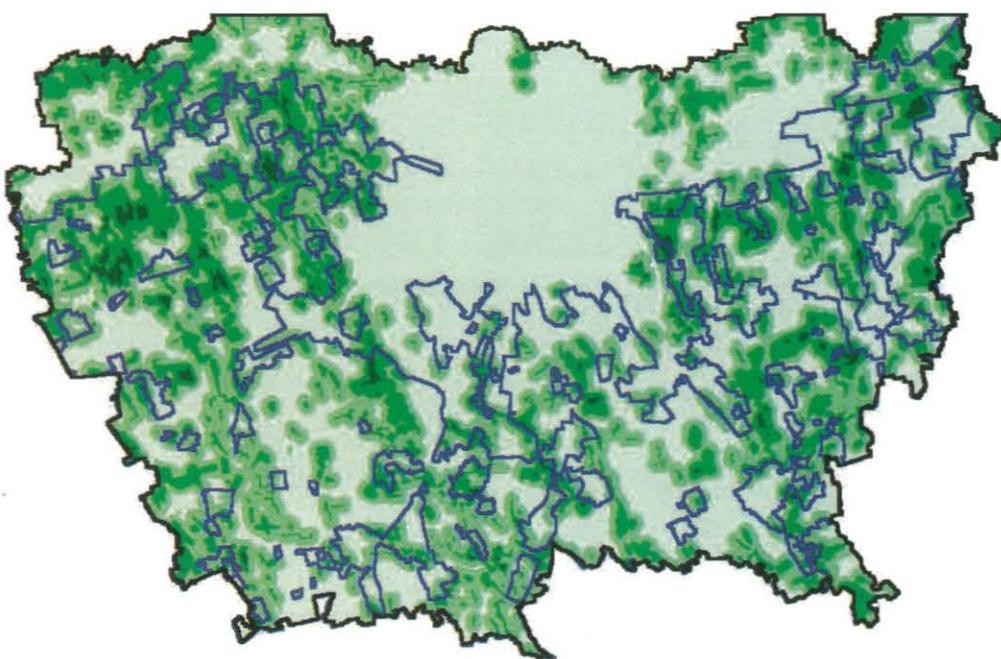


Scenario intermedio

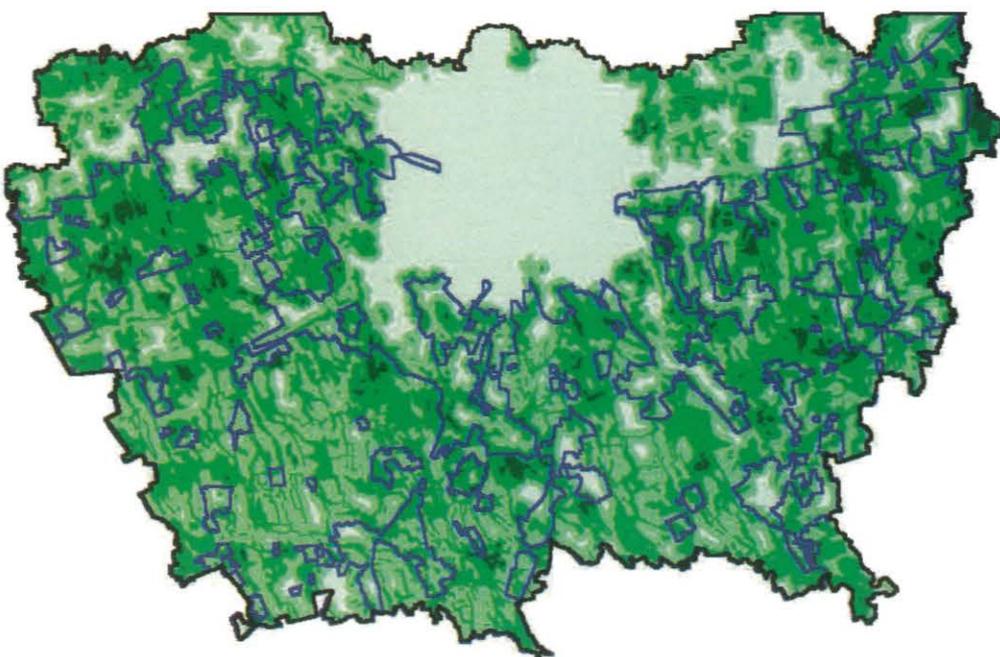


Scenario di ripristino

Figura 131 - Variazione dell'idoneità ambientale per le specie focali del terzo gruppo nei tre scenari ipotizzati.



Scenario di urbanizzazione



Scenario intermedio

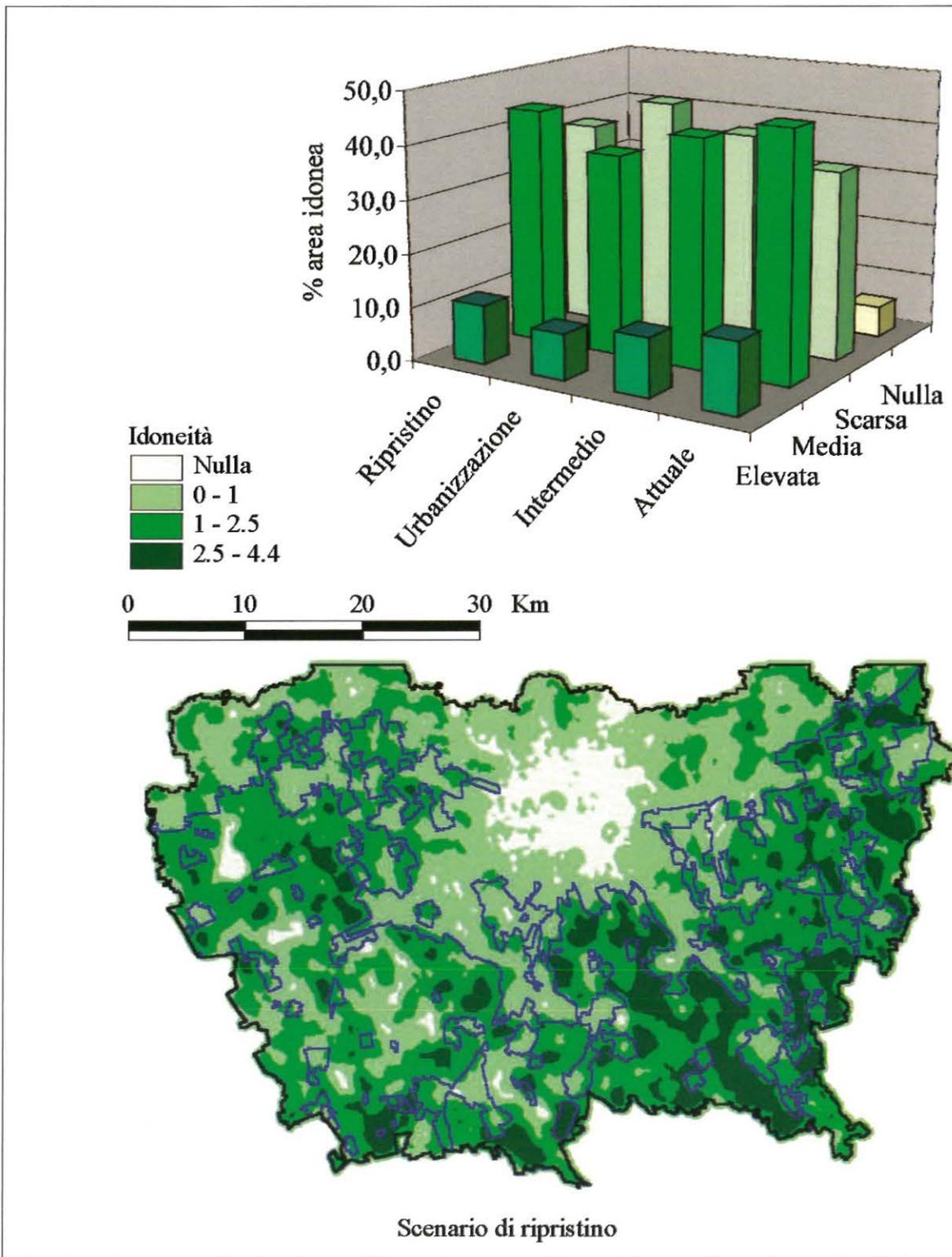
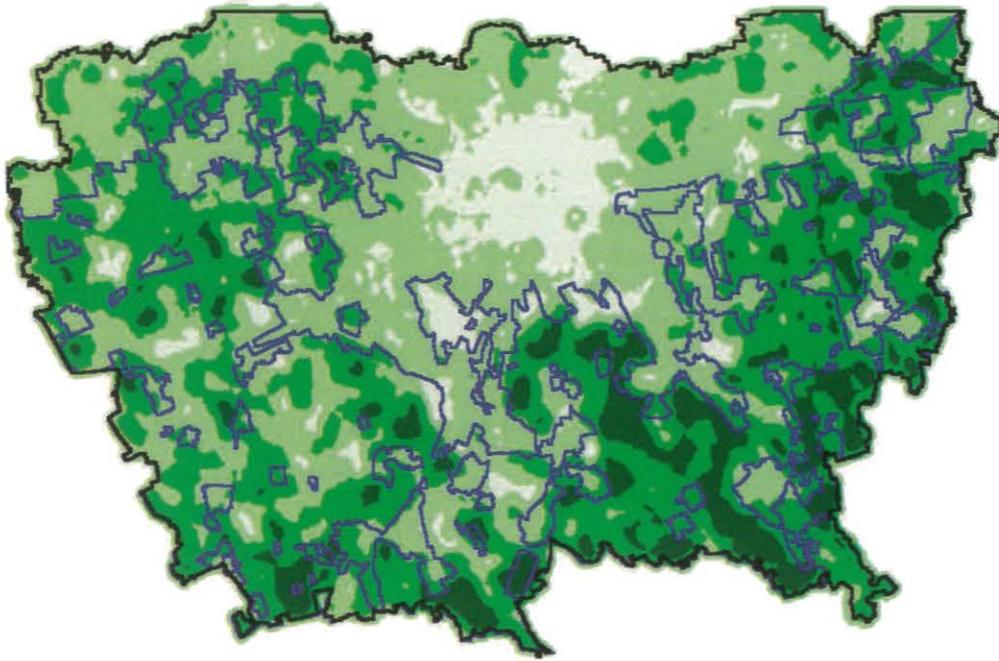
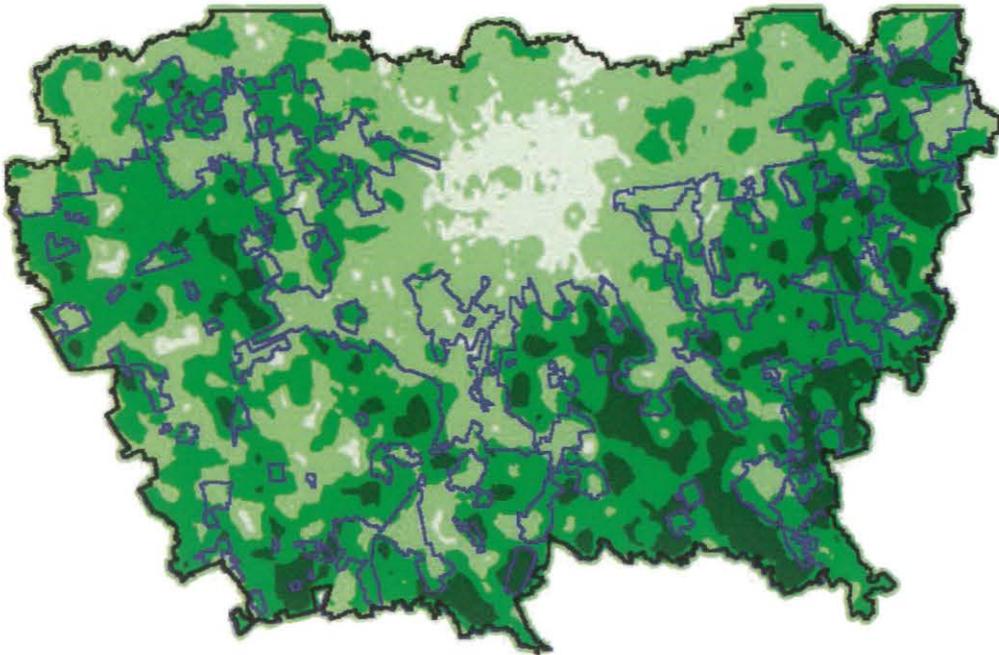


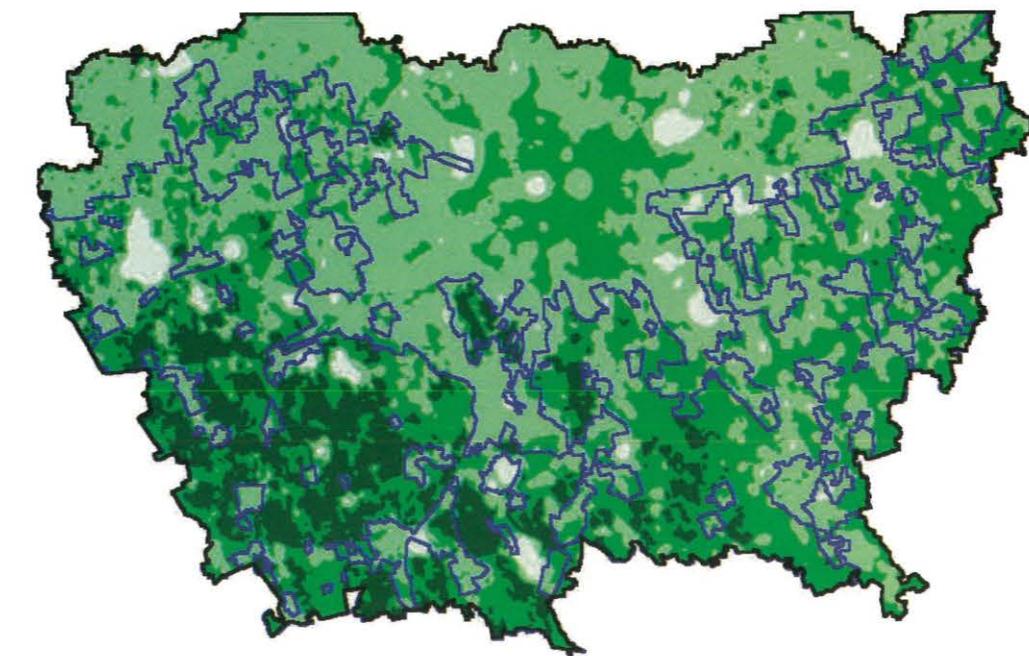
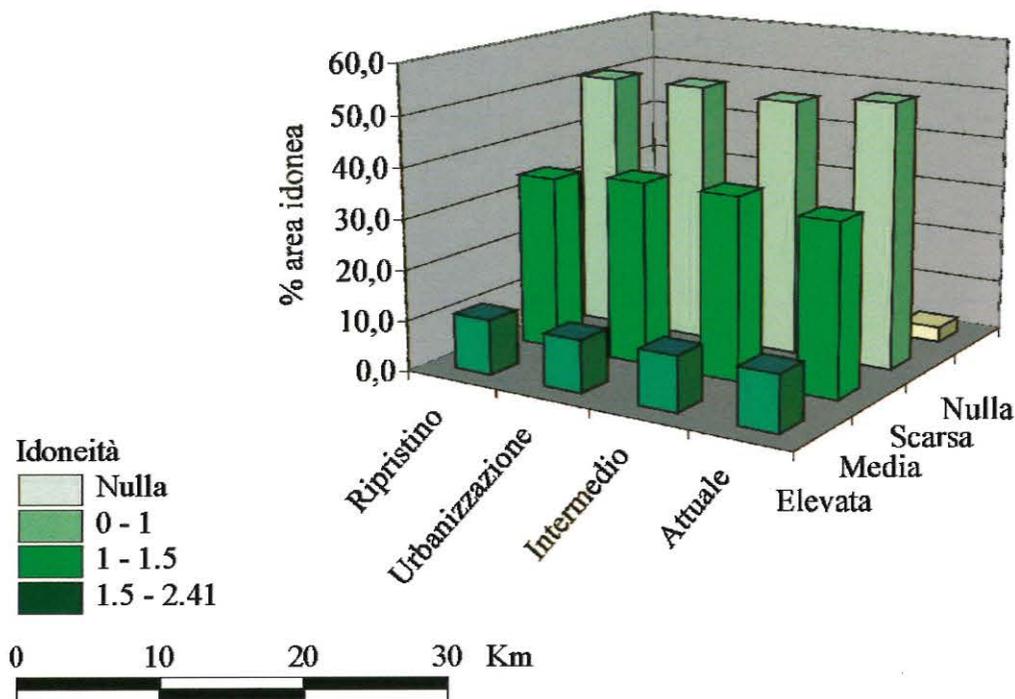
Figura 132 - Variazione dell'idoneità ambientale per le specie focali del quarto gruppo nei tre scenari ipotizzati.



Scenario di urbanizzazione

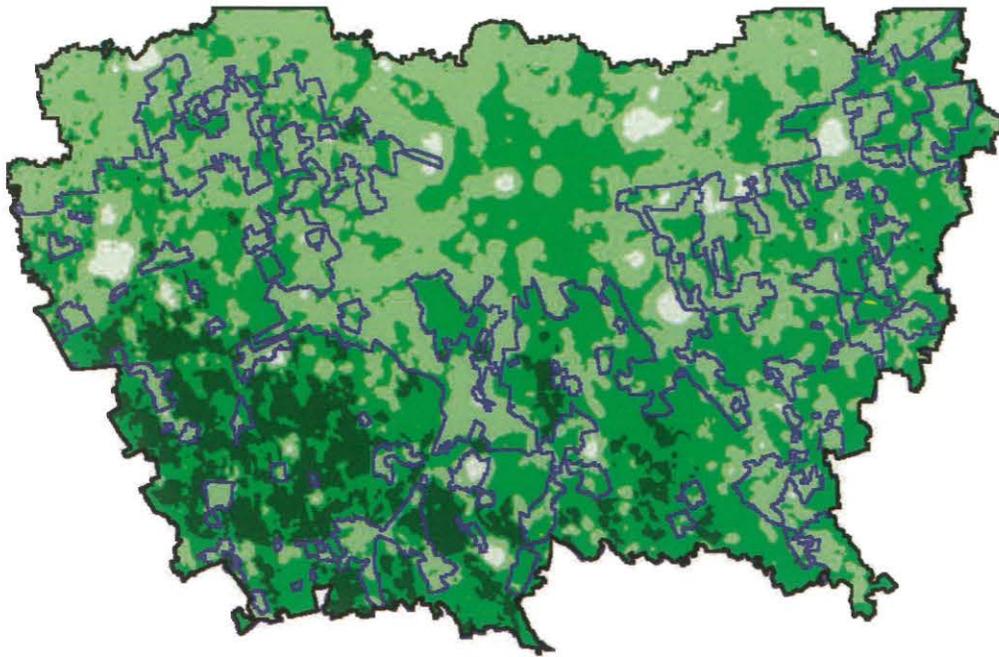


Scenario intermedio

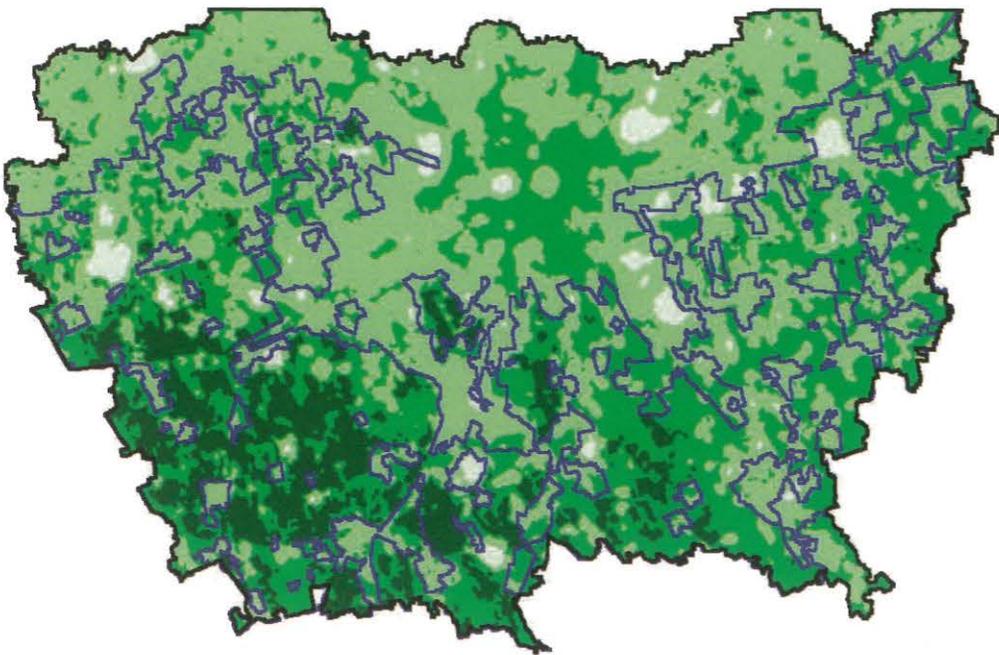


Scenario di ripristino

Figura 133 - Variazione dell'idoneità ambientale per le specie focali del quinto gruppo nei tre scenari ipotizzati.



Scenario di urbanizzazione



Scenario intermedio



12 Conclusioni

12.1 Osservazioni in merito ai risultati della ricerca

Le varie analisi svolte nel corso di questa ricerca permettono di trarre diverse conclusioni. Traendone dei caveat si può affermare che:

- il paesaggio del Parco Agricolo Sud Milano è un paesaggio in fase di trasformazione degradativa; in esso però vi sono ancora aree e nuclei di pregio naturalistico che occorrerebbe preservare;
- gli andamenti delle popolazioni dell'avifauna lombarda impongono di porre particolare attenzione agli ambienti agricoli;
- l'avifauna rilevata nel territorio del parco rispecchia in modo significativo le caratteristiche del paesaggio;
- lo studio sui filari ha evidenziato come questo elemento lineare dei paesaggi agricoli è ancora presente, ma spesso in condizioni di degrado o quantomeno di scarsa qualità;
- il territorio del parco si presta a fungere da corridoio di biodiversità tra i parchi regionali della valle del Ticino e dell'Adda; all'interno del parco sono evidenziati alcuni nuclei che già ora presentano un'ideoneità elevata ad essere considerati elementi del corridoio di biodiversità ed è stato possibile indicare i percorsi di connessione di questi nuclei;
- le indicazioni gestionali ottenute dalle analisi sono estremamente semplici, ma questo è un dato assai positivo, in quanto risulta facilitato il trasferimento a chi opera sul territorio.

Volendo poi discutere le metodologie seguite nella ricerca si può affermare che:

- utilizzare bioindicatori ed in particolare le specie focali si è rivelato un approccio utile per poter individuare le caratteristiche del paesaggio necessarie a redigere progetti di pianificazione ecologica;
- i paradigmi delle reti ecologiche e del corridoio di biodiversità sono indispensabili per poter conservare dinamicamente la natura considerando i postulati alla base della biologia della conservazione (si veda il cap. 2);
- la redazione di una mappa di idoneità ambientale è il punto di partenza per le operazioni di pianificazione del territorio (reti ecologiche, valutazione di scenari futuri ...);
- la possibilità di valutare scenari di sviluppo futuro a partire dalle carte di idoneità territoriale appare come uno strumento semplice ed efficace per poter evidenziare (ed eventualmente indirizzare) la ricaduta delle scelte gestionali sulla biodiversità.
- la logica fuzzy è un procedimento relativamente innovativo per poter descrivere formalmente la qualità di un paesaggio per l'avifauna (o per altre specie animali); è peraltro evidente che in futuro sarà utile realizzare altri modelli, anche più complessi di quello presentato in questa sede, in modo da rafforzare e diffondere questa tecnica;
- la valutazione qualitativa di alcuni elementi del paesaggio (i filari) rappresenta uno strumento diagnostico utile; i confronti coi dati faunistici delle specie non focali hanno fornito una validazione dell'approccio, e di riflesso una conferma dell'utilità di scegliere quelle specie focali come bioindicatori;
- l'ecologia del paesaggio è un settore dell'ecologia che appare assai promettente per indirizzare teoricamente e praticamente lo sviluppo di progetti di pianificazione ecologica del territorio; va rilevata la scarsità di modelli quantitativi, fatto imputabile probabilmente alla relativa giovinezza della disciplina.

12.2 Quale è il costo di un intervento di ripristino?

Quando si pianifica un intervento di gestione del territorio risulta inevitabile, in fase esecutiva, affrontare il contesto economico. Quanto viene a costare l'intervento, quali sono i prezzi che si dovranno pagare per il mantenimento delle opere realizzate, sono tutte questioni che legittimamente l'amministratore pubblico e i cittadini pongono. Non era un obiettivo di questa ricerca valutare economicamente e quantificare il costo degli interventi suggeriti. Si suggeriscono semplicemente alcune tracce per mettere nella giusta luce i termini del problema:

- secondo quanto studiato da alcuni autori (Maria Pia Sparla, *com pers.* marzo 2001) la presenza dei filari può aumen-

tare la produttività di un campo: quanto si perde ai margini per l'ombreggiamento viene recuperato al centro del campo grazie all'azione di barriera antivento;

- i meccanismi di erogazione di incentivi comunitari rappresentano un'adeguata opportunità di integrazione economica, che compensa ampiamente la perdita di terreno agricolo;
- considerato l'elevato costo di ripristino del suolo cementificato (Francesca Oggioni, *com. pers.* dicembre 2001) e constatata la difficoltà nell'impedire continue trasformazioni degradative del territorio attorno a Milano, una rete di filari appare una soluzione utile tanto per le opere di compensazione di nuove infrastrutture, quanto per rallentare il degrado dell'area;
- non esiste ancora una effettiva valutazione dei servizi ecosistemici di un filare (*sensu Costanza et al.*, 1997) che ponga nella giusta valutazione economica la presenza dei filari in un paesaggio agricolo; se si quantificassero tutti i servizi che il filare compie, diverrebbe evidente quanto è redditizio, per un imprenditore agricolo, mantenere una fitta rete di filari.

Nel complesso appare evidente che, se si tiene conto di tutti i fattori che effettivamente entrano in gioco nella valutazione economica della realizzazione di un filare, il bilancio è più che positivo. Si consideri inoltre che la società italiana ed in particolare quella del nord Italia ha ormai raggiunto la disponibilità a pagare (*sensu Caiati*, 2002) per mantenere un paesaggio agricolo di qualità. Tutte queste considerazioni dovrebbero rassicurare gli amministratori della cosa pubblica: la proposta di impiantare filari e siepi nelle campagne ha la possibilità di essere redditizia, più di quanto possa apparire ad una prima analisi.

12.3 Vale la pena conservare i paesaggi agricoli?

Per concludere occorre, in franchezza, chiedersi se vale veramente la pena conservare i paesaggi agricoli. In effetti si tratta di sistemi dominati dall'uomo e forse si potrebbero indirizzare gli sforzi, le energie e le risorse verso altre aree più selvagge, dove più elevata è la biodiversità e maggiore il pregio degli animali e delle piante che vi si trovano.

Ebbene a questo tipo di obiezioni, occorre rispondere con fermezza che qualora si rinunciassero alla conservazione anche nei paesaggi dominati dall'uomo, quali i paesaggi agricoli probabilmente perderebbe senso la conservazione nelle aree di *wilderness* o negli *hot spots* di biodiversità.

Allargando lo sguardo dalla pianura padana verso una visione globale si possono fare diverse considerazioni. Innanzitutto l'umanità sta vivendo una trasformazione epocale, che spesso passa sotto silenzio: la maggioranza degli uomini vive in città e l'ambiente urbano per la sua intrinseca natura è sempre meno rispondente alla biofilia (*sensu Wilson*, 1984) insita nell'uomo.

Ne consegue che sarà sempre più forte la domanda di aree dove ci si potrà "ricaricare" e dove sarà possibile rimanere in contatto con elementi naturali o seminaturali.

Nelle aree industrializzate quest'andamento di popolazione è ancora più marcato (fig. 134): le proiezioni per l'anno 2015 stimano che circa il 75% della popolazione che abita il "primo mondo" sarà concentrata in aree urbane.

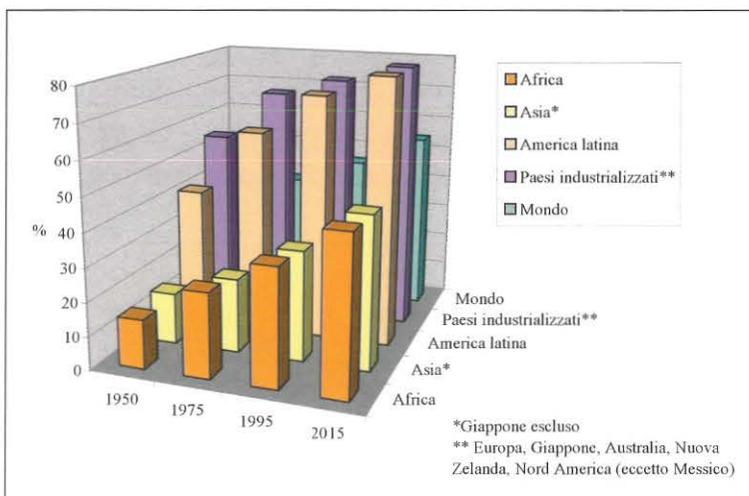


Figura 134 – Trend percentuale della popolazione che vive in aree urbane, suddivisa per continenti (fonte Brown et al., 2000).

Non è difficile immaginare quanto importanti saranno le aree agricole poste nelle immediate vicinanze delle grandi metropoli europee od americane.

Già in questi anni è evidente il fenomeno di svuotamento delle metropoli durante i fine settimana o gli eventuali ponti festivi. Evidentemente queste migrazioni antropiche hanno un costo ecologico ed economico non indifferente. Una concreta possibilità per diminuire quest'impatto consiste proprio nell'offrire attorno alle metropoli aree di svago e di ricreazione. Appare a questo punto evidente la straordinaria opportunità che chiunque amministri un territorio come quello del Parco Agricolo Sud Milano può raccogliere proprio ora.

Se si uscisse dalla scala temporale del mandato elettorale, non risulta difficile comprendere che preservare e ripristinare il territorio attorno a Milano, è operazione ben più redditizia della distribuzione di licenze edilizie. Anzi in realtà, nonostante le radicate convinzioni in tal senso degli amministratori della cosa pubblica, la società italiana ha raggiunto uno stadio tale per cui la conservazione dell'ambiente è un valore da perseguire e per il quale investire.

Se si osserva la carta dell'Europa esposta in figura 135 si può osservare come buona parte del continente subisce un fortissimo impatto da parte dell'azione antropica. Non si può, per nessun motivo pensare che la conservazione possa essere fatta solo nelle aree del nord Europa (dove il colore verde testimonia una minor influenza antropica). D'altra parte non è possibile neppure riportare zone come la Pianura Padana a quello stadio di wilderness che le caratterizzava ancora 2000 anni fa.

Uno stimolante lavoro di Pielke e collaboratori (2002) affronta lo studio delle trasformazioni del paesaggio e degli effetti che possono avere sulla dinamica dei gas serra. L'equipe americana concorda con quanto sostenuto da Tilman e Lehman (2001) o Kennedy *et al.* (2002), ed identifica nelle aree agricole uno dei settori più a rischio della terra. D'altra parte sottolinea come un'adeguata politica agricola possa contribuire a migliorare e a mitigare proprio l'impatto dei gas serra. Uno degli elementi che possono fare la differenza è proprio la presenza di elementi arborei all'interno di un paesaggio agricolo.

Senza dubbio conservare i paesaggi agricoli ha una rilevanza anche per la biodiversità. Nella piccola scala della Lombardia è stato messo in evidenza come proprio le specie dell'avifauna legate all'ambiente agricolo siano tra le popolazioni selvatiche in diminuzione. Tale dato è evidente anche in altre aree del mondo.

La risposta alla domanda con cui è cominciato questo paragrafo non può che essere affermativa. La conservazione dei paesaggi agricoli deve divenire uno degli obiettivi di conservazione. Incidentalmente si può anche aggiungere che questa sfida da un lato è anche più difficile della conservazione in aree remote. Per un ecologo può rappresentare veramente una palestra complessa per verificare la fondatezza delle leggi fondamentali della disciplina.

Non c'è più molto tempo per preservare e conservare i paesaggi agricoli della Pianura Padana. La spinta della metropoli e le molte scelte politico-economiche di questi anni stanno erodendo il territorio del parco, come una metastasi invade e distrugge le cellule sane di un individuo.

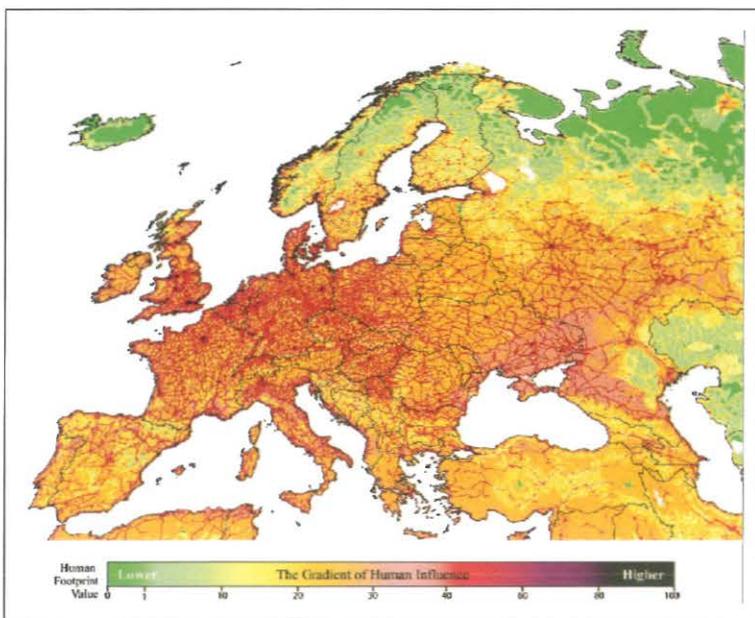


Figura 135 – Influenza umana sul continente europeo (immagine tratta da Sanderson *et al.*, 2002)

Bibliografia

- AA.VV., 1993.** *I suoli del Parco Agricolo Sud Milano*. Regione Lombardia, ERSAL.
- Andreotti A., 2000.** Dinamica delle popolazioni, turnover e migrazioni dello storno, aspetti normativi. *Atti del 2° Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana*. Specie ornitiche problematiche: biologia e gestione nelle città e nel territorio. Firenze, 10 giugno 2000.
- Arnold G.W., 1983.** The influence of ditch and hedgerow structure, length of hedgerows, and area of woodland and garden on bird numbers on farmland. *Journal of Applied Ecology*, 20:731-750.
- Avery M., Leslie R., 1990.** *Birds and Forestry*. T & A.D. Poyser, London.
- Baccetti N., Dall'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C., Zenatello M., 2002.** Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia: distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. *Biologia e conservazione della fauna*, 111: 1-234.
- Baietto M. (Tesi di laurea di), 1999.** *Usa di tecniche di telerilevamento per l'individuazione di reti ecologiche*. Università degli Studi di Milano, A.A. 1997-98.
- Baietto M., Padoa-Schioppa E., Bottoni L., Massa R., 2002 (a).** La progettazione di una rete ecologica territoriale in ambiente agricolo. In: Padoa-Schioppa & Gibelli (a cura di) *Aspetti applicativi dell'ecologia del paesaggio: conservazione, pianificazione, valutazione ambientale strategica*. Atti VII° Congresso Nazionale SIEP-IALE.
- Baietto M., Bottoni L., Massa R., Padoa-Schioppa E., 2002 (b).** Uso delle emergenze faunistiche per l'individuazione di aree prioritarie per la conservazione. *S.It.E. Atti XXV°* (CD-Rom).
- Bailey R.G., 1996.** *Ecosystem Geography*. Springer Verlag, New York.
- Bailey R.G., 1998.** *Ecoregions: The Ecosystem Geography of the Oceans and Continents*. Springer-Verlag, New York.
- Bailey R.G., 2002.** *Ecoregion-Based Design for Sustainability*. Springer-Verlag, New York.
- Baillie S.R., 1990.** Integrated population monitoring of breeding birds in Britain and Ireland. *Ibis* 132: 151-166.
- Baillie S.R., Crick H.Q.P., Balmer D.E., Beaven L.P., Downie I.S., Freeman S.N., Leech D.I., Marchant J.H., Noble D.G., Raven M.J., Simpkin A.P., Thewlis R.M., Wernham C.V., 2002.** Breeding Birds in the Wider Countryside: their conservation status 2001. BTO Research Report No. 278. BTO, Thetford. (<http://www.bto.org/birdtrends>).
- Bani L., 2000.** *Ruolo del sistema di aree protette dell'Alta Pianura lombarda per la conservazione della fauna vertebrata*. Tesi di Dottorato in Scienze Naturalistiche e Ambientali. Università degli Studi di Milano, A.A. 1999-2000.
- Bani L., Bottoni L., Fornasari L., Massa R., 1998.** Uccelli e Mammiferi. In: Sartori F. (red.), *Bioindicatori ambientali*. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano: 216-234.
- 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.
- Barbieri F., Massa R., Scelsi F., 2001.** Uccelli acquatici svernanti nel Parco Agricolo Sud Milano (censimenti triennio 1999-2001). *Sitta Monograph*, 1: 1-47.
- Barrat E.M., Deavukke R., Burland T.M., Bruford T.W., Jones G., Racey P.A., Wayne R.K., 1997.** DNA Answers the Call of Pipistrelle Bat Species. *Nature*, 387: 138-139.
- Baudry J., Burel F., Le Coeur D., 1997.** Field margins plant assemblages: variation between local and landscape factors *Landscape and Urban Planning*, 37: 57-72.
- Baudry J., Bunce R.G.H., 2001.** An overview of the landscape ecology of hedgerows. In: Barr C. e Petit S. (eds) *Hedgerows of the world: their ecological function in different landscapes*. Proceedings of the 2001 IALE - UK Congress: 81-86.
- Becker F., Choudhury B.J., 1988.** Relative sensitivity of normalized difference vegetation index (NDVI) and microwave polarization difference index (MPDI) for vegetation and desertification monitoring. *Remote Sensing of Environment*, 24: 297-311.
- Bellingeri D., 2000.** *Evoluzione dell'uso del suolo nel territorio del Parco Agricolo Sud Milano mediante integrazione di tecniche di telerilevamento e GIS*. Tesi di laurea in Scienze Ambientali, Università degli Studi di Milano-Bicocca. A.A. 1999-2000.

- Beltrame G., 2000.** *Il Parco Agricolo Sud Milano*. Edizioni Arienti & Maccarini, Milano.
- Bennett A.F., 1999.** *Linkage in the Landscape: the role of corridors and connectivity in wildlife conservation*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, U.K.
- Benussi E., Bembich L., 1998.** Caratteristiche, status ed evoluzione della colonia urbana di *Larus michahellis* nella città di Trieste. *Annali di studi istriani e mediterranei*, 13: 67-74.
- Berger L., 1983.** Systematics and hybridisation in European green frogs of the *Rana esculenta* complex. *Journal of Herpetology*, 7: 1-10.
- Bibby C.J., Hill D.A., Burgess N.D., Mustoe S., 2002.** *Bird Census Techniques*. Academic Press, London: 302.
- Blondel J., 1986.** *Biogeographie évolutive*. Masson, Paris.
- Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1970.** La méthode des indices ponctuels d'abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune par «stations d'écoute». *Alauda*, 38: 55-71.
- Blondel J., Ferry C., Frochot B., 1973.** Avifaune et végétation, essai d'analyse de la diversité. *Alauda*, 41: 63-84.
- Borman F.H., Likens G.E., 1979.** *Pattern and processes of a Forested Ecosystem* Springer-Verlag, New York: 253
- Bradshaw A.D., 1983.** The Reconstruction of Ecosystems. *Journal of Applied Ecology*, 10: 1-17.
- Bradshaw A.D., 1984.** Land restoration now and in future. *Proceedings of Royal Society London B* 223: 1-23
- Bradshaw A.D., 1987.** Restoration an acid test for ecology. In: Jordan III W.R., Gilpin M.E., Aber J.D. (Eds.), *Restoration ecology* Cambridge University Press, Cambridge: 23-30
- Brichetti P., Fasola M., 1990.** *Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia (1983-1987)*. Editoriale Ramperto, Brescia.
- Brichetti P., Gariboldi A., 2002.** *Manuale di ornitologia, volume 3*. Ed agricole, Bologna.
- Brichetti P., Saino N., Canova L., 1986.** Migrazione ed espansione della tortora dal collare orientale *Streptopelia decaocto* in Italia. *Avocetta*, 10: 45-49.
- Brown L.R., Renner M., Halweil B., 2000.** *Vital signs 2000. I trend ambientali e sociali che disegnano il nostro futuro*. Edizioni Ambiente, Milano.
- Buchwald K., Engelhart W. (eds.), 1968.** *Handbuch für Landschaftspflege und Naturschutz Bd. 1 Grundlagen*. BLV Verlagsgesellschaft, Munich.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (a cura di), 1998.** *Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati*. WWF Italia, Roma.
- Bullini L., 1996.** Diversità genetica e specie minacciate d'estinzione. *Atti del VI° convegno della S.It.E.*, 17: 555-59.
- Bullini L., Pignatti S., Virzo de Santo A., 1998.** *Ecologia generale*. Libreria UTET, Torino.
- Bunce R.G.H., Barr C.J., Whittaker H.A., 1981.** An integrated system of land classification. *Annual Report of Insitute of Terrestrial Ecology*, pp. 28-33.
- Burel F., Baudry J., 1999.** *Ecologie du paysage: concepts, méthodes et applications*. Tec. et doc., Paris 1-359.
- Burrough P.A., 1986.** *Principles of Geographical Information System for Land Resources Assessment*. Monographs on soil and resources survey N° 12. Oxford University Press, Oxford.
- Caiati G., 2002.** Valutazione economica del paesaggio rurale. Lucidi del seminario tenuto per il dottorato in Scienze Naturalistiche ed Ambientali dell'Università degli Studi di Milano nel mese di maggio 2002.
- Cameron R. A., Down D.K. Pannett D.J., 1980.** Historical and environmental influences on hedgerow snail faunas. *Biological Journal of the Linnean Society*, 13: 75-87.
- Cammarata S., 1997.** *Sistemi a logica fuzzy* 2nd. Etaslibri, Milano.
- Capra F., 1996.** *The Web of Life: A New Understanding of Living Systems*. Anchor books Ed., New York.
- Capra F., 2002.** *The Hidden Connections: Integrating The Biological, Cognitive, And Social Dimensions Of Life Into A Science Of Sustainability*. Doubleday, New York.
- Caravello G., 1992.** Ecologia del paesaggio ed ecologia umana: gerarchie di rapporti. *Genio Rurale* LV n° 4: 49-56
- Caubel V., 2001.** *Influence de la haie de ceinture de fond de vallée sur les transfert d'eau et d'azote*. Thèse ENSA Rennes: 1-159
- Chamberlain D.E., Crick H.Q.P., 1999.** Population declines and reproductive performance of skylarks *Alauda arvensis* in different regions and habitats of Great Britain. *Ibis*, 141: 38-51.

- Chamberlain D.E., Fuller J., 2001.** Contrasting patterns of change in the distribution and abundance of farmland birds in relation to farming system in lowland Britain. *Global Ecology & Biogeography*. Vol 10 issue 4. 399-409.
- Charrier S., Petit S., Burel F., 1997.** Movements of *Abax parallelepipedus* (Coleoptera, Carabidae) in woody habitats of a hedgerow network landscape: a radio-tracking study. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 61: 133-144.
- Chincarini M., 2003** *Analisi florisco-vegetazionali come misura della qualità strutturale e funzionale dei filari*. Università degli Studi di Milano tesi di dottorato di Ricerca Scienze Naturalistiche e Ambientali XVI° Ciclo
- Chincarini M., Padoa-Schioppa E., 2001.** The ecological evaluation of hedgerows: a preliminary attempt for a practical approach. In: Barr C. e Petit S. (eds) *Hedgerows of the world: their ecological function in different landscapes*. Proceedings of the 2001 IALE – UK Congress: 81-86.
- Colinvaux P., 1988.** *Perché gli animali feroci sono rari*. Mondadori, Milano.
- Colinvaux P.A., 1989.** The past and the future of the amazon. *Scientific American*, 260: 68-75.
- Costanza R., d'Arge R., de Groot R., Farber S., Grasso M., Hannon B., Limburg K., Naeem S., O'Neill R.V., Paruelo J., Raskin R.G., Sutton P., van den Belt M., 1997.** The value of the world's ecosystem services and natural capital. *Nature*, 387: 253-260.
- Cramp S., Simmons K.E., 1979.** *The birds of the Western Palearctic, Vol. 2*. Oxford University Press, Oxford.
- Daget P., 1977a.** Le bioclimat méditerranéen: caractères généraux, modes de caractérisation. *Vegetatio*, 34: 1-20.
- Daget P., 1977b.** Le bioclimat méditerranéen: analyse des formes climatiques par le système d'Embnerger. *Vegetatio*, 34:87-103.
- Delattre P., De Sousa B., Fichet-Calvet E., Quéré J. P., Giraudoux P., 1999.** Vole outbreaks in a landscape context: evidence from a 6-year study of *Microtus arvalis*. *Landscape Ecology* 14: 401-412.
- Delgado J.A., Vives-Ferrandiz C., Tapiero A., 2002.** Tendencia decreciente de una poblacion de gorrión común *Passer domesticus* en los naranjales del este de Espana. *Ardeola*. Vol 49 (2): 195-209.
- De Lillis M., Fontanella A., 1990.** Comparative phenology and growth in different species of the Mediterranean maquis of central Italy. *Vegetatio*, 99/100: 83-96.
- Deppe J., 1990.** Langfristige Brutbestandskontrollen beim Zaunkonig *Troglodytes troglodytes* im nordlichen Schleswig-Holstein. *Vogelwelt* 111: 238-244.
- Diamond J.M., 1975.** The island dilemma: lessons of modern biogeography studies for the design of natural reserves. *Conservation Biology*, 4: 129-146.
- Diamond J.M., 1997.** *Guns, Germs and Steel. The Fates of Human Societies*. W.W. Norton Company, New York- London.
- Donald Evans A.D., Muirhead L.B., Buckingham D.L., Kirby W.B., Schmitt S.I.A., 2002.** Survival rates, causes of failure and productivity of Skylark *Alauda arvensis* nests on lowland farmland. *Ibis* 144 (4): 652-664.
- Dover J.W., 1996.** Factors affecting the distribution of butterflies on arable farmland. *Journal of Applied Ecology*, 33: 723-734.
- Dover J.W., Sparks T., 2000.** Butterflies and hedgerows: a review. *Journal of Environmental Management*, 60: 51-63.
- Dover J.W., Sparks T., Clarke S., Gobbett K., Glossop S., 2000.** Linear features and butterflies: the importance of green lanes. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 80: 227-242.
- Durrel G., 1958.** *Incontri con gli animali*. Adelphi, Milano
- Enemar A., Cavallin B., Nyholm E., Rudebeck I. & Thorner A.M., 1994.** Dynamics of a passerine bird community in a small deciduous wood, Sweden, during 40 years. *Ornis Svecica*, vol. 4, n. 2-3: 65-104.
- Erz W., 1981.** Flächensicherung für den Artenschutz - Grunbegriffe und Einführung. In: ABN (Hrsg): *Flächensicherung für den Artenschutz*. - Jb. Natursch. Landschaftspf. 31. Greven.
- Fabrizi P., 1997.** *Natura e cultura del paesaggio agrario*. Città Studi edizioni, Milano.
- Farina A., 1995.** *Ecotoni -Patterns e processi ai margini*. CLEUP edizioni, Padova.
- Farina A., 1998.** *Principles and Methods in Landscape Ecology*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht Hardbound: 1-235.
- Farina A., 2000.** *Landscape Ecology in Action*. Kluwer Academic Publishers, Dordrecht Hardbound: 1-322.

- Fasola M., Ruiz X., 1996.** The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for waterbirds in the Mediterranean Region. *Colonial Waterbirds*, 19 Special:122-128.
- Fenaroli L., 1935.** L'indice di continentalità idrica come metro di rappresentazione delle caratteristiche climatologiche di stazione e carta isopirica della montagna lombarda. *L'Universo*, (ann. 16) 11: 1-14.
- Ferrari C., 2001** *Biodiversità* Zanichelli, Bologna: 135
- Field A., 2000** *Discovering statistics using SPSS for Windows*. Sage publication, London..
- Foreman D., Davis J., David J., Noss R., Soulé M., 1999.** The *wildland project*: dichiarazione di intenti. In: R. Massa, V. Ingegnoli (a cura di), *Biodiversità, estinzioni, conservazione*. UTET Libreria, Torino.
- Forman R.T.T., 1995.** *Land mosaics*. Cambridge University Press, New York.
- Forman R.T.T., Godron M., 1981.** Patches and Structural Components for a Landscape Ecology. *Bioscience*, 31:733-740.
- Forman R.T.T., Godron M., 1986.** *Landscape Ecology*. John Wiley Sons, New York.
- Fornasari L., 1993.** I rapporti tra i vertebrati e il paesaggio: teoria ed esempi. In: Ingegnoli V. (a cura di), *Esercizi di ecologia del paesaggio*. Edizioni Città Studi, Milano: 131-167.
- Fornasari L., Massa R., 1990.** Bird study and landscape planning on a large area. In: Stastny K., Bejcek V. (eds) *Bird census and Atlas studies*. Praga: 203-216.
- Fornasari L., Bottoni L., Massa R., Fasola M., Bricchetti P., Vigorita V., 1992 (a cura di).** *Atlante degli uccelli svernanti in Lombardia*. Regione Lombardia e Università degli Studi di Milano, Milano.
- Fornasari L., Bani L., Bottoni L., Massa R., 1997.** A method for establishing bird conservation value at landscape level. *Bird Conservation International*, 7: 81-97.
- Fornasari L., Bani L., de Carli E., Massa R., 1998.** Optimum design in monitoring common birds and their habitat. In: Havet P., Taran E., Berthos J.C. (eds.), Proceedings of the IUGB XXIIIrd Congres. *Gibier Faune Sauvage Game Wildl.*, Special number, Part 2, 15: 309-322.
- Fowler J., Cohen L., 1993.** *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Franco Muzzio Editore, Padova.
- Fratlicelli F., Giuliani A., Ruvolo U., 1989.** Dati preliminari dell'influenza delle variabili meteorologiche sull'osservabilità degli uccelli marini. In: Fasola M. (a cura di), Atti Il seminario Italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, XVI.
- Fuller R.J., 1984.** *The distribution and feeding behaviour of breeding songbirds on cereal farmland at Manydown Farm, Hampshire in 1984*. BTO, Tring, UK.
- Fuller R.J., Gregory R.D., Gibbons D.W., Marchant J.H., Wilson J.D., Baillie S.R., Carter N., 1995.** Population declines and range contractions among lowland farmland birds in Britain. *Conservation Biology*, 9: 1425-1441.
- Fuller R.J., Trevelyan R.J., Hudson R.W., 1997.** Landscape composition models for breeding bird populations in lowland English farmland over a 20-year period. *Ecography*, 20: 295-307.
- Fuller R.J., Chamberlain D.E., Burton N.H.K., Gough S.J., 2001.** Distributions of birds in lowland agricultural landscapes of England and Wales: how distinctive are bird communities of hedgerows and woodland? *Agriculture, ecosystem and environment*, 84: 79-92.
- Gardner R.H., 1992.** A percolation model of ecological flows. In: Hansen A.J., Di Castri F. (eds), *Landscape boundaries*. Springer-Verlag, New York, Berlin: 260-270.
- Gatto M., De Leo G., Paris G., 1999.** Il "Chi è" della ricerca ambientale in Italia. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano.
- Gentile S., 1995.** *Robinia pseudacacia* L. in formazioni forestali miste dell'Italia nord-occidentale. *Colloques Phytosociologiques*, 24: 11-18.
- Giacchini P., Piangerelli M., Giusini U., 2001.** Il progetto Rondine della Provincia d'Ancona: ecologia e analisi della popolazione. *Atti del Convegno "La Rondine in Italia, status attuale, ecologia e gestione"*, Jesi.
- Giacomini V., 1965.** Significato e funzione dei parchi nazionali in Italia. *Ist. Tec. e Prop.Agr.* Roma: 7-37.
- Giacomini V., 1966.** L'Etna Parco Nazionale. Un paesaggio incomparabile da salvaguardare e valorizzare. *Italia forestale e montana*, 3: 109-116.
- Gibbons Reid J.B., Chapman R.A., 1993.** *The New Atlas of Breeding Birds in Britain and Ireland: 1988-1991*. London: Poyser.

- Giglio E., 2002.** Glossary. In: Ingegnoli V. (a cura di) *Landscape Ecology: A Widening Foundation*. Springer-Verlag Berlin Heidelberg-New York: 1-357
- Green R.E., Osborne P.E., Sears E.J., 1994.** The distribution of passerine birds in hedgerows during the breeding season in relation to characteristics of the hedgerow and adjacent farmland. *Journal of Applied Ecology*, 31: 677-692.
- Gregory R.D., Baillie S.R., 1998.** Large-scale habitat use of some declining British birds. *Journal of Applied Ecology*, 35: 785-799.
- Gregory R.D., Noble D.G., Cranswick P.A., Campbell L.H., Rehfisch M.M., Baillie S.R., 2001.** *The state of the UK's birds 2000*. RSPB, BTO and WWT, Sandy.
- Grumbine R.E., 1990.** Viable population, reserve size, and federal lands management. A critique. *Conservation Biology*, 4: 127-134.
- Haas C.A., 1995.** Dispersal and use of corridors by birds in wooded patches on an agricultural landscape. *Conservation Biology*, 9: 845-854.
- Haber W., 1990.** Basic concepts of landscape ecology and their application in land management. *Physiology and Ecology Japan*, 27 special number: Ecology for tomorrow, pp. 131-146.
- Hagemeijer E.J.M., Blair M.J. (eds), 1997.** *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & A D Poyser, London.
- Hagemeijer E.J.M., Verstrael T.J., 1994.** *Bird numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspect*. Proceeding of the 12th International Conference of IBCC and EOAC. Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- Haila Y., 1985.** Birds as a tool in reserve planning. *Ornis Fennica*, 62: 96-100.
- Hair J.F., Anderson R.E., Tatham R.L., Black W.C., 1998.** *Multivariate data analysis*. Fifth Edition. Prentice Hall, New Jersey: 1-768.
- Hansen A.J., Di Castri F. (eds), 1992.** *Landscapes Boundaries*. Springer, New York-Berlin.
- Harris L.D., 1984.** *The fragmented forest: island biogeography theory and the presentation of biotic diversity*. Chicago University Press, Chicago.
- Harris L.D., Gallagher A., 1989.** New initiatives for wildlife conservation: the need for movement corridors. In: MacKintosh G. (eds.) *Preserving communities and corridors*. Island Press.
- Hatchwell B.J., Wood M.J., Anwar M., Perrins C.M., 2000.** The prevalence and ecology of the haematozoan parasites of European blackbirds, *Turdus merula*. *Canadian Journal of Zoology*. Vol. 78, n.4: 684-687.
- Hildén O., 1988.** Thirty years of Finnish winter bird censuses. *Sitta*, 2: 21-57.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., 2000.** The influence of hedge structure, management and landscape context on the value of hedgerows to birds: A review. *Journal of Environmental Management*, 60 (1 Special Issue S1): 33-49.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I., Sparks T.H., 1995.** Habitat and landscape factors influencing the presence of individual breeding bird species in woodland fragments. *Journal of Avian Biology*, 26: 94-104.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Newton I., Sparks T.H., 1996a.** Influences of population size and woodland area on bird species distributions in small woods. *Oecologia*, 105: 100-106.
- Hinsley S.A., Pakeman R.J., Bellamy P.E., Newton I., 1996b.** Influence of habitat fragmentation on bird species distributions and regional population sizes. *Proceedings of the Royal Society of London, series B*, 263: 307-313.
- Hinsley S.A., Bellamy P.E., Sparks T.H., Rothery P., 1999.** A field comparison of habitat characteristics and diversity of birds, butterflies and plants between game and non-game areas. In: Firbank L.G. (eds.), *Lowland Game Shooting Study*. Cumbria, ITE: 69-116.
- Hobbs R.J., Norton D.A., 1996.** Towards a Conceptual Framework for Restoration Ecology *restor. Ecology*, 4: 93-100.
- Hole D.G., Whittingham M.J., Bradbury R.B., Anderson G.Q.A., Lee P.L.M., Wilson J.D., Krebs J.R., 2002.** Agriculture: Widespread Local House-Sparrow Extinctions. *Nature*, 418: 931-932.
- ICBP; 1992.** *Putting biodiversity on the map: priority areas for global conservation*. International Council for Bird Preservation, Cambridge, U.K.
- Ingegnoli V., 1993.** *Fondamenti di ecologia del paesaggio*. Cittàstudi, Milano.

- Ingegnoli V. (a cura di), 1997.** *Esercizi di Ecologia del Paesaggio*. Cittàstudi, Milano
- Ingegnoli V., 2002.** *Landscape Ecology: A Widening Foundation* Springer-Verlag Berlin-New York.
- Ingegnoli V., Padoa-Schioppa E., 1997.** Il ruolo della storia ambientale, nel senso del rapporto uomo-paesaggio, nella conservazione biologica. *Atti del 18 Congresso S.It.E.*: 561-563.
- IUCN, 1996.** *Red List of Threatened animals*. IUCN-The World Conservation Union, Gland (Switzerland), Cambridge (UK).
- IUCN, 2000.** *The 2000 IUCN Red List of Threatened Species*. IUCN-The World Conservation Union, Gland (Switzerland), Cambridge (UK).
- Jenny H., 1941.** *Factors of soil formation* McGraw-Hill, New York: 1-281
- Jobin B., Boutin C., Des Granges J.L., 1997.** Effects of agricultural practices on the flora of hedgerows and woodland edges in southern Quebec. *Canadian Journal of Plant Science*, 77: 293-299.
- Jongman R.H.G., Ter Braak C.J.F, Van Tongeren O.F.R., 1995.** *Data analysis in community and landscape ecology*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Jonkers D., 1992.** Population trends of breeding birds in The Netherlands in 1969-85. *Limosa*, 65: 117-124.
- Karr J.R., Roth R.R., 1971.** Vegetation structure and avian diversity in several New World areas. *American Naturalist*, 105: 423-435.
- Keast A., 1990.** *Biogeography and Ecology of Forest Bird Communities*. Balogh SB.
- Kennedy C.E.J., Southwood T.R.E., 1984.** The number of species of insects associated with British trees: a re-analysis. *Journal of Animal Ecology*, 53: 455-478.
- Kennedy T.A., Naeem S., Howe K.M., Knops J.M.H., Tilman D., Reich P., 2002.** Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature*, 6889: 636-638.
- Kleijn D., Snoeiijing G.I.J., 1997.** Field boundary vegetation and the effects of agrochemical drift: Botanical change caused by low levels of herbicide and fertilizer. *Journal of Applied Ecology*, 6: 1413-1425.
- Kotzageorgis G.C., Mason C.F., 1997.** Small mammal populations in relation to hedgerow structure in an arable landscape. *Journal of Zoology*, 242, n. 3:425-434.
- Lambeck R.J., 1997.** Focal species: a multi-species umbrella for nature conservation. *Conservation Biology*, 11: 849-856.
- Lasserre P.A., 1982.** *Avifaune nicheuse et structure des haies*. Conservation de la faune e Section de protection de la nature et des sites du canton de Vaud: 1-159
- Lebreton P. (eds.), 1977.** *Atlas ornithologique Rhone-Alpes*. C.O.R., Lyon.
- Le Coeur D., Baudry J., Burel F. 1997** Field margins plant assemblages: Variation partitioning between local and landscape factors *Landscape Urban Plann.* 37 n° 1-2 : 57-71
- Leser H., 1978.** *Landschaftökologie*. Uni-Taschenbücher 521, Stuttgart
- Levins R., 1970.** Extinction. In: Gerstenhaber M. (ed.), *Some mathematical Problem in Biology. Lectures on Mathematic, in Life Science*. Am. Math. Soc. Providence 2: 77-107.
- Lightfoot V.M.A., Wallis S.J., 1982.** Predation of small mammals inside Longworth traps by a weasel. *Journal of Zoology*, 198: 521.
- Lorenz E.N., 1963.** Deterministic non periodic flow. *Journal Atmosph. Sciences*, 20: 130-141.
- Lütz M., Bastian O., 2002.** Implementation of landscape planning and nature conservation in the agricultural landscape – a case study from Saxony. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 92:159-170.
- Mac Artur R, Wilson E.O., 1963.** An equilibrium theory of insular zoogeography. *Evolution*, 17: 373-387.
- Mac Artur R, Wilson E.O., 1967.** *The theory of Island Biogeography*. Princeton University Press, Princeton, N.J.
- MacMahon J., 1997.** Ecological Restoration. In: Meffe G.K., Carrol C.R (eds.), *Principles of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- MacDonald D.W, Johnson P.J., 1995.** The relationship between bird distribution and the botanical and structural characteristics of hedges. *Journal of Applied Ecology*, 32: 492-505.
- Maisonneuve C., Rioux S., 2001.** Importance of riparian habitats for small mammal and herpetofaunal communities in agricultural landscapes of southern Québec. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 83: 165-175.

- Majer J.D., Nichols O.D., 1998.** Long term recolonization patterns of Ants in western Australian rehabilitated bauxite mines with reference to their use as indicators of restoration success. *Journal Applied Ecology*, 35: 161-182.
- Malcevschi S., Bisogni L., Gariboldi A., 1999.** *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde Editoriale, Milano.
- Mandelbrot B.B., 1987.** *Gli oggetti frattali* Einaudi, Torino: 1-207
- Marchant J.H., 1983.** *BTO Common Birds Census Instructions*. British Trust for Ornithology, Tring.
- Martin P.S., 1984.** Prehistoric overkill: the global model. In: Martin P.S., Klein R.G. (eds), *Quaternary extinctions*. University of Arizona Press.
- Martin P.S., 1999.** Bring back the elephants *Wild Heart* Summer, 1999
- Martin P.S., Klein R.G., 1984.** *Quaternary extinctions*. University of Arizona Press.
- Massa R., 1999.** La distruzione degli habitat naturali. In: Massa R., Ingegnoli V. (a cura di), *Biodiversità, estinzione, conservazione*. UTET Libreria, Torino: 74-91.
- Massa R., Fedrigo A., Fornasari L., Bottoni L., Vigorita. V., 1990.** A random sampling design approach for Winter Atlas work. In Stastny K. e Bejcek V. (Eds.) *Bird census and Atlas studies* Praga, 1990.
- Massa R., Ingegnoli V. (a cura di), 1999.** *Biodiversità estinzione e conservazione*. UTET Libreria, Torino.
- Massa R., Bani L., Bottoni L., Fornasari L., 1998.** An evaluation of lowland reserve effectiveness for forest bird conservation. *Biologia per la Conservazione della Fauna* 102: 270-277.
- Massa R., Bani L., Baietto M., Bottoni L., Padoa-Schioppa E., 2003a.** An ecological network for the Milano region based on focal species. In: Jongman R.H.G., Pungetti G. (eds), *Ecological Networks and Greenways*. Cambridge University Press, Cambridge: 188-199.
- Massa R., Bani L., Massimino D., Bottoni L., 2003b.** *Foreste e biodiversità faunistica in Lombardia. La biodiversità delle foreste valutata per mezzo delle comunità degli uccelli*. Collana "C'è vita nel bosco". Edizioni Regione Lombardia – Agricoltura, Milano.
- Maudsley M.J., 2000.** A review of the ecology and conservation of hedgerow invertebrates in Britain. *Journal of Environmental Management*, 60: 65-76.
- McCollin D., Jackson J.I., Bunce R.G.H., Barr C.J., Stuart R., 2002.** Hedgerows as habitat for woodland plants. *Journal of Environmental Management*, 60: 77-90.
- Meffe G.K., Carrol C.R. (eds), 1997.** *Principles of Conservation Biology*, 2nd Edition. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Menalled FD, Marino, PC, Renner KA, Landis DA, 2000.** Post-dispersal weed seed predation in Michigan crop fields as a function of agricultural landscape structure. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 77: 193-202.
- Meschini E., Frugis S. (a cura di), 1993.** *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Supplemento Ricerche di Biologia della Selvaggina, XX: 1-344.
- Milne B., 1991.** Lesson from applying fractals models to Landscape patterns. In: Turner M.G., Gardner R.H. (eds), *Quantitative Methods in Landscape Ecology*. Springer – Verlag: 552.
- Muir J., 1995.** *La mia prima estate sulla Sierra*. Ed. Vivalda, Torino: 1-224.
- Naveh Z., 1979.** Mediterranean landscape evolution and degradation as multivariate biofunctions: Theoretical and practical implications. *Landscape Planning*, 2: 124-125.
- Naveh Z., Lieberman A.S., 1984.** *Landscape ecology: theory and application*. Springer-Verlag, New York.
- Naveh Z., Lieberman A.S., 1994.** *Landscape ecology: theory and application*. 2nd edition, Springer-Verlag, New York.
- Naveh Z., Carmel Y., 2002** Landscape complexity versus ecosystem complexity – implication for landscape planning and management. In Farina A., Santolini R., Penna A., *S.It.E. Atti* 26:57-76
- Newmark W.D., 1987.** A land-bridge island perspective on mammalian extinctions in western North American parks. *Nature*, 325: 430-432
- Newmark W.D., 1995.** Extinction of mammals populations in Western North America National Parks. *Conservation Biology*, 9: 512-26.
- Nicholson E.M., 1979.** Conservazione della natura. In: *Enciclopedia del Novecento*, vol. IV, Istituto dell'Enciclopedia Italiana: 475-488.

- Nilon C.H., Long C.N., Zipperer W.C., 1995.** Effects of wild land development on forest bird communities. *Landscape and Urban Planning*, 32: 81-92.
- Noss R.F., 1987.** Corridors in real landscape: A Reply to Simberloff and Cox. *Conservation Biology*, 1: 159-164.
- Noss R.F., O'Connell M.A., Murphy D.D., 1997.** *The Science of Conservation Planning: Habitat Conservation Under the Endangered Species Act*. Island Press, Washington D.C.: 1-246
- Noss R.F., O'Connell M.A., Murphy D.D., 1997.** *The Science of Conservation Planning*. Island Press, Washington D.C.
- Oberdorfer E., 1992.** *Süddeutsche Pflanzen-gesellschaften*, Teil IV, Gustav Fischer Verlag, Jena.
- O'Connor, R. J., 1984.** The importance of hedges to songbirds. In: Jenkins D. (ed) *Agriculture and the Environment*, ITE Symposium n° 13. Cambridgeshire: ITE.: 117-123..
- O'Connor, R. J., 1987.** Environmental interests of field margins for birds. In J. M. Way and P. W. Greig-Smith (eds), *Field Margins* British Crop Protection Council Monograph n° 35., Thornton Heath: BCPC: 35-48.
- O'Connor R. J., Shrubbs M., 1986.** *Farming and Birds*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Odum E.P., 1953.** *Fundamentals of ecology*. W.B. Saunders, Philadelphia.
- Odum E.P., 1992.** Great ideas in ecology for the 90's years. *Bioscience*, 42: 542-545.
- O'Neil R.V., De Angelis D.L., Waide J.B., Allen T.F.H., 1986.** *A hierarchical concept of ecosystems*. Princeton University Press, Princeton.
- OTA, 1987.** *Technologies to Maintain Biological Diversities*, (U.S. Office of Technological Assessment).
- Padoa-Schioppa E., Ingegnoli V., 1999.** Progetto e gestione di aree protette e parchi nazionali. In: R. Massa, V. Ingegnoli (a cura di), *Biodiversità, estinzioni, conservazione*. UTET Libreria, Torino.
- Padoa-Schioppa E., Baietto M., Bottoni L., Facchinetti D., Massa R., 2001.** Analysis of hedgerow network in a regional park of Lombardy. Preliminary results. In: Barr C. e Petit S. (eds) *Hedgerows of the world: their ecological function in different landscapes*. Proceedings of the 2001 IALE – UK Congress: 219-224.
- Padoa-Schioppa E., Chincarini M., Baietto M., 2002.** Utilizzo dei bioindicatori per la conservazione dei paesaggi culturali: scelta di specie focali vegetali ed animali nel Parco Agricolo Sud Milano. In: Gibelli G., Padoa-Schioppa E. (a cura di), *Aspetti applicativi dell'ecologia del paesaggio: conservazione, pianificazione, valutazione ambientale strategica*. Atti del VII° Convegno della Società Italiana di Ecologia del Paesaggio: 85-94.
- Parish T., Lakhani K.H., Sparks T.H., 1994.** Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow and other field margin attributes. I. Species richness of winter, summer and breeding birds. *Journal of Applied Ecology*, 31: 764 -775.
- Parish T., Lakhani K.H., Sparks T.H., 1995.** Modelling the relationship between bird population variables and hedgerow, and other field margin attributes. II. Abundance of individual species and of groups of similar species *Journal of Applied Ecology*, 32: 362-372
- Peach W.J., du Feu C., McMeeking J., 1995.** Site tenacity and survival rates of Wrens *Troglodytes troglodytes* and Treecreepers *Certhia familiaris* in a Nottinghamshire wood. *Ibis* 137: 497-507.
- Peck S., 1998.** *Planning for Biodiversity: Issues and Examples*. Island Press, Washington D.C.
- Petit S., Burel F., 1997.** Connectivity in fragmented populations: *Abax parallelepipedus* in a hedgerow network landscape. *Comptes Rendus de l'Academie des Sciences Serie III - Sciences de la Vie - Life Sciences*: 21: 55-61.
- Petit S., Burel F., 1998.** Effects of landscape dynamics on the metapopulation of a ground beetle (*Coleoptera, Carabidae*) in a hedgerow network. *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 69: 243-252.
- Petit S., Usher M.B., 1998.** Biodiversity in agricultural landscapes: the ground beetle communities of woody uncultivated habitats. *Biodiversity and conservation*, 7: 1549-1561.
- Petty S.J., Avery M.I., 1990.** *Forest Bird Communities*. Forestry Commission.
- Pickett S.T.A., White P.S., 1985.** *The ecology of natural disturbance and patch dynamics*. Academic Press, San Diego, CA.
- Pielke R.A., Marland G., Betts R.A., Chase T.N., Eastman J.L., Niles J.O., Niyogi D.S., Running S.W., 2002.** The influence of land-use change and landscape dynamics on the climate system: relevance to climate-change policy beyond the radiative effect of greenhouse gases. *Philosophical transaction: mathematical, physical and engineering sciences*, 360: 1705-1720.

- Pielou E.C., 1976.** *Population and Community Ecology: Principles and Methods*. Gordon and Breach, New York.
- Pignatti S., 1979.** I piani di vegetazione in Italia *Gior. Bot. It.* 113: 411-428
- Pignatti S., 1988.** Ecologia del paesaggio. In: Honsell E., Giacomini V., Pignatti S., (a cura di) *La vita delle piante*. UTET, Torino: 472-283.
- Pignatti S., 1998.** *I boschi d'Italia. Sinecologia e biodiversità*. UTET, Torino
- Pignatti S., Trezza, 2000.** *Assalto al pianeta. Attività produttiva e crollo della biosfera*, Bollati Boringhieri, Torino.
- Pinchot G., 1947.** *Breaking New ground*. Harcourt, Brace, New York.
- Pinna M., 1978.** *L'atmosfera ed il clima*. Zanichelli, Bologna.
- Pollard E., Hooper M. D., Moore N.W., 1974.** *Hedges*. Collins, London.
- Potts G.R., 1986.** *The Partridge: pesticides, predation and conservation*. London, Collins.
- Prigioni C., Cantini M., Zilio A. (a cura di), 2001.** *Atlante dei mammiferi della Lombardia*. Regione Lombardia e Università degli Studi di Pavia, Milano.
- Primack R.B., 1997.** *Essentials of Conservation Biology*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Pulliam H.R., 1988.** Sources, Sinks, and Population Regulation. *American Naturalist*, 132:652-661.
- Reijnen R., Foppen R., 1994a.** The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. I. Evidence of reduced habitat quality for willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) breeding close to a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31: 85-94.
- Reijnen R., Foppen R., 1994b.** The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. II. Breeding dispersal of male willow warblers (*Phylloscopus trochilus*) in relation to the proximity of a highway. *Journal of Applied Ecology*, 31: 95-101.
- Reijnen R., Foppen R., 1995a.** The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. III. Reduction of density in relation to the proximity of main roads *Journal of Applied Ecology* 32:187-202.
- Reijnen R., Foppen R., 1995b.** The effects of car traffic on breeding bird populations in woodland. IV. Influence of population size on the reduction of density close to a highway *Journal of Applied Ecology*, 32: 481-491.
- Reynolds R.T., Scott J.M., Nussbaum R.A., 1990.** A variable circular-plot method for estimating bird numbers. *The Condor*, 82: 309-313.
- Rezia Loppio C., 2002.** Paesaggio, GIS e gestione del territorio: un caso studio. In: Gibelli G., Padoa-Schioppa E. (a cura di), *Aspetti applicativi dell'ecologia del paesaggio: conservazione, pianificazione, valutazione ambientale strategica*. Atti del VII° Convegno della Società Italiana di Ecologia del Paesaggio.
- Sanderson J.D, Harris L.D. (eds.), 2000.** *Landscape ecology: a top-down approach*. Lewis Publisher, Boca Raton, FL.
- Sanderson E.W., Jaiteh M., Levy M.A., Redford K.H., Wannebo A.V. Woolmer G., 2002.** The Human Footprint and the Last of the Wild *Bioscience* 52 n°10: 891-904
- Sangalli A., 2000.** *L'importanza di essere fuzzy*. Bollati Boringhieri, Torino
- Sarlöv Herlin I., 2002.** How can an understanding of dispersal processes for woody species to contribute to establishment and management of hedgerows? In: Barr C, Petit S. (eds), *Hedgerows of the world: their ecological function in different landscapes*. Proceedings of IALE – UK Congress September 2001 pp. 147 – 156
- Sarlöv Herlin I., Fry G., 2000.** Dispersal of woody plants in forest edges and hedgerows in a Southern Swedish agricultural area: the role of site and landscape structure. *Landscape ecology* 15: 229-242.
- Sassi W., 2002.** Considerazioni sullo status del merlo (*Turdus merula*). In: <http://www.ornitocultura.org/news/merlo.html>, 17 febbraio 2003.
- Saunders D. A., Hobbs R. J. (eds), 1991.** *Nature Conservation 2: The Role of Corridors*. Surrey Beatty and Sons, London.
- Scelsi F., 2002.** Vegetazione. In: Occhipinti A., Massa R. (a cura di) *Studio propedeutico per il piano di gestione delle riserve di Cusago e del Fontanile nuovo del Parco regionale Agricolo Sud Milano* (Relazione tecnica, non pubblicata).
- Scherrer B., 1984.** *Biostatistique*. G. Morin, Chicoutimi, Quebec, Canada.
- Shaffer M.L., 1981** Minimum population sizes for species conservation *Bioscience* 31: 131-134
- Shalaway S.D., 1985.** Fencerow management for nesting birds in Michigan. *Wildlife Society Bulletin*, 13: 302-306.

- Shrubb M., Williams I.T., Lovegrove R.R., 1997.** The impact of changes in farming and other land uses on bird populations in Wales. *Welsh Birds*, 1: 4-26.
- Siligardi M., 1997.** Ecologia del paesaggio e sistemi fluviali. In: Ingegnoli V. (a cura di), *Esercizi di Ecologia del Paesaggio*. Cittàstudi, Milano.
- Siriwardena GM, Baillie SR, Buckland ST, Fewster RM, Marchant JH, Wilson JD, 1998.** Trends in the abundance of farmland birds: A quantitative comparison of smoothed Common Birds Census indices. *Journal of Applied Ecology*, 35: 24-43.
- Smart S.M., Bunce R.G.H., Stuart R.C., 2001.** An assessment of the potential of British hedges to act a corridors and refuges for Ancient Woodland Indicators plants. In: Barr C, Petit S. (eds.) *Hedgerows of the world: their ecological function in different landscapes*. Proceed. of IALE – UK Congress: 137-146.
- Snow D., Perrins C.M. (eds.), 1997.** *The Birds of the Western Palearctic, Concise Edition*. Oxford University Press: 1-1697.
- Snow B., Snow D., 1992.** *Birds and Berries*. T. & A.D. Poyser, Calton.
- Societas Herpetologica Italica sezione Lombardia, 2000.** *Progetto Atlante Erpetologico Lombardo*. <http://www.unipv.it/webshi/lomb/atlas.htm> (11 settembre 2002).
- Soulé M.E. (eds.), 1986.** *Conservation biology: The Science of Scarcity and Diversity*. Sinauer Associates, Sunderland, MA.
- Soulé M. E., Simberloff D., 1986.** What do genetics and ecology tell us about the design of nature reserve? *Biological Conservation*, 35: 19-40.
- Soulé M.E., Terborgh J., 1999.** *Continental conservation* Island Press, Washington D.C.
- Svenning, Petersen B., 1998.** The distribution of Danish farmland birds in relation to habitat characteristics. *Ornis Fennica*, 75:105.
- Tabachnick B.G., Fidell L.S., 2001.** *Using multivariate statistics*. 4th Edition. Allyn and Bacon: 1-932.
- Tansley A.G., 1935.** The use and abuse of vegetational concepts and terms. *Ecology*, 16: 284-307.
- Tattersall D., Macdonald D.W., Manley W.J., Gates S., Feber R., Hart B.J., 1997.** Small mammals on one-year set-aside. *Acta Theriologica*, 42: 329-334.
- Thoreau H.D., 1854.** *Walden or life in the Woods*. Ticknor and Fields, Boston: 92
- Tilman D., Lehman C., 2001.** Human-caused environmental change: impacts on plant diversity and evolution. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, USA 98, n. 10: 5433-5440.
- Tisschendorf L., Irmeler U., Hingst R., 1998.** A simulation experiment on the potential of hedgerows as movement corridors for forest carabids. *Ecological Modelling*, 106: 107-118.
- Todeschini R., 1998.** *Introduzione alla chemiometria*. EdiSES, Napoli.
- Troll K., 1939.** *Luftbildenplan und okologische bodenforschung*. Zeitschrift Geselleschaft f. Erdkunde, Berlin.
- Troll K., 1950.** Die geografische Landshaft und ihre Erforhung. *Studium generale n. 3*.
- Tucker G.M., Heath M.F., 1994.** *Birds in Europe. Their Conservation status*. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Turcek 1968 citato pag. 97**
- Turner M.G., 1987.** *Landscape Heterogeneity and Disturbance*. Springer Verlag, New York:
- Turner M.G., 1989** Landscape ecology: the effect of patterns on process. *Annual Review of Ecology and Systematics* 20:171-197
- Turner M.G, O'Neill R.V., Gardner R.H., Milne B.T., 1988.** Effects of changing spatial scale on the analysis of landscape pattern. *Landscape Ecology*, 3: 153-162.
- Turner M.G., Gardner R.H., O'Neill R.V., 2001.** *Landscape Ecology in Theory and Practice: Pattern and Process* Springer Verlag, New York: 401
- van der Ploeg S.W.F., Vlijm L., 1978.** Ecological evaluation, nature conservation and land use planning with particular reference to methods used in The Netherlands. *Biological Conservation*, 14: 197-221.
- Venanzoni R., Pedrotti F., 1995.** Il clima. In: Pignatti S. (a cura di), *Ecologia vegetale*. UTET, Torino: 7-24.

- Viaud V., Caubel V., Grimaldi C., Baudry J., Mérot P., 2001.** The influence of hedgerows systems on water and pollutant fluxes: from local to the catchment scale. In: Barr C, Petit S. (eds.) *Hedgerows of the world: their ecological function in different landscapes*. Proceedings of IALE – UK Congress September 2001: 219-224.
- von Helversen O., Heller K. G., Mayer F., Nemeth A., Volleth M., Gombkötö P., 2001.** Cryptic mammalian species: a new species of whiskered bat (*Myotis alcaethoe*) in Europe. *Naturwissenschaften*, 88: 217-223.
- Vos W., Stortelder A., 1992.** *Vanishing Tuscan landscapes, landscape ecology of a Submediterranean-Montane area (Solano Basin, Tuscany, Italy)*. Pudoc Scientific Publication, Wageningen.
- Walter E., Leith H., 1960.** *Klimadiagramm Weltatlas*. G. Fischer, Jena.
- Wells J.V., Richmond M.E., 1995.** Populations, Metapopulations, and Species Populations: What are they and who should care? *Wildlife Society Bulletin*, 23: 458-62.
- White D., Minotti P.G., Barczak M.J., Sifneos J.C., Freemark K.E., Santelmann M.V., Steinitz C.F., Kiester A.R., Preston E.M., 1997.** Assessing risk to biodiversity from future landscape change. *Conservation biology*, 11: 349-360.
- Wiens J.A., 1989.** Landscape interactions, scaling and ecosystem dynamics. *Proceedings of the 4th Annual Landscape Symposium*. Colorado State University.
- Wiens J.A., 1995.** Habitat fragmentation: Island versus landscape perspectives on bird conservation. *Ibis*, 137 (supp. 1): 97-104.
- Wiens J.A., Moss M.R. (eds), 1999.** *Issues in landscape ecology*. US-IALE, Colorado.
- Wilson E.O., 1984.** *Biophilia*. Harvard University Press, Cambridge, MA.
- Wilson E.O., 1994.** *La diversità della vita*. Rizzoli, Milano.
- Wilson E.O., 1999.** *Consilience, The Unity of Knowledge*. Knopf, New York: 1-384
- Wilson E.O., 2002.** *The Future of Life*. Knopf, New York: 1-256.
- Wilson E.O., Pearlman P., 2000.** *Biodiversity*. Island Press, Washington D.C. CD-Rom.
- Winkel W., 1994.** Zur langfristigen bestandsentwicklung des Feldsperlings (*Passer montanus*) im Braunschweiger Raum. *Vogelwarte* 37: 307-309.
- Zanzi L., 1995.** Viatico per una avventura nella storia della Val Grande. In: AA.VV., *Valgrande storia di una foresta*. Fondazione Monti editore, Varese: 1-192
- Zonneveld I., 1995.** *Land Ecology: An Introduction to Landscape Ecology as a Base for Land Evaluation, Land Management & Conservation*. SPB Academic Publishing, Amsterdam: 1-199.
- Zunino M., Zullini A., 1998.** *Biogeografia*. CEA, Milano: 1-310.
- Zurlini G., 1993.** I sistemi informativi per l'ambiente. In: Marchetti R. (red.), *Ecologia Applicata*. CittàStudi, Milano: 466-499.

ALLEGATO A

SPECIE DEL GRUPPO 1 (LEGATA AI BOSCHI)

CINCIARELLA (*Parus caeruleus*)

Legata all'ambiente forestale in genere, ma specialmente ai boschi di latifoglie, la specie evita solo le formazioni più giovani, preferendo i boschi con radure e le aree ecotonali dei diversi biotopi, a quote comprese tra il livello del mare ed i 1500 metri (Hagemejier e Blair, 1997). Nidifica normalmente in cavità naturali poste all'interno degli alberi e utilizza anche nidi artificiali. Si ciba in prevalenza d'insetti, ma anche di frutta e semi, specialmente in inverno. Ricerca il cibo nella parte esterna della chioma degli alberi, sui rami marcescenti o morti.

Il suo areale di distribuzione copre all'incirca tutto il paleartico. In Italia e in Lombardia la specie è da considerarsi sedentaria, migratrice parziale e svernante. L'area di distribuzione nella stagione riproduttiva in Lombardia comprende i settori nord e sud-occidentali, con presenze più localizzate nelle altre aree della regione. Nella bassa pianura lombarda la cinciarella è stata rilevata durante la stagione riproduttiva in 59 punti d'ascolto, contattando 94 individui. Dalle mappe risulta che la specie durante la stagione riproduttiva frequenta prevalentemente i corpi boschivi, relativamente scarsi nell'area: il territorio del Parco Agricolo Sud Milano è poco idoneo ad ospitare la specie.



Figura 136 - Cinciarella (Fantoni - SICF).

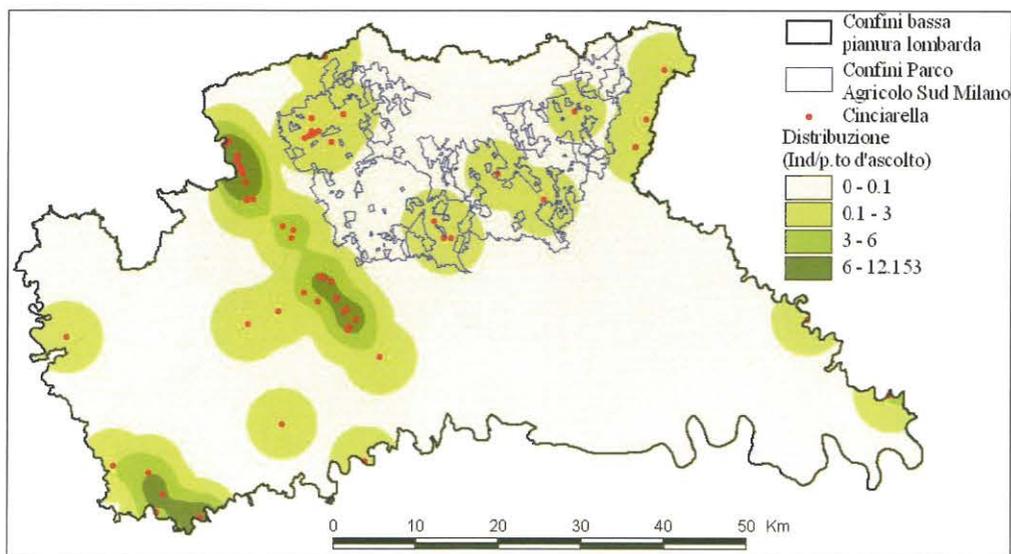


Figura 137 - Carta di distribuzione della cinciarella nella bassa pianura lombarda.

SPECIE DEL GRUPPO 2 (LEGATE AI BOSCHI ED AI FILARI MAGGIORI)

PICCHIO ROSSO MAGGIORE (*Dendrocopos major*)

Nidifica nei boschi planiziali, nei pioppeti lungo le aste fluviali, nei boschi di latifoglie misti, nei boschi di conifere e nei grandi parchi cittadini, ma frequenta a scopo alimentare anche le campagne aperte con filari e boschetti. E' tra i picchi europei la specie che meglio si adatta alle pioppete industriali dove addirittura nidifica, soprattutto laddove non siano eliminati gli alberi morti. Specie a dieta strettamente insettivora, durante l'inverno preda nei pioppeti le larve che vivono sotto la corteccia dei pioppi, o a terra e, nei campi di mais, le larve della piralide del mais (*Ostrinia nubilalis*). Misure atte alla conservazione sono il mantenimento di boschi naturali e una gestione più attenta dei pioppeti.

Il suo areale europeo si estende dalle regioni mediterranee sino a circa il 65° parallelo N e dal Portogallo ben oltre i monti Urali. In Italia, è specie sedentaria e nidificante, migratore parziale e svernante. In Lombardia nidifica in gran parte della regione, dalla pianura a circa 1.700 m s.l.m. con alcune singolari lacune, nonostante la copertura boschiva, nelle province di Bergamo e Brescia e con una minor presenza nelle zone agricole scarsamente alberate della pianura padana. Nella bassa pianura lombarda è stato contattato in 107 punti d'ascolto, per un totale di 128 individui. La sua distribuzione invernale ricalca quella riproduttiva, a testimonianza della sua sedentarietà.



Figura 138 - Picchio rosso maggiore (R. Massa)

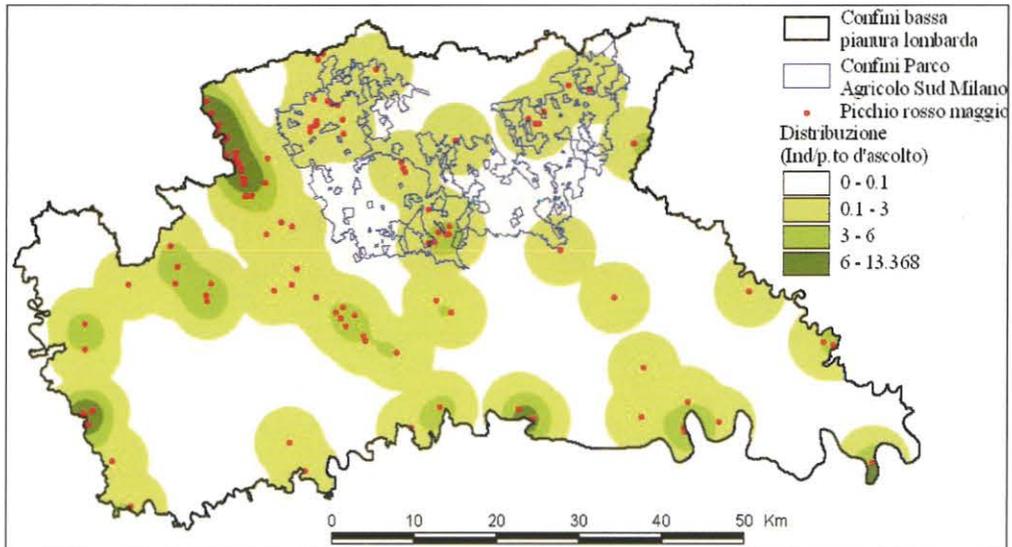


Figura 139 - Carta di distribuzione del picchio rosso maggiore nella bassa pianura lombarda.

RIGOGOLO (*Oriolus oriolus*)

Tipicamente legato a formazioni di caducifoglie mesofile ricche di vecchi alberi alti e frondosi. Frequenta i boschi ripariali e si è ben adattato a nidificare anche nelle pioppete più mature; in questo tipo di habitat tuttavia, le fluttuazioni della popolazione nidificante sono particolarmente accentuate a seguito del periodico abbattimento degli alberi. Ha una distribuzione altitudinale che va dalla pianura fino a 600 m.

E' ampiamente distribuito in tutta Europa ad eccezione della Gran Bretagna e della penisola Scandinava. In Italia è presente in tutta la penisola con l'esclusione delle zone montuose e della Sardegna (Meschini e Frugis, 1993). E' un migratore regolare, in Lombardia presenta una distribuzione continua e uniforme nella media e bassa pianura, che diviene progressivamente più frammentata in corrispondenza dei rilievi alpini e prealpini.

E' presente specialmente nella parte occidentale della bassa pianura lombarda, soprattutto lungo i fiumi principali. Durante la stagione riproduttiva è stato censito in 135 punti d'ascolto con un totale di 186 individui.



Figura 140 – Rigogolo (M. Brugola - SICF).

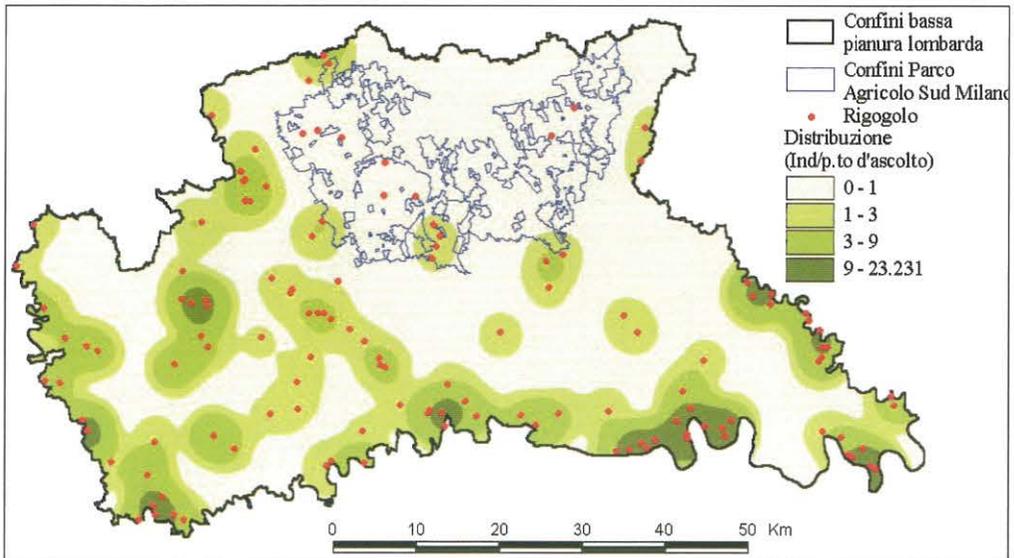


Figura 141 - Carta di distribuzione del rigogolo nella bassa pianura lombarda.

SPECIE DEL GRUPPO 3 (LEGATE AI FILARI)

COLOMBACCIO (*Columba palumbus*)

Si adatta a vivere in un'ampia varietà d'ambienti purché con un'adeguata copertura arborea, necessaria soprattutto nella stagione riproduttiva poiché nidifica sugli alberi. Evita però i boschi fitti ed estesi, preferendo i boschi di piccola e media estensione, planiziali e collinari, i pioppeti, le campagne coltivate e alberate. Se la presenza d'alberi è sufficiente, può nidificare anche nelle periferie delle grandi città e nei parchi urbani. E' diffuso in tutta l'Europa fino al circolo polare, nel Maghreb e in Asia dal Medio Oriente fino all'India settentrionale. Le popolazioni che si riproducono in Scandinavia e nell'Europa orientale migrano regolarmente per svernare nell'Europa occidentale e mediterranea, mentre le popolazioni che già nidificano in regioni a clima mite possono migrare a breve distanza oppure non migrare affatto. E' diffuso in tutta Italia ad eccezione delle zone alpine e delle zone più elevate degli Appennini (Meschini e Frugis, 1993). In Lombardia, svernano sia le popolazioni locali sia quelle provenienti dall'Europa settentrionale. Le popolazioni che si riproducono nella pianura lombarda preferiscono la parte nord-occidentale, poiché qui trovano boschetti e pioppeti che invece sono rari nella parte sud-orientale. Nella bassa pianura lombarda è stato rilevato nella stagione riproduttiva in 149 punti, per un totale di 229 individui.



Figura 142 - Colombaccio (R. Massa).

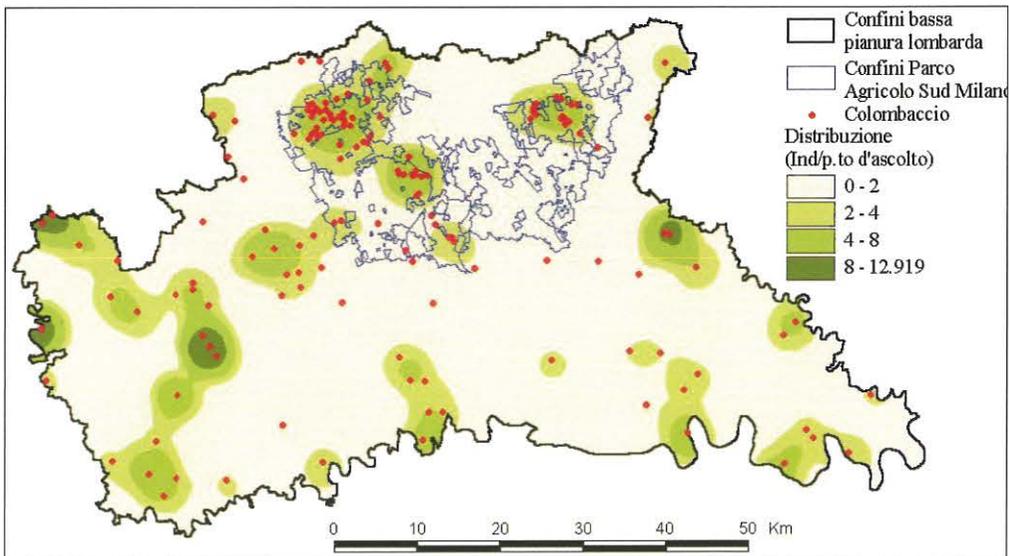


Figura 143 - Carta di distribuzione del colombaccio nella bassa pianura lombarda.

TORTORA (*Streptopelia turtur*)

Il suo habitat è rappresentato da ambienti semiaperti, quali arbusteti, boschetti, margini di boschi e frutteti. Nidificando sugli alberi o sugli arbusti abbastanza alti e folti, si può riprodurre nelle aree coltivate dove sono presenti filari d'alberi o siepi fitte e ben strutturate, ma non laddove l'agricoltura intensiva abbia sacrificato questi importanti elementi del paesaggio. La tortora nidifica in Africa settentrionale, Asia occidentale e in tutto il continente europeo da 35° a 55° di latitudine nord, mentre la sua presenza è sporadica a latitudini superiori. Specie migratrice transahariana, sverna nell'Africa subsahariana, dal Senegal attraverso le regioni del Sahel e del Sudan, ritorna nei quartieri riproduttivi a primavera inoltrata. In Italia compare regolarmente durante la migrazione (aprile-maggio e agosto-settembre) ed è diffusa ampiamente come nidificante in tutte le regioni, compresa la Lombardia, ove è presente dalla pianura fino ai 600 m, raramente fino ai 1200 m.

Nella bassa pianura lombarda sono state censite 216 tortore in 131 punti d'ascolto: è distribuita in vari settori, caratterizzati da un mosaico di boschi, arbusteti, seminativi e piccoli centri urbani.



Figura 144 - Tortora (R. Fano, A.M. Flagiello - SICF)

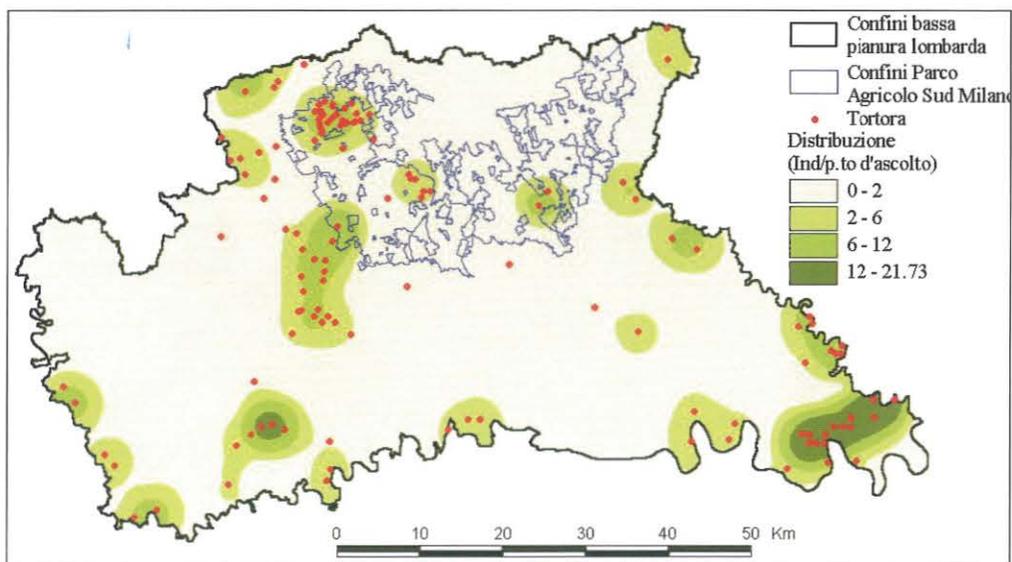


Figura 145 - Carta di distribuzione della tortora nella bassa pianura lombarda.

CANAPINO (*Hippolais polyglotta*)

Si tratta di una specie che predilige zone agricole, con arbusti o boscaglia, vegetazione bassa ed eventuali versanti collinari bene esposti, ama il calore ed i terreni asciutti, anche se talvolta si stabilisce lungo i corsi d'acqua o in zone umide ripariali. A partire dalla metà del secolo XX°, ha avuto una notevole espansione dall'Europa sud-occidentale verso le regioni centrali. Un fattore limitante per la diffusione della specie è probabilmente la sua predilezione per ambienti di transizione che tendono ad essere rapidamente sostituiti.

In Italia è estivo e nidificante nella penisola, ma è assente dalle grandi isole (Meschini e Frugis, 1993). In Lombardia è particolarmente abbondante sui rilievi e nella zona dell'Oltrepò Pavese dove vi sono residui di habitat adatti alla nidificazione. Sverna a sud del Sahara.

Durante i censimenti primaverili nella bassa pianura lombarda, è stato rilevato in 40 punti d'ascolto. Le zone in cui la specie è stata rilevata sono situate quasi esclusivamente lungo i fiumi principali, con buone concentrazioni anche nei comuni di Cisliano e Sedriano, all'interno del Parco Agricolo Sud.



Figura 146 - Canapino (V. Dell'Orto - SICF).

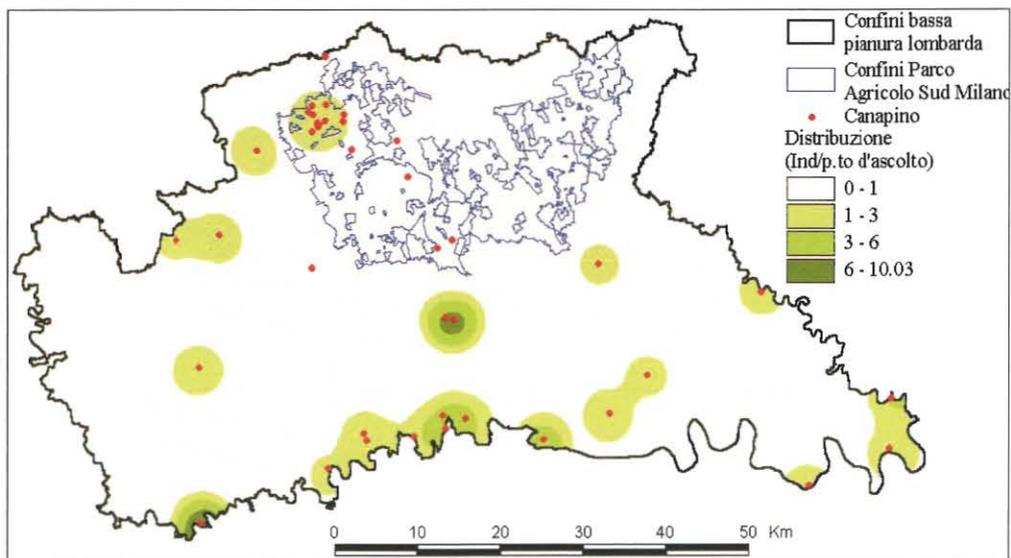


Figura 147 - Carta di distribuzione del canapino nella bassa pianura lombarda.

PIGLIAMOSCHE (*Muscicapa striata*)

Il pigliamosche è un insettivoro eliofilo, che necessita di territori aperti, relativamente vasti, con posatoi da dove spiccare il volo per le cacce aeree. Frequenta molti ambienti: foreste mature, ampie, con radure, zone agricole, come frutteti, vigneti, pioppeti e città, dove è ospite abituale di giardini e parchi urbani che contengono essenze arboree ornamentali di cospicue dimensioni. I castagneti e i margini dei querceti costituiscono un habitat ideale, dove sembra però soffrire la concorrenza del codirosso (*Phoenicurus phoenicurus* - Lebreton, 1977), generalmente più comune.

E' ampiamente distribuito in Europa, dalle regioni mediterranee a quelle più settentrionali. Negli ultimi anni ha subito un forte declino, sembra a causa di alcune estati troppo piovose, della degradazione dell'habitat elettivo e della siccità che ha colpito i quartieri di svernamento africani (Tucker e Heath, 1994).

In Italia è migratore e nidificante, con una distribuzione ampia e continua nelle regioni centro-settentrionali ed in Sardegna, dal livello del mare ai 1.500 m; al Sud e in Sicilia è invece raro e localizzato. E' un migratore a lungo raggio, trascorre i mesi invernali nelle zone equatoriali ed australi africane per poi ritornare in primavera. In Lombardia vive nelle zone di pianura, di collina e sulle Alpi. Nella bassa pianura lombarda è stato contattato in 58 punti d'ascolto, per un totale di 87 individui. Le monoculture a riso e a mais sono generalmente evitate e ciò conferma l'importanza dell'elemento arboreo per l'insediamento della specie.

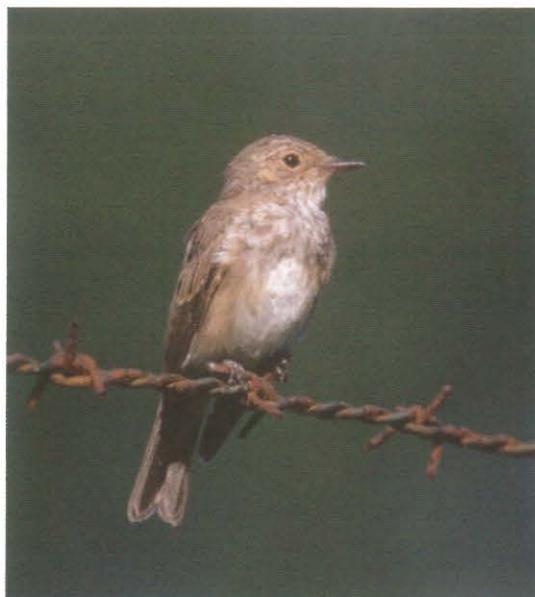


Figura 148 - Pigliamosche (A. Canobbio - SICF)

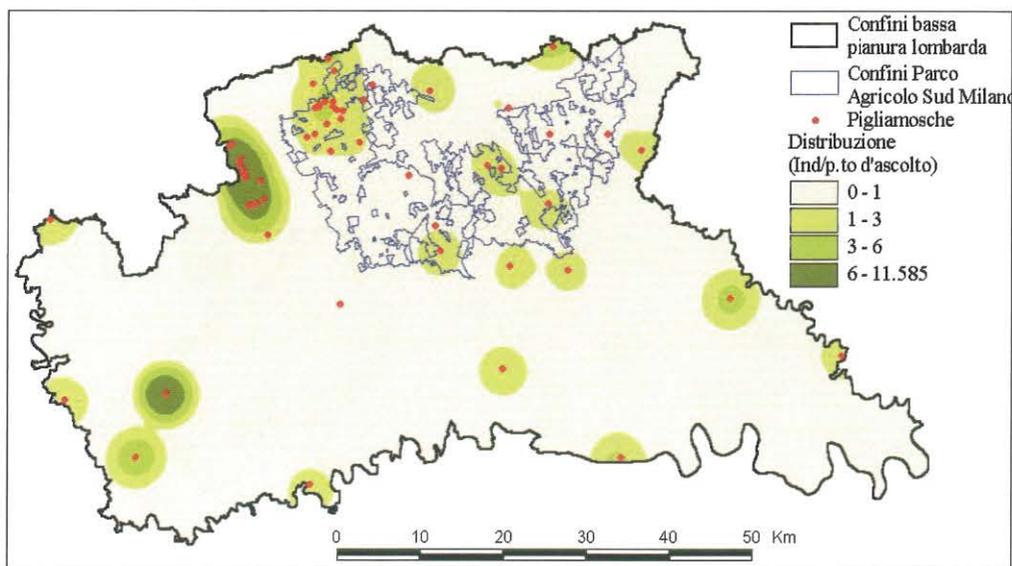


Figura 149 - Carta di distribuzione del pigliamosche nella bassa pianura lombarda.

AVERLA PICCOLA (*Lanius collurio*)

Nota per la sua abitudine d'infilzare le vittime (insetti e piccoli vertebrati) sulle spine degli arbusti, utilizza per riprodursi diversi habitat, che contengono sempre elementi caratteristici: spazi aperti a vegetazione erbacea scarsa e rada, zone cespugliose, spesso aride e presenza di punti sopraelevati da utilizzare come posatoi. E' presente anche in montagna, fino a 1800 m, nelle zone con radure; evita comunque i corpi boschivi e predilige le aree soleggiate e aperte (Brichetti e Fasola, 1990). La distruzione degli habitat ottimali, a causa della meccanizzazione dell'agricoltura e il massiccio uso di insetticidi, che riducono il numero di prede, sembrano le cause principali della diminuzione della specie. A queste, vanno probabilmente anche aggiunte modificazioni climatiche ed ambientali.

E' un migratore transahariano che nidifica in tutta Europa. In Italia è l'averla più comune, ampiamente diffusa tranne che nel Sud e in Sicilia dove prevale l'averla capirossa (*Lanius senator* - Meschini e Frugis, 1993). In Lombardia e nella bassa pianura lombarda è presente in modo omogeneo su tutto il territorio, ma a densità piuttosto basse.

Nei censimenti svolti in primavera sono stati contati 76 individui in 63 punti d'ascolto. Per favorire la ripresa di questa specie sarebbe necessario tornare, almeno in alcune zone, alle pratiche agricole più tradizionali, che non impieghino in misura eccessiva additivi chimici, e mantengano elementi seminaturali ai margini degli appezzamenti.



Figura 150 - Averla piccola (A. Canobbio - SICF).

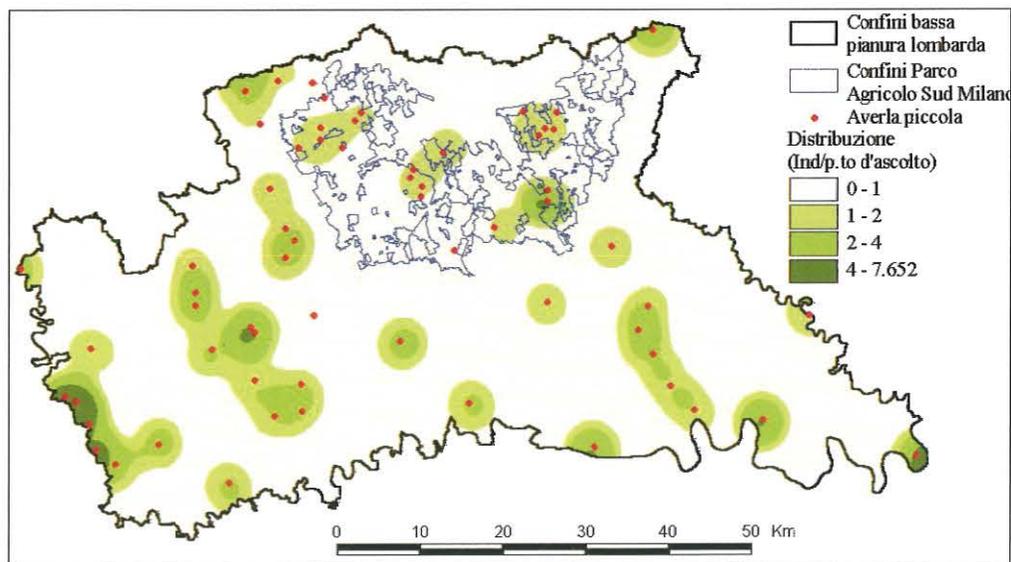


Figura 151 - Carta di distribuzione dell'averla piccola nella bassa pianura lombarda.

SPECIE DEL GRUPPO 4 (LEGATE AGLI AMBIENTI APERTI)

QUAGLIA (*Coturnix coturnix*)

E' caratteristica delle zone calde e temperate; frequente, nei quartieri riproduttivi, steppe, praterie a *Molinia* e campi coltivati (prati d'erba medica e trifoglio, stoppie di cereali e granturco). Estremamente adattabile, è reperibile dal livello del mare ai pascoli montani fino a 2.200 m, ma in quota, frequenta soprattutto colline e altipiani evitando le pendici scoscese. Vive in coppie nel periodo riproduttivo e forma gruppi più o meno numerosi durante la migrazione.

Specie paleartico-paleotropicale, è diffusa in tutta Europa escluse le aree a nord del circolo polare. Migratrice transahariana, mantiene tuttavia piccoli contingenti regolarmente svernanti nel bacino del mediterraneo (Cramp e Simmons, 1979). In Lombardia è presente, sia come nidificante, sia durante le migrazioni nella fascia prealpina delle province di Bergamo, Brescia e nell'Oltrepò pavese. Montagna e Zaccchetti (in Brichetti e Fasola, 1990) scrivono che non sono noti dati recenti circa la consistenza della popolazione lombarda ma che sicuramente la specie è in forte declino a causa della pressione venatoria e delle moderne pratiche di agricoltura intensiva.

La quaglia è presente lungo il fiume Po e nella parte nord-occidentale della bassa pianura lombarda. Nella stagione riproduttiva è stata reperita in 48 punti con un totale di 58 individui.



Figura 146 - Canapino (V. Dell'Orto - SICF).

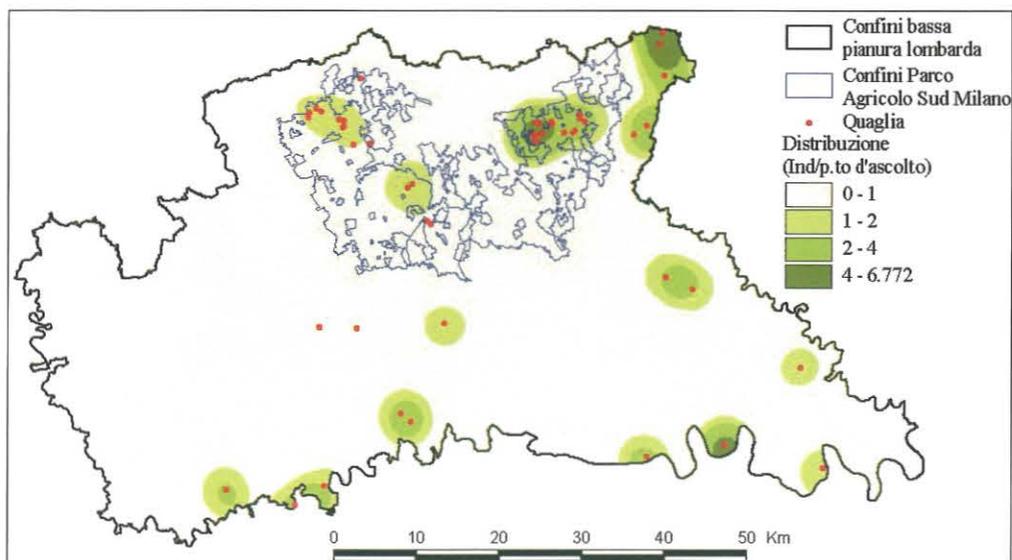


Figura 153 - Carta di distribuzione della quaglia nella bassa pianura lombarda.

CUTRETTOLA (*Motacilla flava*)

Predilige gli habitat caratterizzati da aree aperte come grandi campi di cereali, prati umidi e torbiere, raramente si ritrova sopra i 500 m. Durante il periodo riproduttivo frequenta zone con scarsa vegetazione arborea dove nidifica sul terreno in concavità o sotto piante basse. Si nutre d'insetti e durante il periodo non riproduttivo, spesso si possono vedere stormi aggregati alle mandrie nei pascoli, che cacciano gli insetti messi in movimento dal bestiame.

Come molte altre specie di pianura anche la cutrettola ha risentito negativamente dell'introduzione delle tecniche d'agricoltura intensiva.

E' specie con distribuzione estesa a quasi tutto il Palearctico, largamente presente anche in Europa, sia a latitudini settentrionali sia meridionali. In Lombardia la sottospecie *cinereocapilla* è presente soprattutto nelle zone pianiziali, dove vi siano coltivazioni inondate o attraversate da canali. Verso settembre-ottobre le cutrettole si riuniscono in stormi e lasciano perlopiù i loro territori europei per svernare in Africa, da cui fanno ritorno verso la fine di marzo. E' tuttavia possibile che una parte della popolazione lombarda possa comportarsi da residente. Nella bassa pianura lombarda sono state censite 310 cutrettole in 193 punti d'ascolto.



Figura 152 - Quaglia (M. Baietto).

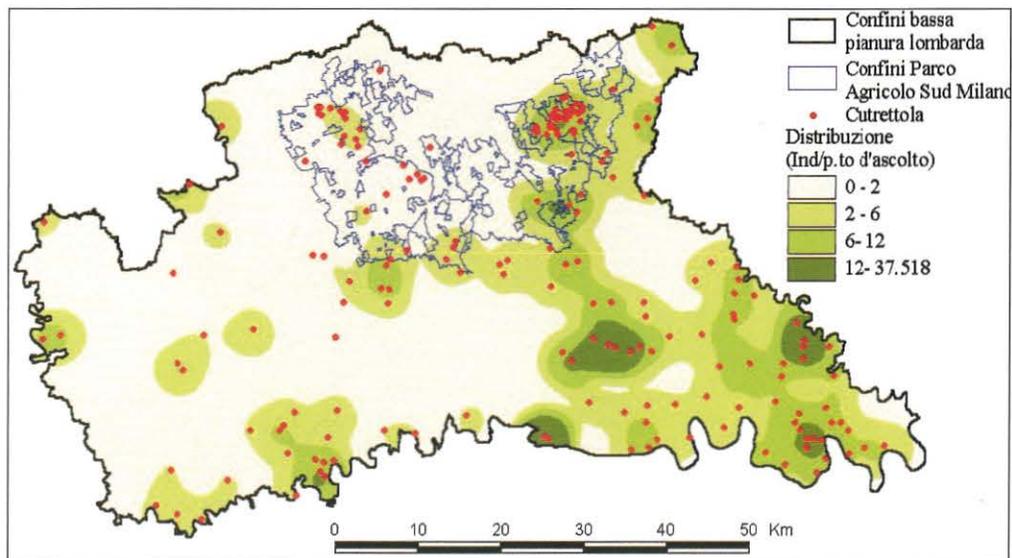


Figura 155 - Carta di distribuzione della cutrettola nella bassa pianura lombarda.

SALTIMPALO (*Saxicola torquata*)

Frequenta le zone incolte, le brughiere, le lande coltivate, colture intensive e vigneti, ampi greti fluviali, ambienti meso-xerofili, margini delle linee ferroviarie e strade di campagna. Elementi essenziali per l'insediamento di questa specie insettivora sono la presenza di vegetazione erbacea, cespugli, paletti di recinzione che fungano da posatoi di caccia o di canto. Le moderne tecniche agricole, le monocolture, la sarchiatura del terreno e la razionalizzazione del territorio con l'eliminazione delle superfici improduttive sono i principali fattori che limitano la presenza di questo piccolo uccello insettivoro.

Diffuso nelle regioni mediterranee, steppiche e boreali-temperate dell'Eurasia, è in declino in molte zone dell'Europa nord-occidentale e centrale a causa della perdita di habitat idonei (Tucker e Heath, 1994). In Italia, come in Lombardia, è parzialmente sedentario, nidificante, migratore regolare e svernante. Nel periodo riproduttivo è presente con le massime concentrazioni a quote inferiori ai 400 m; con discrete densità nel settore collinare fino ai 600 m, diventa poi sempre più raro a quote superiori.

Nella bassa pianura lombarda, la specie è stata avvistata in 51 punti, per un totale di 71 individui. Dalla mappa di distribuzione emerge una forte tendenza ad occupare gli ambienti agricoli e ad evitare quelli urbani e le risaie.



Figura 156 - Saltimpalo (R. Massa).

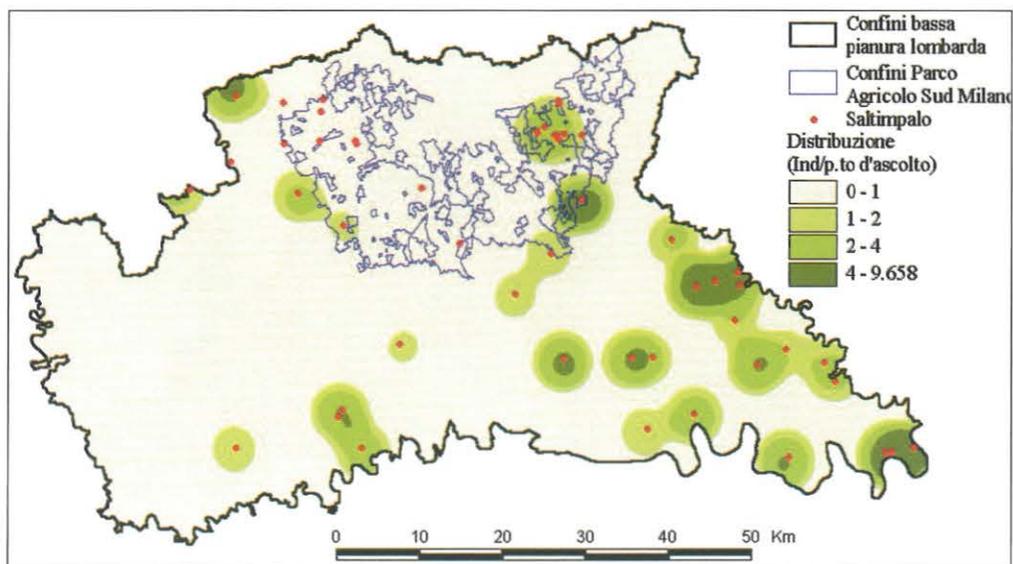


Figura 157 - Carta di distribuzione del saltimpalo nella bassa pianura lombarda.

SPECIE DEL GRUPPO 5 (LEGATE AGLI AMBIENTI UMIDI)

GALLINELLA D'ACQUA (*Gallinula chloropus*)

Frequenta gli ambienti umidi più disparati come laghi, rogge, cave, canali, torbiere, fiumi purché sia presente una minima presenza di vegetazione riparia. La scelta delle aree vitali è influenzata dall'abbondanza della vegetazione palustre ma non dalla presenza o meno di singole specie vegetali (Brichetti e Fasola, 1990). E' un uccello molto adattabile, si nutre di piante acquatiche ma anche d'insetti, larve, molluschi e pesci.

E' specie sub-cosmopolita ampiamente diffusa in tutta Europa ad eccezione della parte orientale del bacino del Mediterraneo. Le popolazioni della Scandinavia e dell'Europa settentrionale svernano nella penisola iberica, Italia, Balcani e Nordafrica. Gli individui che passano l'inverno nella Pianura Padana probabilmente provengono dalla Francia e dalla Germania. In Italia nidifica in tutte le zone di pianura e nelle aree umide costiere, comprese quelle delle isole maggiori, nonché, in modo localizzato, in alcune aree pedemontane e collinari. In Lombardia, nidifica diffusamente nelle aree di pianura irrigua, nelle risaie, nelle marcite e lungo le fasce gole-nali dei corsi d'acqua. Le concentrazioni maggiori di questa specie si rilevano nella zona centro-occidentale della bassa pianura lombarda, in Lomellina e nella zona occidentale del Parco Agricolo Sud Milano. Durante la stagione riproduttiva la gallinella d'acqua è stata rilevata in 241 punti con un totale di 414 individui.



Figura 158 - Gallinella d'acqua (P. Gislimberti - SICF)

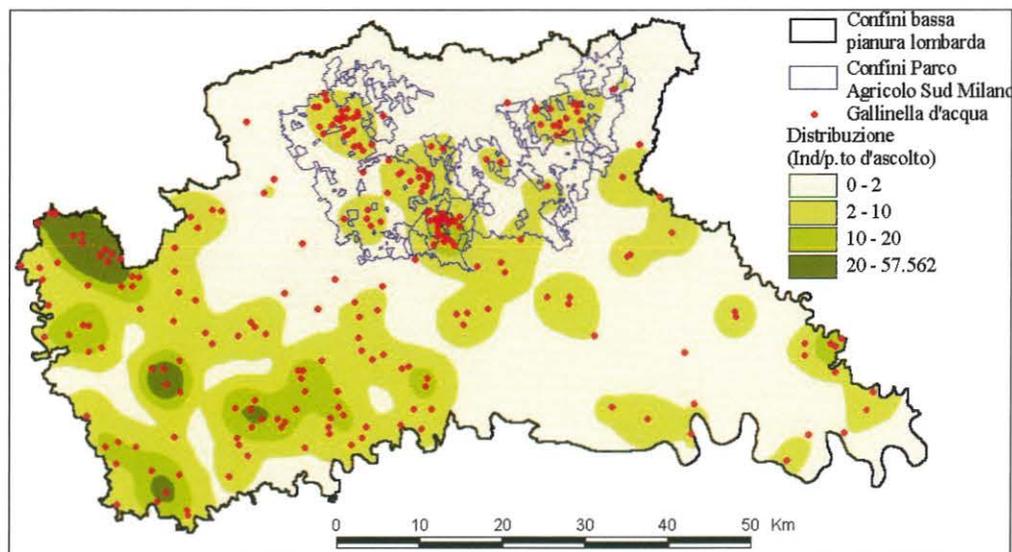


Figura 159 - Carta di distribuzione della gallinella d'acqua nella bassa pianura lombarda.

BALLERINA BIANCA (*Motacilla alba*)

Specie ampiamente distribuita nell'Italia continentale, è presente in una grande varietà di ambienti. Il suo habitat può andare dal livello del mare fino ai rilievi montuosi; si trova generalmente in aree aperte di campagna, collina e montagna, spesso nelle vicinanze di corsi d'acqua, coltivi o specchi d'acqua di varia estensione; non disdegna tuttavia gli ambienti asciutti, laddove le attività umane creano aree aperte. Ha saputo ben adattarsi alla presenza dell'uomo nelle cui vicinanze trova abbondanza di prede.

È diffusa in Europa, Marocco, Asia del nord fino al 75° N, a un'altitudine massima di circa 1.500 m anche se nei settori alpini può occasionalmente raggiungere i 2.500 m. Dalle regioni dell'Europa settentrionale migra per spostarsi verso le zone mediterranee.

In Lombardia, è sedentaria, ma durante l'inverno il numero dei suoi effettivi aumenta per l'arrivo d'altri individui dalle zone più nordiche o alpine.

Nella bassa pianura lombarda è stata riscontrata la presenza della ballerina bianca in 92 punti d'ascolto, con un totale di 138 individui.



Figura 160 - Ballerina bianca (G. Gottardi).

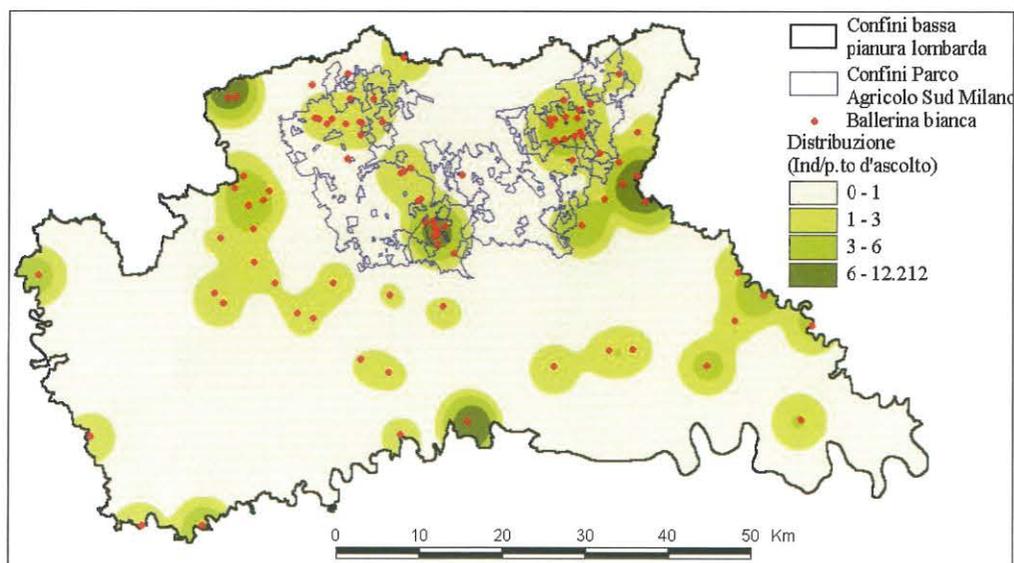


Figura 161 - Carta di distribuzione della ballerina bianca nella bassa pianura lombarda.

USIGNOLO DI FIUME (*Cettia cetti*)

Diffuso soprattutto in pianura, predilige habitat caratterizzati da vegetazione ripariale bassa e fitta, anche di limitata estensione, che costeggi corsi d'acqua, canneti fossati e ruscelli. Non si tratta tuttavia di una specie esclusivamente legata all'acqua: si può a volte trovare anche in aree degradate o in ambienti relativamente asciutti (Brichetti e Fasola, 1990).

E' largamente presente in tutta l'Europa centro-meridionale, in Asia e in Africa. In Italia e in Lombardia è specie nidificante e svernante. In Lombardia ha una distribuzione continua e ampia in pianura mentre è molto più raro sui rilievi e nelle aree a scarsa copertura arbustiva. Il suo andamento demografico può essere, però, influenzato dagli inverni troppo rigidi.

Nella bassa pianura lombarda, l'usignolo di fiume è stato individuato in 185 punti d'ascolto, in totale sono stati contati 248 individui in periodo primaverile, con una maggiore concentrazione in prossimità di corsi d'acqua come il Ticino, l'Adda, oppure nelle zone agricole con rogge e canali bordati da vegetazione arborea. Notevole è la sua concentrazione in alcune aree del Parco Agricolo Sud Milano.



Figura 162 - Usignolo di fiume (R. Fano, A.M. Flagiello - SICF).

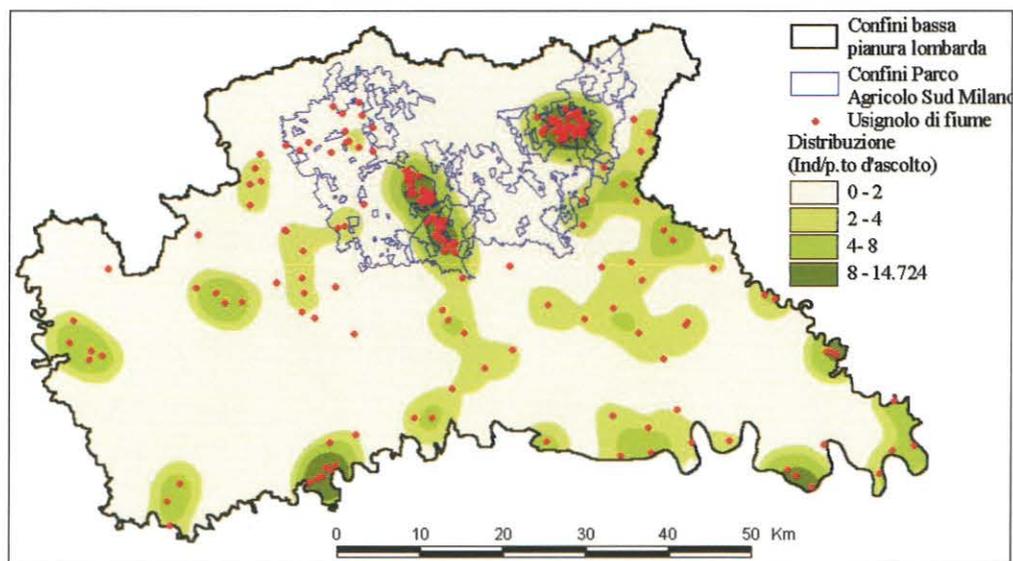


Figura 163 - Carta di distribuzione dell'usignolo di fiume nella bassa pianura lombarda.

Finito di stampare nel mese di ottobre 2008
presso le Arti Grafiche Stefano Pinelli srl - Milano

Parco Agricolo Sud Milano

Direzione Centrale
Risorse Ambientali

Tel. 02.7740.3268
Fax 02.7740.3272

e-mail parcosud@provincia.milano.it
[Http://parcosud.provincia.milano.it/](http://parcosud.provincia.milano.it/)



Il presente volume raccoglie i risultati di due progetti di dottorato di ricerca in Scienze Naturalistiche ed Ambientali dei dottori **Marco Baietto** (tutor dott.ssa Luciana Bottoni) ed **Emilio Padoa-Schioppa** (tutor prof. Renato Massa), finanziati dal **Parco Agricolo Sud Milano**.