

INTEGRAZIONE DEI PARAMETRI ECO-BIOGEOGRAFICI NEGLI STRUMENTI DI
PIANIFICAZIONE TERRITORIALE

Maurizio LA ROVERE¹, Corrado BATTISTI² e Bernardino ROMANO³

1 Università degli Studi dell'Aquila, Monteluco di Roio, 67100 L'Aquila – mrzlr@hotmai.com

2 Provincia di Roma, Via Tiburtina 691, 00159 Roma – c.battisti@provincia.roma.it

3 Università degli Studi dell'Aquila, Monteluco di Roio, 67100 L'Aquila – romano@dau.ing.univaq.it

SOMMARIO

La recente introduzione nei processi di pianificazione territoriale ordinaria delle istanze relative agli assetti degli ecosistemi ed alla conservazione della biodiversità ha attivato modalità innovative di dialogo scientifico tra le scienze naturali e quelle del territorio, alla ricerca di parametri in grado di registrare, sia in dimensioni temporali correnti, sia negli scenari di simulazione evolutiva dei fenomeni, l'influenza delle trasformazioni urbane sugli equilibri biogeografici.

Una delle traiettorie percorse riguarda la identificazione di correlazioni attive tra i parametri che descrivono stato ed evoluzione delle componenti biologiche e quelli che esprimono invece l'energia determinante dei fenomeni trasformativi attribuibili alla sfera delle modificazioni insediative. L'obiettivo è quello di stabilire un legame causa-effetto tra i criteri regolativi delle maglie urbane – formulati in funzione della qualità prestazionale “civica” del territorio – con le conseguenze derivanti a carico della sfera ecosistemica nel senso allargato del termine, perseguendo la comprensione delle condizioni di stato ambientale prima e dopo gli interventi di urbanizzazione.

1 INTRODUZIONE

A partire dalla collaborazione e dalla sinergia creatasi all'interno di gruppi di lavoro multidisciplinari, già collaudati durante la progettazione di reti ecologiche e di aree protette, stanno venendo alla luce i primi risultati in merito alle relazioni tra dati e indici urbanistici ed ecologici, con il collaudo di impianti metodologici sempre meglio definiti.

In questo senso l'interesse della ricerca è rivolto, oltre che allo studio dei parametri di influenza sulla biodiversità, anche verso la formulazione di nuovi indici e parametri ibridi che, opportunamente calibrati sulle specie e sulle condizioni ambientali, possano sintetizzare il fenomeno complesso della frammentazione e costituire uno strumento rigoroso di previsione, di controllo e di supporto per le decisioni di governo del territorio (Battisti & Romano, 2005; Biondi et alii, 2003).

Lo scopo del presente contributo è di riordinare criticamente il quadro di riferimento attinente la relazione parametrica tra gli indicatori sensibili alle condizioni ecobiogeografiche del territorio e quelli che descrivono l'impianto urbanistico, producendo una sperimentazione applicativa su un territorio, la provincia di Roma nella Regione Lazio, per il quale si hanno a disposizione dei set di dati geograficamente coerenti (Battisti, 2004).

Tra i parametri comparativi utilizzati alcuni sono canonici per i rispettivi settori disciplinari, ma, nel caso di studio, sono implementati secondo una chiave di lettura riferita ai temi della frammentazione e della continuità ambientale in contesti intensamente insediati (Filpa & Romano, 2003). Nello specifico è di grande utilità la valutazione del ruolo che le singole componenti della frammentazione ambientale (riduzione in area, incremento del grado di isolamento, riduzione della qualità ambientale indotta dai disturbi e dall'effetto margine causato dalla matrice antropizzata limitrofa ai frammenti) rivestono nella determinazione dei parametri di diversità biologica (Battisti, 2004).

I parametri insediativo-urbanistici che vengono di seguito elencati sono riferiti ad una griglia minima di analisi e di interpretazione dei fenomeni di 10 km x 10 km proveniente dalla elaborazione dei dati biogeografici.

Densità di edificazione (UD)

Densità infrastrutturale (DI)

Dispersione-diffusione insediativa

Frammentazione da infrastrutture (IFI)

Frammentazione da urbanizzazione lineare (UFI)

Frammentazione complessiva da insediamento (SFI)

I parametri biogeografici con i quali è stata effettuata la sperimentazione di correlazione mediante la costruzione di curve di dipendenza sono i seguenti:

Relazione area-specie

Pattern area/isolamento

Abbondanza/n. specie

Equiripartizione/Ricchezza

Rango/abbondanza

Gli indici esposti hanno comportato alcune constatazioni sulla loro relazione e sull'allestimento di modelli di corrispondenza. E' indubbiamente necessaria una riflessione sulle "unità minime di analisi" (UMA), di rilevamento e di interpretazione dei fenomeni a cui gli indici vengono statisticamente riferiti: sono generalmente molto ridotte e localizzate quelle dei dati eco-biogeografici, poco significative o molto più estese quelle dei dati insediativi. L'approccio ecoregionale potrebbe fornire una utile base di confronto coincidente con i sistemi o sottosistemi di paesaggio, con le unità fisiografiche o con le unità di paesaggio, in ordine ai livelli di scala ai quali si richiede che i dati vengano prodotti e utilizzati (Bulgarini *et alii*, 2004).

La seconda difficoltà interviene sulla disponibilità dei dati stessi e sui loro tempi di acquisizione: le analisi in situ per le informazioni eco-biogeografiche (tempi lunghi, grandi quantità di operatori, condizionamenti stagionali anche in funzione tassonomica, difficoltà estensibilità delle informazioni a realtà geografiche diverse, sforzo di ricerca ed esigenze finanziarie rilevanti) comportano, se confrontate con le modalità di conduzione delle indagini insediative (generalmente cartografiche, con strati standardizzati e strumenti molto più omogenei), due velocità di produzione informativa con inevitabili ricadute nelle ipotizzate procedure di comparazione relazione (Tamburini, 2005).

Si può affermare con certezza che, a partire da una condizione di equilibrio ecosistemico attuale, le variazioni che intervengono successivamente in merito alle componenti della matrice insediativa si riflettono sulle condizioni di area-ricchezza-isolamento in maniera rimisurabile in tempi successivi. Dati coerenti per UMA permetterebbero di allestire diagrammi di corrispondenza tra i diversi fenomeni e, conseguentemente, di risalire ai modelli che li governano tramite funzioni statistiche (es. rette di regressione, ecc.).

1.1 Area di studio

Sulla base delle esperienze maturate in seno a programmi di ricerca in corso di svolgimento, si illustra la sperimentazione sulla correlazione tra indici urbanistici ed eco-biogeografici.

La disponibilità dei dati ecologici a disposizione sulla Provincia di Roma, e l'estendibilità dell'informazione con le scale di intervento della pianificazione territoriale, ha consentito un primo confronto di strumenti e di esperienze.

2 ELABORAZIONE DEI DATI

Le informazioni ottenute sul territorio sono sufficienti per l'elaborazione di un set di indici urbanistici e di interferenza insediativa da poter poi mettere a confronto con i dati di ricchezza delle specie di uccelli nidificanti secondo le varie classificazioni. Dall'Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio (Boano *et alii*, 1995) sono state estrapolate le unità di rilevamento corrispondenti a tavolette IGM 1:25000 relative al territorio della provincia di Roma. Da ciascuna di esse è stato ricavato il numero di specie (ricchezza di specie).

L'eterogeneità del territorio in esame (zone montuose indisturbate, fascia costiera fortemente insediata, pianure alluvionali a coltura intensiva, frammenti forestali di ampie dimensioni, zone umide, aree metropolitane, ecc.), insieme alla disponibilità di informazioni di sola presenza avifaunistica, impongono delle scelte sia per la classificazione delle specie stesse, sia per l'allestimento degli indici nelle sulle porzioni considerate.

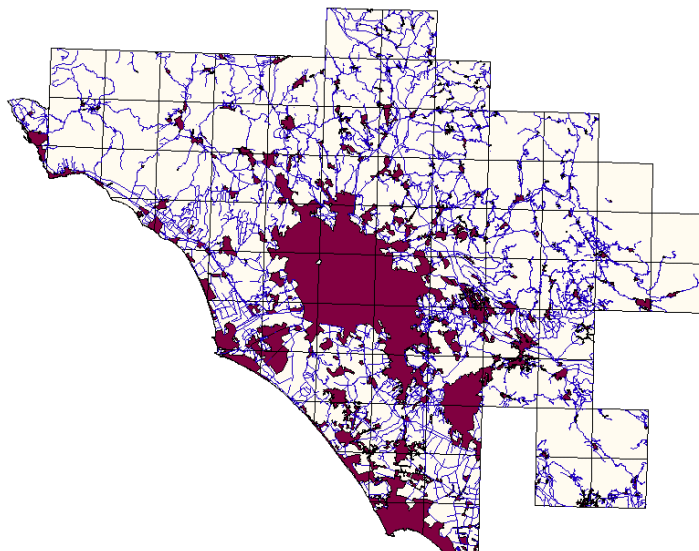


Figura 1 Visualizzazione delle informazioni GIS sui sistemi insediativi a disposizione per l'elaborazione degli indici urbanistici e di interferenza.

2.1 Parametri e indici: criteri di scelta e di analisi

Si è scelto di tradurre l'incidenza sul territorio dovuta alle barriere infrastrutturali con i seguenti indici:

- Densità infrastrutturale:
$$Di = \frac{\sum L_i}{S_t}$$
 [1]

dove:

L_i = lunghezza della strada-ferrovia *i*-esima;

S_t = superficie territoriale di riferimento;

- Indice di frammentazione infrastrutturale:
$$IFI = \frac{\sum (L_i \cdot o_i)}{S_t} \quad [2]$$

dove:

L_i = lunghezza dell'infrastruttura (decurtata dei tratti in tunnel e di viadotto);

o_i = coefficiente di occlusione ecosistemica delle infrastrutture;

o_1 = 1,0 autostrade e ferrovie;

o_2 = 0,70 strade statali;

o_3 = 0,50 strade provinciali;

o_4 = 0,30 strade "locali".

S_t = superficie territoriale di riferimento.

Nella formulazione così proposta l'IFI assume il valore di una densità infrastrutturale pesata dove il peso è costituito dal coefficiente di occlusione (Romano, 2002, 2004).

Per stimare l'incidenza delle aree urbanizzate sul fenomeno della frammentazione si è scelto di adoperare i seguenti indici:

- Densità urbana:
$$Du = \frac{S_c}{S_t} \quad [3]$$

dove:

S_c = la somma delle superfici delle aree urbane ritagliate sul reticolo;

S_t = superficie territoriale di riferimento.

- Densità urbana pesata sulla forma:
$$DUp = \frac{\sum \frac{p_i}{p_{eqi}} A_i}{S_t} = \frac{\frac{1}{2\sqrt{\pi}} \sum p_i \sqrt{A_i}}{S_t} \quad [4]$$

dove:

p_i = perimetro del singolo insediamento;

p_{eqi} = perimetro di una circonferenza di area equivalente a quella dell'insediamento;

A_i = area del singolo insediamento;

A_t = area della superficie di riferimento.

- Densità di dispersione urbana:
$$Disp = \frac{n.centroidi}{S_t} \quad [5]$$

dove:

$n.centroidi$ = numero dei nuclei corrispondenti ai singoli aggregati insediativi;

S_t = superficie territoriale di riferimento.

3 VALIDAZIONE DEGLI INDICI E CAMPIONAMENTO SUL TERRITORIO

Per verificare la corretta traduzione del fenomeno di frammentazione da parte degli indici utilizzati, sono stati visualizzati sul territorio i valori ottenuti.

La verifica sul territorio ha permesso, inoltre, la valutazione di eventuali modifiche nella formulazione degli indici (es. la scelta della superficie di riferimento per gli indici sulle infrastrutture) e dunque la calibrazione del risultato a partire dalle evidenti intensità di trasformazione antropica che caratterizzano le singole unità spaziali.

Successivamente sono stati messi a confronto gli indici e i dati sulla biodiversità per poter valutare visivamente e qualitativamente la situazione ecologica nelle aree di studio e le principali corrispondenze con la situazione insediativa da infrastrutture e da urbanizzazione.

Urbanizzazione e tipologia di viabilità

In Figura 2 si distinguono le infrastrutture a maggiore impatto, spesso a costituire “barriere complesse” derivanti dalla compresenza di più barriere di occlusione (Romano, 2000): sono evidenti nel tratto di costa da Civitavecchia a Fiumicino, e nei reticoli a nord, a est e a sud-est dalla capitale. Si rileva come la superficie coperta da urbanizzazione occupi gran parte delle unità areali di riferimento, specialmente lungo la fascia costiera e nell’area metropolitana di Roma. Le zone in cui si osservano solamente infrastrutture molto capillarizzate provinciali e locali a carattere rettilineo indicano le aree ad uso agricolo intensivo delle pianure.

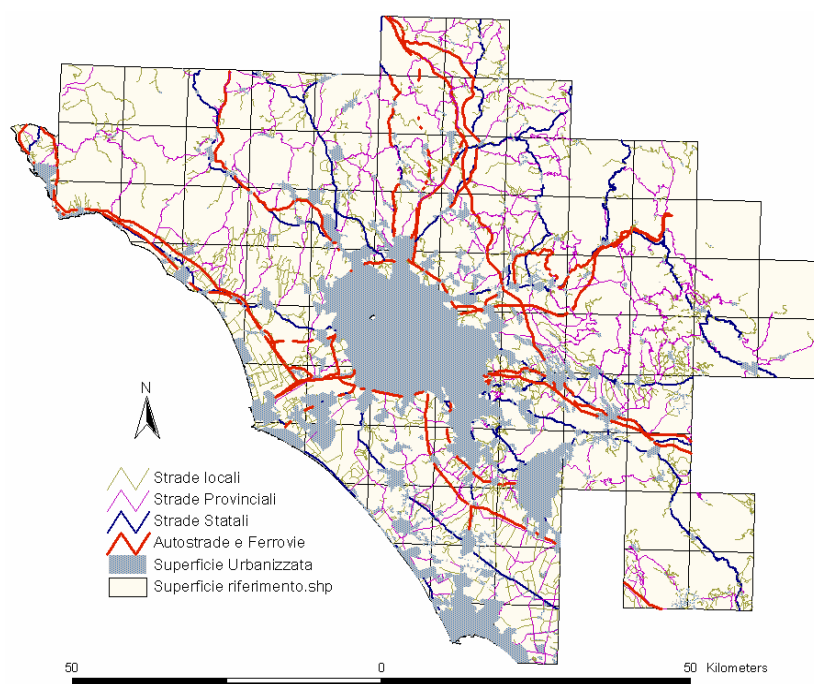


Figura 2 Carta degli insediamenti urbani e delle infrastrutture.

L’indice di frammentazione da infrastrutture (IFI)

Si può osservare (Figura 3) come l’indice traduca il fenomeno della frammentazione da infrastrutture. I quadranti più scuri contengono vie di comunicazione importanti o alte densità stradali. Valori dell’indice elevati sono condizionati molto dalla ridotta area di calcolo, cioè

l'area al netto della superficie coperta da insediamento: si deve valutare attentamente l'attendibilità degli indici in queste zone.

Densità Infrastrutturale (DI)

Dalla Figura 4 risulta che i quadranti più scuri risultano essere quelli appartenenti alla fascia costiera e con superfici al netto delle aree urbanizzate ridotte, analogamente alla distribuzione dell'IFI, e i reticoli ad alta densità di strade locali ma con bassissima densità urbana.

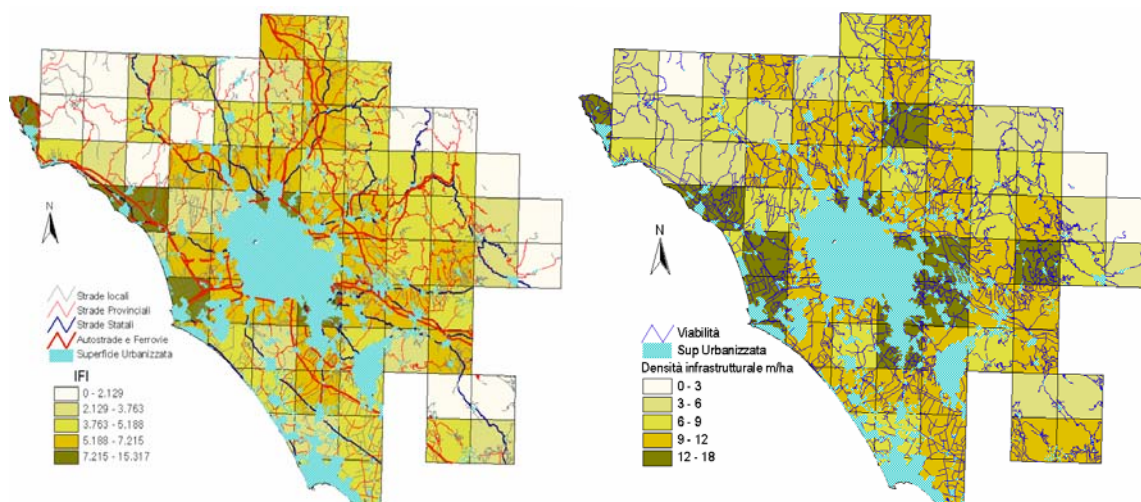


Figura 3 Indice di Frammentazione Infrastrutturale nel reticolo di riferimento (a sinistra)

Figura 4 Densità Infrastrutturale nel reticolo di riferimento (a destra)

Densità urbana e Densità urbana pesata sulla forma

I dati sulla Densità Urbana sono affidabili nella formulazione, ma si è visto che non sempre traducono opportunamente il fenomeno della frammentazione.

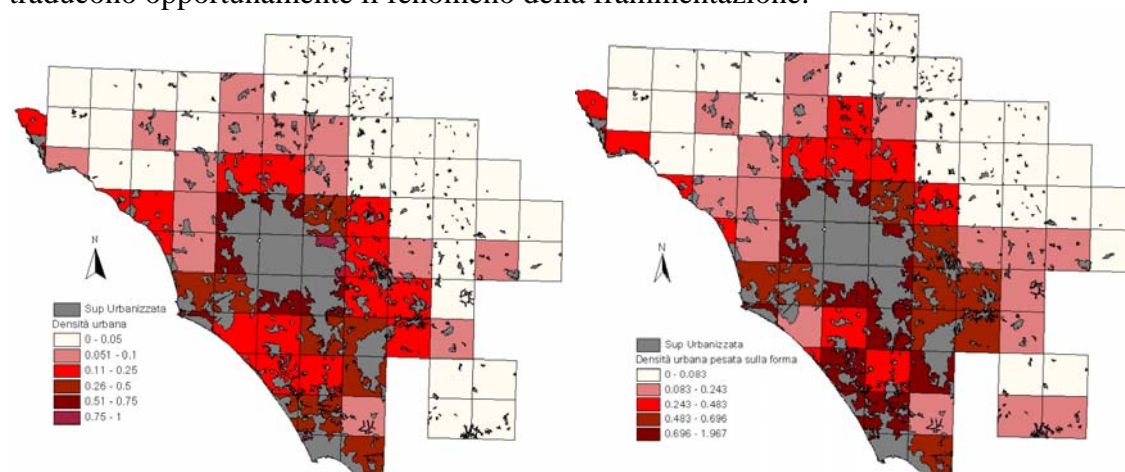


Figura 5 Densità Urbana (a sinistra).

Figura 6 Densità urbana pesata sulla forma (a destra).

Come si vedrà in seguito la Densità pesata sulla forma, nelle correlazioni con i dati ecologici, risulta più accurata della DU semplice (Figure 6 e 7).

Dispersione e Densità di dispersione

Il numero di nuclei urbani (rappresentati dai centroidi delle aree urbanizzate) da solo non è certamente sufficiente per la rappresentazione del fenomeno di dispersione (Figura 7), soprattutto perchè non esiste un riferimento analitico al reticolo di appartenenza. La Densità di dispersione urbana elimina questo problema, ma è insufficiente per descrivere la situazione complessiva dell'area (Figura 8).

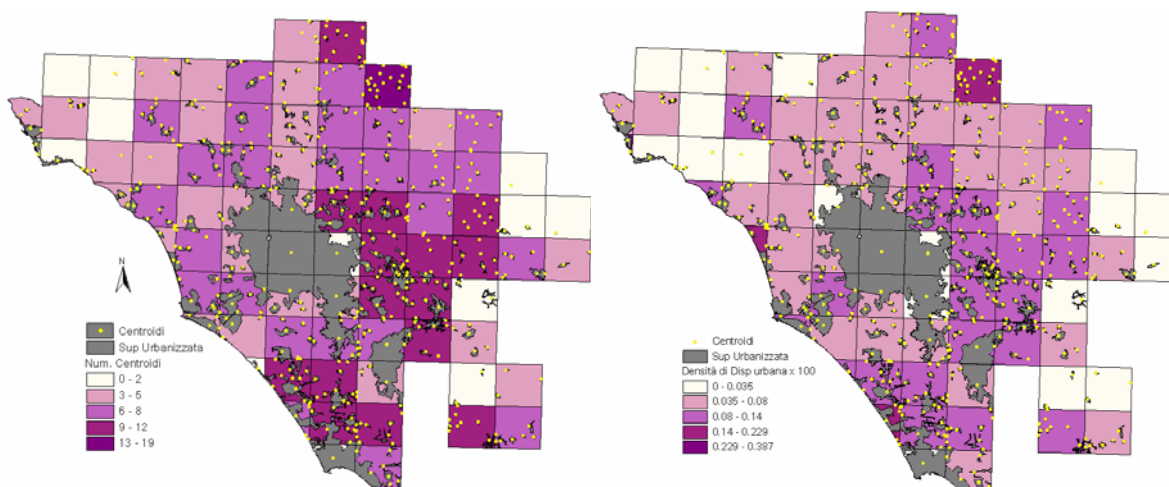


Figura 7 Numero di centroidi (a sinistra)

Figura 8 Densità di dispersione urbana (a destra)

Distribuzione delle specie e confronto con le strutture insediative

Prima della fase di analisi di relazione vera e propria tra i due principali blocchi di informazioni, è risultato utile visualizzare la distribuzione delle specie su ogni quadrante in maniera tale da poterla confrontare con la condizione trasformativa del territorio, relativamente alle strutture antropiche prese in considerazione, e per poter individuare preventivamente la incisività dei parametri proposti come condizionanti la biodiversità.

Per il confronto si è scelto di adottare la base cartografica raster proveniente dalle foto aeree a colori, in maniera da poter contestualizzare l'informazione alla situazione ambientale locale (geografia, morfologia, zone forestali e zone umide, uso del suolo).

Questa visualizzazione permette di individuare anche altri eventuali fattori ambientali oggettivi, che potrebbero rientrare nel modello congiungente la struttura del territorio allo stato ecologico ed ecosistemico.

É stata realizzata una carta così concepita per ciascuna delle classi di specie di uccelli nidificanti individuate e confrontate nel presente studio.

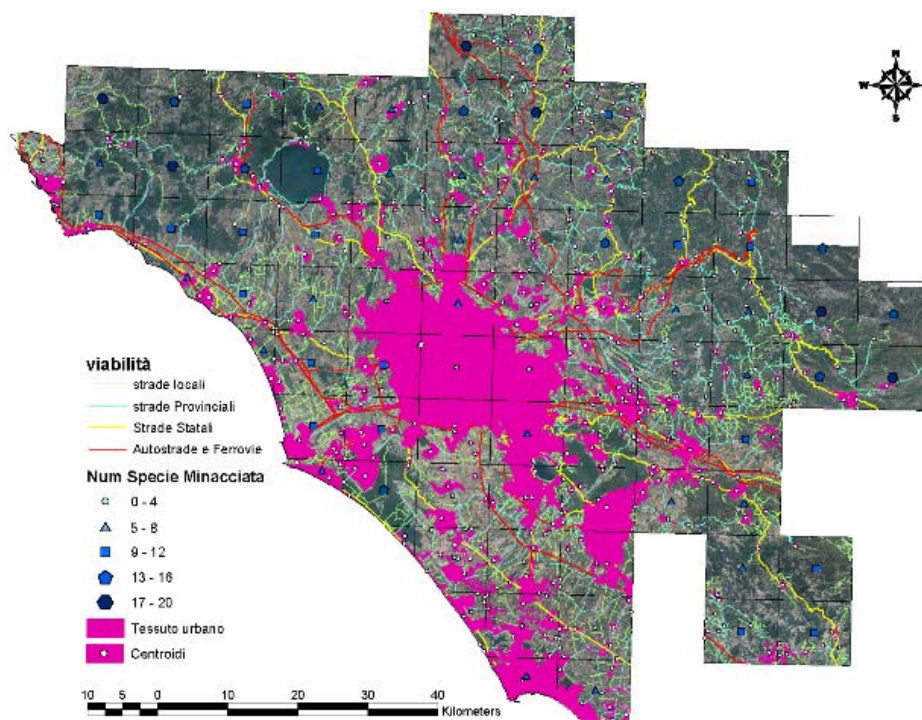


Figura 9 Esempio di Carta di Sintesi, realizzata su foto aeree, per l'analisi e il riscontro dei risultati sul territorio.

4 INTERPRETAZIONE DEI RISULTATI

Si riportano di seguito i confronti più significativi effettuati tra i dati a disposizione, con i criteri di interpolazione e con il commento dei risultati.

Relazioni tra indici urbanistici

Prima del confronto tra indici urbanistici e dati eco-biogeografici, è indispensabile innanzitutto definire le relazioni che intercorrono tra i primi, in modo tale da poter interpretare

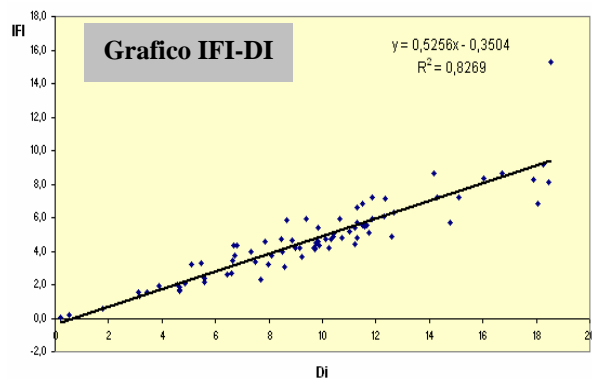


Figura 10 Grafico IFI - DI

correttamente e con il giusto peso le relazioni successive.

I dati sul grafico di Figura 10 riguardano tutte le unità spaziali ad eccezione di quelle con densità urbana pari al 100%.

Dalla distribuzione dei punti nel grafico IFI-DI, con evidente andamento lineare, traspare la dipendenza di entrambi gli indici dalla lunghezza stradale, con l'aggiunta del

coefficiente di occlusione per l'IFI (nella formulazione utilizzata nel lavoro). Il coefficiente stesso, insieme alla differente distribuzione spaziale tra tipologie di viabilità, determina lo scostamento del coefficiente angolare da quello unitario e la dispersione dei punti dalla retta di regressione.

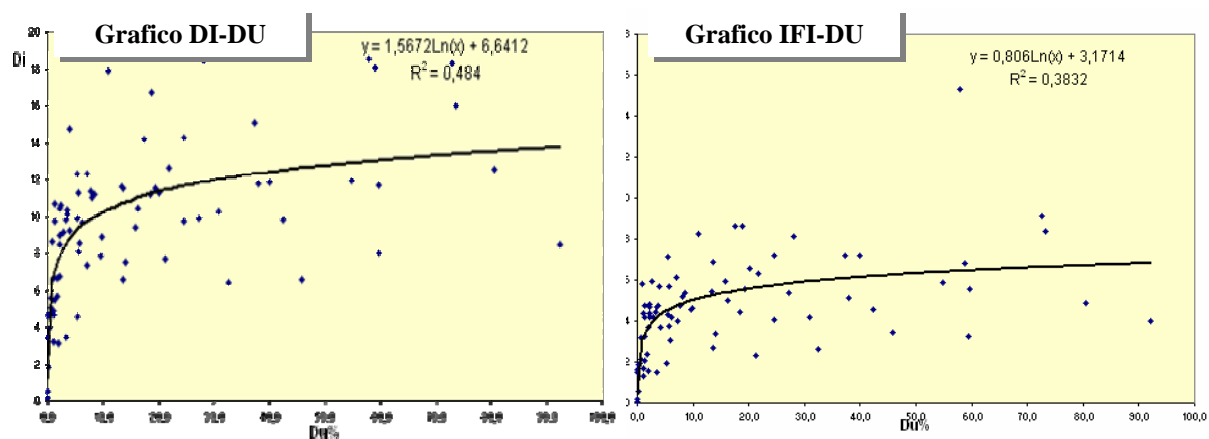


Figura 11 Grafico DI – DU (a sinistra)

Figura 12 Grafico IFI – DU (a destra)

I grafici delle Figure 11 e 12, che correlano rispettivamente la Densità Infrastrutturale e l'IFI con la Densità Urbana, riguardano tutte le unità spaziali ad eccezione di quelle con densità urbana pari al 100%, e per questo prive di viabilità extraurbana.

La disposizione dei punti e la funzione di regressione evidenziano l'andamento crescente degli indici infrastrutturali con la densità urbana.

La forte crescita di infrastrutture a basse densità è giustificata dal fatto che, generalmente, dove non ci sono centri abitati, il sistema viario è rado, ma che i piccoli centri urbani (bassa DU) e distribuiti sul territorio (basso indice di Dispersione) necessitano comunque di un opportuno sistema di collegamento. Si può osservare anche che all'intervallo 4-12 m/ha di

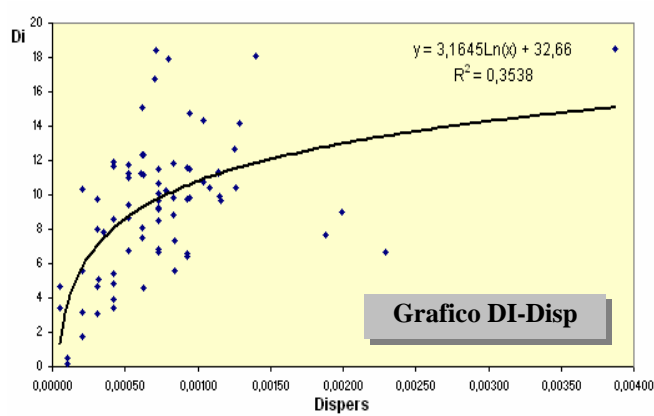


Figura 13 Grafico DI - Dispersione

densità infrastrutturale corrisponde praticamente tutto il dominio considerato della densità urbana, con alta dispersione dei dati e incrementi della DI decrescenti, ovvero ci si avvicina alla saturazione della distribuzione di viabilità sulle porzioni utili.. Pertanto si può concludere che gli indici di infrastrutturazione presentano una dipendenza dalla situazione insediativa, ovvero dagli indici di urbanizzazione (DU, DU_p, Dispersione), soltanto indirettamente.

I dati riportati nel grafico di Figura 13 riguardano tutte le unità spaziali ad eccezione di quelle con oltre il 60% di densità urbana, ovvero dei quadranti con centri urbani molto estesi per i quali la dispersione elaborata dai centroidi non è più rappresentativa.

Data la dipendenza dell'IFI dalla Densità infrastrutturale, si hanno risultati analoghi anche nel grafico IFI-Dispersione. Per la fase di crescita iniziale valgono le considerazioni fatte in precedenza. Anche in questo caso non si riscontrano condizionamenti diretti della DI dalla Dispersione. I dati sul grafico riguardano tutte le unità spaziali ad eccezione di quelle con densità urbana pari al 100%.

Relazioni tra indici infrastrutturali e indici ecobiogeografici

I grafici che correlano indici infrastrutturali e numero di specie (uccelli nidificanti) evidenziano una dispersione sostanziale dei dati, confermata dal coefficiente di determinazione R^2 molto basso. Questo denota un'assenza di legame analitico e funzionale tra variabile indipendente e dipendente ovvero la distribuzione spaziale delle barriere da infrastrutture lineari influenza limitatamente l'avifauna. In tal modo vengono confermate le osservazioni compiute da biologi e zoologi circa la poca incisività della viabilità come causa di frammentazione ecosistemica sulla maggior parte delle specie di uccelli ai vari livelli ecologici. La conclusione, lungi dal sembrare ovvia, non considera però in maniera adeguata gli effetti di disturbo dovuti al rumore, all'inquinamento e al traffico, non individuabili con i dati relativi alla sola presenza.

Pertanto l'andamento generale decrescente riscontrato nei grafici DI/IFI-Specie non è dovuto all'aumento della densità infrastrutturale ma al contemporaneo incremento della densità urbana e della dispersione (cfr. relazione tra indici urbanistici) alle quali l'avifauna è molto più sensibile.

Relazioni tra indici sull'insediamento e Specie complessive di uccelli nidificanti

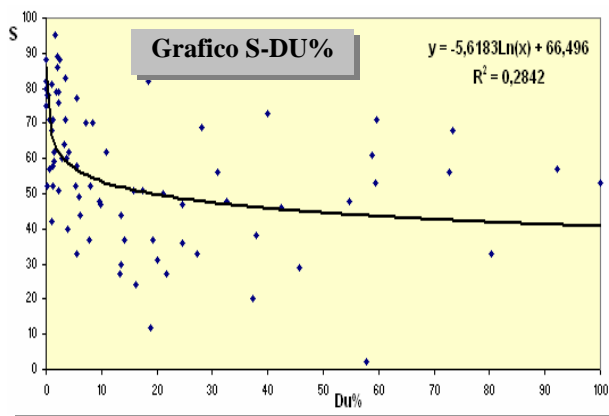


Figura 14 Grafico Specie – Densità Urbana

I dati rappresentati nei grafici nelle figure 14 e 15 si riferiscono all'intero reticolo di riferimento. Sono stati modificati i valori delle ascisse uguali a zero a valori prossimi allo zero per consentire l'interpolazione con funzione logaritmica, che meglio approssima i punti del piano. La correzione non comporta nessun difetto sensibile di precisione perchè rientra abbondantemente nell'ordine di incertezza dei punti.

Da suddetti grafici risulta evidente la

sensibilità di molte specie ai fenomeni di espansione da insediamento, specialmente ai valori bassi di densità urbana: in prossimità del “gomito” della curva di regressione, ovvero ai valori di densità urbana pari al 5-10% si riscontra una diminuzione media di specie del 50%.

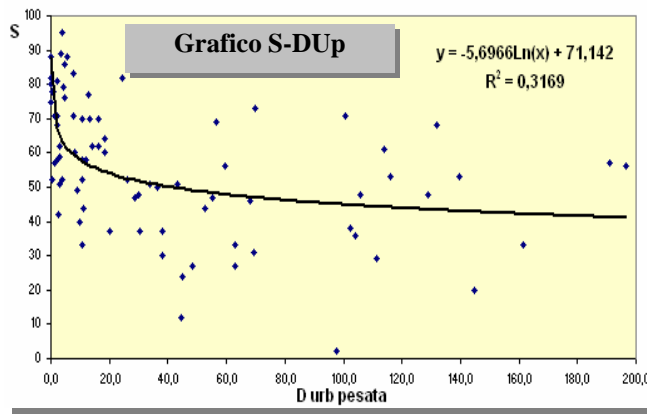


Figura 15 Grafico Specie - DUp

potesse distinguerle tra generaliste, antropofile, specializzate ecc. (quindi in base alla loro sensibilità complessiva verso le manifestazioni insediative), e dalla presenza di altre variabili di influenza. Inoltre i dati andrebbero letti contemporaneamente alla dispersione urbana. Si osserva, da questi e dai grafici successivi, che la densità urbana pesata sulla forma descrive il fenomeno meglio della semplice densità urbana, evidentemente per l'importanza che assume la disposizione spaziale dell'insediamento sul territorio nel fenomeno della frammentazione.

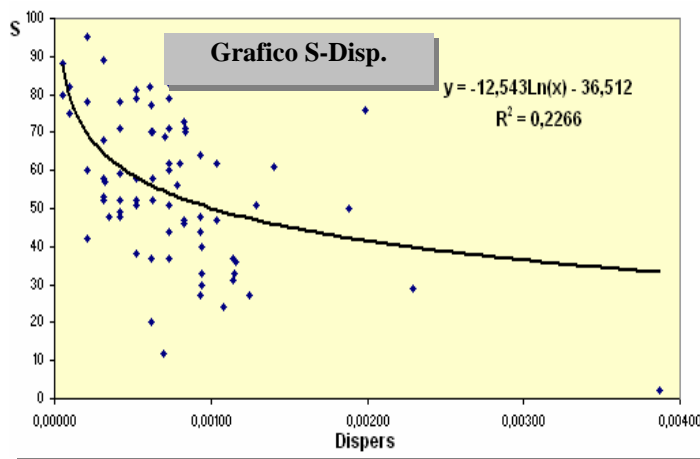


Figura 16 Grafico Specie Complessive - Dispersione

significativo in corrispondenza dell'intervallo 0-0,001 ha/ha, con una caduta di specie del 50%. Si ribadisce, comunque, che per la completezza dell'informazione, il grafico relativo alla dispersione debba essere supportato almeno dall'informazione proveniente dai parametri di copertura insediativa (DU, DUp, UFI).

Ai valori più elevati di densità la curva si porta verso un asintoto rappresentato dalle specie antropofile e generaliste (30-40 specie). L'elevata dispersione dei dati (si confrontino i valori del coefficiente di determinazione R^2 , molto bassi a spiegare comunque l'influenza locale di altri predittori nel determinare l'andamento complessivo) è dovuta principalmente al fatto di aver considerato la totalità delle specie, senza una preventiva classificazione di carattere ecologico che

Il grafico Dispersione - Specie complessive (Figura 16) è realizzato solo sulle unità spaziali con densità urbana minore del 60% per i motivi già esposti. Lo zero dei valori in ascissa è corretto per consentire l'interpolazione con la funzione logaritmica.

Nonostante il valore basso del coefficiente di determinazione R^2 , si intuisce l'andamento decrescente della Ricchezza con l'aumentare della Dispersione, particolarmente

Relazioni tra indici sull'insediamento e Specie minacciate

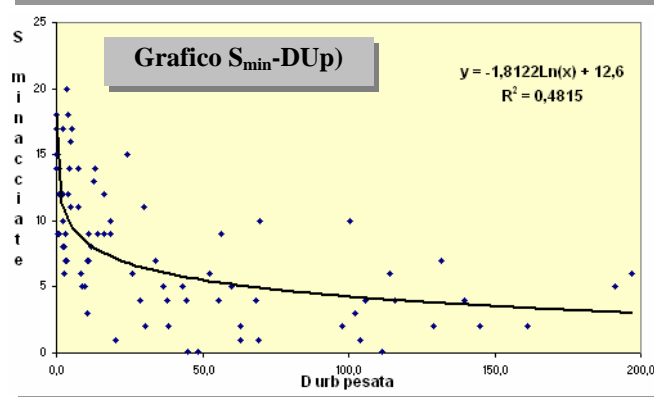
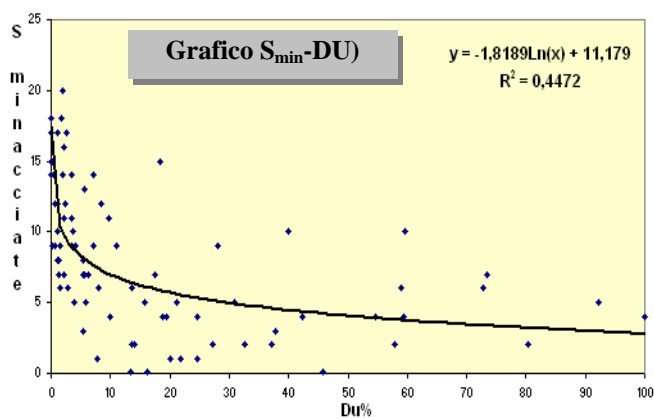


Figura 17 Grafico Specie Minacciate – DU
Figura 18 Grafico Specie Minacciate – DUp

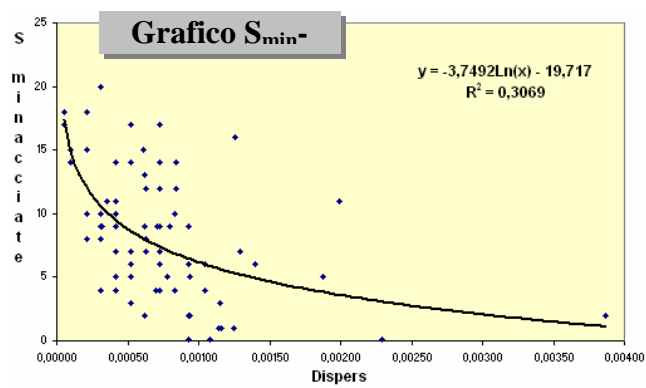


Figura 19 Grafico Sp. minacciate - Dispersione

I dati rappresentati nei grafici DU/DUp-Specie minacciate (Figure 17 e 18) si riferiscono all'intero reticolo di riferimento. Sono stati modificati i valori delle ascisse uguali a zero a valori prossimi allo zero per consentire l'interpolazione con funzione logaritmica. Le relazioni individuate con le specie minacciate sono quelle che presentano la dispersione dei punti più contenuta: l'indice di determinazione R^2 risulta infatti di 0,44 con la DU in ascisse e di 0,48 con la DUp.

Le specie minacciate, poiché presenti in numero esiguo, sono le più sensibili alle trasformazioni e al disturbo legati alla presenza antropica; questo spiega la necessità di ampi spazi indisturbati per poter sopravvivere. Tale aspetto determina anche la aderenza dei punti sul piano ad un andamento decrescente di tipo logaritmico. Si può osservare come un leggero accrescimento della densità urbana nell'intervallo 0-10% comporti un crollo considerevole della presenza di specie minacciate. Un andamento analogo può essere rilevato anche nel grafico Specie minacciate - Dispersione urbana (Figura 19): l'elevata dispersione dei punti in corrispondenza dell'intervallo iniziale di dispersione urbana è dovuta alle differenti fisionomie di insediamento

in termini di estensione, oltre ovviamente alle altre variabili affatto trascurabili che partecipano al processo. Tra le specie minacciate rientrano anche alcune molto specializzate, la cui presenza, cioè, è legata ad habitat particolari, e che quindi non risentono necessariamente del contesto insediativo, purché l'habitat rimanga intatto; nelle correlazioni

effettuate tali specie possono influire sull'incertezza e sul disturbo dei dati graficizzati, riscontrabili, ad esempio, come residuo di specie in corrispondenza dei massimi valori degli indici sull'insediamento, oppure occasionalmente possono migliorare la condizione di dispersione dei punti sul piano.

Una visualizzazione completa ed esauriente può essere fornita dal grafico tridimensionale con gli indici DUp e Dispersione assunti come variabili indipendenti (Figura 20). Questa rappresentazione è quella che restituisce meglio i connotati insediativi del territorio e le conseguenze sulla Ricchezza dell'avifauna. Risulta evidente come, in corrispondenza di valori medi della DUp e di alti valori della Dispersione, o viceversa, risultino un numero esiguo di specie sensibili minacciate. L'andamento qualitativo della Ricchezza, secondo le due variabili considerate, è ben rappresentato dalla superficie geometrica riportata in figura.

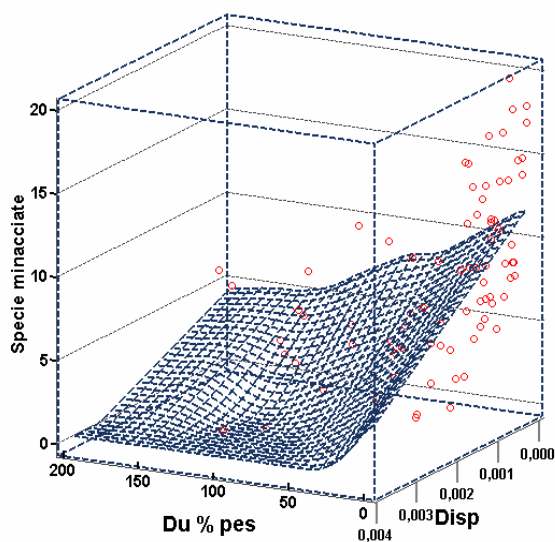


Figura 20 Distribuzione delle Sp. Minacciate nel panorama insediativo individuato dalla Densità Urbana pesata sulla forma e dalla Densità di Dispersione Urbana.

Relazioni tra indici urbanistici e specie target

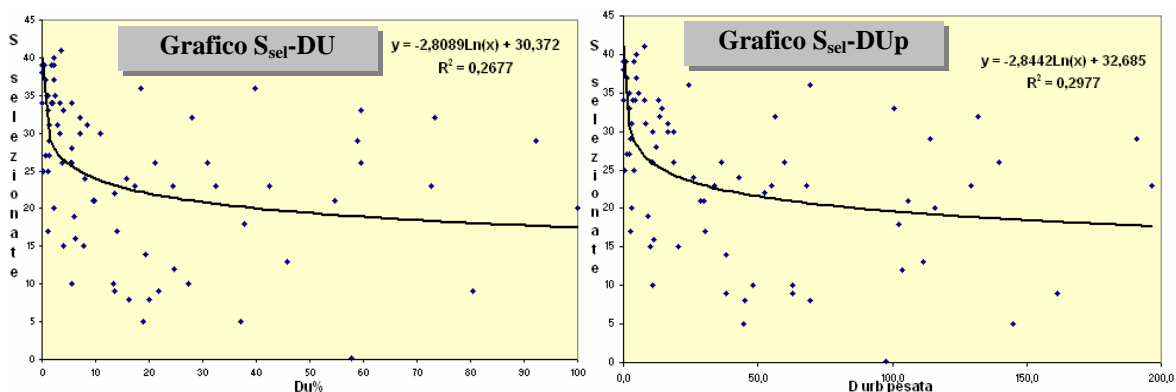


Figura 21 Grafico Specie Target – DU

Figura 22 Grafico Specie Target – DUp

Relativamente alle correlazioni con le specie selezionate, si ritrovano situazioni analoghe alle precedenti, con una evidente influenza di tipo logaritmico sulla Ricchezza da parte dell'espansione urbana. Si rilevano tuttavia dispersioni dei dati molto elevate intorno alla funzione di regressione.

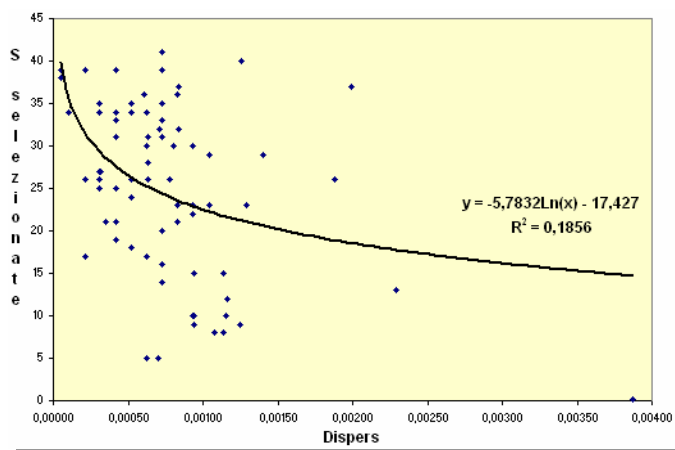


Figura 23 Grafico Specie Target - Dispersione

Questo fenomeno è da attribuirsi alla qualità dell'informazione eco-biogeografica utilizzata: in questa classificazione di specie non rientrano quelle antropofile/generaliste, quelle fortemente specializzate, e quelle con percentuale provinciale inferiore al 30%. Queste ultime, probabilmente, sono anche le più sensibili e particolarmente soggette a fenomeni di estinzione locale, specialmente se altrettanto carenti in termini di

abbondanza di individui; dunque rappresentano un importante indicatore sulla qualità ecosistemica.

Per le specie che, oltre a essere meno sensibili ai fenomeni insediativi e al consumo di suolo, sono costituite da popolazioni o comunità molto numerose, oppure solo da pochi esemplari, ma stabili in frammenti ecosistemici isolati o di limitate dimensioni, l'informazione legata alla sola presenza non può essere un buon indicatore per questo tipo di confronti. Si dovrebbe integrare l'informazione con dei dati relativi all'abbondanza degli individui (con indici del tipo Shannon-Wiener), alla distribuzione delle specie sul territorio, o all'uso del suolo per valutazioni sul grado di biopermeabilità delle aree libere da insediamento.

Inoltre, a partire dalla localizzazione dei dati meno coerenti sulla carta delle specie target (Figura 9 e Figura 24), realizzata durante la fase di confronto sul territorio, si è riscontrata l'influenza di porzioni forestali marginali all'unità spaziale considerata. L'attribuzione di

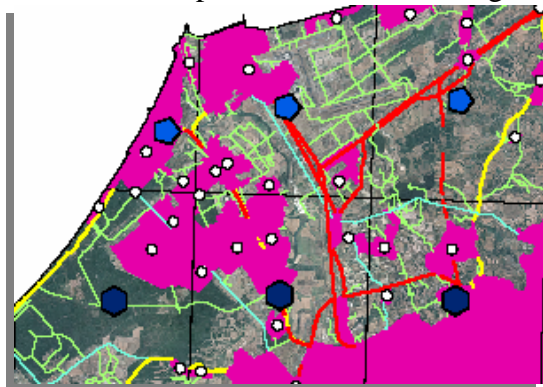


Figura 24 Metodo di analisi della distribuzione delle specie sul territorio

valori elevati di Ricchezza a unità spaziali particolarmente trasformate, ad esempio appartenenti all'area metropolitana, originati da frammenti forestali o da aree naturali marginali, non rappresenta l'effettiva situazione ambientale di tutta l'area in termini di distribuzione della biodiversità o dell'abbondanza di esemplari, e comportano un notevole errore di valutazione dell'informazione al momento del confronto con gli indici urbanistici.

Relazioni tra indici sull'insediamento e Specie complessive

In mancanza di informazioni dettagliate sulla distribuzione della biodiversità e sulla copertura del suolo, per ovviare all'effetto indesiderato precedentemente descritto, si propone di indicizzare il dato relativo alla presenza delle specie selezionate per mezzo di un peso che possa limitarne il valore quanto più ridotta sia la percentuale di area attribuibile al dato.

Si ottiene un *Indice di Distribuzione Massima delle Specie*, ovvero un indice che, a parità di numero di specie presenti, ne stima la massima distribuzione percentuale sul territorio, ipotizzando che tutta la biodiversità sia uniformemente distribuita sulla copertura non interessata dall'insediamento. Risulta che il suo valore è alto quando ci sono molte specie potenzialmente presenti su tutto il territorio campionato; viceversa è molto basso quando ci sono poche specie e presenti su porzioni limitate dell'unità di superficie.

Occorre puntualizzare che questa formulazione modifica l'informazione originaria stessa, non il dato di presenza delle specie sul territorio, che comunque è facilmente riottenibile a partire dall'informazione sulla Densità Urbana; inoltre, con questa formulazione, viene proposta una stima ottimistica (massima appunto) della distribuzione della biodiversità: la conoscenza dettagliata della biopermeabilità del territorio, ma ancor più della reale distribuzione delle specie, che può portare alla esclusione di ulteriori aree, concorrerebbero al perfezionamento dell'informazione fornita.

Tutto questo vale, ovviamente, solo se si stanno considerando specie non rintracciabili nell'ambiente urbano, come, appunto, nel caso delle specie target considerate nel presente lavoro. Si definisce:

- Indice di Distribuzione Massima delle Biodiversità $IDMB = S_{sel} \frac{A_l}{A_t}$ [6]

dove:

S_{sel} = numero di specie target

A_l = Superficie libera da insediamento

A_t = Superficie della unità spaziale

Dato che $A_l = A_t - A_c$, si può scrivere:

$$IDMB = S_{sel} (1 - DU) \quad [7]$$

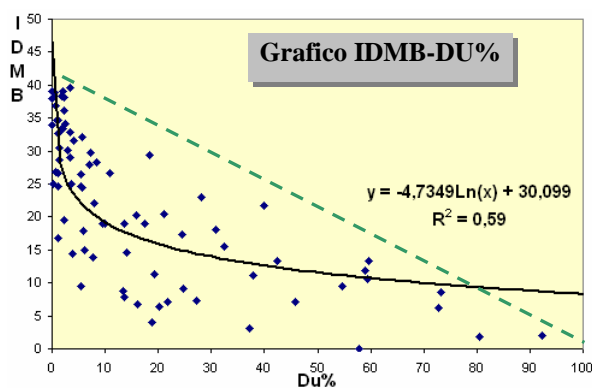


Figura 25 Grafico IDBM - DU

Cerchiamo ora delle relazioni, se esistono, che descrivano la qualità ecologica dell'area attraverso i parametri urbanistici come variabili indipendenti.

Si osserva nei relativi grafici (Figure 25, 26, 27) come i dati siano molto più coerenti con la funzione di regressione logaritmica, con valori del coefficiente di determinazione vicini a 0,6. L'indice considerato traduce il livello di

qualità ecologica dell'unità spaziale in riferimento alle specie target presenti e alla loro

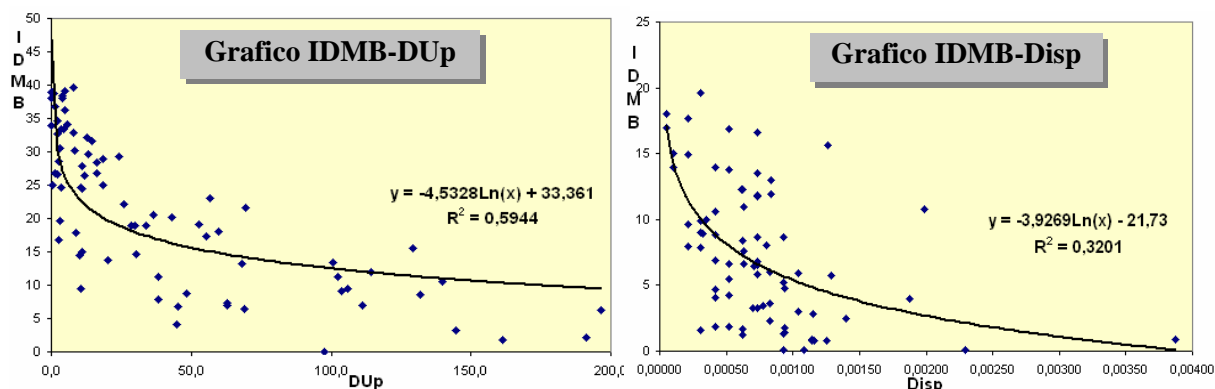


Figura 26 Grafico IDMB – DUp

Figura 27 Grafico IDMB - Dispersione

distribuzione. Si può notare, nello stesso grafico IDMB-DU%, come, unendo con un segmento il punto sulle ordinate indicante il numero massimo delle specie selezionate (nel nostro caso 41) e il punto sulle ordinate con DU%=100, si può osservare scostamento dei punti dal valore che assumerebbero se fossero presenti tutte le specie.

Dato il coinvolgimento della Densità urbana nell'indice di Distribuzione, è più interessante osservare come analoghi risultati possano essere ottenuti anche attraverso i confronti con la DUp e la Dispersione con valori di R^2 discretamente elevati.

L'elaborazione tridimensionale chiarisce meglio come i valori assunti dall'IDMB si collochino nel panorama insediativo descritto dagli indici DU e Dispersione.

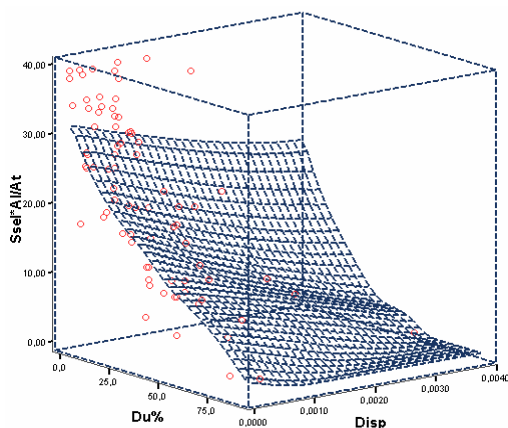


Figura 28 Distribuzione dell'IDMB nel panorama insediativo.

Si rileva dalla superficie di interpolazione come, realisticamente, alti valori di dispersione urbana, in corrispondenza di una bassa copertura insediativa, influiscano poco sulle specie target (infatti IDMB e numero di Specie coincidono per $DU\% \approx 0$), e inoltre come, all'aumentare di entrambe, la Distribuzione della biodiversità decresca rapidamente.

4.1 Commento di sintesi

Dai confronti effettuati sono emerse evidenti relazioni tra Ricchezza avifaunistica e situazione insediativa, tradotta dagli appositi indici urbanistici. Sono meno evidenti, invece, le relazioni analitico-funzionali tra indici urbanistici sulle infrastrutture e numero di specie presenti.

In tutti i confronti effettuati, che hanno coinvolto le specie complessive e quelle classificate come minacciate e target, si sono riscontrati andamenti decrescenti con l'aumentare degli indici sull'urbanizzazione considerati. Il modello risultato più attendibile (coefficienti di determinazione più alti) è quello relativo alla funzione di regressione logaritmica, idoneo per la descrizione della Ricchezza delle specie complessive e ancor di più per quelle minacciate.

Per le specie più sensibili delle due classificazioni, si osserva come minime variazioni della densità urbana, e ancor più della Densità urbana pesata sulla forma, possano determinare ricadute consistenti sulla biodiversità: nell'intervallo 0-10% di Densità urbana si assiste a una riduzione media del 50% per le specie complessive e di oltre il 50% per quelle minacciate. Nel resto dell'intervallo della DU, si verificano diminuzioni graduali di specie tendenti ad un'asintoto; questo rappresenta, probabilmente, l'insieme di specie generaliste e meno sensibili, per quelle complessive, mentre per le minacciate è costituito da pochissime specie, probabilmente molto specializzate e legate a frammenti ecosistemici ridotti.

La dispersione urbana risulta un'altra importante variabile per la determinazione della Ricchezza. Tuttavia l'incompletezza dell'informazione legata a questo indice per una descrizione esaustiva dello scenario insediativo, richiede la contemporanea integrazione di informazione tramite la DU o la DU_p. In questo ambito le rappresentazioni su tre assi offrono un quadro chiaro della dipendenza della Ricchezza in specie dalla struttura spaziale dei centri urbani sul territorio.

Dalle correlazioni ottenute con le specie target, che teoricamente avrebbero dovuto confermare le relazioni precedenti e anzi aumentarne la precisione, sono state rilevate, invece, dispersioni elevate su tutti gli indici urbanistici, tali da non permettere l'avanzamento di alcuna ipotesi funzionale attendibile.

L'analisi dei dati maggiormente discordanti sulla carta riassuntiva, realizzata con la base cartografica da ortofoto aeree, ha evidenziato l'influenza di modesti frammenti ecosistemici e di aree forestali marginali, determinanti una notevole interferenza delle informazioni e una valutazione errata della situazione ambientale effettiva: l'attribuzione di un dato, proveniente da porzioni minime di territorio con elevate concentrazioni di specie, non può essere estesa a un intero quadrante di riferimento, con lato di 10 km.

É stata dimostrata, pertanto, l'inefficienza della Ricchezza come indicatore della biodiversità alla scala considerata, qualora l'insieme di specie considerate non sia sufficientemente sensibile a fenomeni trasformativi di ampio raggio al punto tale da evidenziarne il disturbo

con fenomeni di estinzione locale. Questo è il caso delle specie target adottate nel lavoro, non altrettanto si può dire per le specie minacciate.

Per il caso delle specie target, e in generale per tutte le classificazioni di specie che escludono quelle antropofile e generaliste, si è proposto l'utilizzo dell'Indice di Distribuzione Massima della Biodiversità (IDMB), derivato direttamente dalla Ricchezza, che si è dimostrato un valido indicatore della qualità ambientale legata alla biodiversità e alla scala considerata. Complice l'influenza della stessa densità urbana nell'indice, sono risultate evidenti le relazioni analitiche con tutti gli indici urbanistici, anche in questo caso ben rappresentabili con una funzione logaritmica. Tuttavia si sconsiglia il ricorso a tale indice se si è a disposizione di dati sulla distribuzione dettagliata della biodiversità, sul numero di individui di ogni specie, e sul grado di biopermeabilità del suolo.

5 CONCLUSIONI

Il presente lavoro di ricerca ha permesso la realizzazione ed il preliminare collaudo di un percorso metodologico di analisi della relazione tra elementi insediativi e biodiversità del territorio, percorso finalizzato alla implementazione di strumenti previsionali di derivazione scientifica sperimentale, cercando di ridurre il peso attribuito ai principi di precauzionali.

Gli sviluppi fondamentali del percorso utilizzati nel lavoro sono sintetizzati nei seguenti punti:

- reperimento delle informazioni eco-biogeografiche, sottoforma di indici o dati, di estensione, scala e "risoluzione" compatibili con gli strumenti propri della pianificazione;
- reperimento delle informazioni relative alla situazione insediativa e infrastrutturale;
- elaborazione degli indici di controllo urbanistici e di interferenza insediativa riferiti alle unità spaziali di campionamento dei dati eco-biogeografici;
- confronto preliminare tra dati e indici attraverso visualizzazione diretta sul territorio;
- confronto diretto su grafico tra indici urbanistici e rilevamento delle relazioni o delle influenze significative;
- confronto diretto su grafico tra i due set di informazioni, rilevamento delle relazioni significative attraverso funzioni di regressione;
- interpretazione logico-funzionale dei risultati.

Conseguentemente alla carenza e alla incompletezza dei dati aggiornati a disposizione sulla scala di paesaggio e con risoluzione delle informazioni congruente almeno con la scala di coordinamento, il primo punto rappresenta, per il momento, il fattore limitante di tutto il percorso.

Per ovviare alla lacuna delle informazioni faunistiche sono stati proposti, per opportune classificazioni di specie, degli indici di stima della qualità ecologica, derivati direttamente dai dati eco-biogeografici e dalla struttura insediativa.

Nello specifico, la sperimentazione sulla Provincia di Roma ha riguardato i dati sulla Ricchezza in specie dell'avifauna riferite alle unità spaziali rappresentate dalle tavolette IGM in scala 1: 25000 (lato 10 km).

Dai risultati ottenuti nel lavoro, è emersa una particolare sensibilità delle specie avifaunistiche ai fenomeni insediativi da urbanizzazione, piuttosto che a quelli da infrastrutture lineari.

In particolare, gli andamenti logaritmici riscontrati nei confronti tra Ricchezza in specie e indici urbanistici, evidenziano sostanziali impoverimenti della biodiversità nelle fasi iniziali dei fenomeni insediativi, particolarmente accentuate sulle specie minacciate (nell'intervallo 0-10% di Densità urbana si assiste a una riduzione media del 50% per le specie complessive e di oltre il 50% per quelle minacciate).

La costruzione del modello, ha permesso la formulazione di scenari previsionali sulla situazione della biodiversità in ragione di una espansione urbana uniforme di 500 metri di tutti i centri urbani, simulata con l'ausilio di tecniche GIS.

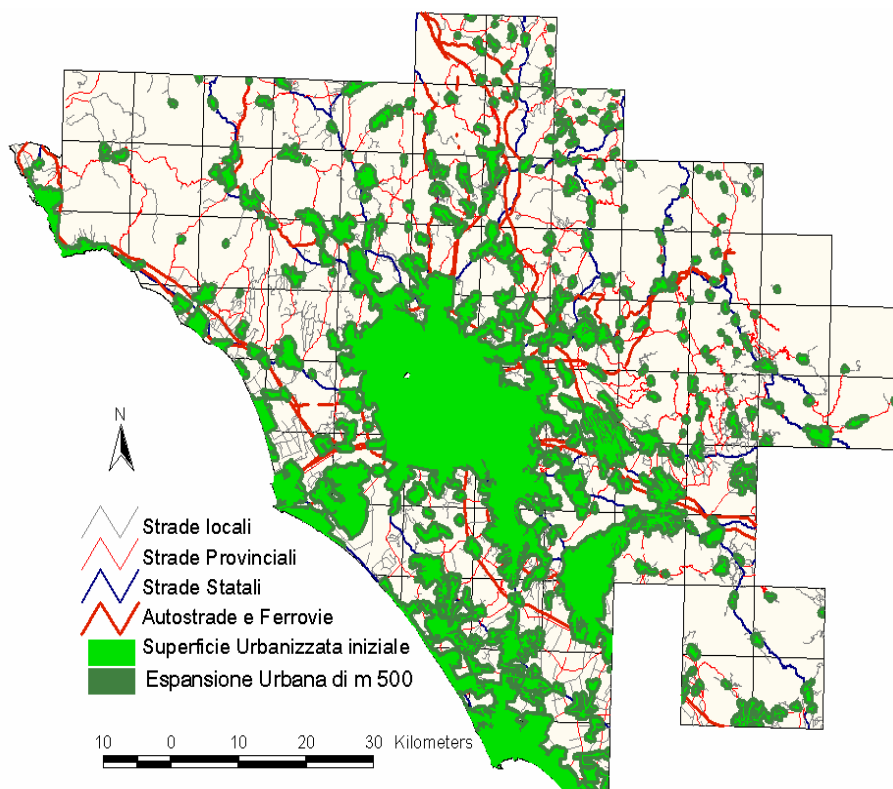


Figura 29 Simulazione scenario: espansione urbana al contorno di 500 m.

Si può osservare come l'espansione urbana tenda a svilupparsi sui principali assi stradali preesistenti (Figura 29) - secondo una dinamica ben nota alla quale si deve la gran parte della configurazione odierna del paesaggio urbano - amplificando in tal modo, il problema della frammentazione ecosistemica.

Di seguito viene raffigurata l'evoluzione potenziale della densità urbana, calcolata sul reticolo cartografico IGM già citato, sul territorio della Provincia di Roma (Figura 30).

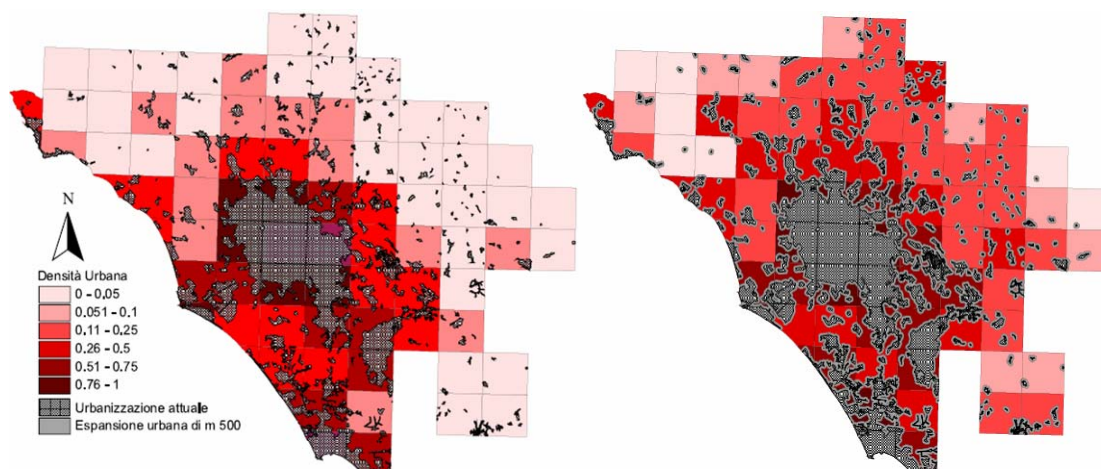


Figura 30 Aumento di densità urbana sul territorio nello scenario previsionale.

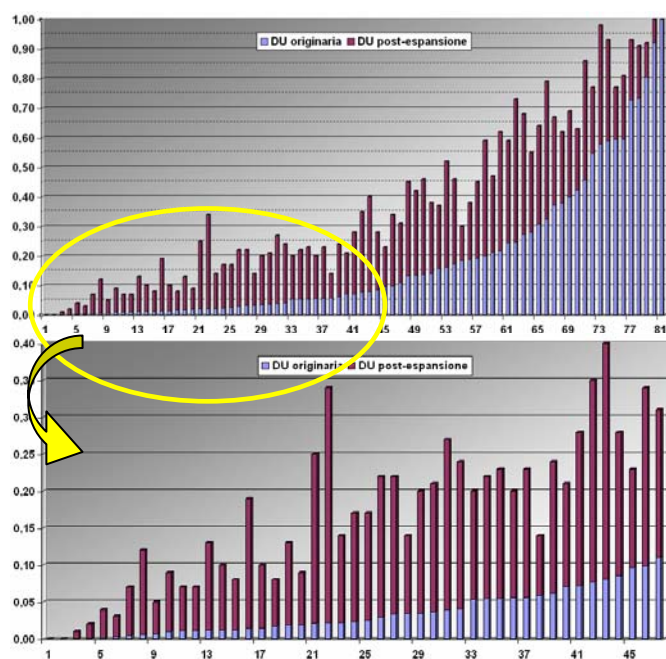


Figura 31 Indagine sui quadranti a maggior incremento percentuale di DU.

un territorio stimato di oltre 1800 km².

Si osserva (Figura 31) che l'aumento percentuale di Densità è tanto più elevato quanto più è alta la dispersione dei nuclei originari.

Considerando solo l'intervallo dei valori più bassi (DU=0-0,1), in corrispondenza del quale le specie dei volatili si sono dimostrate particolarmente sensibili, si rileva come 25 delle 32 porzioni con DU<5% superino abbondantemente questo valore, e 18 di queste raggiungono o oltrepassano anche la soglia di Densità Urbana pari 10%.

Corrisponde ad affermare che avverrebbero consistenti diminuzioni percentuali del numero di specie presenti, e quindi della biodiversità, su

Non appena sarà possibile il raggiungimento di un numero sufficiente di informazioni ecologiche e di dati particolareggiati sull'uso del suolo, si prevede un netto perfezionamento del modello *Situazione insediativa - Qualità ecologica*, soprattutto grazie all'arricchimento delle relazioni con ulteriori variabili e nuovi indici capaci di sintetizzare in maniera esauriente

il fenomeno e, nello stesso tempo, applicabili agli strumenti di governo del territorio propri della pianificazione territoriale.

$$Q_e = f(DU / UFI, DI / IFI, Disp, ..., v_n)$$

Figura 30 Schematizzazione del modello Situazione insediativa - Qualità ecologica.

In questo caso di schematizzazione del modello Situazione insediativa - Qualità ecologica, Q_e rappresenta un generico indice di sintesi della qualità ecologica (diversità, distribuzione, quantità di individui, ecc.), funzione dei diversi parametri urbanistici e di altre variabili di influenza (uso del suolo, grado di biopermeabilità, esposizione, acclività, ecc.)

Un indice di Qualità ecologica, per esempio se si è in possesso dei soli dati relativi alla Ricchezza in specie, può essere rappresentato dal rapporto tra specie potenzialmente presenti nell'unità spaziale e presenze reali, a patto che si conoscano le corrispondenze tra substrato ambientale e fauna. Si può affermare che un buon set di dati ecologici di supporto al piano debba avere almeno i seguenti contenuti, pur se tagliati di volta in volta su reticoli di riferimento a maglie di diversa ampiezza (Romano, 2004):

- dislocazione e dimensione degli areali potenziali e reali delle specie;
- dinamiche tendenziali dei popolamenti;
- geografia delle relazioni tra gli areali;
- presenze documentate delle specie;
- rapporti delle specie con la struttura attuale dell'insediamento;
- condizioni di criticità e di rischio.

In tale fase si è voluta focalizzare l'attenzione in modo particolare sugli andamenti e sulla presenza di soglie. Tali dati preliminari verranno sottoposti ad ulteriori analisi al fine di evidenziare la significatività delle correlazioni (lineari e multiple) tra parametri.

6 Bibliografia

- Battisti C. (2003), Habitat Fragmentation, Fauna and Ecological Network Planning: Toward a Theoretical Conceptual Framework. *Italian Journal Zoology*, 70: 241-247.
- Battisti C. (2004) *Frammentazione ambientale. Connettività. Reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico, con particolare riferimento alla fauna selvatica*, Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile.
- Battisti C., Romano B. (2005) Eco-biogeographical and urban parameters of diversity, area, isolation and interference for the planning instruments. *Atti del convegno Stelvio Settanta*; 8,9,10 Settembre.

- Biondi M., Corridore G., Romano B., Tamburini P., Tetè P. (2003) Evaluation and planning control of the ecosystem fragmentation due to urban development, *ERSA 2003 Congress*, Jyväskylä, Finland.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (1995), *Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio*, Alula, volume speciale (1-2): 1-224.
- Bulgarini F., Teofili C., Bologna G. (2004), *Il processo di conservazione ecoregionale e la sua applicazione in Italia*, Serv. Edit. WWF Italia, Roma.
- Filpa A., Romano B. (Eds.) (2003), *Pianificazione e reti ecologiche*, Planeco, Gangemi Ed., Roma.
- Romano B. (2000), *Continuità ambientale, pianificare per il riassetto del territorio*, Ed. Andromeda.
- Romano B. (2002), Evaluation of urban fragmentation in the ecosystems, *Proceedings of International Conference on Mountain Environment and Development (ICMED)*, ottobre 15-19 2002, Chengdu, China.
- Romano B. (2004), Gli indicatori di frammentazione ecologica nella pianificazione territoriale, *Atti del Convegno Nazionale "Ecoregioni e reti ecologiche: la pianificazione incontra la conservazione"*, WWF, UPI.
- Tamburini G. (Ed.) (2005), *Altipiani, modelli di monitoraggio e di pianificazione dei sistemi territoriali dell'Appennino Centrale*, Gangemi Ed., Roma.

Abstract

Recently the conservation policies in Europe are considering the problem of the urban increasing in terms of ecosystem fragmentation effects and biodiversity declining.

In Italy this phenomenon is becoming particularly important if we consider it at national level, but also at local level. The paper has the goal to show the relation among the data relative to the urban settlement and other data about the distribution of some bird species.

The study area is Roma Province where, since many years, the eco-biological researches produced a lot of information on biodiversity richness.

In particular have been implemented different diagrams and curves between urban and eco-biological indices.

The knowledge of this information is very important for the planning action because it is possible to obtain, by means of particular GIS models, indications about the urban effects on different land parts in the future.