

GIOVANNI FERRARA (*) - GUIDO TELLINI FLORENZANO (**)
EUSTACHIO TARASCO (***) - ORESTE TRIGGIANI (***)
LEONARDO LORUSSO (****) - RAFFAELE LAFORTEZZA (****)
GIOVANNI SANESI (****)

L'AVIFAUNA COME INDICATORE DI BIODIVERSITÀ IN AMBITO URBANO: APPLICAZIONE IN AREE VERDI DELLA CITTÀ DI BARI

Negli ultimi anni è emersa sempre più l'importanza delle aree verdi urbane per la conservazione della biodiversità, sebbene questa risulti assai variabile in funzione della struttura intrinseca dell'area verde, e del contesto paesaggistico in cui è immersa. Utilizzando struttura e composizione specifica dei popolamenti di uccelli, che vengono considerati buoni indicatori di biodiversità complessiva, abbiamo analizzato tre aree verdi urbane e periurbane della città di Bari. Le tre aree sono assai diverse tra loro: i Giardini di Piazza Umberto sono l'unico giardino storico centrale della città, il Parco 2 Giugno è invece situato vicino ai margini dell'area urbana, ed è di recente istituzione, infine Lama Balice è un'area a vegetazione spontanea mediterranea, situata in area periurbana. I censimenti di uccelli, svolti con due metodi complementari (punti di ascolto e metodo McKinnon) standardizzati, hanno permesso di confrontare correttamente le tre situazioni.

La situazione registrata nelle tre aree appare ben delineata: passando dall'area più periferica verso il centro si assiste a una drastica riduzione della biodiversità, misurata secondo tutte e tre le sue componenti (alfa, beta e gamma). Questa riduzione pare dipendere, oltre che dalla frammentazione e dall'isolamento delle due aree più centrali, anche da fattori agenti a scala vasta; tra questi soprattutto la scarsità di specie ornitiche forestali che caratterizza tutta l'area barese, e pugliese in generale.

Parole chiave: avifauna urbana; biodiversità urbana; foreste urbane; metodo punti di ascolto; tipologie di verde.

Key words: green area typologies; point-counts; urban biodiversity; urban birds; urban forests.

1. INTRODUZIONE

Negli ultimi anni è stato messo in evidenza come le aree verdi urbane e periurbane possano contribuire alla conservazione della biodiversità. All'uomo e alle sue secolari attività (agricoltura, trasformazioni dell'ambiente in senso lato) è stato riconosciuto un ruolo non sempre e non necessaria-

(*) A.T.C. «Provincia di Bari».

(**) Dipartimento di Biotecnologie Agrarie, Università di Firenze.

(***) Dipartimento di Biologia e Chimica Agroforestale e Ambientale, Università degli Studi di Bari.

(****) Dipartimento di Scienze delle Produzioni Vegetali, Università degli Studi di Bari.

mente negativo nel creare e mantenere elevati livelli di biodiversità, almeno in certi contesti come sono ad esempio i paesaggi culturali (FARINA, 2001). D'altro canto la continua espansione degli insediamenti, soprattutto nelle zone di pianura, rende indispensabile considerare le aree verdi urbane in un'ottica di conservazione globale (FRAISSINET *et al.*, 1996; RUDD *et al.*, 2002; SANESI *et al.*, 2006). Il processo di espansione urbana determina spesso la formazione di periferie molto povere in termini di qualità ambientale, in grado di offrire poche risorse alla maggior parte degli organismi rispetto agli ambiti urbani di più vecchio insediamento dove proprio la presenza diffusa di aree verdi determina condizioni generalmente migliori (GORSKI, 1997; RUNDEL *et al.*, 1998; MASON, 2000).

Lo studio della struttura e della composizione delle comunità ornitiche delle aree verdi urbane, posto che gli uccelli sono considerati buoni indicatori della diversità complessiva dell'ambiente, anche in ambiti urbani (FURNESSE e GREENWOOD, 1993; HILTY e MERENLENDER, 2000; SANESI e LAFORTEZZA, 2002; GREGORY *et al.*, 2003; SAUBERER *et al.*, 2004); pertanto sembra funzionale alla definizione dell'importanza relativa di queste aree per la tutela della biodiversità, con particolare riguardo alle indicazioni di tipo gestionale che ne potrebbero scaturire (MARZLUFF e EWING, 2001; DESTEFANO, 2003). L'ambiente urbano, nelle diverse articolazioni, per le sue peculiari caratteristiche strutturali e per la complessità dei processi che lo regolano, determina specifici impatti sulle popolazioni di uccelli, legati a fattori quali il disturbo, la frammentazione ambientale, la predazione e l'inquinamento (KOSTELECKA-MYRCHA *et al.*, 1997; HORAK e LEBRETON, 1998; SALVATI *et al.*, 1999; FERNANDEZ-JURICIC, 2000; WOODS *et al.*, 2003). Lo studio della frammentazione ambientale e dei suoi effetti potrebbe risultare particolarmente interessante, soprattutto per la definizione di linee guida gestionali non solo per le aree verdi di pertinenza urbana, ma anche per le aree limitrofe, genericamente definite frange urbane. Queste ultime infatti, per il ruolo di raccordo che svolgono fra gli ambiti esterni, più o meno naturali, e le aree fortemente urbanizzate, assumono un ruolo centrale nella conservazione della biodiversità come nella mitigazione dell'impatto antropico sui sistemi naturali (GIBELLI, 2003).

Sebbene il quadro conoscitivo dell'avifauna delle aree urbane italiane (cfr. BOLOGNA *et al.*, 1998; FRAISSINET, 2000; DINETTI e FRAISSINET, 2001; DINETTI, 2002) risulti abbastanza soddisfacente, non sono diffusi studi dettagliati sulle relazioni verde urbano/avifauna. La necessità di disporre di strumenti conoscitivi di questo tipo pare oggi ancora più pressante, soprattutto alla luce dei recenti fenomeni di inurbamento che hanno interessato, negli ultimi decenni tutta l'Europa (BIRD *et al.*, 1996; FRAISSINET *et al.*, 1996; MASON, 2000).

Lo scopo di questa ricerca è di fornire dati ed indicazioni sulla biodiversità ornitica in tre differenti tipologie di verde urbano nella città di Bari, cercando di interpretare le differenze riscontrate tra queste in relazione alle caratteristiche ambientali, intrinseche e di contesto, delle tre aree. In considerazione del ruolo di indicatori della biodiversità dei sistemi, tali indicazioni potranno servire anche ad una valutazione del sistema del verde urbano nel suo complesso.

2. MATERIALI E METODI

2.1 Aree di studio

Lo studio ha riguardato tre aree verdi, situate in situazioni estremamente differenziate dell'ambito urbano e periurbano della città di Bari (Figura 1). Di seguito si riassumono brevemente le loro caratteristiche principali:

- *I giardini di Piazza Umberto I (PU)*, che interessano complessivamente 18800 m², costituiscono l'unico giardino storico, tra le tre aree verdi esaminate, derivando da un impianto della fine del XIX secolo. La flora arborea prevalente è caratterizzata da piante sempreverdi, quali leccio



Figura 1 – Le tre aree indagate.
– The three study areas.

(*Quercus ilex* L. subsp. *ilex*; 143 esemplari), pino d'Aleppo (*Pinus halepensis* Mill.; 17 esemplari, alcuni dei quali con manifesti problemi di stabilità meccanica), alloro (*Laurus nobilis* L.), cedri (*Cedrus libani* Richard, *Cedrus atlantica* Man.). Tra le caducifoglie si annoverano anche il bagolaro (*Celtis australis* L.), classica specie utilizzata per le alberature urbane, e l'olmo comune (*Ulmus minor* Miller); solamente 6 delle 19 specie arboree sono latifoglie. Tra le specie alloctone si evidenziano le palme *Phoenix* spp., *Trachycarpus fortunei* ((Hooker) Wendland) e *Washingtonia* spp. Le 46 *Phoenix canariensis* Hort. e le 39 *Washingtonia* (27 *W. filifera* Wendl, 8 *W. Robusta* Wendl) e la fitolacca (*Phytolacca dioica* L.), che danno il tocco di esoticità ai giardini. Lo strato arbustivo, sovente sacrificato dalla dominanza dello strato arboreo superiore, è caratterizzato dai 57 esemplari di oleandro (*Nerium oleander* L. subsp. *oleander*) e da pochi altri esemplari di palma nana (*Chamaerops humilis* L.), ligustro (*Ligustrum vulgare* L.), pittosporo (*Pittosporum tobira* (Thumb) W. T. Aiton), lentaggine (*Viburnum tinus* L. subsp. *tinus*).

In questi giardini, di oltre un secolo di vita, predomina, pertanto, una compagine arborea (*sensu lato*) che, con le proprie chiome, copre quasi interamente la superficie; la presenza di questa vegetazione riduce la radiazione luminosa che raggiunge lo strato degli arbusti; numerosi cespugli sono presenti sulle bordure delle aiuole ed ai confini delle aree verdi con le strutture circostanti (strade, edifici, parcheggi). È del tutto assente la vegetazione erbacea. Pur essendo un'area verde isolata nel contesto del centro storico, esiste una labile connessione attraverso i filari che fiancheggiano le strade che dipartono dalla piazza e che raggiungono alcune piccole aree verdi limitrofe.

- Il Parco 2 Giugno (PG) è situato anch'esso in un'area quasi centrale e comunque posta al di fuori della zona «storica»; ciò determina una connessione, verso sud, con ambienti agricoli residuali. La sua origine è molto recente (il primo progetto è del 1974 e l'apertura al pubblico è stata effettuata nel 1984), per cui tutti gli elementi di vegetazione arborea e arbustiva sono di giovane età, sebbene siano stati impiantati esemplari arborei già adulti. La flora censita nel PG è stata in prevalenza quella arborea e arbustiva, mentre di quella erbacea si segnalano prati a prevalenza di graminacee dove però abbondano anche altre specie introdotte accidentalmente. L'area del PG è circondata da una bordura a siepe di *Pyracantha coccinea* M. Roem., alta 1,5-2 m. Il parco risulta diviso da percorsi ampi e tortuosi che creano vari settori di forma subcircolare e irregolare; non tutti i settori sono coperti da vegetazione arborea; il settore più vasto del parco è costituito da un tappeto erboso, circondato da lecci, alberi di Giuda (*Cercis siliquastrum* L. subsp. *siliquastrum*), platani

(*Platanus hybrida* (Aiton) Willd.), con aree riservate al gioco; anche altri settori sono riservati alla fruizione ludico-sportiva: campo di pallacanestro, bocciodromo, giostrine e giochi per bambini, spazi per la sosta con panchine e sedili. Un settore importante per la biodiversità è lo stagno che garantisce sempre disponibilità idrica e trofica per piante ed animali. Inoltre, ci sono settori in cui prevale il pino d'Aleppo, tipica conifera mediterranea, spazi in cui predomina la vegetazione arbustiva a lentaggine, alloro, ginestra (*Spartium junceum* L.), camedrio (*Teucrium fruticans* L. subsp. *fruticans*). Tra le specie arboree vi è prevalenza di conifere, quali pini (*Pinus pinea* L., *P. halepensis*), cedri (c. dell'Atlante e del Libano), cipressi (*Cupressus arizonica* Greene, *C. sempervirens* L., *C. macrocarpa* G.), cedro da incenso (*Calocedrus decurrens* (Torr.) Florin), tuia (*Thuja orientalis* L.). Diffuse sono anche le palme tra le quali si segnala *Washingtonia filifera* e *Phoenix canariensis*. Tra le caducifoglie si annoverano, tra le altre, il tiglio (*Tilia hybrida* var. *argentea*), il pioppo italico (*Populus nigra* L. ssp. *italica* (Duroi) Asch. et Graeb), il salice piangente (*Salix babylonica* L.).

- *Lama Balice*¹ (LB) è un'area a vegetazione spontanea mediterranea, situata lungo l'alveo di un antico torrente. Si tratta di un parco periurbano (LORUSSO *et al.*, 2007) con sviluppo dimensionale prevalente in lunghezza e in continuità con i paesaggi agrari e naturali esterni alla città. Nella Lama si possono individuare gli habitat vegetazionali prevalenti: la macchia alta, la macchia bassa e discontinua, la gariga, la vegetazione erbacea di fondo-lama e di versante. Nella macchia alta l'olivastro arborescente (*Olea europea* var. *sylvestris* (Miller) Brot.) si interpone ad arbusti di fillirea (*Phyllirea* sp.) e a sporadici esemplari di carrubo (*Ceratonia siliqua* L.) e lentaggine. La macchia bassa presenta lentisco (*Pistacia lentiscus* L.) e biancospino (*Crataegus monogyna* Jacq.), mentre nella gariga prevalgono l'anagiride (*Anagyris foetida* L.) e la ginestra (*Calycotome* sp.).

Sui versanti, in alcune aree si presentano lembi di coltivi semiabbandonati e «arboreti terrazzati» a ulivo (*Olea europea* var. *europea*) e mandorlo (*Prunus amygdalus* Batsch). Sul versante a sud, si osservano processi di degradazione da macchia a gariga, con cenosi di vegetazione pirofita e pioniera, con un incremento di specie erbacee (Leguminosae e Gramineae) ed una rarefazione di specie arbustive, limitate a lentisco, anagiride, alaterno e rovo (*Rubus ulmifolius* L.).

Il fondo-lama è caratterizzato prevalentemente da specie igrofile: cannuccia di palude (*Phragmites australis* (Cav.) Trin. ex Steud. s.l.), romice

¹ La tassonomia botanica utilizzata per le specie di flora pugliese segue CONTI *et al.* (2005).

(*Rumex crispus* L.), cardo mariano (*Silybum marianum* (L.) Gaertner), rovo e asparago (*Asparagus acutifolius* L.); dove decresce l'umidità edafica si sviluppano Gramineae (*Paspalum* sp., *Agropyron* sp., *Dactylis* sp.) e Leguminosae (*Vicia* sp., *Lathyrus* sp., *Lotus* sp., *Psoralea* sp.) e le sarmentose robbia selvatica (*Rubia peregrina* L. s.l.) e salsapariglia (*Smilax aspera* L.).

2.2 Rilievi di campagna

L'indagine ha riguardato i popolamenti di uccelli diurni presenti in primavera, prendendo in considerazione tutte le specie ad esclusione di quelle ad abitudini notturne. La scelta della stagione primaverile è stata fatta prima di tutto perché in questa la maggior parte delle specie è presente come nidificante, e quindi deve utilizzare, per un lungo periodo di tempo, sempre l'ambiente del parco. Questo determina la necessità, per gli uccelli, di disporre di risorse trofiche regolarmente distribuite, oltre che di siti idonei per la nidificazione. Date queste limitazioni, si può dire che buona parte delle presenze ha un significato ecologico «forte», riconducibile al classico ruolo di indicatore ecologico. L'altro motivo di scelta della primavera è legato alla fruizione umana; infatti è in questa stagione che la maggior parte delle specie si rivela maggiormente percettibile dai visitatori del parco, sia a causa della maggiore mobilità legata alle esigenze energetiche della riproduzione, sia soprattutto a causa della forza e della regolarità del loro canto, componente non secondaria delle attrattive del verde urbano.

I censimenti sono stati effettuati secondo due metodi distinti:

- il metodo dei punti di ascolto (BIBBY *et al.*, 2000), per il quale sono state scelte 11 stazioni, di cui 5 a Lama Balice, e tre in ciascuna delle altre due aree. I punti sono stati visitati sei volte ciascuno per una durata di 10 minuti durante le prime ore della mattina, in giornate prive di precipitazioni atmosferiche e vento assente o debole (<4 secondo la scala di Beaufort). I rilievi, a partire dall'inizio di aprile, fino a giugno, sono stati ripetuti sei volte nel corso della stagione, per ciascun punto. I contatti con gli uccelli sono stati riferiti ad un raggio fisso di 25 m dall'osservatore (*fixed radius counts*, RALPH e SCOTT, 1981), in modo da ottenere un indice di densità relativa. Tutti i punti sono stati effettuati solo nelle porzioni «forestali» dei parchi, evitando pertanto prati ed altri ambienti non caratterizzati da copertura arborea. Per evitare doppi conteggi degli uccelli, i punti sono stati effettuati ad almeno 200 m di distanza uno dall'altro;
- il metodo di MacKinnon (MACKINNON, 1990; BIBBY *et al.*, 1998), un metodo di censimento qualitativo e semiquantitativo dell'avifauna, è finalizzato a raggiungere il miglior livello possibile di stima della ricchezza specifica complessiva, che è a sua volta un buon indicatore della diver-

sità. Questo metodo consiste nel riportare in apposite schede tutte le specie, udite o viste, lungo percorsi precedentemente definiti, dividendo i contatti in liste di 4 specie col vincolo che una specie non può comparire più di una volta nella stessa lista. Queste liste possono poi essere trattate statisticamente come unità di campionamento indipendenti. Il metodo di MacKinnon risulta particolarmente utile in situazioni in cui il tempo a disposizione è limitato, ed ha il pregio di essere indipendente dallo sforzo di campionamento e soprattutto dalla qualità del rilevatore.

I rilievi, in entrambi i casi, sono stati fatti nel periodo aprile – giugno 2005. La scelta di utilizzare due diverse metodologie è giustificata dalla diversa natura dei risultati ottenibili dall'analisi dei dati: il metodo di MacKinnon permette di studiare bene la diversità dei popolamenti mentre il metodo delle stazioni di ascolto fornisce indicazioni sulla densità degli individui. La combinazione delle due informazioni ci ha quindi permesso di analizzare in modo affidabile e completo la natura dei popolamenti ornitici.

Per Lama Balice, stante la complessità, ampiezza ed articolazione, sono state individuate le cinque stazioni di rilievo a seconda di particolari caratteristiche geomorfologiche e vegetazionali. Tali stazioni presentano le seguenti caratteristiche:

- Punto 1 – In parte è interessato dal letto della lama, e in parte da vegetazione prevalentemente arbustiva (olivastro, fillirea, carrubo) e da residui di oliveto; la struttura è caratterizzata da vegetazione arbustiva sui pendii e prativa nel letto della lama.
- Punto 2 – Sebbene si trovi in vicinanza del letto fluviale, è interessato soprattutto da gariga a olivastro, fillirea, alaterno; il canneto di fondo lama a cannuccia di palude (*Phragmites communis* Trin.) può raggiungere anche i 2 m di altezza.
- Punto 3 – Questo punto è interessato da macchia e gariga; sui pendii si rivela vegetazione a macchia alta a olivastro, coccifera (*Quercus coccifera* L.) e fillirea. Nell'alveo è presente il canneto basso a cannuccia di palude e romice (*Rumex crispus* L.).
- Punto 4 – La stazione presenta macchia bassa e gariga a lentisco, fillirea ed alaterno. In prossimità della stazione sono stati realizzati complessi residenziali di notevole entità: centinaia di vani per un'altezza di oltre 15 m.
- Punto 5 – Anche in questo caso è presente vegetazione mediterranea, ma ha notevole sviluppo il canneto; adiacente alla stazione vi è una pineta adulta (a pino domestico e d'Aleppo).

Le stazioni di rilievo dei Giardini di PU e di PG non presentano differenze dal punto di vista geomorfologico e vegetazionale, pertanto non si è ritenuto opportuno descriverle.

2.3 Metodi di analisi

Tutte le analisi effettuate hanno avuto lo scopo di comparare le tre situazioni esaminate, in modo da evidenziare, sia in termini qualitativi, e ove possibile anche quantitativi, le differenze esistenti, e di ottenere pertanto indicazioni sull'effettivo ruolo di indicatori svolto dagli uccelli, per la caratterizzazione della biodiversità nelle aree urbane.

Per l'analisi della composizione specifica, ovvero per evidenziare le differenze di composizione tra le tre aree, abbiamo usato il metodo delle specie indicatrici (DUFRENE e LEGENDRE, 1997); questa metodologia permette di evidenziare quali sono le specie che maggiormente caratterizzano un'area, o comunque un generico insieme di dati, andando a considerare il prodotto tra l'abbondanza e la frequenza relativa di ciascuna specie in ciascun gruppo. In questo modo vengono evidenziate quelle specie che più di altre sono rappresentate all'interno di un gruppo rispetto agli altri.

Per quanto riguarda l'analisi della struttura abbiamo calcolato le diversità alfa, beta e gamma (KREBS, 2001). Questi tre indici esprimono la diversità a differenti livelli spaziali, permettendo di confrontare in maniera esaustiva la struttura dei popolamenti tra le diverse aree.

La diversità alfa può essere definita anche come diversità puntiforme, ovvero calcolata sulle singole unità di campionamento. Queste, nel nostro caso, sono rappresentate dalle 11 stazioni puntiformi di ascolto, e la misura della diversità è data dal numero di specie presenti, altrimenti detto ricchezza specifica. Le differenze tra i valori registrati nei tre parchi sono state verificate mediante i Modelli Lineari Generalizzati (GLM), supponendo una distribuzione d'errore di tipo *Poisson* ed utilizzando una funzione *link* di tipo log (MONTGOMERY *et al.*, 2001; RUSHTON *et al.*, 2004).

La diversità beta invece può essere definita come il *turnover* nella struttura della popolazione lungo un gradiente di campionamento, gradiente che può essere spaziale o temporale. Si tratta quindi di una misura della variabilità esistente tra situazioni differenti, all'interno del sistema indagato. Nel nostro caso, soprattutto per ovviare alle ridotte dimensioni spaziali di due dei parchi esaminati, abbiamo preferito calcolare la diversità beta a livello temporale, provvedendo ad analizzare il turnover temporale tra le sei sessioni di censimento. La matrice dei dati è stata costruita a partire dai dati raccolti nel corso dei rilievi (stazioni d'ascolto e metodo MacKinnon cumulati) in ciascuna delle sei sessioni di rilevamento. Per definire le differenze esistenti, sia tra siti diversi, sia tra periodi diversi, abbiamo sintetizzato il tutto mediante una procedura di riduzione dimensionale, detta NMS (*Non-metric Multidimensional Scaling*), che permette di ridurre il numero di dimensioni originarie (pari al numero di specie), ad un valore molto minore, agevolmente rappresentabile e analizzabile (cfr. MCCUNE e GRACE, 2002). In questo

modo si possono disporre le osservazioni in uno spazio avente un numero ridotto di dimensioni, ed esaminarne agevolmente i rapporti reciproci.

La diversità gamma, ovvero la diversità calcolata a livello di intera area, esprime pertanto l'insieme del patrimonio di variabilità afferente a tutto il sistema indagato. Per esprimere questa misura, tenendo conto del differenziato sforzo di campionamento, abbiamo calcolato la ricchezza specifica totale stimata (con il metodo 'Chao 2'; CHAO, 1987; cfr. anche COLWELL *et al.*, 2004). La stima è stata ottenuta partendo dalla matrice dei dati raccolti per gruppi di quattro specie, con il metodo di MacKinnon. Questa misura consente un confronto tra dati disomogenei per sforzo di campionamento (permettendo di valutare le differenze a qualsiasi livello di sforzo) e in presenza di valori diversi nell'equiripartizione, si basa sulla costruzione di una curva di accumulazione della ricchezza (tramite un apposito software, cfr. COLWELL, 2005), curva che può raggiungere un *plateau*, che indica che il campionamento ha raggiunto un livello sufficiente di rappresentatività. Dato che il metodo fornisce anche una stima della dispersione del campione (errore standard), è possibile testare la significatività delle differenze, a questo scopo abbiamo usato il test «t» di Student.

Abbiamo poi verificato le differenze esistenti negli indici di abbondanza delle specie, ottenuti dal valore del numero di individui contattati entro 25 metri da ciascuno dei punti d'ascolto. Questa misura consente di valutare l'entità delle differenze esistenti riguardo alla densità degli uccelli nelle diverse aree, fornendo in definitiva una stima della capacità portante del sistema parco, valore che può essere correlato o non con la diversità. Abbiamo a questo proposito utilizzato i valori di abbondanza per ciascun punto (trasformati in $\log+1$, cfr. THOMPSON *et al.*, 1998), verificando le differenze mediante i GLM (vedi in precedenza), supponendo in questo caso una distribuzione di errore di tipo normale (THOMPSON *et al.*, 1998), ed una funzione *link* identità (MONTGOMERY *et al.*, 2001, op. cit.).

Per quanto concerne l'area di Lama Balice, vista la sua notevole estensione territoriale, e la variabilità interna all'area in quanto a tipologie vegetazionali e contesto paesaggistico, abbiamo provveduto anche ad analizzare le differenze esistenti tra le cinque stazioni di monitoraggio standardizzato.

3. RISULTATI E DISCUSSIONE

Nel corso dei rilievi abbiamo rinvenuto in totale 49 specie, gran parte delle quali localizzate alla sola Lama Balice. Come era da attendersi, infatti, l'area più naturale ospita una comunità ornitica estremamente più diversificata rispetto alle due situazioni di confronto, situate in un conte-

sto urbano. Non è questa la sede per valutare singolarmente le specie rinvenute, né per svolgere accurate analisi faunistiche; si può solo dire che le specie rinvenute paiono coerenti con quanto noto per l'avifauna pugliese (MOSCHETTI *et al.*, 1996).

Prendendo in esame le specie indicatrici, si rileva che vi sono 11 specie indicatrici per Lama Balice (Tabella 1). Di queste, ben cinque sono esclusive, e due di queste (cappellaccia e beccamoschino) hanno valore di indicazione pari a 100, ovvero sono presenti in tutte le unità di rilevamento a Lama Balice, e mai nelle altre due zone; si comportano, pertanto, da «perfetti indicatori» (MCCUNE e GRACE, 2002). Questi risultati erano prevedibili, in quanto l'area di Lama Balice ospita una avifauna molto ricca, della quale fanno parte specie, come le due citate, che oggi raramente si rinven- gono in contesti urbani.

Tabella 1 – Specie Indicatrici (secondo DUFRÈNE e LEGENDRE, 1997, op. cit.) del parco «Lama Balice» rispetto agli altri due. Sono riportati i valori di indicazione (IV) per ciascun parco, e il livello di significatività dei confronti.

– *Indicator species (DUFRÈNE e LEGENDRE, 1997, cit. op.) of the «Lama Balice» Park, compared with the other two parks. The indicator values (IV) for each park and the significance level of the comparisons are related.*

specie	Lama Balice	Parco 2 giugno	Piazza Umberto I	p
1 Cappellaccia	100	0	0	0,001
2 Beccamoschino	100	0	0	0,001
3 Rondine	96	1	0	0,001
4 Gheppio	92	1	0	0,001
5 Balestruccio	83	0	0	0,002
6 Passera mattugia	83	0	0	0,002
7 Ghiandaia	70	15	0	0,009
8 Tortora dal collare	68	27	0	0,005
9 Usignolo di fiume	67	0	0	0,012
10 Occhiocotto	61	39	0	0,011
11 Gazza	53	20	24	0,003

Il PG non ha mostrato di avere, all'interno della sua avifauna, specie indicatrici significative. Questo risultato evidentemente dipende dal fatto che questa area possiede caratteristiche intermedie tra le tre esaminate, e pare totalmente priva di specie caratteristiche, né tanto meno esclusive. Passando a considerare il contesto più urbanizzato, ovvero Piazza Umberto, si nota (Tabella 2) come vi siano tre specie indicatrici. Nessuna di queste è esclusiva di questo parco, sebbene il rondone comune e la taccola risultino effettivamente molto più abbondanti in questa zona. Queste due specie sono entrambe strettamente legate ai contesti urbanizzati, formando colonie numerose sugli edifici. Non sorprende, pertanto, questo risultato, legato

Tabella 2 – Specie Indicatrici (secondo DUFRENE e LEGENDRE, 1997, op. cit.) del parco «PU» rispetto agli altri due. Sono riportati i valori di indicazione (IV) per ciascun parco, e il livello di significatività dei confronti.

– *Indicator species (DUFRENE e LEGENDRE, 1997, cit. op.) of the «PU» Park, compared with the other two parks. The indicator values (IV) for each park and the significance level of the comparisons are related.*

	specie	Lama Balice	Parco 2 giugno	Piazza Umberto I	p
1	Rondone comune	17	11	73	0,001
2	Taccola	27	5	57	0,022
3	Verdone	27	19	51	0,008

quindi non tanto al contesto ambientale del parco in sé, quanto alla sua collocazione nel contesto urbano. Quanto al verdone, notando che la differenza tra le tre aree non è molto rilevante, si può supporre che il contesto maggiormente boscato di questo parco favorisca relativamente questa specie.

3.1 Diversità

Per quanto concerne la diversità alfa, ovvero la misura della diversità a livello puntiforme, si nota chiaramente come vi sia un gradiente di diminuzione della ricchezza che, da LB, passa per il PG e giunge a PU (Figura 2). Se questo andamento era prevedibile, va notato che l'entità delle differenze è notevole, soprattutto che il numero di specie per punto a Lama Balice (9,4 specie) è superiore del 61% rispetto a quello di PU (5,8 specie) e del 34% rispetto al PG (7,0 specie).

Per quanto concerne la diversità beta, calcolata come detto mediante l'analisi NMS, la procedura ha consigliato (in base ai valori di *stress*, cfr. LEGENDRE e LEGENDRE, 1998) l'ordinamento delle 18 unità di campionamento (sei uscite per ciascuno dei tre parchi) secondo tre assi. Nella Figura 3 e nella Figura 4 sono presentati i risultati di questa procedura.

Esaminando entrambe le figure si notano chiaramente due fenomeni:

- le tre aree indagate si trovano lungo un gradiente, secondo il quale da LB, attraverso il PG, si giunge a Piazza Umberto. Questo gradiente conferma, anche considerando la composizione specifica, quello già individuato per la diversità alfa;
- per quanto concerne specificamente la diversità beta, si nota come la variabilità di composizione tra punti è maggiore a LB (i punti sono distanti tra loro), intermedia nel PG, e minima a PU. Questo sta a significare che, tra uscite diverse (ossia tra periodi diversi della primavera) avviene un maggiore ricambio (turnover) di specie nell'area di Lama Balice, ovvero in quest'area la diversità beta temporale è maggiore.

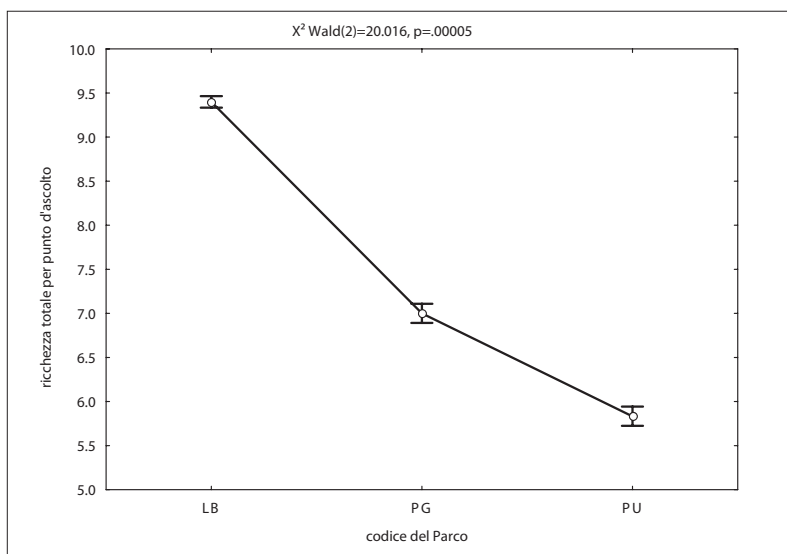


Figura 2– Andamento della ricchezza ornitica totale per ciascun punto d'ascolto, nei tre parchi esaminati. Le differenze (confrontate mediante i Modelli Lineari Generalizzati) risultano altamente significative. (LB; PG; PU).

– Total bird richness for each point-count, in the three parks studied. The differences (compared through Generalized Linear Models) are highly significant.

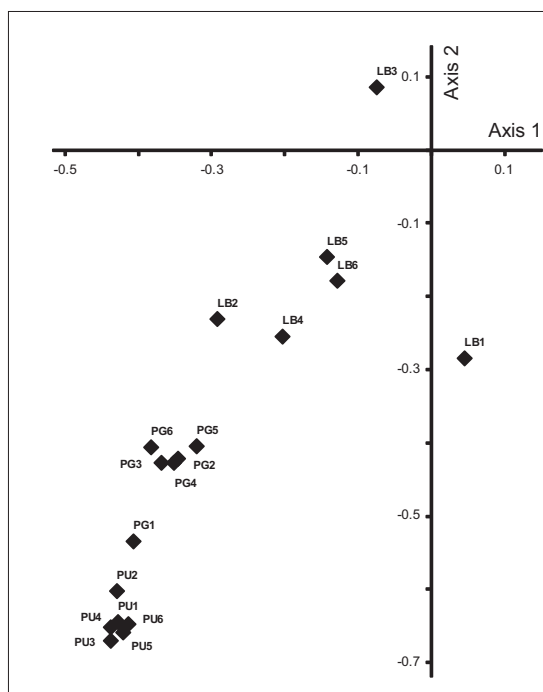


Figura 3– Ordinamento delle 18 unità di censimento secondo i primi due assi ottenuti mediante l'analisi NMS. Le singole stazioni di ascolto sono contrassegnate dalle iniziali del parco (LB; PG; PU), seguite da un numero progressivo che identifica la singola uscita.

– Ordination of the 18 census units according to the first two axes obtained by the NMS analysis. The single point-count sites are signed by the initial (LB; PG; PU) succeeded by the progressive number for each census session.

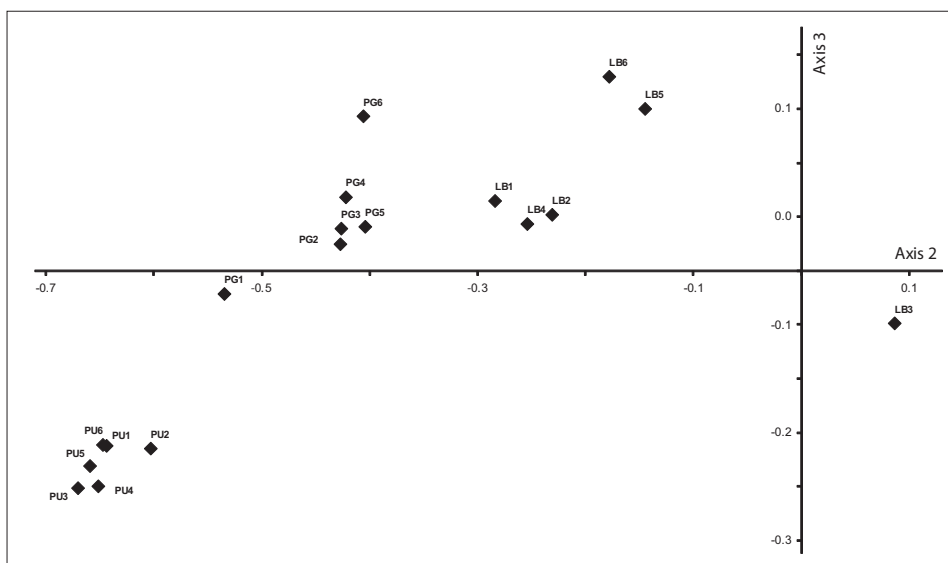


Figura 4– Ordinamento delle 18 unità di censimento secondo il secondo ed il terzo asse ottenuti mediante l'analisi NMS. Le singole stazioni di ascolto sono contrassegnate dalle iniziali del parco (LB; PG; PU), seguite da un numero progressivo che identifica la singola uscita.

– *Ordination of the 18 census units according to the second and the third axis obtained by the NMS analysis. The single point-count sites are signed by the initial (LB; PG; PU) succeeded by the progressive number for each count time.*

Per quanto concerne la diversità gamma, nella Figura 5 sono presentati i valori di ricchezza ornitica totale stimata con il metodo «Chao 2». Risulta evidente che, anche considerando uno sforzo di campionamento uniforme (pari a 30 gruppi di 4 specie, cfr. § 2.2.), si confermano le fortissime differenze in ricchezza specifica registrate con i semplici dati bruti di campionamento (Tabella 3). Ancor più di quanto evidenziato per la diversità alfa, in questo caso risulta molto importante la differenza assoluta tra i valori registrati. A LB, infatti, abbiamo, con 30 unità di campionamento, una ricchezza stimata di 50.6 specie (47.6-53.6 i.c. 95%), contro 19.4 (18.7-20.1) nel PG, e 11.3 (11.0-11.5) per PU. Rispetto, quindi, ad un'area «naturale», e ben collegata con i circostanti paesaggi periurbani ed extraurbani, come è Lama Balice, la ricchezza totale si riduce, nei parchi urbani, a molto meno di metà.

3.2 Abbondanza

L'andamento dei dati, se si considera invece l'abbondanza, è assai differente da quello mostrato per la ricchezza. In questo caso, infatti (Figura 6), il massimo valore si registra in PU, il minimo nel PG, ed un nuovo

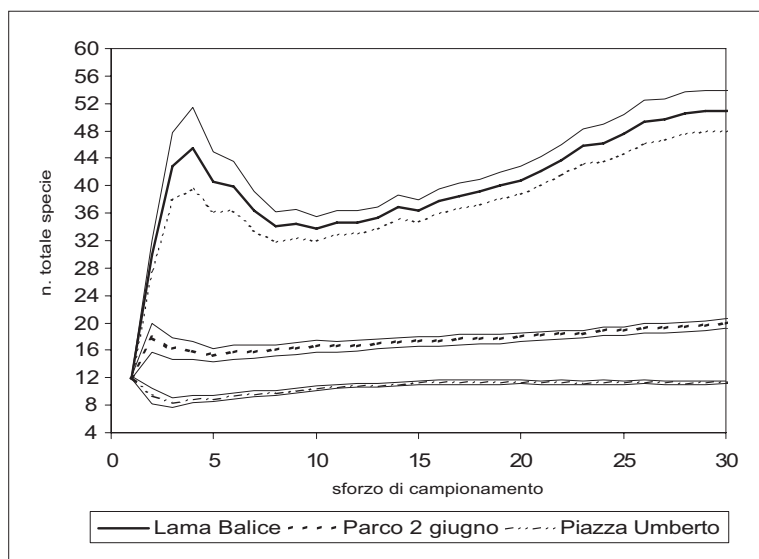


Figura 5 – Andamento della ricchezza ornitica totale stimata (n. specie) nei tre parchi di Bari, calcolata con il metodo proposto da Chao («Chao2», CHAO, 1987, op.cit.; COLWELL *et al.*, 2004, op. cit.).

– Total estimated bird species richness in the three urban green areas of Bari, obtained through the Chao method («Chao2»; CHAO, 1987, cit. op.; COLWELL *et al.*, 2004, cit. op.).

massimo relativo compare per Lama Balice. La grande abbondanza di due specie coloniali (rondone comune e taccola) rende agevolmente ragione di questo fenomeno.

3.3. Analisi di dettaglio delle cinque stazioni campione di Lama Balice

L'area di Lama Balice si caratterizza, quindi, per avere la maggiore variabilità tra le differenti situazioni esaminate. Queste situazioni, se si considerano solo le cinque stazioni di rilevamento standard, sono localizzate lungo un gradiente che comprende l'intera asta dell'area.

Per quanto riguarda le caratteristiche di struttura dei popolamenti di uccelli, queste sono riportate in Tabella 4. Tutti i valori qui riassunti sembrano grossolanamente mostrare un andamento «curvilineo», con i massimi valori ai due estremi, e un minimo relativo al centro. Questa situazione sembra determinata soprattutto dalla presenza di una maggiore diversità ambientale a livello di paesaggio (cfr. Figura 7); infatti ai due estremi, oltre alla vegetazione mediterranea ovunque presente, vi sono altri elementi ambientali (cava a ovest, aree urbanizzate e coltivi su entrambi i lati, pineta ad est) che contribuiscono ad elevare la diversità del popolamento.

Tabella 3 – Elenco delle specie rinvenute, con i rispettivi numeri di individui contati (valori cumulati delle sei sessioni di censimento). Per ciascun parco, sono distinti i dati ricavati dalle due metodologie di censimento: MacK, metodo MacKinnon; punti, stazioni puntiformi di ascolto, cfr. testo per ulteriori specificazioni).

– List of the species censused, with the related number of individuals counted (six census sessions pooled). For each park are distinguished the values from the different census methods: 'MacK' MacKinnon method; 'punti' point-census.

Specie	Lama Balice		Parco 2 Giugno		Piazza Umberto I	
	MacK	punti	MacK	punti	MacK	punti
1 Albanella minore						
2 Poiana	1					
3 Gheppio	1	1				
4 Tortora dal collare	11	8	1			
5 Tortora selvatica	23	19	11	8		
6 Civetta	5					
7 Rondone comune	1					
8 Upupa	49	118	31	116	211	668
9 Cappellaccia	8	6				
10 Rondine	21	1				
11 Balestruccio	27	8	1	1		
12 Prispolone	28	24				
13 Pispola	1	1				
14 Currettola	3					
15 Ballerina bianca	1	1				
16 Pettirosso			1	1		
17 Usignolo						1
18 Stiaccino		2			1	1
19 Culbianco	2					
20 Merlo	2	1				
21 Tordo bottaccio	1	1				
22 Tordela	1	1				
23 Usignolo di fiume	3					
24 Beccamoschino	16	18				
25 Forapaglie comune	16	32				
	2	1				

Acrocephalus schoenobaenus (Linnaeus, 1758)

(Segue)

Segue Tabella 3

Specie	Lama Balice		Parco 2 Giugno		Piazza Umberto I	
	Mack	punti	Mack	punti	Mack	punti
26 Canaiola comune						
27 <i>Acrocephalus arundinaceus</i> (Linnaeus, 1758)	3	2				
28 <i>Sylvia melanocephala</i> (Gmelin, 1789)	25	95	16	11		
29 <i>Sylvia atricapilla</i> (Linnaeus, 1758)	9	7	14	29	4	3
30 Lui piccolo		1		2		
31 Lui grosso	4	2	4	1	3	4
32 <i>Phylloscopus collybita</i> (Vieillot, 1817)	2	3				
33 <i>Phylloscopus trochilus</i> (Linnaeus, 1758)		1				
34 <i>Muscicapa striata</i> (Pallas, 1764)	2	3				
35 <i>Ficedula hypoleuca</i> (Pallas, 1764)		1				
36 <i>Parus caeruleus</i> (Linnaeus, 1758)	2	3				
37 <i>Parus major</i> (Linnaeus, 1758)	18	38	19	24	17	19
38 <i>Certhia brachydactyla</i> (C. L. Brehm, 1820)	5	3				
39 <i>Oriolus oriolus</i> (Linnaeus, 1758)	2	1				
40 <i>Garrulus glandarius</i> (Linnaeus, 1758)	14	9	6	5		
41 <i>Pica pica</i> (Linnaeus, 1758)	27	74	12	15	12	15
42 <i>Corvus monedula</i> Linnaeus, 1758	15	11	5	7	26	46
43 <i>Corvus corone</i> (Linnaeus, 1758)	2	1				
44 <i>Sturnus vulgaris</i> (Linnaeus, 1758)	45	38	48	60		
45 <i>Passer domesticus italiae</i> (Vieillot, 1817)	29	68	43	34	49	31
46 <i>Passer montanus</i> (Linnaeus, 1758)	24	17				
47 <i>Serinus serinus</i> (Linnaeus, 1766)	17	29	27	37	32	69
48 <i>Carduelis chloris</i> (Linnaeus, 1758)	17	18	14	6	32	24
49 <i>Carduelis carduelis</i> (Linnaeus, 1758)	3	2	2	4	2	2
50 <i>Emberiza citrulus</i> (Linnaeus, 1766)		1				
51 <i>Myiopsittia monachus</i> (Boddaert, 1783)	2					
n. specie	42	39	17	17	11	12
n. specie totali per Parco	47		18		12	

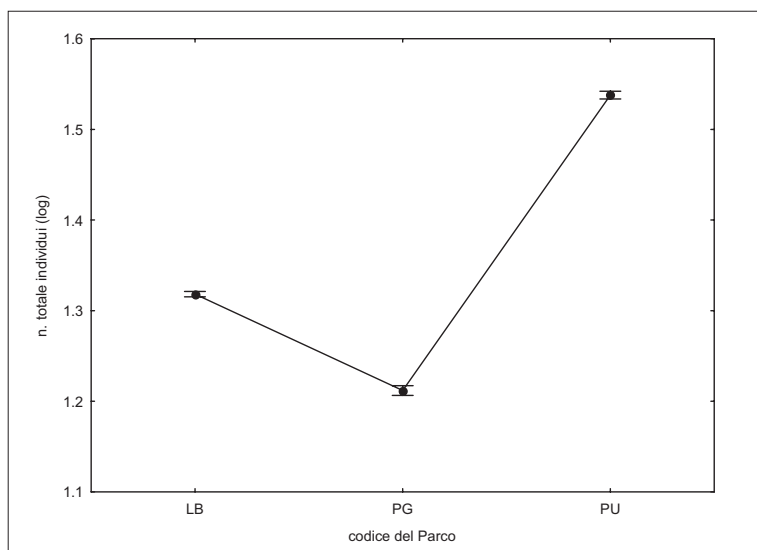


Figura 6– Valori di abbondanza totale (n. individui per punto, trasformati in $\log+1$) nei tre parchi esaminati. Le differenze (confrontate mediante i Modelli Lineari Generalizzati) risultano altamente significative. LB; PG; PU.

– Total abundance values ($\log+1$ no. of individuals per point) in the three urban green areas of Bari (LB; PG; PU). The differences (compared through Generalized Linear Models) are highly significant.

Per quanto riguarda la composizione specifica, si è proceduto ad ordinare i dati dei cinque punti mediante NMS, analogamente a quanto fatto per l'intero studio. In questo caso il miglior ordinamento è a due assi.

Nella Figura 8 sono presentati i risultati di questa analisi, presentando sia i punti di rilevamento, sia le specie che determinano la posizione dei punti. Prima di tutto si nota che, anche considerando la composizione specifica, i cinque punti si situano approssimativamente lungo in gradiente che va da ovest (punto 1) a est (punto 5).

Tabella 4 – Principali parametri di struttura dei popolamenti di uccelli rilevati nei cinque punti effettuati nell'area «Lama Balice». Abbondanza, numero medio di individui contattati nelle sei sessioni di censimento; S, ricchezza in specie nidificanti; H, indice di diversità di Shannon; D', indice di diversità di Simpson.

– Main bird-community structure indices for the five different point-counts in Lama Balice Park. 'Abbondanza', mean no. of individuals counted; 'S', bird species richness; 'H', Shannon diversity index; 'D', Simpson diversity index.

	Abbondanza	S	H	D'
Punto 1	19,67	22	2,641	0,907
Punto 2	18,17	18	2,411	0,878
Punto 3	21,67	23	2,508	0,884
Punto 4	20,67	17	2,301	0,854
Punto 5	29,83	19	2,500	0,895



Figura 7 – Localizzazione delle cinque stazioni di rilevamento standard effettuate a Lama Balice.
– The five point-count sites in Lama Balice Park.

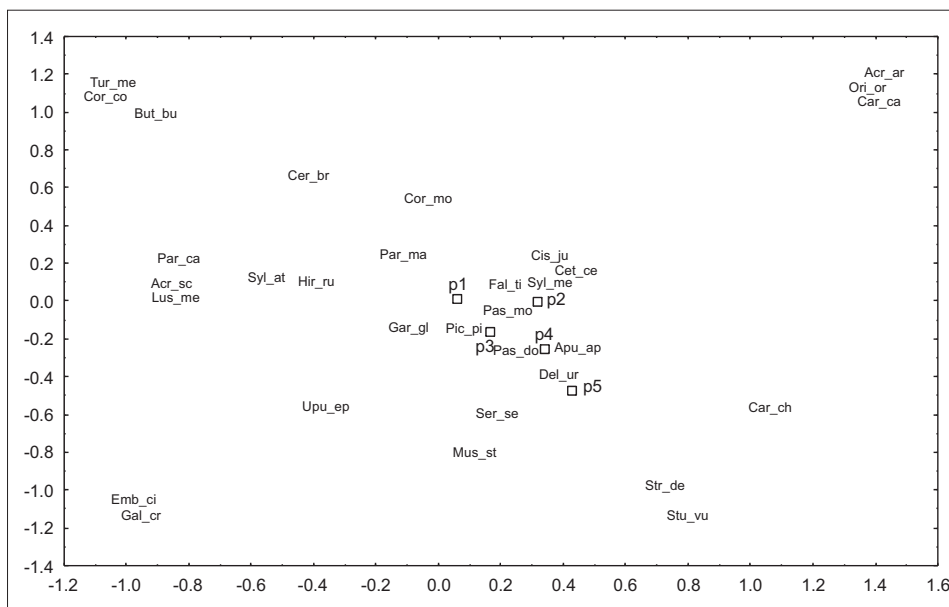


Figura 8 – Ordinamento dei cinque punti di rilevamento a Lama Balice secondo i due assi ottenuti dall'analisi NMS. Sono presentati anche i valori delle coordinate delle specie (biplot), in modo da osservare graficamente le relazioni esistenti tra punti e specie. Le specie sono indicate da sigle comprendenti le prime tre lettere del nome generico e le prime due del nome specifico (cfr. Tabella 1).

– Ordination of the 5 census units in Lama Balice Park according to the second and the third axis obtained by the NMS analysis. Species coordinate values are presented as well (biplot) to observe graphically the relationships between points and species. The species are indicated by the three first letters of the genus and the two first letters of each species' scientific name (see Table 1).

Le specie che determinano questo gradiente sono essenzialmente, a ovest, merlo, cornacchia, poiana, rampichino comune, cinciarella e cinciallegra. Si tratta soprattutto di specie forestali, o almeno di specie legate alla presenza di alberi. Pertanto, nonostante che non si assista ad un incremento di superficie forestale spostandosi verso ovest, parrebbe che queste specie siano favorite soprattutto dal minore impatto delle aree urbanizzate allontanandosi dalla città. Se si considera l'altro lato del gradiente, si nota infatti che questo è determinato da specie decisamente sinantropiche (storno, tortora dal collare, balestruccio e verdone).

Nella parte centrale del diagramma, oltre ad alcune specie ubiquitarie, va notato che si localizzano sia alcune specie tipiche di ambienti mediterranei (occhiocotto), sia le poche specie presenti legate ad ambienti a canneto (usignolo di fiume, cannareccione, cannaiola). Questo attesta l'importanza del canneto; sebbene questo sia presente anche nella parte orientale dell'area, parrebbe anche in questo caso che le specie legate a questo ambiente (così come quelle legate ai paesaggi agrari, beccamoschino, cappellaccia) fossero in qualche modo «respinte» dalle parti più prossime al centro urbanizzato.

4. CONCLUSIONI

La situazione registrata nelle tre aree verdi di Bari appare abbastanza chiaramente delineata e facilmente interpretabile mediante le categorie «classiche» di approccio alla cosiddetta ornitologia urbana. Infatti, i gradienti di diversità si dimostrano coerenti tra loro, considerando tutte e tre le componenti della diversità (alfa, beta e gamma). Questo sta a dimostrare come la diversità dipenda essenzialmente dalle dimensioni dell'area considerata, e dal suo grado di connessione con sistemi ambientali extraurbani più ricchi e complessi, che possono fungere da serbatoio di diversità. Creare, o mantenere, un certo livello di collegamento tra le aree verdi, tra loro e con il contesto extraurbano, paiono requisiti indispensabili per raggiungere significativi livelli di ricchezza specifica del popolamento ornitico.

Una considerazione particolare la merita l'ordine di grandezza delle differenze tra le tre aree confrontate. Rispetto a studi simili, condotti in altre città italiane ed europee (ad es. MAFFEI *et al.*, 2001; GIORDANO *et al.*, 2002; FERNANDEZ-JURICIC e JOKIMAKI, 2001), è da notare la particolare povertà di specie delle aree urbanizzate, segnatamente quella di PUM. Si ritiene che questo fenomeno di impoverimento specifico, principalmente in ambito peninsulare italiano, sia dovuto a motivi di natura zoogeografica (si veda, ad es., BATTISTI e CONTOLI, 1995). Va considerato, poi, che questo

fenomeno riguarda ancor di più le specie ornitiche legate ad ambienti forestali (cfr. BLONDEL, 1990), per cui il patrimonio di avifauna forestale «disponibile» per la colonizzazione di un parco urbano è molto povero in partenza. Se si considera, poi, che sono proprio le specie forestali quelle che più agevolmente colonizzano il verde urbano, si comprende facilmente la ragione della particolare limitatezza della situazione barese, peraltro già nota per parchi urbani di città italiane (LO VALVO *et al.*, 1985).

RINGRAZIAMENTI

Ricerca finanziata dal Ministero dell'Istruzione, dell'Università e della Ricerca, nell'ambito del Programma di Ricerca Scientifica di Rilevante Interesse Nazionale (PRIN-2004). Si ringrazia l'Amministrazione Comunale di Bari per aver concesso l'autorizzazione all'accesso nel Parco 2 Giugno e nel Parco Naturale Lama Balice.

SUMMARY

Birds as a biodiversity component of green spaces in Bari

The importance of urban green areas for the conservation of biodiversity has emerged in recent years. However, this role is very variable in relation to the intrinsic structure of the area, as well as to the landscape context surrounding it. Using, as biodiversity indicators, structure and composition of bird communities, we have analysed three urban and periurban green areas of the city of Bari, Southern Italy. These areas have different characteristics: the 'Giardini di Piazza Umberto' is the only historical garden of the city centre; the 'Parco 2 Giugno', located near the city borders, has been recently established; 'Lama Balice', finally, is a naturally vegetated area (Mediterranean scrub, garrigue), located in a periurban context. Bird censuses were conducted with two complementary standardized methods (point-counts and McKinnon method), it was therefore possible to compare correctly the three areas. The overall situation among the three study areas is well defined: moving from the more periurban area towards the city centre the biodiversity drops dramatically, either at alpha, beta, and gamma levels. This strong reduction seems to depend, in addition to the local degree of fragmentation and connectivity of the green areas, also on other large-scale factors. Among these, the most important role seems to be played by the scarcity of forest bird species in the Bari province, and in the Apulian region at large.

BIBLIOGRAFIA

- BATTISTI C., CONTOLI L., 1995 – *La componente di ricchezza della diversità avifaunistica in Italia: una sintesi cartografica*. Ric. Biol. Selvaggina, 96: 1-15.
BIBBY C., JONES M., MARSDEN S., 1998 – *Expedition field techniques. Bird surveys*. Expedition Advisory Centre, Royal Geographical Society, London, 134 p.

- BIBBY C.J., BURGESS N.D., HILL D.A., MUSTOE S.H., 2000 – *Bird census techniques*. Second edition. Academic Press, London, 302 p.
- BIRD D., VARLAND D., NEGRO J. (a cura di), 1996 – *Raptors in human landscapes. Adaptations to built and cultivated environments*. Academic Press, London, San Diego, 396 p.
- BLONDEL J., 1990 – *Biogeography and history of forest bird faunas in the Mediterranean zone*. In: Keast A. (ed.), *Biogeography and ecology of forest bird communities*. SPB Academic Publishing bv, The Hague, The Netherlands, p. 95-107.
- BOLOGNA M.A., CARPANETO G.M., CIGNINI B. (a cura di), 1998 – *Atti 1° Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana*. Roma, 12 aprile 1997. Fratelli Palombi Editori, Roma, 302 p.
- CHAO A., 1987 – *Estimating the population size for capture-recapture data with unequal catchability*. *Biometrics*, 43: 783-791.
- COLWELL R.K., 2005 – *EstimateS: Statistical estimation of species richness and shared species from samples*. Version 7.5. Guide and application, <http://purl.oclc.org/estimates>
- COLWELL, R.K., MAO C.X., CHANG J., 2004 – *Interpolating, extrapolating, and comparing incidence-based species accumulation curves*. *Ecology*, 85: 2717-2727.
- CONTI F., ABBATE G., ALESSANDRINI A., BLASI C. (edit.), 2005 – *An annotated checklist of the Italian Vascular Flora*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio - Direzione per la Protezione della Natura, Università degli Studi di Roma «La Sapienza». Roma, 420 p.
- DESTEFANO S., 2003 – *Birds in the Human Landscape*. *Conservation Biology*, 17 (5): 1467-1468.
- DINETTI M. (a cura di), 2002 – *Specie ornitiche problematiche: biologia e gestione nelle città e nel territorio*. Atti II Convegno Nazionale sulla fauna urbana, Firenze, 10 giugno 2000. ARSIA, Regione Toscana, LIPU, Firenze, 100 p.
- DINETTI M., FRAISSINET M., 2001 – *Ornitologia urbana*. Calderini edagricole, Bologna, 493 p.
- DUFRENE M., LEGENDRE P., 1997 – *Species assemblages and indicator species: the need for a flexible asymmetrical approach*. *Ecological Monographs*, 67: 345-366.
- FARINA A., 2001 – *Ecologia del paesaggio. Principi, metodi e applicazioni*. UTET, Torino, 673 p.
- FERNÁNDEZ-JURICIC E., 2000 – *Bird community composition patterns in urban parks of Madrid: The role of age, size and isolation*. *Ecological Research*, 15 (4): 373-383.
- FERNANDEZ-JURICIC E., JOKIMAKI J., 2001 – *A habitat island approach to conserving birds in urban landscapes: case studies from southern and northern Europe*. *Biodiversity and Conservation*, 10: 2023-2043.
- FRAISSINET M., 2000 – *Elementi di analisi dell'avifauna italiana nidificante in ambito urbano*. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 70 (1): 13-27.
- FRAISSINET M., COPPOLA D., DEL GAIZO S., GROTTA M., MASTRONARDI D. (a cura di), 1996 – *L'avifauna degli ecosistemi di origine antropica. Zone umide artificiali, coltivati, aree urbane*. Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, Monografie: 5. Electa, Napoli, 160 p.

- FURNESS R.W., GREENWOOD J.J.D. (a cura di), 1993 – *Birds as Monitors of Environmental Change*. Chapman & Hall, London, 356 p.
- GIBELLI M.G., 2003 – *Il paesaggio delle frange urbane*. Quaderno n. 19. Quaderni del piano per l'area metropolitana milanese. Provincia di Milano. Milano, 224 p.
- GIORDANO V., LAZZARINI M., BOGLIANI G., 2002 – *Biodiversità animale in ambiente urbano. Il caso della città di Pavia*. Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Milano, 150 p.
- GÓRSKI W., 1997 – *Urban and rural populations of the Magpie Pica pica in the Koszalin Region, NW Poland*. Acta Ornithologica, 32: 51-59.
- GREGORY R.D., NOBLE D., FIELD R., MARCHANT J., RAVEN M., GIBBONS D.W., 2003 – *Using birds as indicators of biodiversity*. Ornis Hungarica, 12-13: 11-24.
- HILTY J., MERENLENDER A., 2000 – *Faunal indicator taxa selection for monitoring ecosystem health*. Biological Conservation, 92: 185-197.
- HÖRAK, P., LEBRETON J.D., 1998 – *Survival of adult Great Tits Parus major in relation to sex and habitat; a comparison of urban and rural populations*. Ibis, 140: 205-209.
- KOSTELECKA-MYRCHA A., ZUKOWSKI J., OKSIEJCZUK E., 1997 – *Changes in the red blood indices during nestling development of the Tree Sparrow Passer montanus in an urban environment*. Ibis, 139: 92-96.
- KREBS C.J., 2001 – *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Fifth edition. Benjamin Cummings, San Francisco, 695 p.
- LEGENDRE P., LEGENDRE L., 1998 – *Numerical Ecology*. Second English edition. Elsevier, Amsterdam, 853 p.
- LO VALVO M., MASSA B., LA MANTIA T., 1985 – *Bird population of Palermo's urban and suburban areas*. Boll. Zool., 52: 347-354
- LORUSSO L., LAFORTEZZA R., TARASCO E., SANESI G., TRIGGIANI O., 2007 – *Tipologie strutturali e caratteristiche funzionali delle aree verdi periurbane: il caso di studio della città di Bari*. L'Italia Forestale e Montana, 62 (4): 249-265.
- MACKINNON J., 1990 – *Field Guide to the birds of Java and Bali*. Gadjah Mada University Press, Yogyakarta, 391 p.
- MAFFEI G., PULCHER C., ROLANDO A., CARISIO L., 2001 – *L'avifauna della città di Torino: analisi ecologica e faunistica*. Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino, Monografie 31, 255 p.
- MARZLUFF J.M., EWING K., 2001 – *Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes*. Restoration Ecology, 9 (3): 280-292.
- MASON C.F., 2000 – *Thrushes now largely restricted to the built environment in eastern England*. Diversity Distributions, 6 (4): 189-194.
- MCCUNE B., GRACE J.B., 2002 – *Analysis of ecological communities*. MJM Software Design, Gleneden Beach, Oregon (USA), 300 p.
- MONTGOMERY D.C., PECK E. A., VINING G. G., 2001 – *Introduction to linear regression analysis. Textbook and student solutions manual*. Wiley & sons, New York, 812 p.

- MOSCHETTI G., SCEBBA S., SIGISMONDI A., 1996 – *Check-list* degli uccelli della Puglia. *Alula* 3: 23-36.
- RALPH C.J., SCOTT J.M. (a cura di), 1981 – *Estimating numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Biology*, 6. Cooper Ornithological Society, Lawrence, Kansas, 630 p.
- RUDD H., VALA J. SCHAEFER V., 2002 – *Importance of Backyard Habitat in a Comprehensive Biodiversity Conservation Strategy: A Connectivity Analysis of Urban Green Spaces*. *Restoration Ecology*, 10 (2): 368-375.
- RUNDEL P.W., MONTENEGRO G., JAKSIC F.M. (a cura di), 1998 – *Landscape disturbance and biodiversity in Mediterranean-type ecosystems*. *Ecological Studies*, 136. Springer, Berlin, 447 p.
- RUSHTON S.P., ORMEROD S.J., KERBY G., 2004 – *New paradigms for modelling species distributions?* *Journal of Applied Ecology*, 41: 193-200.
- SALVATI, L., MANGANARO A., FATTORINI S., PIATTELLA E., 1999 – *Population features of Kestrels Falco tinnunculus in urban, suburban and rural areas in Central Italy*. *Acta Ornithologica*, 34: 53-58.
- SANESI G., LAFORTEZZA R., 2002 – *Verde urbano e sostenibilità: identificazione di un modello e di un set di indicatori*. *Genio Rurale*, 9: 3-12.
- SANESI G., LAFORTEZZA R., BONNES M., CARRUS G., 2006 – *Comparison of two different approaches for assessing the psychological and social dimensions of green spaces*. *Urban Forestry & Urban Greening*, 5: 121-129.
- SAUBERER N., ZULKA K.P., ABENSPERG-TRAUN M., BERG H.-M., BIERINGER G., MILASOWSZKY N., MOSER D., PLUTZAR C., POLLHEIMER M., STORCH C., TROESTL R., ZECHMEISTERA H., 2004 – *Surrogate taxa for biodiversity in agricultural landscapes of eastern Austria*. *Biological Conservation*, 117: 181-190.
- THOMPSON W.L., GOWAN C., WHITE G.C., 1998 – *Monitoring vertebrate populations*. Academic Press, London, 365 p.
- WOODS M., McDONALD R.A., HARRIS S., 2003 – *Predation of wildlife by domestic cats Felis catus in Great Britain*. *Mammal Review*, 33 (2): 174-188.