

Pavoncelle e Pivieri dorati svernanti in ambienti asciutti: risultati dell'indagine ACMA (gennaio 2003)

MICHELE SORRENTI, DANILO MUSELLA

A.C.M.A., Associazione Cacciatori Migratori Acquatici, Ufficio Coordinamento Ricerche, via Messina 45, 20154 Milano.
E-mail: acma_ricerche@yahoo.com

Introduzione - La Pavoncella *Vanellus vanellus* ed il Piviere dorato *Pluvialis apricaria* frequentano aree agricole spesso lontane da zone umide e per questo non sono censite in modo accurato durante il censimento di gennaio IWC (Baccetti *et al.* 2002). Non è quindi ad oggi conosciuto il numero complessivo di individui che svernano in Italia, e pertanto, si è deciso di intraprendere una indagine sulla presenza invernale delle due specie in zone non censite durante il censimento IWC. In questo lavoro si espongono i dati relativi al primo anno di indagine, gennaio 2003.

Metodi - È stata predisposta una scheda di rilevamento per le due specie in cui annotare data, località, provincia, regione, caratteristiche del terreno, stato giuridico della zona, ettari censiti o km percorsi durante il censimento, numero di Pavoncelle e Pivieri dorati contati. La scheda è stata inviata a tutti i rilevatori dell'ACMA nel mese di dicembre; il periodo utile per i conteggi era fissato dall'1 al 31 gennaio. È stato raccomandato ai collaboratori di scegliere zone lontane da aree umide e che fossero diverse da quelle oggetto del censimento tradizionale di uccelli acquatici.

Risultati e discussione - Hanno risposto 49 rilevatori che hanno censito 63 zone. I risultati complessivi del censimento indicano la presenza di 14078 Pavoncelle e di 3147 Pivieri dorati. In tabella 1 sono riportati i dati relativi alle aree di censimento e delle stime di densità per ettaro. Nelle regioni del nord la Pavoncella è più frequente del Piviere dorato, che invece appare più comune nell'Italia centro meridionale e in parte dell'Emilia Romagna. Questa situazione suggerisce di ampliare notevolmente le aree da censire al centro-sud, al fine di identificare i luoghi di svernamento del Piviere dorato, nonché l'entità dei contingenti. Rispetto alle stime riportate in Baccetti *et al.* (2002), relative alle zone umide (48739 Pavoncelle e 3017 Pivieri dorati nel periodo 1996-2000), questo studio ha evidenziato come una frazione importante di queste specie utilizzi ambienti diversi dalle zone umide per lo svernamento.

Ringraziamenti - Si ringraziano i rilevatori ACMA che hanno eseguito i conteggi.

Bibliografia - Baccetti N., P. Dall'Antonia, P. Magagnoli, L. Melega, L. Serra, C. Soldatini, M. Zenatello 2002. Biol. Cons. Fauna 111: 1-240.

Tab. 1. Risultati del censimento di Pavoncella e Piviere dorato in siti di superficie nota e relative stime di densità.

| Regione | N° siti censiti | N° Pavoncelle | N° Pivieri | Ettari censiti | Pavoncelle/ha | Pivieri/ha |
|----------------|-----------------|---------------|------------|----------------|---------------|------------|
| Lazio | 7 | 1581 | 523 | 5803 | 0.27 | 0.09 |
| Lombardia | 2 | 350 | 0 | 424 | 0.83 | 0.00 |
| Puglia | 2 | 34 | 13 | 47 | 0.72 | 0.28 |
| Emilia Romagna | 12 | 7665 | 1430 | 23728 | 0.32 | 0.06 |
| Toscana | 3 | 296 | 0 | 280 | 1.06 | 0.00 |
| Marche | 2 | 24 | 0 | 370 | 0.06 | 0.00 |
| Piemonte | 2 | 98 | 0 | 1560 | 0.06 | 0.00 |
| Campania | 2 | 175 | 0 | 450 | 0.39 | 0.00 |
| Liguria | 1 | 50 | 0 | 45 | 1.11 | 0.00 |
| Sicilia | 1 | 21 | 45 | 500 | 0.04 | 0.09 |
| Sardegna | 2 | 644 | 38 | 8160 | 0.08 | 0.003 |
| Veneto | 1 | 20 | 0 | 60 | 0.33 | 0.00 |
| <i>Totale</i> | 38 | 10958 | 2049 | 41427 | 0.26 | 0.05 |

Laridi e Sternidi svernanti in un tratto di costa della Liguria occidentale

ROBERTO TOFFOLI*, MARA CALVINI**

* via Tetto Mantello 13, 12011 Borgo S. Dalmazzo (CN). E-mail: rtoffoli@iol.it -

** via A. Canepa 87, 18038 Sanremo (IM). E-mail: myotis@tin.it

Introduzione - Le informazioni sullo svernamento e sui movimenti migratori di Laridi e Sternidi lungo la costa ligure sono scarsi e limitati ai contributi di Isenmann e Czajkowski (1978), Fior *et al.* (1986) e Andreotti *et al.* (1986). Allo scopo di migliorare le conoscenze si presentano i risultati relativi ai conteggi di metà gennaio effettuati lungo la costa della Liguria di ponente.

Area di studio e metodi - I censimenti sono stati effettuati nel tratto di costa compreso tra Ventimiglia (IM) e Imperia tra il 1997 e il 2000, tra Ventimiglia e Albenga (SV) nel 2001 e tra Ventimiglia e Borgio Verezzi (SV) dal 2002 al 2003, nei giorni dei conteggi IWRB (10-20 gennaio).

Risultati e discussione - Nei sette anni sono state censite 6 specie di Laridi e 1 di Sternidi (Tabella 1). Di queste *Larus ridibundus* e *Larus cachinnans* risultano le più abbondanti, rappresentando rispettivamente l'80.3% e il 17.7% degli individui conteggiati. Il numero medio di individui di *Larus ridibundus* è 4042 (d.s. = 2425; n = 7), con un minimo di 2115 nel 2001 e un massimo di 9404 nel 2002, mentre *Larus cachinnans* segue con una media di 889 individui (d.s. = 297, n = 7), con un minimo di 640 nel 2001 e un massimo di 1346 nel 2002. Per entrambe le specie le maggiori concentrazioni sono state osservate in tratti di costa in prossimità di discariche. *Larus melanocephalus* è stato osservato con singoli individui lungo tutta la costa monitorata con una media di 86 individui (d.s. = 61.6; n = 7) con un minimo di 18 nel 1998 e un massimo di 215 nel 2002. Le maggiori concentrazioni per questa specie sono state rilevate nel tratto compreso tra la foce del torrente Nervia e

quella del fiume Roia (IM), dove il numero medio di individui supera la soglia dell'1% dei Siti di Importanza Nazionale come indicato da Baccetti *et al.* (2002). Le altre specie (*Larus canus* e *Larus fuscus*) sono state osservate regolarmente con pochi individui, mentre l'unico individuo di *Larus argentatus* è stato osservato nel 2003 confermando la presenza della specie lungo la costa ligure, già rilevata negli anni precedenti con singoli individui (Spanò *et al.* 1998). Per quanto riguarda la *Sterna sandvicensis* la specie è osservabile regolarmente con pochi individui lungo la costa monitorata (media = 11, min = 6 nel 1997, max = 20 nel 2003, d.s. = 5.2; n = 7). La lettura di anelli colorati e l'analisi di catture d'individui inanelati, desunti dalla bibliografia, ha permesso di delineare un primo quadro sull'origine dei Gabbiani che transitano e svernano nella Liguria di ponente. Per quanto riguarda *L. ridibundus* si nota che la maggior parte delle catture si riferisce ad individui inanelati nell'Europa centro-orientale (Svizzera, Germania, Rep. Ceca) e dall'area Baltica (Polonia, Finlandia, Estonia). Il *L. cachinnans* è rappresentato da individui del Mediterraneo occidentale con esemplari provenienti dal sud della Francia, Sardegna, arcipelago Ponziano e soprattutto dalle colonie liguri dell'isola Gallinara e Bergeggi. Infine *L. melanocephalus* proviene dall'Adriatico settentrionale con singoli individui durante i transiti migratori provenienti dalla Puglia e Grecia.

Bibliografia - Andreotti A. *et al.* 1986. N.A.T.O. A.S.I. Series Vol. G12. Mediterranean Marine Avifauna, Springer Verlag: 477-489. • Baccetti N. *et al.* 2002. Biol. Cons. Fauna, Vol. 11:234. • Fior T., Spanò S. e Bairo R. 1986. Suppl. Ric. Biol. Selv. X: 380. • Isenmann P. e Czajkowski M. A. 1978. Riv. Ital. Orn. XLVIII: 143-148. • Spanò S., Truffi G., Burlando B. 1998. Regione Liguria: 253.

Tab. 1. Totali dei Laridi e Sternidi svernanti nella Liguria di ponente.

| SPECIE | 1997 | 1998 | 1999 | 2000 | 2001 | 2002 | 2003 | MEDIA | % POPOLAZ. |
|------------------------|------|------|------|------|------|------|------|-------|---------------|
| Km di costa censiti | 51 | 51 | 51 | 51 | 72 | 90 | 90 | - | - |
| Gabbiano corallino | 61 | 18 | 51 | 43 | 86 | 215 | 126 | 86 | 1,7% |
| Gabbiano comune | 3180 | 3943 | 3202 | 3110 | 2115 | 9404 | 3337 | 4042 | 80,3% |
| Gavina | 3 | | 3 | 1 | 1 | 1 | 9 | 3 | 0,05% |
| Zafferano | 1 | 1 | | 1 | 3 | 2 | 2 | 2 | 0,04% |
| Gabbiano reale nordico | | | | | | 0 | 1 | 1 | 0,01% |
| Gabbiano reale | 523 | 756 | 1130 | 762 | 640 | 1346 | 1065 | 889 | 17,7% |
| Beccapesci | 6 | 8 | 7 | 9 | 15 | 15 | 20 | 11 | 0,2% |

Svernamento di Picchio nero *Dryocopus martius* in un'area golenale di pianura in provincia di Gorizia

PAOLO UTMAR

Largo Mioni 3, 34137 Trieste

Introduzione - Il Picchio nero *Dryocopus martius* è considerato svernante, migratore irregolare e nidificante probabile per la provincia di Gorizia (Parodi 1999). La nidificazione è stata accertata nel 2000 nel Carso goriziano (Felcher *com. pers.*). La presenza in pianura e lungo la costa è nota da tempo per il periodo invernale (Parodi 1999). Presso il museo di Storia Naturale di Trieste è conservato un soggetto proveniente da S. Canzian d'Isonzo, catturato l'11/10/1900 (Sadini 1962). Tuttavia, le segnalazioni per le aree di pianura sono spesso limitate a singole osservazioni: in questo studio si documenta la presenza invernale regolare di 1-2 individui della specie nelle aree golenali del fiume Isonzo.

Area di studio e metodi - L'area di studio è parzialmente compresa nella Riserva Naturale Regionale "Foce dell'Isonzo". Nel periodo 1996-1998 ho effettuato uscite con cadenza settimanale, nell'ambito dell'attività di monitoraggio della Riserva (Utmar e Kravos 1999). In seguito (1999-2003) sono state effettuate sessioni mensili di censimento.

Risultati e discussione - A partire dal dicembre 1996 la specie è stata osservata nella zona per 6 inverni su 7, per un totale di 23 osservazioni, sempre comprese tra novembre e marzo. La specie non è stata osservata nell'inverno 1997-98. Il 10/02/1997 sono stati osservati due individui a circa 1 km di distanza uno dall'altro. In un caso (09/02/2003) l'osservazione è avvenuta fuori dall'ambito golenale in un bosco igrofilo, sito a circa 1 km dal corso del fiume (Bosc Grand). Per 13 volte la specie è stata osservata in un ambito ristretto, un bosco golenale maturo a prevalente Pioppo nero *Populus nigra*, che si estende su

circa 10 ha ed è particolarmente ricco di legno morto. Dalle osservazioni raccolte si ritiene che l'alimentazione avvenga spesso su tronchi giacenti al suolo. Nell'area i boschi maturi, spesso costituiti da fasce boscate di limitata larghezza, si estendono per circa 60 ha, circondati da pioppeti, seminativi, boschi di impianto recente, boscaglie ripariali e dal fiume stesso, per uno sviluppo lineare di circa 4 km. La zona è situata tra il livello del mare ed i 6 m s.l.m. e gli ultimi rilievi carsici, da cui presumibilmente originano gli individui osservati, sono posti a circa 7 km di distanza, nei pressi di Monfalcone.

La presenza relativamente regolare in un'area pianiziale ristretta sembra confermare la tendenza della specie, riscontrata nell'Europa centro-orientale, ad ampliare il proprio areale di distribuzione (Glutz e Bauer 1980). La preferenza per la zona meno soggetta all'asporto del legno morto conferma quanto osservato nel bosco Fontana (Mantova) da Longo *et al.* (2002). La zona oggetto d'indagine è inclusa integralmente nel pSIC IT3333300005 Foce dell'Isonzo - Isola della Cona. Il disturbo antropico è sensibile per l'attività venatoria e per la presenza umana in genere, particolarmente lungo la sponda orientale del fiume. Si auspicano misure di tutela che possano mantenere almeno i boschi di maggiore estensione in una condizione favorevole alla specie.

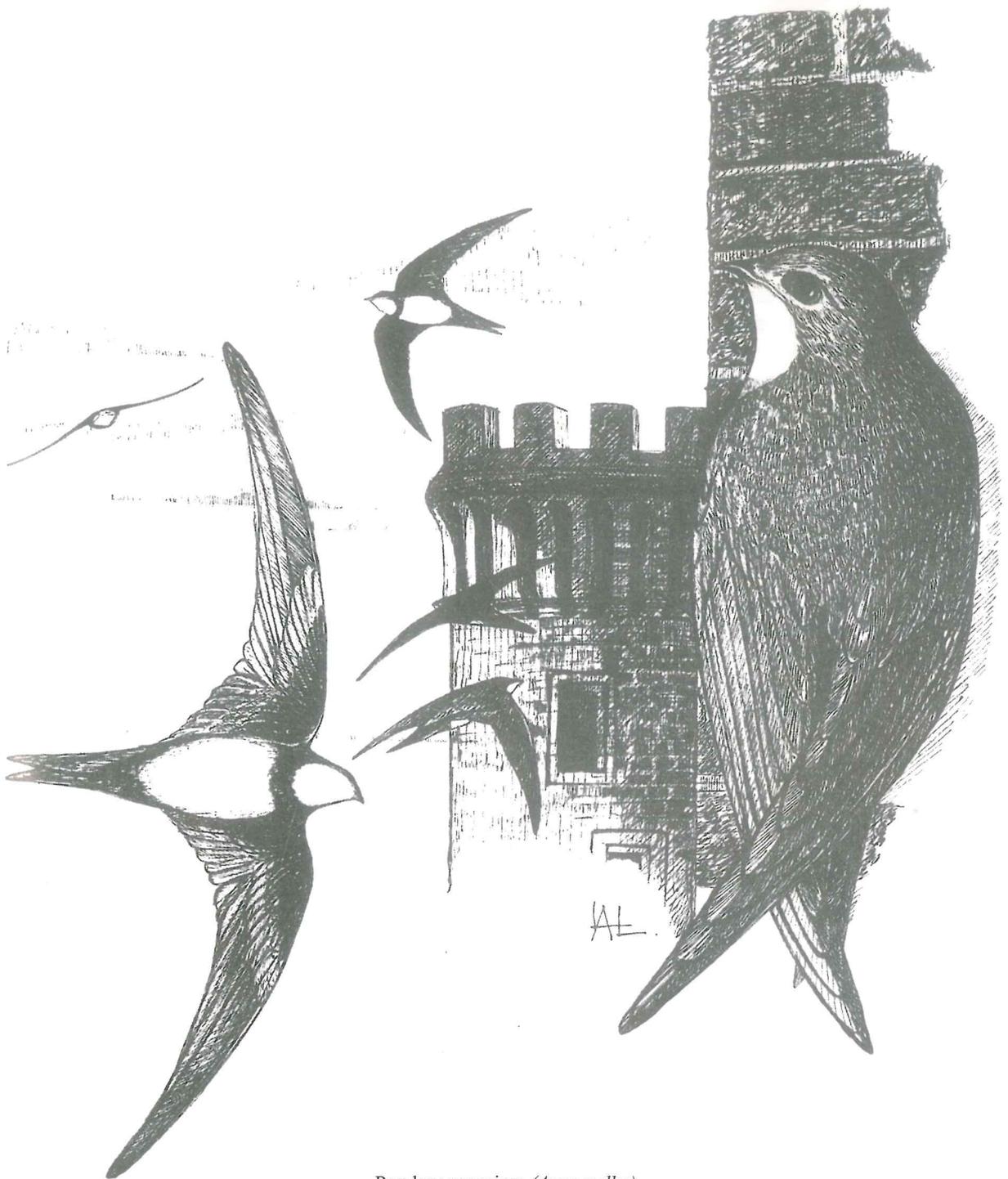
Ringraziamenti - Si ringrazia L. Felcher per i dati forniti e S. Sponza per la rilettura critica.

Bibliografia - Glutz von Blotzheim U.N. e Bauer K.M. 1980. Akad. Verlag, Frankfurt am M. • Longo L. *et al.* 2002. Riv. Ital. Orn. 72: 81-82. • Parodi R. 1999. Edizioni del Museo Friulano di Storia Naturale 42, pp. 180-181. • Sadini G. 1962. Atti. Mus. Civ. St. Nat. Trieste XXIII (1962-63): 97-117. • Utmar P. e Kravos K. 1999. Avocetta 23: 86.

III Sessione

L'influenza delle attività antropiche sulle comunità ornitiche

Chairman: Antonio Rolando



Rondone maggiore (*Apus melba*)

Analisi dei patterns di abbondanza di specie ornitiche sensibili in paesaggi frammentati (Italia centrale): una lettura dei dati in chiave ecologica e di pianificazione

CORRADO BATTISTI*, MARZIO ZAPPAROLI**, ROBERTO BIANCONI**, EMANUELA LORENZETTI*

* Servizio Pianificazione ambientale, sviluppo parchi, riserve naturali, Provincia di Roma, via Tiburtina 691, 00159 Roma -

** Dipartimento di Protezione delle Piante, Università della Tuscia, via S. Camillo de Lellis, 01100 Viterbo

Introduzione - L'analisi degli effetti del processo di frammentazione costituisce un settore di studio dell'ecologia con ricadute pratiche nella pianificazione territoriale (Saunders *et al.* 1991, Bennett 1999, Farina 2001).

Alcune specie di uccelli risultano sensibili alla frammentazione (es., Bogliani 1995): attraverso l'analisi dell'impatto che questo processo può avere sulle loro popolazioni, è possibile, così, valutarne il ruolo come indicatori e target di pianificazione (Soulé 1991, Haila 1985). In questo lavoro vengono riportati alcuni dati ottenuti da esperienze di studio in Italia centrale.

Metodi - Con il metodo del transetto lineare applicato a paesaggi frammentati (condotti lungo l'asse maggiore del frammento; lunghezza proporzionale alle dimensioni di quest'ultimo: Villard *et al.* 1995) sono stati analizzati, nel periodo riproduttivo 2002 (3 transetti/frammento), le abbondanze (IKA: ind/km) di *Picus viridis* (*Pv*), *Picoides major* (*Pm*), *Sitta europaea* (*Se*) e *Garrulus glandarius* (*Gg*), specie sensibili al processo di frammentazione (Bellamy *et al.* 1996, Matthysen 1998), in 12 (range: 1-43 ha: lunghezza transetti: 70-650 m) e 20 (0.3-302 ha; 50-1500 m) frammenti forestali rispettivamente in provincia di Terni e di Roma. I dati sono stati correlati a parametri dimensionali (area), strutturali (diametro medio alberi; James e Shugart 1970) e di isolamento (distanza dal frammento più vicino >10 ha) dei frammenti (Spearman test; regressione multipla stepwise).

Risultati e discussione - Le abbondanze totali (IKA) delle specie indagate mostrano valori significativamente più elevati nei frammenti di area maggiore (Terni: $r_s = 0.74$; Roma: $r_s = 0.87$; $p < 0.01$) e meno isolati (rispettivamente: $r_s = -0.63$; $r_s = -0.54$; $p < 0.05$) i quali, pertanto, possono svolgere un ruolo strategico ai fini del mantenimento della vitalità di queste popolazioni a scala locale ("patchy populations"/metapopolazioni; Thomas *et al.* 2000). A livello di singole specie, sono risultati direttamente correlati ($p < 0.01$) all'area del frammento gli IKA di *Pv* ($r_s = 0.66$), *Pm* ($r_s = 0.65$), *Gg* ($r_s = 0.62$) (Roma) e di *Se* ($r_s = 0.63$) e *Gg* ($r_s = 0.64$) (Terni); negativamente correlati ($p < 0.01$) alla distanza dal frammento più vicino gli IKA di *Pv*

(Roma: $r_s = -0.64$) e di *Gg* (Terni: $r_s = -0.60$). L'analisi di regressione multipla ha mostrato il ruolo di alcune variabili nel determinare i valori di IKA totale (predittori: Roma, area del frammento; Terni, area e grado di isolamento). A livello di singole specie altre variabili (es., *Pv*, Roma: diametro medio degli alberi) possono comunque essere importanti.

L'analisi dei patterns di abbondanza mostra differenze nella risposta a determinati fattori a scala di frammento/paesaggio, sia specie-specifiche che in funzione dei diversi contesti territoriali analizzati.

In conclusione, tale analisi può fornire, oltre a dati di tipo ecologico sulla risposta di queste specie al processo, anche elementi utili ad un primo inquadramento delle strategie di pianificazione da attuare, permettendo l'elaborazione di un modello relazionale e specie-specifico di rete ecologica, articolato e gerarchizzato (Malcevski 1999).

In uno dei casi (Roma) tale analisi ha, infine, permesso, nell'ambito della redazione di piani di assetto di riserve naturali, l'individuazione di gap di conservazione a scala locale (aree ad alta abbondanza di specie sensibili non inserite nel sistema di aree protette).

Bibliografia - Bellamy P.E., Hinsley S.A. e Newton I., 1996. *Oecologia* 108: 64-71. • Bennett A.F., 1999. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK, pp. 254. • Bogliani G., 1995. *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana* 9: 149-154. • Farina A., 2001. UTET, Torino, pp. 673. • Haila Y., 1985. *Ecography* 18: 41-50. • James F.C., Shugart H.H., 1970. *Audubon Field Notes* 24: 727-736. • Malcevski S., 1999. Franco Angeli, Milano, pp. 134. • Matthysen E., 1998. *Biol. Cons. Fauna* 102: 232. • Saunders D.A., Hobbs R.J. e Margules C.R., 1991. *Conserv. Biol.* 5: 18-32. • Soulé M.E., 1991. In W.E. Hudson (ed.), *Island press*, pp. 91-104. • Thomas C.D., Bague M. e Lewis O.T. 2000. In Morris Gosling L., Sutherland W.J. (Eds.), *Cambridge Univ. Press*, pp. 85-104. • Villard M.-A., Merriam G. e Maurer B.A., 1995. *Ecology* 76: 27-40.

L'impatto antropico sulle specie comuni di uccelli nidificanti in base ai dati del progetto MITO2000

LIA BUVOLI*, ELISABETTA DE CARLI*, GIUSEPPE LA GIOIA**, LORENZO FORNASARI***

* *FaunaViva*, via Biringhello 114, 20017 Rho (MI) - ** *Osservatorio Faunistico Regione Puglia*, via Gen. Palmiotti, 43, 70020 Bitetto (BA)

***DISAT, Università Milano Bicocca, p.zza della Scienza 1, 20126 Milano

Introduzione - Il progetto MITO2000 nasce con l'obiettivo di valutare gli andamenti dei livelli di popolazione nel tempo (Fornasari *et al.* 2002). La raccolta di dati ambientali consente di perseguire obiettivi accessori, ma non secondari, come la valutazione degli elementi che influenzano consistenza e distribuzione delle specie. Tra questi ricadono anche variabili ambientali correlate in diverso grado ad attività antropiche.

Materiali e metodi - Sono stati utilizzati i dati delle stagioni riproduttive del 2000 e del 2001, selezionando 8062 stazioni di campionamento poste a quota inferiore a 500 m s.l.m.. Le tipologie ambientali considerate (misurate come copertura percentuale nel raggio di 100 m dai rilevatori) sono state aggregate in base a categorie Corine Land Cover di secondo livello (Zone edificate, Infrastrutture, Terreni artefatti, Verde attrezzato; rinvenute rispettivamente in 2798, 2773, 162, 657 punti). Tra queste, la variabile Corine 'Zone edificate' esercita normalmente maggiore copertura rispetto alle altre ed è maggiormente correlata con la copertura complessiva della variabile di primo livello 'Superfici artificiali'. Per le analisi sono stati utilizzati i dati relativi a 103 specie selezionate, di cui solo 81 presenti alle quote selezionate in almeno 20 punti. Rispetto alla variabile Zone edificate, per ogni specie è stato calcolato il baricentro ambientale, ovvero la copertura percentuale media tra i valori relativi a tutte le coppie censite (Fornasari *et al.* 2002), che rappresenta in sostanza la copertura di Zone edificate per la coppia media di una determinata specie.

Risultati e discussione - Soltanto una specie (*Sylvia sarda*) ha mostrato baricentro pari a zero, 58 hanno valore compreso tra 0 e 4.17 tra 4 e 10 e soltanto 5 superiore a 10 (*Passer italiae* 11.8; *Phoenicurus ochrurus* 12.5; *Passer hispaniolensis* 12.7; *Streptopelia decaocto* 16.7; *Delichon urbica* 18.3). In effetti, 52 specie mostrano correlazione negativa tra l'abbondanza (coppie stimate per ciascun punto) e l'estensione di Zone edificate, 17 mostrano correlazione non significativa e solo 12 correlazione positiva (le cinque citate in precedenza e *Hirundo rustica*, *Motacilla alba*, *Phoenicurus phoenicurus*,

Muscicapa striata, *Passer montanus*, *Serinus serinus*, *Carduelis chloris*). È una conseguenza evidente che la copertura di tale variabile sia correlata negativamente con gli Indici utilizzati per la stima della biodiversità: Ricchezza specifica R ($r = -0.135$, $n = 8062$, $p < 0.01$), Diversità H ($r = -0.167$, $n = 8062$, $p < 0.01$), Equiripartizione J ($r = -0.147$, $n = 8062$, $p < 0.01$). L'abbondanza e la frequenza di *P. phoenicurus* e *M. striata* risultano correlate positivamente con i tre Indici e tali specie si possono quindi considerare buoni Indici di diversità in ambiente urbano. Analizzando gli andamenti si osserva che R, H e J inizialmente crescono, passando da copertura nulla a semplice presenza di edifici isolati, quindi R decresce pressoché linearmente mentre H e J calano bruscamente a coperture di Zone edificate superiori al 60%. Le specie esaminate si comportano in modo analogo nei confronti della copertura esercitata dalle Infrastrutture. Alla copertura di Terreni artefatti risultano positivamente legati *Falco tinnunculus*, *Motacilla flava* e *Monticola solitarius*, alla copertura di Verde attrezzato *Turdus merula*.

Ringraziamenti - Si ringraziano tutti i rilevatori e coordinatori del progetto MITO2000.

Bibliografia - Fornasari L. *et al.* 2002. Avocetta 26: 59-115. • Fornasari L., de Carli E., Brambilla S. e Buvoli L. 2002. Riv. Ital. Orn. 72: 103-126.

Confronto tra le comunità ornitiche di boschi naturali ed antropogenici

ENRICO CAPRIO, PAOLA LAIOLO, ANTONIO ROLANDO

Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, via Accademia Albertina 17, 10123 Torino

Introduzione - Questo studio ha analizzato e comparato la struttura delle comunità di uccelli in 3 differenti tipi forestali: la fustaia di Quercia, che rappresenta la foresta primaria, il ceduo di Castagno e il bosco di Robinia, entrambi di origine antropica. I boschi di quercia presentano alberi che hanno maggiore altezza e diametro dei tronchi rispetto ai castagneti e ai robinieti, mentre la densità di alberi e di sottobosco è superiore nei robinieti.

Area di studio e metodi - Lo studio è iniziato nell'inverno 2000/2001 ed è terminato nel giugno 2002. Complessivamente sono stati censiti con punti di ascolto 141 stazioni nei boschi della provincia di Asti, di cui 24 nei castagneti, 78 nei querceti e 39 nei robinieti. Sono stati registrati tutti gli individui avvistati entro un raggio di 50 m in 10 minuti; ogni punto è stato visitato 2 volte in inverno e 2 volte in primavera. Come valore di abbondanza si è utilizzato il numero massimo di individui osservati nelle due visite. Sono stati inoltre raccolti dati sulle abitudini alimentari degli uccelli (Laiolo *et al.* 2003).

Risultati - Durante i punti di ascolto sono state osservate 32 specie in inverno e 35 in periodo riproduttivo. In base a osservazioni del comportamento alimentare di 22 specie in inverno e 20 in primavera, sono state identificate 7 guild alimentari in ogni stagione. In inverno i boschi di Quercia ospitano la comunità più ricca (ricchezza di specie e diversità di Shannon per area campionata maggiori; tabella 1) e in questi si rilevano alte densità degli specialisti del tronco (Picchi). Nessuna guild risulta più abbondante nei robinieti. In

periodo riproduttivo, la ricchezza in specie e la diversità non differiscono tra i diversi tipi di bosco; nei querceti risultano più abbondanti le specie che si nutrono sui tronchi e a terra (Torcicollo *Jynx torquilla* e Picchio verde *Picus viridis*), mentre nei robinieti sono più abbondanti le specie che si nutrono nei cespugli (Capinera *Sylvia atricapilla*, Codibugnolo *Aegithalos caudatus* e Pettiroso *Erithacus rubecola*).

Discussione - L'influenza della gestione antropica e della composizione floristica sulla diversità ornitica pare essere maggiore in inverno che in periodo riproduttivo; questo dato è particolarmente rilevante se si considera che la maggior parte degli studi viene condotta in primavera-estate. In inverno, ricchezza di specie e diversità sono maggiori nei querceti. Questi boschi probabilmente offrono una maggiore disponibilità di cibo rispetto a formazioni più giovani. Inoltre le fustaie presentano più cavità che possono offrire riparo durante la stagione fredda (Fuller 1995, Smart e Andrews 1985). I boschi antropogenici incrementano la diversità nel periodo riproduttivo; in particolare, i robinieti presentano un sottobosco più sviluppato e quindi attirano maggiori densità di specie che si nutrono sugli arbusti. L'aumento della diversità in primavera in formazioni secondarie coinvolge però solo specie generaliste. Specie come i Picchi, al contrario, sono legate a formazioni mature ed estese in ogni stagione, e diminuiscono significativamente nei boschi cedui e con essenze alloctone.

Bibliografia - Fuller R.J. 1995. Cambridge University Press • Laiolo P., Caprio E. e Rolando A. 2003. Forest Ecology and Management 179: 441-454. • Smart N. e Andrews J. 1985. RSPB, UK.

Tab. 1. Media e deviazione standard di ricchezza di specie e diversità di Shannon per punto. * $p < 0.05$

| | querceti | | castagneti | | robinieti | | differenze ($F_{2,183}$) |
|-----------------------------|----------|------|------------|------|-----------|------|----------------------------|
| | media | DS | media | DS | media | DS | |
| <i>Periodo invernale</i> | | | | | | | |
| ricchezza di specie | 10.60 | 3.62 | 9.52 | 2.31 | 8.26 | 3.17 | 6.19* |
| diversità | 0.93 | 0.16 | 0.88 | 0.12 | 0.82 | 0.17 | 5.82* |
| <i>Periodo riproduttivo</i> | | | | | | | |
| ricchezza di specie | 10.90 | 3.80 | 9.63 | 2.52 | 10.05 | 2.18 | 1.06 |
| diversità | 0.97 | 0.16 | 0.92 | 0.14 | 0.94 | 0.12 | 0.92 |

Comunità ornitiche e struttura dei margini in ambienti agricoli della pianura emiliana

MARCO GENGHINI*, STEFANO GELLINI**, MARCO GUSTIN**, RICCARDO NARDELLI*

* INFS, Istituto Nazionale Fauna Selvatica, via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO) - ** S.T.E.R.N.A., via Pedriali 12, 47100 Forlì

Introduzione - Negli ultimi anni in Europa un numero crescente di specie associate all'ambiente agricolo è sensibilmente diminuito (Petersen 1998). Tale declino è in buona parte imputabile ai cambiamenti ambientali dovuti all'intensificazione dell'agricoltura e alla diminuzione di siepi, frangiventi, boschetti, ecc. (Tucker e Evans 1998). In questo studio si è cercato di evidenziare le relazioni tra ornitocenosi e caratteristiche dei margini non coltivati in ambienti agrari della pianura emiliana.

Area di studio e metodi - I cinque comprensori di studio selezionati si trovano nelle province di Bologna, Modena, Reggio-Emilia, Parma e Piacenza. Sono state individuate 191 aree campione (AC) rappresentative delle diverse tipologie di margine non coltivato presenti nel paesaggio agrario di pianura. Ogni AC (punto di ascolto e buffer di 150 m di raggio) è stata centrata su di un margine. Il rilevamento ornitico è stato realizzato con il metodo IPA (Blondel *et al.* 1970) in due distinte sessioni: 25/3-15/4 e 15/5-10/6/2002. I principali parametri di popolazione considerati sono stati: ricchezza (n specie rilevate entro e oltre il limite dell'AC), abbondanza complessiva (n individui entro e oltre il limite dell'AC), diversità (Indice di Shannon). Le variabili sono state distinte in tre gruppi principali: "di struttura" (altezza, larghezza, volume, ecc. delle siepi e del margine), "floristiche" (presenza ed abbondanza di specie arboreo/arbustive nel margine) e di "uso del suolo" (colture agrarie e tipologie ambientali nel buffer). Per semplificare il set di variabili è stata applicata, entro ciascun gruppo, l'Analisi delle Componenti Principali (ACP). Le correlazioni tra Indici di comunità e fattori ambientali sono state analizzate con il coefficiente di Pearson.

Risultati e discussione - Quasi tutti i parametri di popolazione mostrano valori significativamente più elevati nei margini con siepi rispetto a quelli senza (test t, Tabella 1) (Arnold 1983, Osborne 1984, Gellini e Matteucci 1999). Tra i fattori "strutturali" individuati dall'ACP, le dimensioni del margine (altezza, volume, larghezza) e la densità degli strati inferiori della vegetazione mostrano correlazioni significative con ricchezza, diversità e abbondanza (Fuller *et al.* 1997). Fra i fattori "floristici" l'abbondanza di Robinia, Sambuco, Rovo e di rampicanti è cor-

Tab. 1. Medie (\pm d.s) degli Indici di comunità in margini erbacei (n = 27 stazioni) e con siepi (n = 27 stazioni, scelte a caso su 164 margini arboreo-arbustivi); * = variabile rilevata entro ed oltre il limite dell'area campione (AC, buffer di raggio 150 m rispetto al punto d'ascolto).

| Variabili | Margini erbacei | Margini con siepi | P |
|----------------------|-----------------|-------------------|-------|
| Ricchezza entro AC | 4.78 \pm 2.56 | 6.67 \pm 2.90 | 0.014 |
| Ricchezza totale* | 8.07 \pm 3.56 | 9.52 \pm 2.65 | 0.097 |
| Abbondanza entro AC | 5.09 \pm 3.25 | 7.61 \pm 3.58 | 0.009 |
| Abbondanza totale* | 9.89 \pm 4.80 | 13.67 \pm 4.78 | 0.005 |
| Diversità di Shannon | 1.33 \pm 0.59 | 1.71 \pm 0.50 | 0.012 |

relata positivamente alla ricchezza entro il buffer e alla diversità del popolamento. Per i fattori di "uso del suolo" solo l'abbondanza, sia entro l'AC che oltre il buffer, è risultata correlata con la presenza di aree arboreo/arbustive ed erbacee non coltivate (Tabella 2). In tutti i casi, tuttavia, le correlazioni sono risultate piuttosto deboli,

Tab. 2. Correlazioni tra Indici di comunità e fattori individuati dall'Analisi delle Componenti Principali (ACP) connessi alla struttura, alla vegetazione del margine e all'uso del suolo delle aree campione (AC). "Struttura": F1 = dimensione del margine (altezza, volume, larghezza); F2 = elevata frequenza e densità del sottobosco; "Vegetazione": F2 = abbondanza di Robinia, Sambuco, Rovo e rampicanti; F8 = abbondanza di Gelso e Ciliegio; "Uso del suolo": F1 = copertura di vegetazione spontanea; F2 = copertura di spazi naturali prevalentemente erbacei; n.r. = non rilevante, n.s. = non significativo; * = variabile rilevata entro ed oltre il limite dell'AC

| Fattori ACP | | "Struttura" | | "Vegetazione" | | "Uso suolo" | |
|-----------------------|---|-------------|-------|---------------|-------|-------------|--------|
| | | F1 | F2 | F2 | F8 | F1 | F2 |
| Varianza spiegata (%) | | 41.42 | 15.89 | 8.73 | 5.47 | 26.62 | 21.63 |
| Ricchezza entro AC | r | 0.308 | 0.235 | 0.328 | 0.158 | n.r. | n.r. |
| | P | 0.000 | 0.005 | 0.000 | 0.044 | n.s. | n.s. |
| Ricchezza totale* | r | 0.253 | 0.207 | 0.225 | 0.183 | n.r. | n.r. |
| | P | 0.002 | 0.013 | 0.004 | 0.019 | n.s. | n.s. |
| Abbondanza entro AC | r | 0.233 | 0.214 | 0.234 | n.r. | 0.309 | -0.226 |
| | P | 0.005 | 0.010 | 0.003 | n.s. | 0.000 | 0.004 |
| Abbondanza totale* | r | 0.243 | 0.208 | 0.213 | n.r. | 0.284 | -0.138 |
| | P | 0.003 | 0.013 | 0.006 | n.s. | 0.000 | 0.078 |
| Diversità | r | 0.243 | 0.237 | 0.308 | n.r. | n.r. | n.r. |
| | P | 0.003 | 0.004 | 0.000 | n.s. | n.s. | n.s. |

evidenziando che i fattori ottenuti mediante ACP influenzano moderatamente i popolamenti ornitici.

Bibliografia - Arnold G.W. 1983. *J. Appl. Ecol.* 20: 731-750. • Blondel J. *et al.* 1970. *Alauda* 38: 55-71. • Fuller R.J. *et al.* 1997. *Ecography* 20: 295-307. • Gellini S. e Matteucci C. 1999. *Atti Conv. Naz. "I miglioramenti ambientali con finalità faunistica. Idee ed esperienze a confronto"*. Vercelli. • Osborne P.J. 1984. *J. Appl. Ecol.* 21: 63-82. • Petersen B.S. 1998. *Ornis Fenn.* 75: 105-118. • Tucker G.M. e Evans M.I. 1997. *Birdlife Conservation Series n. 6*, Birdlife International.

Effetti delle attività selvicolturali sulla riproduzione di due specie di *Paridae* in ambiente mediterraneo

BENIAMINO MARGAGLIOTTA*, FABIO LO VALVO*, MARIO LO VALVO**, BRUNO MASSA*

* Stazione di Inanellamento, c/o Dipartimento SENFIMIZO, v.le Scienze, 90128 Palermo -

** Dipartimento di Biologia Animale, via Archirafi, 18, 90123 Palermo

Introduzione - In questo studio viene valutato l'effetto delle attività selvicolturali sui parametri riproduttivi di Cinciarella *Parus caeruleus* e Cinciallegra *Parus major* nidificanti in cassette nido in una zona mediterranea, confrontando l'andamento della riproduzione in un bosco naturale di latifoglie, in un bosco di conifere artificiale e in un rimboschimento di conifere sottoposto a trasformazione selvicolturale in bosco di latifoglie.

Area di studio e metodi - Lo studio è stato realizzato nel Demanio forestale di Santo Stefano di Quisquina (AG); in particolare i tre habitat contigui in cui sono state seguite le popolazioni di Cinciarella e Cinciallegra sono un bosco di latifoglie sempreverdi e decidue (*Quercus ilex* e *Q. pubescens*), un rimboschimento di conifere (*Pinus halepensis*, *Cupressus spp.*, *Cedrus atlantica*) ed un rimboschimento in trasformazione, caratterizzato dalla presenza di varie specie di latifoglie (*Quercus spp.*, *Fraxinus spp.*, *Ulmus sp.*, ecc.) all'interno delle conifere d'impianto forestale. Complessivamente l'area è estesa 1600 ettari.

Risultati e discussione - La data di deposizione nei diversi anni, sia per la Cinciarella che per la Cinciallegra, ha avuto luogo nel bosco naturale con un anticipo di 10-25 giorni rispetto al rimboschimento di conifere. Nell'area in trasformazione selvicolturale la data di deposizione di entrambe le specie si è situata più in prossimità di quella verificata nel rimboschimento di conifere rispetto a quella del bosco naturale. La media nei sei anni è stata la seguente: Cinciarella: 16 aprile (± 8.9 ; $n = 145$) (bosco naturale), 1 maggio (± 8.1 ; $n = 54$) (rimboschimento in trasformazione), 4 maggio (± 6.8 ; $n = 42$) (rimboschimento di conifere); Cinciallegra: 17 aprile (± 8.8 ; $n = 77$) (bosco naturale), 2 maggio (± 10.3 ; $n = 54$) (rimboschimento in trasformazione), 5 maggio (± 7.4 ; $n = 34$) (rimboschimento di conifere). Quindi, dopo sei anni, la data di deposizione nel rimboschimento in trasformazione selvicolturale non si è modificata rispetto al rimboschimento di conifere. Il numero medio di uova deposte per entrambe le specie è nettamente più basso nel rimboschimento rispetto al bosco naturale. La dimensione della covata nel rimboschimento in conversione è più simile al rimboschimento

di conifere che al bosco naturale, in particolare per la Cinciallegra. Le Cinciarelle hanno deposto in media 6 (± 1.3 ; $n = 42$) uova nel rimboschimento di conifere, 7.2 (± 1.4 ; $n = 53$) nel rimboschimento in conversione e 8.8 (± 1.6 ; $n = 145$) nel bosco naturale, le Cinciallegre 6.3 (± 1.4 ; $n = 34$) uova nel rimboschimento di conifere, 6.6 (± 1.4 ; $n = 54$) nel rimboschimento in conversione e 8.2 (± 1.5 ; $n = 77$) nel bosco naturale. Il numero di giovani involati nel rimboschimento in trasformazione ha mostrato valori intermedi tra il rimboschimento ed il bosco naturale. In media si sono involate 4 (± 2.2 ; $n = 34$) Cinciarelle per nido nel rimboschimento, 6 (± 2.2 ; $n = 40$) nel rimboschimento in trasformazione e 8 (± 2.2 ; $n = 130$) nel bosco naturale, 4 (± 2.0 ; $n = 20$) Cinciallegre per nido nel rimboschimento, 5.7 (± 1.4 ; $n = 44$) nel rimboschimento in trasformazione e 7 (± 2.4 ; $n = 73$) nel bosco naturale. Il numero di giovani allevati è certamente dipendente dalla qualità delle risorse alimentari, a loro volta indice della qualità dell'habitat riproduttivo. L'analisi statistica (ANOVA) suggerisce l'esistenza di un gradiente tra i tre habitat per entrambe le specie; infatti, per tutti i parametri riproduttivi sono state riscontrate differenze significative solo tra gli habitat estremi di questo gradiente, cioè il rimboschimento di conifere ed il bosco naturale.

Ringraziamenti - L'Ispettorato Ripartimentale delle Foreste di Agrigento, il Distaccamento Forestale di Santo Stefano di Quisquina e Salvatore Militello per l'assistenza e l'aiuto offerti. Ricerca effettuata con fondi dell'Assessorato Regionale Agricoltura e Foreste.

Relazioni tra avifauna e vegetazione di pascoli e lande nel Carso

MATTEO ZACCHIGNA, BRUNO DENTESANI, STEFANO FILACORDA

Dipartimento di Scienze della Produzione Animale, Università degli Studi di Udine, Pagnacco, via S. Mauro 2, 33100, Udine.

E-mail: carsolini@tin.it

Introduzione - Alcuni habitat compresi nella Direttiva Habitat (92/43/CEE) sono definiti come 'seminaturali', ovvero dipendenti dall'attività antropica; tra essi vi è landa carsica, habitat destinato alla scomparsa a causa del recente crollo dell'attività zootecnica. Al fine di definire tempi e modi per gli interventi di conservazione e ripristino (quali incentivo dell'attività zootecnica e tagli selettivi della vegetazione) è importante comprendere le relazioni esistenti tra avifauna e stadi vegetazionali.

Area di studio e metodi - Nell'area di studio (45°51'N-13°31'E; 110 m s.l.m) (Carso goriziano), sono stati studiati 4 ambienti costituiti da diversi stadi vegetazionali: landa di recente abbandono (abbandonata da 3 anni), landa pascolata (area in cui era ripreso il pascolo da circa 25 anni), zona cespugliata (abbandonata da circa trent'anni) e zona di bosco. In ogni ambiente è stato effettuato un transetto di 1 km diviso in 4 settori da 250 m. L'avifauna è stata studiata attraverso 4 punti d'ascolto per transetto, percorsi bimensilmente negli anni 2001 e 2002; sono stati considerati per le analisi statistiche i rilievi realizzati nei mesi tra maggio e luglio (2001-2002), per otto rilievi complessivi. È stata fatta la media delle abbondanze, misurate come numero medio di animali contati nei 4 punti di ascolto, per transetto ($n = 4$) e per ciascun rilievo. Per ogni ambiente, lungo i transetti, è stata definita l'altezza media della vegetazione su aree di 25 m² (ogni 100 m). È stata effettuata un'analisi della varianza per ciascuna specie, al fine di valutare l'effetto dato dal tipo di ambiente (transetto) sull'abbondanza media misurata sugli 8 rilievi (considerati come misure ripetute) e un'analisi di regressione al fine di valutare le relazioni tra altezza media della vegetazione ed abbondanza media per transetto delle singole specie, stimata complessivamente su tutti gli ambienti.

Risultati e discussione - Sono state contattate nei due anni di lavoro 78 specie (4544 osservazioni). La landa pascolata è risultata la più ricca di specie (65), seguita dal cespugliato (53), dalla landa di recente abbandono (48) e dal bosco (45). Su 25 specie individuate nel periodo considerato per l'analisi, 11 hanno evidenziato abbondanze diverse (ANOVA, $p < 0.05$) nei

4 ambienti. L'Allodola *Alauda arvensis* ($p < 0.002$) era più abbondante nella landa di recente abbandono ed in aree con altezza della vegetazione pari od inferiore ai 40 cm, l'Averla piccola *Lanius collurio* ($p < 0.0002$) era più abbondante nella landa pascolata. Strillozzo *Miliaria calandra* ($p < 0.0001$) e Saltimpalo *Saxicola torquata* ($p < 0.02$) selezionavano entrambe le lande, con abbondanze crescenti in aree a vegetazione più bassa (inferiore a 80 e 34 cm, rispettivamente). La Sterpazzola *Sylvia communis* ($p < 0.0006$) era più abbondante nel cespugliato con vegetazione inferiore a 88 cm ($b = -0.143$, $p < 0.05$). Il Fringuello *Fringilla coelebs* ($p < 0.002$) era significativamente più abbondante in bosco e cresceva in abbondanza all'aumentare dell'altezza della vegetazione ($b = 0.165$, $p < 0.01$). Lui piccolo *Phylloscopus collybita* ($b = 0.032$, n.s.), Cinciallegra *Parus major* ($b = 0.118$, $p < 0.001$), Codibugnolo *Aegithalos caudatus* ($b = 0.207$, $p < 0.01$) e Rigogolo *Oriolus oriolus* ($b = 0.050$, $p < 0.1$) risultavano più presenti in bosco e cespugliato ed aumentavano all'aumentare dell'altezza della vegetazione.

Le analisi permettono di individuare specie tipiche delle aree aperte e relazioni tra queste e altezza della vegetazione, utili al fine di interventi gestionali. Ulteriori ricerche sono necessarie al fine di definire l'importanza della composizione floristica e l'influenza diretta della forma di gestione (intensità del pascolo) sull'avifauna.

Ringraziamenti - Si ringrazia la famiglia Samsa, del Parco Rurale Alture di Polazzo per la disponibilità accordata.

Bibliografia - Chamberlain D.E. et al. 2000. J. Appl. Ecol. 37: 771-788. • Parodi R. 1999. Ed. Mus. Friul. St. Nat., Pubb. N° 42. • Schifferli L. 2001. Acta Orn. 36: 35-51. • Soderstrom B. et al. 2001. Ecol Appl. 11: 1141-1150.

Le comunità di uccelli dell'ambiente aeroportuale di Napoli

FILomena CARPINO, DOMENICO FULGIONE, DANIELA RIPPA, SERENA GUGLIELMI, MONICA VALORE, LAURA PIANO, ROBERTO GUGLIELMI,
MARIA FILOMENA CALIENDO, GABRIELE DE FILIPPO, MARIO MILONE

Dipartimento di Zoologia, Università di Napoli "Federico II", via Mezzocannone 8, 80134 Napoli. E-mail: fulgione@unina.it

Introduzione - Gli ambienti antropizzati sono il risultato dell'interazione tra le attività umane e il preesistente ambiente naturale (Cencini 1993, Hruska 1986). Le comunità di uccelli presenti sono effetto della tipologia di queste due componenti e del sistema risultante tra la correlazione stabilita dalle stesse (Tomialojc 1982). Gli scali aeroportuali sono peculiari ambienti antropizzati in cui le specie di uccelli presenti possono essere messe in relazione alla vegetazione pratense organizzata in ampi spazi verdi e ai vantaggi derivanti dalle strutture e dalle attività dello scalo aereo (Thompson 1999). In occasione della consulenza commissionata dalla Ge.S.A.C. (Capodichino, Napoli) al Dipartimento di Zoologia dell'Università degli Studi di Napoli per la realizzazione di un modello teso a minimizzare il rischio di impatto tra aeromobili e uccelli, sono stati effettuati censimenti utili alla descrizione delle comunità di uccelli nei diversi periodi dell'anno.

In questo contributo analizziamo le comunità ornitiche dell'area aeroportuale e cerchiamo di individuare modalità regolari che possano suggerire il tipo di interazione esistente tra gli uccelli e questo ambiente antropico.

Metodi - La raccolta dei dati è stata effettuata in 8 stazioni di censimento (15 minuti di osservazione) visitati mediamente ogni due giorni per l'intero arco dell'anno. Le elaborazioni sono state basate sul calcolo dei principali Indici sintetici descrittivi delle comunità e su correlazioni multivariate.

Risultati e discussione - L'analisi dei risultati ha permesso di evidenziare un massimo numero di specie durante il passo autunnale (ottobre $S = 32$) ed un minimo in maggio ($S = 20$). La diversità stimata attraverso l'Indice di Shannon ha valori massimi durante marzo (passo primaverile) e minimi durante novembre (svernamento) secondo un andamento ad alta oscillazione nel periodo post riproduttivo e piuttosto regolare in primavera-estate. Le comunità censite ogni mese, ordinate in accordo con la strategia del Minimum Spanning Tree, hanno evidenziato precisi gruppi fenologici.

Nella porzione sinistra del grafico (Figura 1) sono connesse le comunità dei mesi caratterizzati dai flus-

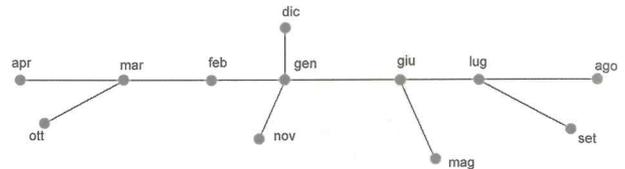


Fig. 1. Minimum Spanning Tree delle comunità censite nell'area di studio in ogni mese.

si migratori (aprile, marzo ed ottobre decentrato), mentre nella porzione centrale si collocano quelle tipicamente svernanti (novembre, dicembre e gennaio). Febbraio si pone in una posizione intermedia tra questi due raggruppamenti. La porzione destra del grafico è caratterizzata dalle comunità di nidificanti con quelle censite a settembre chiaramente decentrate. Probabilmente la componente migratoria di questo periodo diventa più importante e finirà per caratterizzare la comunità, in maniera più significativa, già dal mese successivo (ottobre).

Le differenze evidenziate dal grafico per i due flussi migratori sono imputabili a specie come *Oenanthe oenanthe*, *Motacilla flava*, *Saxicola rubetra*, *Ficedula albicollis*, *Anthus pratensis*, *Falco naumanni*, *Hirundo rustica* e *Lanius senator*, censite in primavera, e *Sylvia borin*, *Muscicapa striata*, *Vanellus vanellus*, censite durante il passo autunnale.

La comunità di svernanti è quasi totalmente rappresentata da *Sturnus vulgaris* e *Larus ridibundus*, che visitano l'aeroporto per foraggiamento e/o riparo, mentre durante il periodo riproduttivo sono abbondanti *Streptopelia decaocto*, *Serinus serinus* e *Turdus merula*, che stazionano stabili in area aeroportuale.

Ringraziamenti - Si ringrazia tutto il personale della Ge.S.A.C. per la preziosa assistenza fornita.

Bibliografia - Cencini C. 1993. Edizione Scarabeo. • Hruska K. 1986. Giorn. Bot. Italiane, 120 suppl. 2: 158. • Thompson M.M. 1999. J. Raptor Res. 33: 53-58. • Tomialojc L. 1982. Acta XVIII Congr Int. Ornithol. 608-614.

Influenza del fiume Tevere sull'inurbamento della Cornacchia grigia *Corvus cornix* a Roma

EMILIANO DE SANTIS*, FULVIO FRATICELLI**

* via Prefelci 5, 03100 Frosinone - ** Bioparco, viale del Giardino Zoologico 20, 00197 Roma

Introduzione - Durante gli ultimi decenni la Cornacchia grigia *Corvus cornix* ha colonizzato alcune importanti città d'Italia, come Milano (Londei e Maffioli 1989), Torino (Dotti e Galli Orsi 1991) e Roma (Cignini e Zapparoli 1996). La diffidenza che questa specie ha spesso mostrato nei confronti dell'uomo e delle infrastrutture da questi costruite, come ad esempio strade ed edifici (Fasola e Brichetti 1983, Fasola *et al.* 1988), rende questo fenomeno di inurbamento degno di interesse. Le Lay *et al.* (2001) hanno evidenziato come l'uso di Sistemi Geografici Informativi (GIS) possa essere utile per individuare in ambiente urbano aree di potenziale presenza di specie problematiche. Saino e Meriggi (1990) hanno dimostrato che la Cornacchia grigia preferisce come siti di nidificazione aree vicine o comunque a contatto con corsi d'acqua, ottenendo inoltre un maggior successo d'involto dei pulli (Loman 1977).

Per quanto riguarda la città di Roma, il Tevere si può considerare sia un corridoio ecologico fondamentale nell'unire l'ambiente rurale della campagna romana con la metropoli, sia un ambiente favorevole alla nidificazione. Lo scopo di questo studio è tentare di comprendere i meccanismi di ingresso di questo Corvide in un ambiente teoricamente ostile.

Area di studio e metodi - La densità di nidificazione è stata valutata seguendo le metodologie di Fasola e

Brichetti (1983); i dati sono stati raccolti tramite censimenti invernali durante gli anni 2001-2002 e 2002-2003 all'interno di 21 parchi urbani situati dentro la città e posti da un minimo di 0.2 km ad un massimo di 7.5 km di distanza dal Tevere. Al fine di non contare più di un nido appartenente alla stessa coppia, sono stati considerati esclusivamente i nidi distanti tra loro non meno di 50 m. Sia la distribuzione spaziale dei nidi, sia la distanza dal fiume Tevere (misurata in km dal centroide dell'area-poligono considerata) delle aree verdi sono state esaminate con l'aiuto del Software MAPINFO 5.5 Professional, facendo uso di una cartografia di Roma di tipo raster con scala 1:10.000. Per stimare la retta di regressione tra le due variabili esaminate, ci siamo avvalsi del Model II regression (Sokal e Rohlf 1995).

Risultati e discussione - La densità media di nidificazione dei 21 parchi è risultata pari a 27.3 nidi/Km². Come evidenziato dal grafico (Figura 1), la progressiva lontananza dal fiume Tevere influenza negativamente la densità di nidificazione all'interno delle aree verdi studiate ($r_p = -0.72$; $n = 21$; $t_{19} = 4.58$; $p < 0.01$; $R^2 = 0.53$). Il progressivo allontanamento dalla risorsa esaminata sembra influenzare negativamente la densità di nidi di Cornacchia grigia all'interno dei parchi di Roma. I risultati evidenziano come il fiume Tevere possa essere stato, perlomeno in passato, una delle vie d'ingresso principali per la nidificazione della Cornacchia grigia all'interno della città di Roma. Infatti, essendo le aste fluviali un ambiente selezionato in modo positivo da questa specie (Saino e Meriggi 1990), è possibile che, almeno in una fase di prima colonizzazione, abbia svolto un ruolo di area source, consentendo un alto tasso riproduttivo (Loman 1977).

Bibliografia - Cignini B. e Zapparoli M. 1996. Fratelli Palombi Editori, Roma. • Dotti L. e Galli Orsi U. 1991. In: Fasola M. (red.). Suppl. Ric. Biol. Selvagg. 16: 329-331. • Fasola M. e Brichetti P. 1983. Avocetta 7: 67-84. • Fasola M., Pallotti E. e Chiozzi G. 1988; Avocetta 12: 49-53. • Le Lay G., Clergeau P. e Hubert-Moy L. 2001. Environmental Management 27: 451-461. • Loman J. 1977. Oikos 29: 294-301. • Londei T. e Maffioli B. 1989. Riv. ital. Orn. 59: 241-258. • Saino N. e Meriggi A. 1990. Ethology Ecology and Evolution 2: 205-214. • Sokal R. R. e Rohlf F. J. 1995. W. H. Freeman e C. Ed.

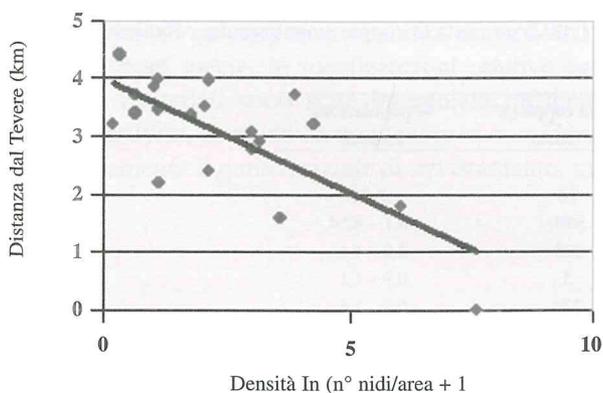


Fig. 1. Correlazione tra la densità di nidi di Cornacchia grigia e la distanza dal fiume Tevere nelle aree verdi di Roma.

Importanza delle aree urbane per la conservazione dell'avifauna

MARCO DINETTI

LIPU/BirdLife Italia, Settore Ecologia Urbana, via Trento 49, 43100 Parma. E-mail: robin.marco@tiscalinet.it

Introduzione - La continua espansione urbanistica e la distruzione di molti ambienti naturali, rurali o comunque extraurbani, ci può indurre a considerare l'importanza delle aree urbane ai fini della conservazione della biodiversità. A tale scopo si confrontano alcune informazioni disponibili sull'avifauna delle città italiane con la consistenza delle popolazioni nazionali, analizzando in particolare le specie di interesse conservazionistico (Lista Rossa italiana e SPEC 1-3). Vengono inoltre effettuati approfondimenti per alcune città studiate nel dettaglio, per le quali sono disponibili atlanti urbani.

Area di studio e metodi - Le città prese in considerazione sono Torino, Biella, Pavia, Cremona, Reggio Emilia, La Spezia, Firenze, Livorno, Pisa, Grosseto, Roma, Napoli, per cui si dispone di atlanti urbani che riportano stime delle popolazioni nidificanti, ottenute con metodi assimilabili a quello del mappaggio dei territori. Le stime della popolazioni italiane su cui si calcola la frazione nidificante nelle aree urbane sono tratte da Brichetti e Gariboldi (1997).

Risultati e discussione - Le specie ornitiche di interesse conservazionistico che frequentano le aree urbane in Italia sono 75, 21 delle quali nidificano regolarmente in almeno dieci capoluoghi di provincia.

La frazione di popolazione nidificante nelle aree urbane delle specie di interesse conservazionistico, in base alla procedura utilizzata, è per gran parte di esse nell'ordine di alcuni punti percentuali, fino ad arrivare al caso eclatante del Grillaio *Falco naumanni*, nel quale il 78-82% delle nidificazioni avvengono in contesti urbanizzati (principalmente nelle città lucane e pugliesi di Matera, Altamura, Gravina, Santeramo) (Tabella 1). Inoltre, per alcune specie, in contesti ad elevata antropizzazione, gli ambienti urbani rappresentano delle vere e proprie "isole", che offrono le ultime possibilità relitte di sopravvivenza: questo è ad esempio il caso del Picchio muratore *Sitta europaea* che, nell'ambito della pianura Padana intensamente coltivata, trova nei parchi urbani delle città emiliane gli unici habitat idonei.

Pertanto, le aree urbane meritano di essere considerate ai fini della conservazione della biodiversità, sia per il contributo diretto nei confronti delle popolazioni di avifauna minacciata, che in termini di sensibilizzazione dell'opinione pubblica verso i temi ecologici, soprattutto se si considera che l'ambiente urbano è il contesto in cui vive il 70% della popolazione europea.

Bibliografia - Brichetti P. e Gariboldi A. 1997. Edagricole, Bologna.
• Dinetti M. e Fraissinet M. 2001. Calderini-Edagricole, Bologna.
• Palumbo G. 2002. In: Spagnesi M. e Serra L. (eds.). Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e INFS, pp. 54-55.

Tab. 1. Importanza delle città italiane per alcune specie di interesse conservazionistico. Media coppie = è basata su alcune città rappresentative nelle quali la specie nidifica. n° città = città capoluogo di provincia nelle quali la specie nidifica (dati tratti da Dinetti e Fraissinet 2001). Per il Grillaio il dato è tratto da Palumbo (2002) e riporta le coppie sinantropiche complessive, considerando anche città non capoluogo di provincia.

| Specie | Media coppie | N° città | (Media coppie) x (n° città) | % popolazione italiana |
|------------------|--------------|----------------------|--------------------------------|---------------------------|
| Tarabusino | 2 | 12 | 24 | 1,2-2,4 |
| Grillaio | - | 4 colonie principali | 3000 | 78,1 - 82,4 |
| Gheppio | 9 | 25 | 225 | 2,2 - 4,5 |
| Pellegrino | 1 | 5 | 5 | 0,9 - 1,1 |
| Tortora | 41 | 19 | 779 | 0,8 - 1,6 |
| Barbagianni | 6 | 30 | 180 | 1,5 - 3,0 |
| Civetta | 26 | 47 | 1222 | 4,1 - 12,2 |
| Martin pescatore | 13 | 14 | 182 | 2,3 - 4,5 |
| Picchio verde | 13 | 17 | 221 | 2,2 - 4,4 |
| Allodola | 21 | 18 | 378 | 0,04 - 0,08 |
| Rondine | 241 | 41 | 9881 | 1,0 - 2,0 |
| Codirosso | 31 | 24 | 744 | 1,5 - 2,5 |
| Pigliamosche | 74 | 38 | 2812 | 1,4 - 5,6 |
| Averla piccola | 25 | 25 | 625 | 1,0 - 2,1 |

Stima della probabilità di bird-strike nell'aeroporto di Orio al Serio (BG)

ROBERTO FACOETTI*, ALESSANDRA GAGLIARDI**, STEFANO MILESI*, GUIDO TOSI**

* Istituto Oikos Onlus - ** Dipartimento di Biologia Strutturale e Funzionale, Università degli Studi dell'Insubria, via Dunant 3, 21100 Varese

Introduzione - Secondo l'International Aviation Organization (ICAO), dal 1988 al 1992 sono stati riportati più di 25000 impatti di volatili (bird-strike) con aeromobili civili (Battistoni 1997; Montemaggiori 1997). Nel 1999, l'Ente Nazionale per l'Aviazione Civile (ENAC) ha emanato una direttiva per analizzare in dettaglio la situazione dei diversi aeroporti italiani per quanto riguarda le problematiche di bird-strike. Qui vengono riportate le stime di probabilità di bird-strike per l'aeroporto di Orio al Serio (BG).

Area di studio e metodi - L'aeroporto è situato a sud della città di Bergamo. La zona aeroportuale si estende per circa 280 ha; una consistente frazione risulta occupata da aree libere da infrastrutture, con la presenza di una grande superficie prativa. L'area immediatamente esterna all'aeroporto presenta un elevato grado di antropizzazione, se si escludono le immediate pertinenze del fiume Serio. Tra giugno 2002 e febbraio 2003 sono stati effettuati 45 sopralluoghi all'interno e all'esterno dell'area aeroportuale, articolati nelle diverse fasce orarie della giornata, e condotti da almeno due operatori a bordo di un'automobile, che percorrevano un transetto fisso ad una velocità costante di circa 20-30 km/h, registrando specie, numero di individui contattati, comportamento, posizione, altezza e direzione di volo. Le aree di maggior presenza di avifauna sono state identificate cartografando i dati raccolti su una griglia allineata alla direzione della pista e composta da quadrati di 100 m di lato. Al fine di valutare la probabilità di bird-strike per le diverse specie, le localizzazioni relative agli individui contattati sono state interpolate mediante Kernel Analysis, in modo da non tenere in considerazione solamente il punto iniziale di avvistamento, ma

di simulare anche i possibili spostamenti. Il Kernel utilizzato è uno stimatore circolare fisso; è stato impostato sulla base dei movimenti delle diverse specie e segue una funzione quadratica.

Risultati e discussione - Nell'area aeroportuale è stata rilevata la presenza di 68 specie. Il numero massimo di specie per uscita è stato di 33 mentre la media per periodi di 15 giorni è stata di 22.5. I ritmi d'attività delle specie di avifauna all'interno della giornata si differenziano a seconda del periodo dell'anno. L'inizio del periodo estivo (giugno-luglio) è caratterizzato da una marcata distribuzione bimodale delle attività, prevalenti all'alba e, con valori inferiori, nel pomeriggio. Verso la fine del periodo estivo (agosto-settembre) e in quello invernale (ottobre-febbraio) l'attività si distribuisce più uniformemente lungo tutto l'arco giornaliero. Le zone di massima concentrazione per l'avifauna sono state identificate mediante il calcolo del numero di specie presenti per quadrato della griglia: sono preferite le zone prative, in particolare quelle in cui il disturbo arrecato dalle attività aeroportuali è limitato, le aree limitrofe ad un boschetto al margine nord-est e le grosse antenne di comunicazione (VOR), utilizzate come posatoi. Utilizzando la Kernel Analysis, sono state identificate 3 concentrazioni principali (numero di individui) nelle aree prative. Solo in una di queste aree, che interessa la pista nella zona di atterraggio, esistono elevate probabilità di bird-strike dovute alle importanti concentrazioni di Cornacchia grigia e, in particolare, di Gabbiano comune.

Bibliografia - Battistoni V. 1997. Convegno nazionale Bird Strike Committee Italy. Venezia, 1997. • Montemaggiori A. 1997. Convegno nazionale Bird Strike Committee Italy. Venezia, 1997.

Comparazione delle comunità ornitiche di due distinte aree campane: costa sorrentina e comune di Volla

LUCILLA FUSCO**, MARIA F. CALIENDO*, ROSA RUGGIERO*, MARIO MILONE*.

*Dipartimento di Zoologia, Università "Federico II" - Napoli

**Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, c. p. 253, 80046 San Giorgio a Cremano (Napoli)

Introduzione - Un centro urbano racchiude biotopi diversi tra loro, ma associati da caratteristiche comuni che si ripetono. Il mosaico ambientale che ne scaturisce può essere letto secondo vari criteri, quali i gradienti di antropizzazione e urbanizzazione (Milone 1996).

In questo lavoro si comparano le comunità ornitiche di due aree diversamente antropizzate della Campania, il territorio del comune di Volla e la penisola sorrentina, caratterizzata la prima da una recente urbanizzazione, la seconda da un notevole flusso turistico, soprattutto in estate.

Materiali e metodi - Per ogni area sono state scelte 9 stazioni di rilevamento a diversa urbanizzazione e disturbo antropico; per ciascuna tipologia ambientale: UF, centro urbano fitto; UL, centro urbano lasso; A, agricolo sono state indagate 3 stazioni effettuando conteggi mensili mediante punti di ascolto (10 min). Sono stati calcolati gli Indici: S ricchezza di specie, J Indice di equiripartizione di Pielou (1966), rapporto NP/P tra specie di non Passeriformi e Passeriformi ed è stata calcolata la densità relativa mensile col metodo dei punti di ascolto (Nohr, 1981).

Risultati e discussione - Sui due territori sono state censite 32 specie, 20 in penisola sorrentina (NP/P = 0.25) e 29 a Volla (NP/P = 0.36). La composizione in specie è simile nei vari ambienti dei due centri, escluso casi come *Falco tinnuculus*, *Coturnix coturnix*, *Upupa epops*, censiti solo a Volla.

L'Indice S è simile, nei due centri, per l'A e l'U (rispettivamente $r = 0.59$ e $r = 0.53$ $p < 0.05$), mentre

l'UF è diverso ($r = 0.29$ $p > 0.05$), è il più povero di specie, mentre i valori più alti si sono avuti per l'A in entrambi i centri.

L'indice J presenta in P. sorrentina valori maggiori di 0.6 per quasi tutto l'anno, escluso nei mesi estivi; a Volla J mostra andamento variabile in tutte le tipologie ambientali, con un calo tra luglio-settembre. I due andamenti non sono correlati nelle tre tipologie ambientali delle due stazioni (p sempre > 0.05).

Il basso rapporto NP/P indica la forte natura antropica dell'area studiata (Fusco, 1998). Inoltre il frazionamento delle aree verdi in porzioni sempre più piccole e isolate provoca l'allontanamento di specie che necessitano di spazi più ampi. I ridotti valori di S per l'ambiente urbanizzato in estate, si spiegano con l'aumentato disturbo antropico, più consistente in penisola sorrentina, a causa dei notevoli flussi turistici. La preferenza verso l'A, soprattutto in periodo riproduttivo, è dovuto alla aumento delle risorse trofiche. In inverno, in Penisola, S aumenta nell' UL, per l'importante ruolo durante lo svernamento di questo ambiente. Un gradiente di S si può notare in entrambe le stazioni durante il periodo riproduttivo, mentre nel periodo di svernamento lo si può notare solo a Volla. Nonostante le oscillazioni di J la comunità è abbastanza stabile nell'anno, segno di un rapporto equilibrato tra il n° di specie presenti e quello di individui per specie.

Bibliografia - Fusco L. *et al.* 1998. In: Bologna M.A. *et al.* (eds), Atti I Conv. Naz. Fauna Urbana, Roma, Fratelli Palombi, pp.155-157. • Milone M. 1996. "Concetti di ecologia del paesaggio", Boll. A.N.I.S.N. N°7 Napoli. Nohr H. 1981. Atti VII Int. Conv. Bird Census, Leon, pp.132-136. Pielou E.C. 1966. J. Theor. Biol. 1: 131-144.

Consistenza e densità della popolazione di Gheppio *Falco tinnunculus* nidificante a Napoli

ROBERTO GUGLIELMI*, ROSARIO BALESTRIERI*, MARCELLO GIANNOTTI*, ALESSIO USAI**, FRANCESCO GRECO***

*Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, c. p. 253, 80046 San Giorgio a Cremano (Napoli) -

via A. Sallustro, isolato 2, 80147 Napoli - *via Jannelli, trav. acquedotto campano 51, 80100 Napoli

Introduzione - La popolazione di Gheppio *Falco tinnunculus* nidificante a Napoli non è mai stata oggetto di uno studio sistematico. L'unica stima della popolazione nidificante in città risale all'Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti di Napoli, in cui la popolazione di Gheppio fu stimata in 3-4 coppie (Piciocchi e Fraissinet 1995). Qui di seguito si riportano i risultati preliminari di un progetto di ricerca, in corso di svolgimento, sul Gheppio nidificante a Napoli, riguardanti consistenza e densità della popolazione in città.

Area di studio e metodi - L'area di studio comprende i settori centrale e occidentale della città, dalla collina di Capodimonte, all'isolotto di Nisida, e si estende per 67.26 km². L'altitudine varia da 0 a 458 m s.l.m. Sono stati compiuti rilevamenti in 16 stazioni - contenenti habitat ritenuti potenzialmente idonei per la nidificazione del Gheppio - individuate a priori su tavoletta IGM di Napoli a scala 1:25.000. I dati sono stati raccolti sistematicamente nel corso di un anno (ottobre 2001 - ottobre 2002). Per il calcolo delle densità dei nidi e delle coppie territoriali, abbiamo seguito la metodologia delle nearest-neighbour distances (Penteriani e Pinchera 1995). Le densità delle coppie di Gheppio sono state espresse sia come densità di nidi, sia come densità totale di coppie territoriali (nidificanti incluse) (Village 1990).

Risultati e discussione - A Napoli, il Gheppio è presente con 18 coppie territoriali, di cui 10 certamente nidificanti. La densità di coppie territoriali è pari a 0.28 coppie/km², mentre la densità di coppie nidificanti è 0.15/km². Nella sola area di Soccavo, ai piedi dei versanti rocciosi a falesia della collina dei Camaldoli, affacciatisi a sud, si ha una densità totale di 3.91 coppie/km².

I Gheppi a Napoli sembrano preferire nettamente la fascia collinare periurbana, rispetto al centro storico, ove è presente un'unica coppia. La collina dei Camaldoli presenta la più alta densità all'interno del territorio comunale.

Bibliografia - Piciocchi S. e Fraissinet M. 1995. In: Fraissinet M. (a cura di). A.S.O.I.M., monografia n. 4. Ed. Electa, Napoli, pp. 109-111. • Penteriani V. e Pinchera F. 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvag. XXII: 159-160. • Village A. 1990. Poyser, London.

Evoluzione decennale della diversità della comunità ornitica nidificante in un parco urbano di recente impianto: Parco Troisi (Napoli)

ROBERTO GUGLIELMI, MAURIZIO FRAISSINET

**Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, c. p. 253, 80046 San Giorgio a Cremano (Napoli)

Introduzione - La diversità della comunità ornitica nidificante nel Parco Troisi a Napoli, realizzato con essenze arboree piantate nel 1987, è stata studiata in precedenti ricerche (Fraissinet *et al.* 1996, Guglielmi *et al.* 2001). Con il presente studio abbiamo valutato l'evoluzione decennale della comunità di uccelli del Parco.

Area di studio e metodi - Il Parco Troisi è ubicato a Napoli nel quartiere periferico di San Giovanni a Teduccio. Si estende per una superficie di circa 9 ha, ed ospita vari ambienti, tra cui un'ampia vasca d'acqua dolce di circa 8000 m², un'ampia aiuola dedicata alla macchia mediterranea, e una collina, formata da materiali di risulta, rivestita di macchia mediterranea e conifere. La ricerca è stata svolta nel mese di giugno 2002 effettuando visite regolari al Parco. In ciascuna visita venivano effettuati sei Variable Circular Plot (V.C.P.) (Reynolds *et al.* 1980) di 10 min ciascuno, formanti una rete di punti collocati a distanze reciproche costanti, e ricoprenti omogeneamente l'intera area del Parco. Per lo studio della comunità sono stati considerati i seguenti Indici: ricchezza di specie (S); densità relative ($p_i = D_i/D_{\text{totale}}$); NSD: numero specie dominanti ($p_i > 5\%$); diversità di Shannon ($H' = -\sum p_i \ln p_i$); Equiripartizione ($J = H'/\ln S$).

Risultati e discussione

In tabella 1 sono mostrati i parametri della comunità ornitica nidificante nel Parco Troisi, in tre fasi della sua evoluzione nel decennio 1992-2002, con i relativi Indici che permettono di inferire l'andamento della sua diversità, in termini di ricchezza e di equiripartizione.

Accanto ad una certa oscillazione del numero di specie, si riscontrano lievi variazioni, statisticamente non significative, della diversità di Shannon, e dell'equiripartizione. Tuttavia, l'indice di Shannon mostra un progressivo aumento nel decennio. Da notare la scomparsa di specie legate ad habitat prativi aridi o caratterizzati da vegetazione arbustiva bassa, come *Alauda arvensis* e *Cisticola juncidis*, e l'insediamento nel 2002 di *Erithacus rubecula*, specie che predilige habitat con presenza di ombra fresca (Snow e Perrins 1998). In conclusione, nel decennio considerato, la comunità ornitica nidificante nel Parco Troisi ha mostrato soltanto lievi aggiustamenti della sua diversità, che non ne modificano sostanzialmente la struttura.

Bibliografia - Fraissinet M. *et al.* 1996. Monografia n. 5 A.S.O.I.M.. Ed. Electa, Napoli, pp. 64-68. • Guglielmi R. *et al.* 2001. Avocetta 25: 164. • Reynolds R. T. *et al.* 1980. Condor 82: 309-322. • Snow D. W. e Perrins C. M. 1998. Oxford University Press, Oxford, pp. 1140-1143.

Tab. 1. Evoluzione dei parametri di struttura della comunità ornitica nidificante nel Parco Troisi dal 1992 al 2002. NSD: numero specie dominanti; S: ricchezza di specie; H': diversità di Shannon; J: equiripartizione.

| Indici | Densità relative ($p_i = D_i/D_{\text{totale}}$) (%) | | |
|--------|--|--------------|-------------|
| | giugno 1992 | apr-lug 1999 | giugno 2002 |
| NSD | 5 | 4 | 4 |
| S | 15 | 11 | 15 |
| H' | 1,52 | 1,75 | 1,88 |
| J | 0,59 | 0,73 | 0,69 |

L'avifauna e le attività aeroportuali: un'analisi in differenti contesti ambientali

SERENA GUGLIELMI, MONICA VALORE, MARIA FILOMENA CALIENDO, FILOMENA CARPINO, GABRIELE DE FILIPPO,
DOMENICO FULGIONE, DANIELA RIPPA, ROBERTO GUGLIELMI, LAURA PIANO, MARIO MILONE

Dipartimento di Zoologia, Università di Napoli "Federico II", via Mezzocannone 8, 80134 Napoli. E-mail: fulgione@unina.it

Introduzione - Le aree interessate da attività aeroportuali rappresentano una particolare tipologia tra quelle tipiche degli ambienti antropici. Esse, a differenza di giardini e parchi, sono dominate da vegetazione erbacea periodicamente tagliata. L'avifauna presente è differente dai popolamenti tipicamente antropici e spesso rappresenta un rischio per le attività aeroportuali (Montemaggiori 1997). Le specie che interessano diverse realtà di aeroporti variano in base alla specifica collocazione paesaggistica e latitudinale dei siti. In questo contributo vengono comparate le osservazioni effettuate in 10 realtà aeroportuali mondiali, al fine di evidenziare differenze del popolamento ornitico in relazione al contesto ambientale.

Metodi - Sono stati considerati 10 aeroporti internazio-

Tab. 1. Categorie di uccelli interessate da impatti con aeromobili e le caratteristiche ambientali dei vari aeroporti considerati. In grassetto sono indicate le categorie di uccelli principalmente coinvolte negli strike (categorie a rischio). A = assente; P = presente.

| | ATENE | DURBAN | PHOENIX | ORIBI | INGOLSTADT | KATHMANDU | MELBOURNE | PORTLAND | RIO DE JANEIRO | NAPOLI |
|------------------------------------|-------|--------|---------|-------|------------|-----------|-----------|----------|----------------|--------|
| <i>Pelecaniformes</i> | A | A | P | A | P | A | A | A | A | A |
| <i>Ciconiformes Ardeidae</i> | A | A | A | A | A | A | P | A | A | A |
| <i>Ciconiformes non Ardeidae</i> | P | P | P | P | P | P | P | P | P | A |
| <i>Anseriformes</i> | P | P | P | A | P | A | P | P | A | A |
| <i>Accipitriformes</i> | P | A | A | A | A | P | P | A | P | A |
| <i>Falconiformes</i> | A | A | A | A | A | P | P | A | A | P |
| <i>Charadriiformes Laridae</i> | P | P | A | A | A | A | P | P | A | P |
| <i>Charadriiformes non Laridae</i> | A | P | A | P | A | A | P | P | A | P |
| <i>Columbiformes</i> | P | A | A | A | A | A | P | P | A | P |
| <i>Strigiformes</i> | A | A | A | A | A | A | P | A | A | P |
| <i>Passeriformes Hirundinidae</i> | A | A | A | A | A | A | P | P | A | P |
| <i>Passeriformes Sturnidae</i> | P | A | A | A | A | A | P | P | A | P |
| <i>Passeriformes Corvidae</i> | P | A | P | A | A | P | P | P | A | P |
| <i>Passeriformes (altri)</i> | A | A | A | A | A | A | P | A | A | A |
| Totale categorie | 6 | 3 | 4 | 2 | 3 | 4 | 13 | 8 | 2 | 8 |
| Categorie a rischio di birdstrike | 3 | 2 | 0 | 1 | 0 | 2 | 5 | 3 | 1 | 4 |
| Ambienti presenti | | | | | | | | | | |
| Agricolo | P | A | A | P | A | P | P | A | A | P |
| Area Umida | A | P | A | A | P | A | A | A | A | A |
| Bosco | A | A | A | A | A | A | P | A | A | A |
| Deserto | A | A | P | A | A | A | A | A | A | A |
| Discariche | A | A | A | A | A | P | P | A | P | A |
| Fiume | A | P | A | A | A | P | A | P | A | A |
| Giungla | A | A | A | A | A | P | A | A | A | A |
| Lago | A | A | P | A | P | A | A | A | A | A |
| Mare | P | P | A | A | A | A | si | A | P | P |
| Urbano | A | A | P | P | A | A | A | A | A | P |
| Totale ambienti | 2 | 3 | 3 | 2 | 2 | 4 | 4 | 1 | 2 | 3 |

nali (Tabella 1) (AA.VV. 2000, AA.VV. 2001, Byron *et al.* 2002). I dati relativi alle categorie ornitiche sono stati raccolti da bibliografia, quelli riferiti all'aeroporto di Napoli provengono dal progetto "Bird hazard" in corso. Le specie interessate da impatto sono state ordinate in gruppi arbitrari che negli studi consultati riflettono diversi livelli di rischio. I dati ambientali degli altri aeroporti e loro adiacenze sono stati ottenuti mediante consultazione di apposita cartografia.

Risultati e discussione - La diversità ambientale non è correlata al numero di categorie a rischio ($r^2 = 0.09$). Le specie a rischio si riducono negli aeroporti di Portland ed in quelli dell'area mediterranea (Napoli ed Atene). L'aeroporto di Portland è vicino ad un isolotto sul fiume, sito di rifugio per molti uccelli acquatici; gli altri due mostrano una spiccata somiglianza negli elementi ambientali (urbano, agricolo e vicinanza del mare). Le specie comuni ai due aeroporti sono Gabbiani, Cornacchie, Colombi e Storni, tutte strettamente legate all'ambiente urbano che usano l'aeroporto come rifugio o dormitorio in particolari condizioni ambientali piuttosto che per alimentarsi. È interessante notare che solo negli aeroporti di Napoli e Melbourne sono stati registrati impatti con Strigiformi, in particolare con il Barbagianni *Tyto alba*, frequente in aree agricole suburbane, che utilizzerrebbe l'aeroporto per la ricerca di prede. Indipendentemente dalla localizzazione geografica, la presenza di un lago presso l'aeroporto introduce tra le specie a rischio i Pelecaniformi (Phoenix ed Ingolstadt). Da sottolineare che i Ciconiformi, forse per le scarse capacità di manovra in volo, causano impatti in tutti gli aeroporti considerati, fuorché a Napoli. La presenza di Gabbiani nei vari aeroporti è strettamente legata alla vicinanza del mare, tranne a Portland, dove può dipendere dalla presenza dell'isolotto. In conclusione, appare evidente che ciascun aeroporto rappresenta una realtà a sé stante e necessita di studi specifici per minimizzare il rischio di birdstrike.

Bibliografia - AA.VV. 2000. Proceedings of the 25th Conference of the International Bird Strike Committee. • AA.VV. 2001. Proceedings of the 26th Conference of the International Bird Strike Committee. • Byron J. *et al.* 2002. South African J. Wild. Res. 32: 49-58 • Montemaggiori A. 1997. III Seminario Bird Strike Committee Italy.

Gli uccelli nidificanti nella città di Reggio Emilia

MARCO GUSTIN

LIPU, settore Conservazione, via Trento 49, 43100 Parma

Introduzione - L'ambiente urbano può essere considerato come un vero e proprio ecosistema, secondo quanto descritto da Sukopp e Verner (1982). La struttura urbana è costituita, infatti, da un mosaico di microambienti con aree naturali che esistevano prima dell'avvento della città, aree residuali come parchi o altre aree naturali ed infine la struttura del centro storico. Nel nostro paese da circa 10 anni si effettuano censimenti sulla fauna urbana (Dinetti e Ascani 1990, Fraissinet 1995, Bernini *et al.* 1998). In questo lavoro si esaminano i risultati dell'Atlante della città di Reggio Emilia (Gustin 2002), unica provincia al momento in Emilia-Romagna in cui è stato effettuato un atlante urbano.

Area di studio e metodi - L'area di studio è costituita dalla città di Reggio Emilia, periferia inclusa, per una superficie di 21.5 km². Sono state considerate zone agricole e periurbane nuovi quartieri periferici, il centro storico e le zone industriali. L'area di studio è composta di 119 unità di rilevamento di 0.25 km² di superficie. 48 unità di rilevamento sono risultate marginali (40% del totale) e sono state indagate nella sola parte ricadente nell'area di studio. Sono state effettuate 90 giornate di lavoro suddivise in 2 anni (1999 e 2000), nel periodo compreso fra l'inizio di aprile e l'inizio di giugno. I censimenti sono stati effettuati percorrendo in modo esaustivo tutte le strade e le vie ed i sentieri localizzati all'interno dell'area di studio, in una sorta di mappaggio. La carta utilizzata durante il censimento è stata 1:2.000, in modo da poter localizzare in modo preciso tutti gli individui in canto territoriale. La densità è stata espressa come numero di coppie per km². Ogni quadrato di 500 x 500 m è stato percorso almeno una volta od anche più di una volta. Ad eccezione di *Apus apus*, dei rapaci notturni e di *Columba livia var. domestica*, per tutte le altre specie

si è cercato di fornire con una certa precisione il numero complessivo delle coppie nidificanti all'interno della città.

Risultati e discussione - Nelle 119 unità di rilevamento sono state osservate 44 specie nidificanti. Le specie nidificanti all'interno dell'area urbana di Reggio Emilia corrispondono al 21.8% delle specie nidificanti in Emilia-Romagna (Bagni *et al.* 2001). Le specie di Passeriformi nidificanti risultano 31 ed i non Passeriformi 13. Il rapporto non Passeriformi/Passeriformi è risultato 0.42, inferiore a quello riscontrato in altre città (Bernini *et al.* 1998), mettendo in evidenza la scarsa eterogeneità ambientale dell'area di studio. Le specie più comuni sono risultate rispettivamente *Passer italiae* (coppie totali 1647, coppie km²: 76.6), *Streptopelia decaocto* (coppie totali 1187, coppie km²: 55.2), *Turdus merula*, (coppie totali 598, coppie km²: 27.7) *Sturnus vulgaris* (coppie totali 475, coppie km²: 22.1) e *Sylvia atricapilla* (coppie totali 327, coppie km²: 15.2). Il numero medio di specie per quadrante è stato di 9.1 ± 4.9 . A Reggio Emilia, il numero di specie aumenta dal centro alla periferia. In generale il maggior numero di specie a Reggio Emilia, si osserva nel settore sud, probabilmente perché in questo settore sono presenti più aree marginali ed agricole, rispetto a quelle del settore nord, che sono in media più industrializzate.

Ringraziamenti - Si ringrazia il Comune di Reggio Emilia, Assessorato all'Ambiente grazie al quale è stato possibile effettuare la ricerca.

Bibliografia - Bagni L. *et al.* 2001. Avocetta 25: 169. • Bernini F. *et al.* 1998. Comune di Pavia, LIPU, pp.192. • Dinetti M. e Ascani P. 1990. Comune di Firenze, Assessorato all'Ambiente, GE 9, Firenze. • Fraissinet M. (a cura di) 1995. Monogr. N 4 A.S.O.I.M., Electa ed., pp 263. • Gustin M. 2002. Comune di Reggio Emilia, pp. 136. • Sukopp H. e Verner P. 1982. Conseil de l'Europe, Strasbourg, pp 94.

Ciclo annuale della comunità ornitica del Parco di Capodimonte (NA)

DANILA MASTRONARDI, ELIO ESSE, STEFANO PICIOCCHI

Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, c. p. 253 S. Giorgio a Cremano (NA)

Introduzione - Il presente lavoro costituisce il proseguimento dell'indagine ornitologica del Parco di Capodimonte presentata in precedenza (Mastronardi *et al.* 2001). L'analisi del ciclo annuale della comunità mette in evidenza le variazioni stagionali nelle relazioni specie-ambiente e nei parametri ecologici e risulta interessante per un parco urbano di notevole estensione ed importanza per l'avifauna cittadina.

Area di studio e metodi - Il Parco di Capodimonte (120 ha) è un bosco misto con dominanza di *Quercus ilex*; l'avifauna dell'area, suddivisa in 76 quadranti di 140 m, è stata censita mediante transetti lineari di 100 m, dal 2000 al 2002. È stato effettuato un transetto per quadrante con visite ripartite nelle quattro stagioni (Inverno = dic-feb; Primavera = mar-mag; Estate = giu-ago; Autunno = set-nov). Per ogni stagione sono state effettuate circa 6 visite per anno. Sono stati valutati i seguenti parametri: Ricchezza di specie (S), Abbondanza (A), Biomassa bruta (Bb), n.ind/10 ha e percentuale di quadranti occupati per le specie dominanti. I pesi medi e il tipo di alimentazione sono stati desunti dalla letteratura.

Risultati e discussione - Sono state censite 61 specie di cui il 40% residenti, il 24% migranti, l'11% svernanti, il 10% estivanti nidificanti, l'8% presenti tutto l'anno ma non nidificanti e il 7% accidentali. Le specie dominanti sono 8 (Tabella 1). Alcune presentano

elevati valori di densità se confrontati con altri Parchi urbani (Battisti 1986, Ianniello 1987), in particolare *Picoides major*. La distribuzione di queste specie nel Parco risulta uniforme, fatta eccezione per *Columba livia* e *Passer italiae* che risultano concentrate in prossimità degli edifici. Gli insettivori rappresentano la categoria trofica dominante in termini di numero di specie in tutte le stagioni, in relazione all'elevata copertura dell'ambiente boschivo. Seguono granivori, carnivori e polifagi. In termini di Bb, si registra un massimo in primavera, periodo in cui giungono le specie migratrici e estivanti e in cui aumenta la produttività primaria, e una flessione in estate. In particolare, la repentina flessione nella Bb dalla primavera all'estate si spiega con l'abbandono del Parco da parte di molti Piccioni *Columba livia var. domestica*, che in numero esiguo utilizzano il Parco come sito di nidificazione in estate. I carnivori e i polifagi presentano valori di Bb quasi costanti durante tutto l'anno. Entrambi presentano un massimo di Bb in inverno, periodo in cui il Parco viene utilizzato soprattutto come sito di alimentazione. L'analisi effettuata mette in evidenza l'importanza del Parco come sito di svernamento e nidificazione di molte specie, soprattutto insettivore, e il forte impatto dei Piccioni sull'ambiente e sui parametri della comunità.

Bibliografia - Battisti C. 1986. Avocetta 10: 37-40 • Ianniello L. 1987. Avocetta 11: 163-166 • Mastronardi *et al.* 2001. Avocetta 25: 21.

Tab. 1. Analisi quantitativa delle specie dominanti: media dei valori annuali.

| | N.Ind/10 ha | % copertura territorio | Bb/10 ha |
|--------------------------------|-------------|---------------------------|----------|
| <i>Troglodytes troglodytes</i> | 9.6 | 68% | 76 |
| <i>Picoides major</i> | 9.9 | 82% | 650 |
| <i>Passer d.italiae</i> | 11.0 | 32% | 247 |
| <i>Columba livia dom.</i> | 13.8 | 25% | 2675 |
| <i>Erithacus rubecula</i> | 18.4 | 82% | 365 |
| <i>Parus coeruleus</i> | 19.8 | 85% | 244 |
| <i>Sylvia atricapilla</i> | 21.4 | 83% | 303 |
| <i>Turdus merula</i> | 23.7 | 88% | 1935 |

Impatto tra uccelli ed aeromobili all'Aeroporto di Capodichino-Napoli

Laura Piano, Roberto Guglielmi, Serena Guglielmi, Monica Valore, Maria Filomena Caliendo,
Filomena Carpino, Gabriele De Filippo, Domenico Fulgione, Daniela Ripa, Mario Milone

Dipartimento di Zoologia, Università di Napoli "Federico II", via Mezzocannone 8, 80134 Napoli. E-mail: fulgione@unina.it

Introduzione - I casi di impatto tra aeromobili ed uccelli (birdstrike) si sono verificati sin dalla comparsa dei primi aeroporti (Faulkner 1963). Tali eventi possono provocare un considerevole danno all'aeromobile e l'occasionale perdita di vite umane (Burger 1983). Recentemente sempre più aeroporti si stanno dotando di uno studio e di un programma di gestione che limiti tale fenomeno. Con il presente lavoro, che rientra nelle attività di ricerca e consulenza commissionate dalla Ge.S.A.C S.p.A. al Dipartimento di Zoologia dell'Università degli Studi di Napoli per la realizzazione di un censimento avifaunistico della zona aeroportuale di Capodichino-Napoli, vengono riportati e discussi alcuni dei risultati emersi dallo studio, relativi all'impatto tra avifauna e aeromobili.

Area di studio e metodi - I dati sono stati raccolti, in tutta l'area aeroportuale, nel periodo compreso tra agosto 2002 e febbraio 2003, effettuando 3 visite settimanali nel periodo agosto-novembre, e 5 nel periodo dicembre-febbraio. 7 Variable Circular Plot (Reynolds *et al.* 1980) della durata di 15' sono stati distribuiti su tutta l'area aeroportuale (200 ha). Le osservazioni sono state, quindi, riferite a quadranti di dimensioni variabili, opportunamente georeferenziati, appartenenti ad una griglia cartografica dell'intera area aeroportuale.

Risultati - Nel periodo considerato sono stati registrati 48 birdstrike (Tabella 1). Il Gheppio risulta la specie più coinvolta dalle attività degli aeromobili, anche se la maggior parte di questi viene travolta dai vortici creati dall'aeromobile in fase di atterraggio. I Gabbiani (genere *Larus*) costituiscono la maggior

parte degli individui morti per effettivo birdstrike. In figura 1 si osserva una correlazione positiva tra l'abbondanza media mensile di Gabbiani nell'area di studio (G oss.) e il numero di strike in cui sono coinvolti ($r = 0.74$; $p < 0.05$). Gli strike riferiti a tutte le specie presentano un massimo a settembre. Interessante il coinvolgimento del Barbagianni in due casi di strike.

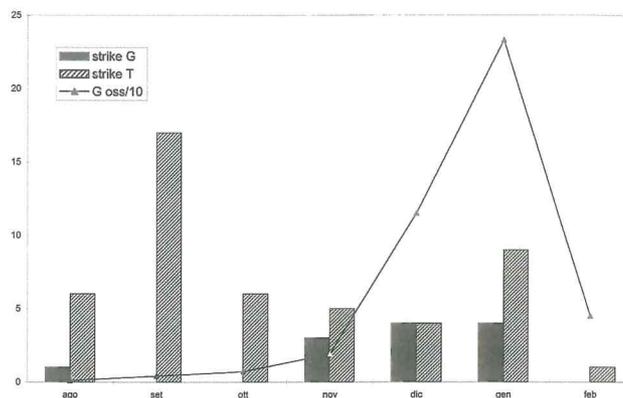


Fig. 1. Andamenti mensili del numero di uccelli (strike T) e di soli Gabbiani (strike G) coinvolti in eventi di birdstrike. Andamento del numero di Gabbiani osservati (G oss.) (nel grafico il numero dei Gabbiani è stato rappresentato diviso per 10).

Discussione - La correlazione positiva tra il numero di Gabbiani e gli eventi di strike è da mettere in relazione alla elevata presenza di questa specie nei prati interni all'aeroporto e sulla pista. Le presenze nell'area sono cospicue: sono stati avvistati fino a 600 individui di Gabbiano comune contemporaneamente. Il picco di presenze di Gabbiani si osserva in gennaio, mese in cui la specie sverna nella città di Napoli. L'elevato numero di Gheppi coinvolti in strike con aeromobili potrebbe dipendere dalla dispersione autunnale dei giovani, che, meno esperti nelle manovre di volo, cadono più facilmente vittima di questo tipo di incidenti. Interessante notare la scarsa presenza dei Colombi negli eventi di strike malgrado la loro presenza massiccia (fino a 100 individui contemporaneamente in aeroporto).

Bibliografia - Burger J. 1983. *Enviro. Cons.* 10: 115-124. • Faulkner C.E. 1963. *Pest Control* 31:26-30. • Reynolds R.T. *et al.* 1980. *Condor* 82: 309-322.

Tab. 1. Specie e numero di individui coinvolti in eventi di birdstrike.

| Specie | Birdstrike |
|--------------------------------------|------------|
| Gheppio (<i>Falco tinnunculus</i>) | 11 |
| <i>Larus sp.</i> | 6 |
| Falconidi N.I. | 5 |
| Barbagianni (<i>Tyto alba</i>) | 2 |
| Colombo (<i>Columba livia</i>) | 1 |
| N.I. | 3 |
| Totale | 28 |

Effetti delle colture agrarie sulla distribuzione di alcune specie di Passeriformi in base ai dati MITO 2000

RICCARDO SANTOLINI*, ELISABETTA DE CARLI**, LIA BUVOLI**, GIOVANNI PASINI***, LORENZO FORNASARI^o

* Istituto di Scienze Morfologiche, sez. Ecologia, Università di Urbino, Campus Scientifico Sogesta, 61029 Urbino - ** FaunaViva, via Biringhella 114, 20017 Rho (MI) - *** C.R.E.N., Centro Ricerche Ecologiche e Naturalistiche, v.le G. Pascoli 46, 47900 Rimini -

^o DISAT, Università di Milano Bicocca, p.zza della Scienza 1, 20126 Milano

Introduzione - Una recente analisi dei dati raccolti con il programma MITO2000 (Fornasari *et al.* 2002) mostra come la distribuzione dell'avifauna nidificante in Italia dipenda dalla presenza in una matrice agricola di elementi di diversificazione legati alla copertura arborea, a quella arbustiva e alle zone umide. In effetti, la componente agricola occupa circa il 75% del territorio nazionale (Brunelli e Zaghi 1997) condizionando in modo determinante gli ecosistemi limitrofi, determinando spesso sia l'assenza di fasce ecotonali sia la mancanza di complessità degli agroecosistemi, correlata ad una riduzione della ricchezza di specie (Blondel 1980). Valutare la risposta di specie di Passeriformi in relazione ai diversi livelli di copertura di seminativi può contribuire all'identificazione di modalità di recupero degli agroecosistemi stessi.

Metodi - Si sono utilizzati i dati raccolti con il programma MITO2000 (anni 2000 e 2001), relativi a 104 specie selezionate, di cui 81 presenti in almeno 20 punti limitatamente alle quote inferiori a 500 m. Per l'analisi degli effetti della presenza di elementi agricoli sulla struttura delle comunità di uccelli sono stati utilizzati i soli 1012 campionamenti puntiformi distribuiti lungo il gradiente tra seminativi e boschi (somma delle relative variabili Corine di secondo livello pari ad almeno il 95% di copertura).

Risultati - Nel campione considerato molte specie ritenute "forestali" non hanno un legame strettamente lineare con la copertura arborea, ma iniziano in realtà a diminuire di densità a differenti soglie di copertura boschiva (ad es. *Parus palustris* al di sotto del 70%). Le specie strettamente forestali, che mostrano un calo lineare o esponenziale già a basse estensioni di seminativi, sono invece in numero ridotto (ad es. *Certhia brachydactyla*). In specie normalmente considerate ecotonali, si osservano invece densità pressoché costanti tra il 30 e il 100% di copertura boschiva; al di sotto della soglia del 30% si osser-

va un decremento lineare (ad es. *Sylvia atricapilla*). Per converso, sono poche le specie considerate di ambiente aperto che aumentano linearmente con l'estensione dei seminativi (ad es. *Alauda arvensis*); altre mostrano densità costanti (ad es. *Calandrella brachydactyla*) o addirittura più elevate (ad es. *Saxicola torquata*) fino a coperture intermedie, dell'ordine del 50%, di zone agricole. L'insieme di queste tendenze risulta in due differenti picchi di ricchezza e diversità delle comunità lungo il gradiente boschi-seminativi, in corrispondenza, rispettivamente, del 90% e del 30% di copertura boschiva. Oltre questa seconda soglia, all'incrementare della copertura dei seminativi si assiste ad una rapida diminuzione della ricchezza media di specie, della diversità media per punto e della abbondanza media per punto.

Discussione - L'identificazione dei valori soglia oltre cui la frammentazione degli habitat ha effetti sulle densità di popolazione può avere risvolti importanti sulla conservazione delle specie coinvolte (Andrén 1994). I dati esaminati dimostrano che tali soglie cambiano a seconda degli obiettivi prefissati: la conservazione delle comunità strettamente forestali richiede la presenza di aree boschive estese e non frammentate; la massimizzazione della biodiversità in ambiente agricolo può venire al contrario raggiunta con coperture arboree relativamente ridotte, che comunque determinano un aumento di complessità fisionomico-strutturale del paesaggio. Un tale indirizzo gestionale può avere conseguenze positive anche sulla conservazione di specie considerate di ambiente aperto, che hanno mostrato valori soglia mediamente intorno al 50% di copertura boschiva.

Bibliografia - Andrén H. 1994. *Oikos* 74: 355-366. • Blondel J. 1980. *Acta Ecol.* 1: 91-100. • Brunelli G. e Zaghi C. 1997. Ministero dell'Ambiente, IPZS, Roma, pp. 52-269. • Fornasari L. *et al.* 2002. *Avocetta* 26: 59-115.

Densità della Ghiandaia *Garrulus glandarius* nelle cerrete dell'Alto Lazio in relazione alla gestione forestale

FABIO SCARFÒ*, MARZIO ZAPPAROLI**

* via M. Bianco 4, 00069 Trevignano R. (RM) -

** Dip. di Protezione delle Piante, Università degli Studi "La Tuscia", via De Lellis, 01100 Viterbo

Introduzione - La Ghiandaia *Garrulus glandarius* è un corvide strettamente legato agli ambienti boschivi ed in particolare ai querceti. Obiettivo del presente studio è quello di analizzare eventuali relazioni fra la gestione forestale e l'abbondanza di questa specie in cinque boschi di cerro ricadenti in alcune aree protette e SIC delle province di Roma e Viterbo (Lazio, Italia centrale).

Area di studio e metodi - Lo studio è stato svolto in periodo invernale (dicembre 2001 - febbraio 2002); tale scelta è stata motivata dal comportamento della specie che riduce notevolmente la contattabilità in periodo riproduttivo. Inoltre, da studi radiotelemetrici è noto che le dimensioni dell'home range invernale sono minime e l'erratismo quasi assente (Rolando *et al.* 1997). Sono state scelte cinque stazioni costituite da boschi di Cerro *Quercus cerris*, ciascuna caratterizzata da omogeneità ambientale e di gestione forestale. In ogni stazione è stato effettuato un transetto per l'applicazione dell'Indice Chilometrico d'Abbondanza (IKA). Sono state effettuate sei visite per stazione e calcolato un IKA medio. La struttura forestale è stata rilevata, in aree di saggio, tramite la misura dei principali parametri forestali (diametro degli alberi a 1.30 m, DBH; altezza; densità della copertura; stratificazione delle chiome).

Risultati e discussione - I valori di abbondanza (Tabella 1) sono stati posti in relazione con le caratteristiche ambientali, con la struttura e con il tipo di gestione forestale. Non sono state evidenziate correlazioni significative tra i cinque IKA medi e nessuna delle variabili prese in considerazione.

Mentre i valori di IKA misurati nei boschi cedui durante le 6 visite non sono significativamente differenti ($t_{10} = 0.390$, n.s.), una maggiore variabilità è

stata osservata nelle fustaie. La bassa densità riscontrata a Vico (0.50 ± 0.81 ind./km), può essere imputata alla maggiore quota della stazione (750 m), sebbene essa rientri nel range altitudinale di massima densità per la specie nel Lazio (400-1000 m, Boano *et al.* 1995). È ipotizzabile che la popolazione presente a Vico si sposti a quote inferiori nei mesi più freddi.

Più complessa è l'interpretazione della differenza ($t_{10} = 3.717$, $p < 0.01$) tra i valori di Bracciano II (9.82 ± 1.87 ind./km) e Manziana (5.58 ± 2.23 ind./km), solo in parte attribuibile alla presenza di una modesta attività venatoria in quest'ultimo bosco (non è stata riscontrata alcuna tendenza negativa tra prima e dopo la stagione venatoria). Nelle stazioni Bracciano I e Bracciano II, vicine tra loro (4 km), alla stessa quota, ma marcatamente diverse nella gestione forestale, la specie è significativamente più abbondante nella fustaia ($t_{10} = 3.361$, $p < 0.01$).

Bibliografia - Boano A. *et al.* (eds) 1995. Alula 2: 1-224. • Rolando A. *et al.* 1997. Avocetta 21: 137.

Tab. 1. Abbondanza della Ghiandaia, parametri ambientali e gestionali dei cinque percorsi. I parametri forestali sono riferiti alle piante con DBH > 4.9 cm.

| | Ris. Nat. Monterano | P.R. Bracciano-Martignano I | Macchia Grande di Manziana | P.R. Bracciano-Martignano II | Ris. Nat. Lago di Vico |
|---------------------------------|---------------------|-----------------------------|----------------------------|------------------------------|------------------------|
| Ind./km | 6.36 | 5.79 | 5.58 | 9.82 | 0.50 |
| (\pm I.F. 95%) | (± 2.58) | (± 2.40) | (± 2.23) | (± 1.87) | (± 0.81) |
| Lunghezza transetto (km) | 1.18 | 0.95 | 2.18 | 1.12 | 2.00 |
| Quota s.l.m. (m) | 170 | 350 | 340 | 390 | 750 |
| Forma di governo | ceduo | ceduo | fustaia | fustaia | fustaia |
| Età (anni) | 24 | 15 | >90 | 60-100 | 60-100 |
| DBH medio (cm) | 11.9 | 11.4 | 25.4 | 34.9 | 21.5 |
| DBH medio (cm) strato dominante | 15.7 | 13.6 | 43.8 | 36.1 | 39.6 |
| Copertura (%) | 70 | 100 | 75 | 80 | 100 |
| Piante/ha | 1758 | 2943 | 525 | 279 | 1424 |
| Altezza dominante (m) | 15 | 14 | 28 | 30 | 30 |
| Strati prevalenti in m | 6-14 | 9-14 | 17-26 | (2-4) 15-27 | 10-27 |

Comunità ornitiche invernali lungo un gradiente di urbanizzazione

ALBERTO SORACE, CARLO CATONI, JACOPO CECERE, LUCA DEMARTINI, ENZO SAVO
S.R.O.P.U., c/o via R.Crippa 60 D/8, 00125 Roma (Acilia)

Introduzione - Lo studio delle comunità animali lungo un gradiente di urbanizzazione può dare interessanti informazioni per una gestione e progettazione delle aree urbane che contribuisca alla conservazione e all'arricchimento della fauna cittadina (Sorace 2001, 2002). Le ricerche sulle comunità ornitiche sono state condotte in genere nel periodo primaverile e un numero minore di informazioni sono state raccolte nel periodo invernale (Jokimäki *et al.* 2002). In questo lavoro riportiamo alcuni dati raccolti a gennaio lungo un gradiente di urbanizzazione.

Area di studio e metodi - Le comunità ornitiche sono state censite il 16 gennaio 2003 in due zone centrali della città di Roma (il parco archeologico Colosseo-Foro romano-Domus Aurea e la vicina zona urbana intorno a via Cavour), due zone più prossime alla periferia (il parco urbano di Villa Pamphili e il vicino quartiere di Monteverde Vecchio), due zone esterne all'area cittadina (l'Oasi LIPU Castel di Guido e la zona archeologica degli scavi di Ostia anti-

ca). In ogni area sono state effettuate nelle ore mattutine 15 stazioni d'ascolto di 5 min.

Risultati e discussione - I risultati ottenuti (Tabella 1) confermano la maggiore diversità e ricchezza di specie nelle aree verdi urbane rispetto alle vicine aree edificate (Fernández-Juricic e Jokimäki 2001). Considerando solo le aree verdi, i risultati non sono in accordo con un possibile impoverimento della ricchezza di specie lungo un gradiente di urbanizzazione. La percentuale di non Passeriformi tende ad aumentare in città (Tabella 1). Questi interessanti dati preliminari devono essere approfonditi in future ricerche.

Bibliografia - Fernández-Juricic E. e Jokimäki J. 2001. *Biodivers. Conserv.* 10: 2023-2043. • Jokimäki J. *et al.* 2002. *J. Biogeogr.* 29: 69-79. • Lloyd M. e Ghelardi R. J. 1964. *J. Anim. Ecol.* 33: 217-225. • Pielou E.C. 1966. *J. Theor. Biol.* 13: 131-144. • Shannon C.E. e Weaver W. 1964. University of Illinois Press., Urbana. • Sorace A. 2001. *Environmental Management* 28: 547-560. • Sorace A. 2002. *Ornis Fennica* 79: 60-71.

| Rilevamenti entro 50 m | | | | | | |
|--------------------------|----|-----|------|------|------------|--------------|
| | S | A | H | J | % non Pas. | n. dominanti |
| Colosseo-Foro | 22 | 272 | 2.61 | 0.84 | 18.2 | 8 |
| Cavour | 12 | 92 | 1.68 | 0.68 | 16.7 | 4 |
| Villa Pamphili | 20 | 147 | 2.59 | 0.87 | 15.0 | 8 |
| Monteverde | 16 | 121 | 1.93 | 0.70 | 12.5 | 4 |
| Castel di Guido | 17 | 86 | 2.45 | 0.87 | 11.8 | 6 |
| Ostia Antica | 24 | 339 | 2.18 | 0.69 | 12.5 | 5 |
| Rilevamenti senza limiti | | | | | | |
| | S | A | H | J | % non Pas. | n. dominanti |
| Colosseo-Foro | 23 | 357 | 2.70 | 0.86 | 17.4 | 7 |
| Cavour | 12 | 153 | 1.67 | 0.67 | 16.7 | 4 |
| Villa Pamphili | 23 | 411 | 2.55 | 0.81 | 26.1 | 6 |
| Monteverde | 18 | 235 | 2.72 | 0.94 | 16.7 | 7 |
| Castel di Guido | 23 | 510 | 2.17 | 0.69 | 17.4 | 4 |
| Ostia Antica | 25 | 663 | 1.96 | 0.61 | 12.0 | 7 |

Tab. 1. Parametri della comunità ornitica raccolti in due aree centrali della città di Roma (Colosseo-Foro romano-Domus Aurea e la zona edificata intorno a via Cavour), due aree periferiche (Villa Pamphili e il quartiere di Monteverde Vecchio) e due extraurbane (Castel di Guido e scavi di Ostia antica). Dati ottenuti con stazione d'ascolto con 50 m di raggio e senza limiti dal rilevatore. S = Ricchezza di specie; A = Abbondanza di individui; H = Indice di diversità (Shannon e Weaver 1964); J = Equipartizione (Lloyd e Ghelardi 1964; Pielou 1966); % non Pas. = % non Passeriformi; n. dominanti = numero di specie dominanti (fi > 0,05).

Importanza dei campi da golf per la conservazione delle specie ornitiche in Italia

MARTA VISENTIN, UGO FOSCOLO FOSCHI, ALBERTO SORACE
S.R.O.P.U., c/o Lynx s.r.l., via Britannia 36, 00183 Roma

Introduzione - Alcuni studi condotti negli Stati Uniti e nel Regno Unito riportano che i percorsi di golf possono contribuire alla conservazione della fauna (Green e Marshall 1987, Terman 1997, Simpson 2000). Considerando che in Italia sono presenti 277 percorsi di golf con un'estensione complessiva di circa 7500 ettari, occorre incrementare i pochissimi dati sull'argomento raccolti nel territorio nazionale. Nel 1998 con il "First Birdwatching Open" (Stubbs 1998) fu realizzata la prima check-list delle specie di uccelli presenti nell'ambito dei percorsi da golf europei cui partecipò anche l'Italia con 8 circoli di golf. Sorace e Visentin (2003) in uno studio condotto in due aree dell'Italia centrale riportano che i campi da golf possono aiutare a incrementare le presenze ornitiche in territori fortemente antropizzati. Alcuni dati sulle comunità ornitiche della pineta di Is Arenas (OR) interessata dalla presenza di un percorso di golf confermano il ruolo positivo di questo tipo di ambiente (Sorace *et al.* 2003). In questo contributo si riportano i dati sulle presenze ornitiche in 23 campi da golf con particolare attenzione alle specie di interesse conservazionistico poiché queste trarrebbero beneficio dai divieti vigenti all'interno dei percorsi di golf, come quello che proibisce l'attività venatoria o altre attività di disturbo o drastiche modificazioni dell'ambiente.

Area di studio e metodi - I percorsi scelti (Antognolla, Casentino, Cà della Nave, Cosmopolitan, Fioranello, Fiordalisi, Frassanelle, Fiuggi, Is Arenas, La Margherita, Le Querce, Montecchia, Olgiata, Padova, Parco di Firenze, Poggio dei Medici, San Michele, Terme di Galzignano, Tirrenia, Ugolino, Venezia, Vicenza, Verona) sono distribuiti su tutto il territorio nazionale. In ognuno di essi è stata effettuata nella primavera del 2000 o del 2001 una visita di un giorno durante la quale venivano annotate tutte le specie ornitiche osservate.

Risultati e discussione - Complessivamente nei percorsi di golf sono state osservate 110 specie di cui 24

(22%) sono incluse nell'allegato I della Direttiva "Uccelli" 79/409 (DU) (Tabella 1) e altre 19 (17%) sono inserite tra le specie di interesse conservazionistico in Europa (SPEC 2-3, Tucker e Heath 1994) e/o nella Lista Rossa Italiana (LIPU e WWF 1999). Degno di nota che, tra i percorsi studiati, il numero massimo di specie è stato osservato nel circolo 'I Fiordalisi'. Nell'area dove sorge il circolo, in seguito alla creazione del percorso e alla conseguente realizzazione di nuovi habitats, si è passati dalle 60-65 specie presenti nel periodo ben censito degli Atlanti (1975-1990) alle attuali 75-80 specie.

Da questi dati si evince che i percorsi di golf se gestiti naturalisticamente, cioè mantenendo e incrementando le aree naturali (boschi, siepi, aree incolte) e trattando il tappeto erboso con metodi agronomici (scarso uso di prodotti chimici limitato a sostanze non tossiche), possono contribuire all'arricchimento della fauna vivente nel territorio.

Tab. 1. Specie osservate nei 23 circoli di golf studiati e incluse nell'allegato I della Direttiva "Uccelli" 79/409 (DU).

| Specie incluse nell'allegato I Direttiva Uccelli 79/409 | |
|---|----------------------------------|
| <i>Phalacrocorax aristotelis</i> | <i>Coturnix coturnix</i> |
| <i>Ixobrychus minutus</i> | <i>Himantopus himantopus</i> |
| <i>Nycticorax nycticorax</i> | <i>Burhinus oedicephalus</i> |
| <i>Ardeola ralloides</i> | <i>Tringa glareola</i> |
| <i>Egretta garzetta</i> | <i>Tyto alba</i> |
| <i>Ardea purpurea</i> | <i>Caprimulgus europaeus</i> |
| <i>Ciconia ciconia</i> | <i>Alcedo atthis</i> |
| <i>Anas querquedula</i> | <i>Alauda arvensis</i> |
| <i>Circus pygargus</i> | <i>Lullula arborea</i> |
| <i>Circus cyaneus</i> | <i>Calandrella brachydactyla</i> |
| <i>Falco columbarius</i> | <i>Sylvia sarda</i> |
| <i>Alectoris barbara</i> | <i>Sylvia undata</i> |

Bibliografia - Green B.H. e Marshall I.C. 1987. Landscape e Urban Planning 14: 143-154. • Simpson D. 2000. Enact-managing land for wildlife. Vol. 8 n. 1. • Sorace A. *et al.* 2003. Aves Ichnusae. • Sorace A. e Visentin M. 2003. Alula. • Stubbs D. 1998. The first European Birdwatching Open. European Golf Ass. Ecology Unit. Report. • Terman M.R. 1997. Landscape and Urban Planning 38: 183-197

Mortalità dell'avifauna dovuta a linee elettriche a media tensione in tre aree dell'Appennino bolognese

ROBERTO TINARELLI, ELENA TIRELLI
As.O.E.R., via Massa Rapi 3, 40064 Ozzano dell'Emilia (BO)

Introduzione - L'elettrocuzione (fulminazione per contatto con elementi conduttori) e la collisione con i cavi delle linee elettriche sono da tempo riconosciuti come importanti fattori limitanti per le popolazioni di numerose specie ornitiche. La presente ricerca intende contribuire a definire il tasso di mortalità delle varie specie su linee a media tensione in ambienti appenninici.

Area di studio e metodi - Tra aprile 2000 e luglio 2002 è stata effettuata la raccolta di uccelli morti e feriti per collisione e/o per elettrocuzione lungo 3 tratti di linee elettriche a media tensione con conduttori rigidi (Tabella 1). Le tre linee monitorate sono situate nell'Appennino bolognese, all'interno dei SIC Monte Vigese (una) e Contrafforte Pliocenico (due), tra 260 e 820 m s.l.m., nelle vicinanze di siti di nidificazione di *Falco peregrinus*, *Falco biarmicus*, *Pernis apivorus*, *Aquila chrysaetos* e, sino a metà anni '80, *Bubo bubo*. Le tre aree oggetto del monitoraggio sono state visitate fino a 8 volte al mese nel periodo luglio-agosto poiché uno dei periodi in cui le linee elettriche sarebbero più pericolose, soprattutto per i rapaci, è quello immediatamente successivo all'involo dei giovani (Penteriani 1998); i dati raccolti non confermano però tale supposizione. Durante la ricerca sono state trovate solo carcasse e parti di uccelli morti.

Risultati e discussione - In totale sono state rinvenute 23 carcasse, appartenenti a 13 specie: *Asio otus* 5, *Buteo buteo* 4, *Corvus corone* 3, *Picus viridis* 2, *Ardea cinerea* 1, *Pernis apivorus* 1, *Falco tinnunculus* 1, *Phasianus colchicus* 1, *Tyto alba* 1, *Athene noctua* 1, *Strix aluco* 1, *Streptopelia turtur* 1, *Sitta europaea* 1. Per ognuna delle linee elettriche studiate la lunghezza

della parte di linee utilizzabile per la ricerca degli uccelli è riportata nella tabella 1, unitamente al numero totale di uccelli trovati e al numero di uccelli morti per anno per km. È evidente che gli uccelli trovati costituiscono solo una parte di quelli realmente morti e feriti a causa delle difficoltà di reperimento delle car-

Tab. 1. Caratteristiche delle linee elettriche censite e stime di mortalità di minima

| | SIC Monte Vigese tra Serra dei Coppi e la stalla di Boscalto | SIC Contrafforte Pliocenico tra Antigola e Sadurano | SIC Contrafforte Pliocenico presso Badolo |
|--|--|---|---|
| mesi di monitoraggio | 21 | 21 | 30 |
| n. totale visite | 80 | 81 | 110 |
| Lunghezza della parte di linee utilizzabili per la ricerca degli uccelli | 1,7 km | 2,8 km | 2 km |
| totale uccelli trovati morti | 8 | 8 | 7 |
| n. uccelli morti / anno / km | 2,69 | 1,63 | 1,40 |

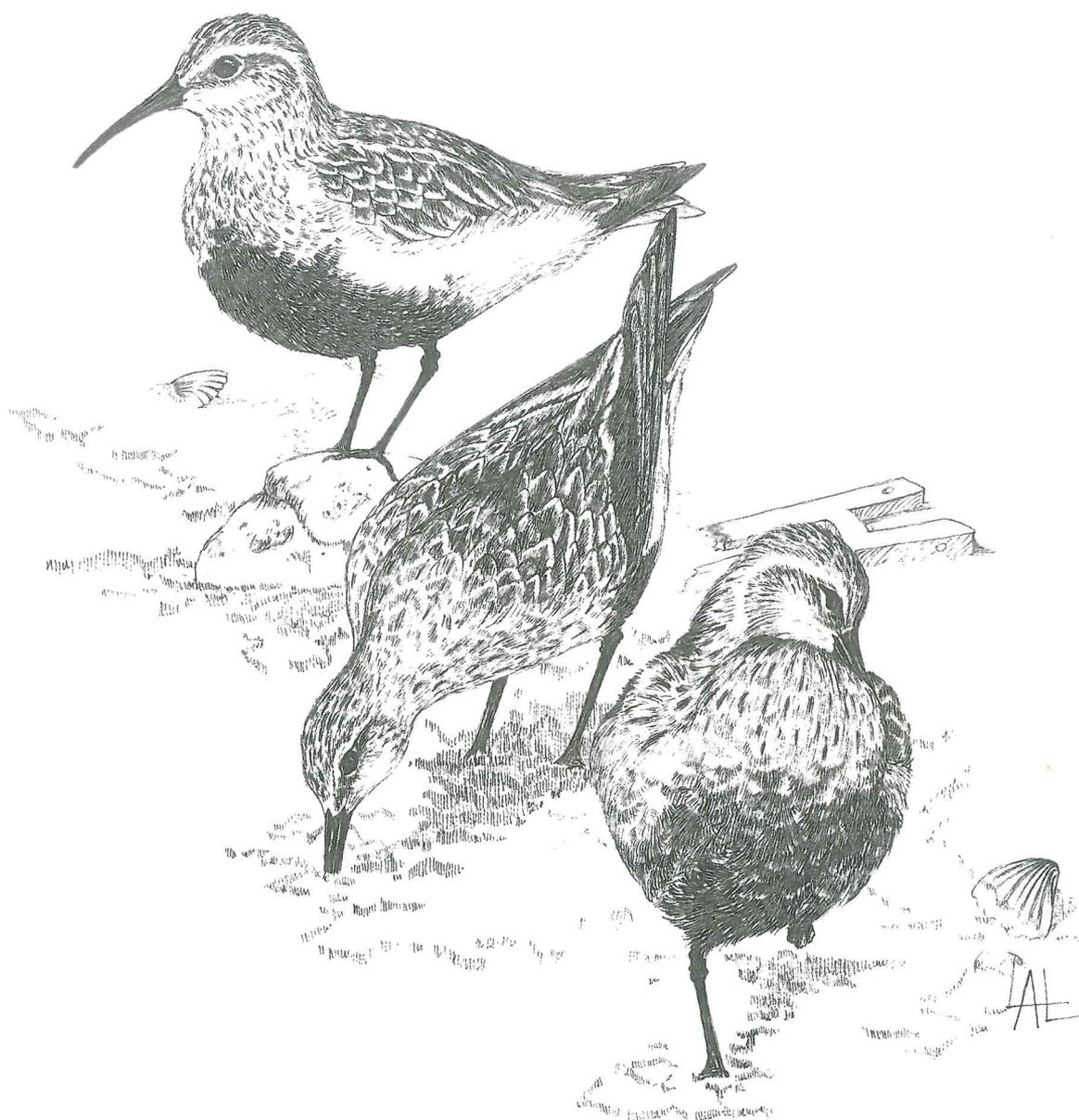
casce da parte dei rilevatori e della rimozione delle stesse da parte di predatori e necrofagi (Bevanger 1999). I dati raccolti consentono di calcolare semplici stime di minima del numero di uccelli vittime delle linee elettriche, e sono utili per valutare l'impatto delle linee elettriche in aree analoghe a quelle monitorate. Va sottolineato che lungo tratti di tali linee sono stati realizzati interventi di messa in sicurezza (ottobre 2001), mediante sostituzione dei conduttori con cavi Elicord per un totale di 6,9 km: questo intervento contribuirà a ridurre il rischio di mortalità per elettrocuzione nell'area di studio.

Ringraziamenti - La realizzazione della ricerca è stata finanziata dall'Amministrazione Provinciale di Bologna nell'ambito del Progetto Pellegrino LIFE Natura.

Bibliografia - Bevanger K. 1999. In: Ferrer M., Janss G.F.E. (eds). Quercus, Madrid, pp. 29-56. • Penteriani V. 1998. WWF Toscana. Serie scientifica n. 4.

IV Sessione
**Il contributo della biologia molecolare
allo studio dell'ornitologia**

Chairman: Domenico Fulgione



Piovanello pancianera (*Calidris alpina*)

Differenziazione genetica delle popolazioni di Passero *Passer italiae* in relazione alle direttrici di colonizzazione umana nel Cilento

DANIELA RIPPA, DOMENICO FULGIONE, MARIO MILONE

Dipartimento di Zoologia, Università "Federico II" di Napoli, via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli. E-mail: danielarippa@libero.it

Introduzione - Legati agli ambienti di origine antropica, i Passeri vengono considerati come commensali dell'uomo (Summers-Smith 1988). Tale relazione affonda le sue radici nel tardo Pleistocene, circa 10.000 anni fa, quando le popolazioni umane cominciarono ad organizzarsi in piccoli villaggi capaci di sfruttare e stoccare le risorse naturali (Tchernov 1962). A cominciare da tale periodo, il percorso evolutivo dei Passeri, così come quello di molte altre specie legate all'uomo, è stato condizionato dalle attività e dalla distribuzione di questo. Nel presente contributo si tenta di stabilire una relazione tra la struttura genetica delle popolazioni di Passero e le principali vie di trasformazione antropica che hanno agito sul territorio cilentano a partire dal Neolitico.

Area di studio e metodi - Il Cilento (SA) è un vasto territorio caratterizzato da trasformazioni antropiche che solo negli ultimi cinquant'anni hanno subito un significativo incremento. In esso sono state scelte 15 aree contraddistinte da un diverso grado di trasformazione e connessione antropica (Figura 1). Durante il periodo 2000-2002 sono stati effettuati campi di cattura in cui i Passeri sono stati sottoposti a prelievo di circa 100 μ l di sangue dal quale è stato successivamente estratto il DNA nucleare (Maniatis *et al.* 1982). Utilizzando primers specifici (Neumann e Wetton 1996) sono stati amplificati 4 loci polimorfi del DNA microsatellite. Sequenziamento, mediante ABI 310, ed elettroforesi in gel di acrilamide-bisacrilamide 8% hanno permesso la caratterizzazione delle forme alleliche successivamente elaborate con il software Arlequin 2.0.

Risultati e discussione - L'analisi del flusso genico attraverso l'Indice di fissazione F_{st} ha evidenziato l'esistenza di vie preferenziali di diffusione. Il valore medio di questo Indice calcolato tra tutte le popolazioni di passero si attesta su 0.096, risultando significativamente più alto del valore soglia di 0.05. Questo dato suggerisce l'esistenza di barriere ecologiche per questa specie ad ampia diffusione. Inoltre, il test di Mantel, che pone in relazione la matrice dei valori di F_{st} linearizzati (Slatkin 1999) e la matrice della distanza geografica tra tutte le popolazioni considerate, indica l'assenza di una correlazione tra le due variabili ($p = 0.922$). Tale risultato potrebbe essere interpretato come conseguenza della frammentazione del territorio considerato. Le vie preferenziali di flusso genico sembrano seguire due principali direttrici: una dalla costa verso l'interno passando per la piana del fiume Sele e l'altra che congiunge la porzione nord del Vallo di Diano e l'area interna del Cilento. Le popolazioni costiere a sud di Punta Licosa non sembrano scambiarsi grosse quantità di informazione genetica contrariamente a quanto mostrato con quelle dell'entroterra. La popolazione di Laurino è la più isolata. Tale isolamento genetico, che interessa alcune popolazioni interne, si riflette anche in un basso valore dell'eterozigotità attesa (diversità genica). La struttura genetica delle popolazioni è interpretabile sia alla luce del tessuto antropico attuale sia dalle tracce della passata espansione umana (Figura 1). Le vie di diffusione seguite dalle varie ondate di colonizzazione umana, approdate sulla costa (Paestum, Velia, Capo Palinuro, ecc.) e penetrate verso l'entroterra avrebbero creato le basi della attuale struttura di popolazione dei Passeri.

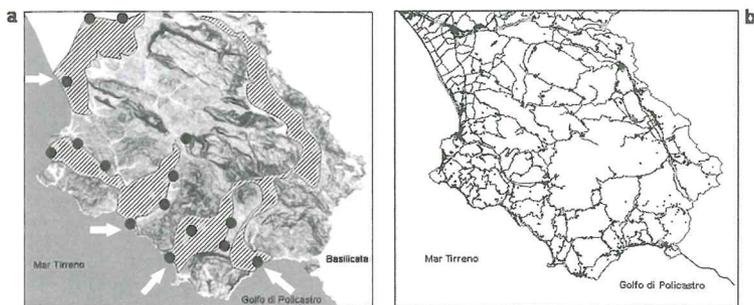


Fig. 1. Il Cilento, con indicate: (a) le principali vie di diffusione delle civiltà umana (linee tratteggiate) a partire da Neolitico e i relativi approdi (frecce) e (b) l'attuale struttura antropica del paesaggio. I punti neri indicano le stazioni di campionamento.

Bibliografia - Maniatis T. J. *et al.* 1982. Cold Spring Harbor Laboratory Press, New York. • Neumann e Wetton 1996. *Molecular Ecology* 5: 307-309. • Slatkin M. 1999. *Genetics* 139: 457-462. • Summers-Smith 1988. T. e A.D. Poyser, London. • Tchernov 1962. The Hebrew University of Jerusalem, Israel.

Struttura di popolazione del Pettirosso *Erithacus rubecula* in una stazione di svernamento nel Parco nazionale del Cilento e Vallo di Diano

EMANUELA MANGANIELLO, DANIELA RIPPA, DOMENICO FULGIONE, MARIO MILONE
Dipartimento di Zoologia, Università di Napoli "Federico II", via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli

Introduzione - La popolazione di Pettirosso che si insedia in un quartiere di svernamento è un insieme di diversi gruppi di varia provenienza. Scopo della ricerca è studiare, attraverso la variabilità morfologica e genetica, la struttura di una popolazione di Pettirosso durante lo svernamento.

Area di studio e metodi - L'area di studio è una località (Pisciotta) nel Parco nazionale del Cilento e Vallo di Diano. Il campionamento si è protratto da novembre 2000 ad aprile 2001 e nell'aprile 2002 con cadenza settimanale. I Pettirossi sono stati catturati mediante mist-net 1, inanellati e sottoposti a misurazioni morfometriche standard. Sette variabili di ciascun individuo - ala corda max, terza remigante, coda, tarso (Svensson 1992), becco (Baker 1993), grasso (Kaiser 1993), peso - sono state elaborate mediante l'analisi multivariata delle componenti principali (PCA). Su un campione di individui è stato effettuato un prelievo di sangue o di penne da cui è stato estratto il DNA utilizzato per le indagini genetiche, sviluppate mediante l'utilizzo di marcatori molecolari DNA microsatellite. La distanza genetica è stata calcolata in base all'equazione di Nei (1972) sulla base di 6 loci polimorfi. Per la determinazione del sesso è stato usato il protocollo di Griffiths *et al.* (1998).

Risultati - Sono stati catturati 252 Pettirossi ed effettuati 38 prelievi. La percentuale di maschi e femmine catturati mostra un uguale contributo dei due sessi a novembre e gennaio, la prevalenza di femmine a dicembre e gennaio, la presenza di soli maschi ad aprile (Figura 1). In tutti i mesi le femmine presentano una prevalenza di soggetti giovani, mentre i maschi mostrano in novembre un uguale rapporto tra le due classi che decresce fino ad aprile dove i giovani rappresentano l'intero campionamento.

Elaborando mediante la PCA le informazioni morfologiche e genetiche è stato possibile costruire due grafici di ordina-

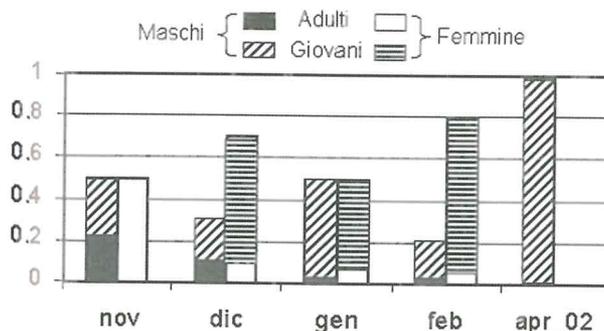


Fig. 1. Andamento delle catture di Pettirossi divise per sesso ed età.

mento che esprimono le similarità esistenti tra i gruppi mensili esaminati (Figura 2). Sia in base all'ordinamento morfologico che a quello genetico gli individui di novembre ed aprile appaiono nettamente distinti, quelli di gennaio e febbraio costituiscono un gruppo omogeneo, mentre i Pettirossi di dicembre si pongono in una posizione intermedia.

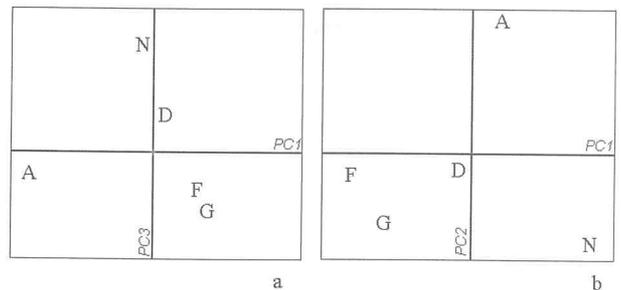


Fig. 2. Ordinamento (PCA) dei gruppi mensili di Pettirosso basato sulle variabili morfologiche (a) e distanza genetica di Nei (b). N, novembre; D, dicembre; G, gennaio; F, febbraio; A, aprile.

Discussione - Dai risultati emerge la presenza, nella popolazione svernante di Pisciotta, di una sub-struttura con variazioni temporali. La predominanza dei giovani, ad eccezione di novembre, suggerisce che lo svernamento rappresenti una fase in cui si attuano strategie di dispersione (Harper 1985, Paradis *et al.* 1998). A novembre l'eguale rapporto tra giovani ed adulti induce a ipotizzare la presenza di un contingente proveniente dalle regioni dell'Europa centro-orientale.

I Pettirossi di aprile e novembre chiaramente differenziati potrebbero rappresentare contingenti migratori su lunghe distanze, di passaggio a Pisciotta. Parte dell'avifauna svernante è infatti verosimilmente rappresentata da migratori su lunga distanza, mentre un'altra parte è costituita da contingenti locali. Nei mesi di dicembre, gennaio e febbraio sono probabilmente presenti gruppi eterogenei provenienti da siti di nidificazione locali posti in quota. La bassa distanza genetica e morfologica si sarebbe creata per effetto del normale flusso genico esistente tra queste popolazioni.

Concludendo è verosimile ritenere che il sito costiero di Pisciotta sia soggetto in inverno ad un turnover di gruppi a diversa fenologia.

Bibliografia - Baker K. 1993. BTO Guide n°24. • Griffiths R., Double M. C., Orr K., Dawson R. J. 1998. Mol. Ecol. 7: 1071-1075. • Harper D. 1985. Animal Behaviour 33: 862-875. • Kaiser A. 1993. Field Ornithology, 64: 246-255. • Paradis E., Baillie S. R., Sutherland W. J., Gregpry R. D., 1998. Journal of Animal Ecology, 67: 518-536. • Svensson L. 1992. Identification Guide of European Passerines. Svensson L., Stockholm.

Identificazione del sesso nell'Allocco *Strix aluco*: metodi morfometrici e biomolecolari a confronto

PAOLO GALEOTTI*, JAMES TAVAGLINI**, ROBERTO SACCHI*, STEFANIA CASAGRANDE**

*Laboratorio di Eco-Etologia, Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia p.zza Botta 9, 27100 Pavia -

**Dipartimento di Biologia Evolutiva e Funzionale, Università di Parma, parco Area delle Scienze 11A, 43100 Parma

Introduzione - Negli ultimi anni sono stati proposti numerosi metodi biomolecolari basati su marcatori localizzati sul DNA per la determinazione del sesso negli uccelli (Ellegreen e Shelton 1997, Griffiths *et al.* 1998, Fridolfsson e Ellegreen 1999). Queste tecniche sono particolarmente utili per le specie che non mostrano dimorfismo sessuale nel piumaggio o presentano una larga sovrapposizione nelle misure biometriche tra maschi e femmine (Palma *et al.* 2001) soprattutto durante gli stadi giovanili. In quest'ultimo caso, i metodi morfometrici possono portare a considerevoli errori nella determinazione del sesso. L'Allocco *Strix aluco* è un rapace notturno di media taglia, sessualmente dimorfico (i maschi sono in genere più piccoli e meno pesanti delle femmine), la cui morfologia esterna è comunemente utilizzata per l'identificazione del sesso. Hardy *et al.* (1981) hanno messo a punto un metodo morfometrico per sessare gli Allocchi inglesi, appartenenti alla sottospecie *S. a. sylvatica*, basato sulla misura del peso corporeo e della lunghezza dell'ala. Tuttavia tale sottospecie ha taglia nettamente inferiore rispetto alla sottospecie nominale *S. a. aluco* presente nell'Europa centro-meridionale e in Italia (Mikkola 1983). Pertanto, gli scopi del presente lavoro sono stati: 1) verificare la validità del metodo di Hardy per il sessaggio morfometrico degli Allocchi italiani, e, nel caso questo non funzionasse, 2) mettere a punto un metodo morfometrico efficiente per la determinazione del sesso degli individui italiani.

Metodi - La validità della tecnica biomolecolare proposta da Fridolfsson e Ellegreen (1999) è stata controllata su 8 Allocchi provenienti da cattività e sessati preventivamente mediante endoscopia. Il sessaggio biomolecolare è stato effettuato tramite l'identificazione elettroforetica del polimorfismo di lunghezza rilevato nelle regioni di DNA amplificate con PCR, impiegando i primers 2550F e 2718R. Il DNA è stato estratto sia da campioni di sangue che da piume, con K. proteasi in presenza di CHELEXR. Successivamente 29 Allocchi (20 dal Parco di Monza e 9 da altrettante località del nord Italia) sono stati catturati e sessati impiegando sia l'equazione di Hardy sia la tecnica biomolecolare. Utilizzando le misure morfometriche degli individui del Parco di Monza, è stata ricavata mediante analisi discriminante una nuova equazione, la cui efficacia ai fini del sessaggio è stata validata sugli altri Allocchi provenienti da differenti località.

Risultati - Il sessaggio biomolecolare ha confermato le risultanze dell'analisi endoscopica per tutti gli 8 Allocchi esaminati. Il metodo ha funzionato per 24 dei 29 Allocchi catturati (18 dal Parco di Monza e 6 dalle

altre località del nord Italia); in 5 casi la reazione con PCR non ha prodotto amplificati a causa della degradazione dei campioni di tessuto. Dal confronto dei due tipi di sessaggio è emerso che il metodo morfometrico proposto da Hardy comporta un'errore del 30% nella determinazione del sesso degli Allocchi italiani (8 individui su 24). Questo avviene sia per la popolazione monzese (6 sessaggi errati su 18 individui), sia per gli Allocchi provenienti dalle altre località del nord Italia (2 sessaggi errati su 6 individui). L'analisi discriminante effettuata sulle misure biometriche dei 18 Allocchi monzesi sessati con il polimorfismo di DNA ha prodotto una funzione altamente significativa ($\chi^2_3 = 13.63$, $p = 0.003$, Wilk's $\lambda = 0.39$) che classifica correttamente il 94.4% degli individui: tutte le femmine sono state identificate correttamente, mentre solo 1 maschio su 12 (8.3%) è stato erroneamente classificato. L'equazione da noi ricavata differisce in parte da quella di Hardy, poiché vengono utilizzate le misure dei due artigli centrali dx e sx invece del peso corporeo. Questa nuova equazione, tuttavia, non è risultata efficace per sessare gli individui provenienti da aree diverse dal Parco di Monza: solo in un caso su 6 (16.6%) il sessaggio morfometrico è stato confermato da quello biomolecolare.

Discussione - L'analisi discriminante basata su misure morfometriche non sembra costituire un sistema efficace di sessaggio per l'Allocco. Il tasso di errore dimostrato quando venga impiegata su individui estranei alle popolazioni per cui è stata messa a punto è infatti troppo elevato (30%). Questo implica probabilmente che per sessare gli Allocchi è necessario mettere a punto una specifica equazione discriminante per ogni singola popolazione. Per tale motivo le tecniche biomolecolari di determinazione del sesso risultano nettamente preferibili in virtù della loro precisione ed efficacia, nonché della loro bassissima invasività (un calamo di piuma o penna sono quantità sufficienti di tessuto per ottenere risultati).

Ringraziamenti - Ringraziamo vivamente Andrea Ferri per averci messo a disposizione gli Allocchi del Centro Recupero "La Fagiana" della LIPU e il Dr. Roberto Ferlini per aver effettuato le endoscopie.

Bibliografia - Ellegreen H., Shelton B. 1997. TREE. 12: 255-259. • Fridolfsson A.K., Ellegreen H. 1999. J. Avian Biol. 30: 116-121. • Griffiths R., Double M.C., Orr K., Dawson R.J. 1998. Mol. Ecol. 7: 1071-1075. • Hardy A.R., Hirons G.J.M., Stanley P.I., Huson L.W. 1981. Ardea 69: 181-184. • Mikkola H. 1983. Owls of Europe. T & A D Poyser, London. • Palma L., Mira S., Cardia P., Beja P., Guillemaud T., Ferrand N., Cancela M.L., Cancela da Fonseca L. 2001. J. Raptor Res. 35: 187-193.

Valutazione dell'efficacia di un metodo rapido per il sessaggio della Poiana *Buteo buteo*

SABATINO TROISI *, MARIO KALBY *, DOMENICO FULGIONE **, FRANCESCA FINAMORE **, GABRIELE DE FILIPPO* E MARIO MILONE**

* Stazione di Monitoraggio Ambientale dei Monti Picentini, Montella -

** Dipartimento di Zoologia Università di Napoli "Federico II", Napoli

Introduzione - La Poiana *Buteo buteo* è uno dei rapaci più frequentemente raccolti dai centri di recupero che provvedono alla cura e al reinserimento in natura degli animali ritrovati (Dinetti 1995), nonché tra i rapaci più diffusi in Italia.

Questo contributo descrive un metodo rapido di determinazione del sesso nella Poiana validato mediante tecniche genetiche.

Metodi - Sono stati considerati 17 individui adulti ricoverati nel periodo 1991/2003 nel Centro Recupero e Riabilitazione Fauna Selvatica della Campania.

Il metodo genetico si è basato sull'amplificazione del gene CHD (chromobox-helicase-DNA-binding) che evidenzia l'allele CHD-Z, presente in entrambi i sessi, e l'allele CHD-W, presente solo nelle femmine. Gli alleli sono stati amplificati mediante PCR utilizzando i primers P2 - 5'-TCTGCATCGCTAAATCCTTT-3' e P8 - 5'-CTCCAAGGATGAGRAAYTG-3' (Griffiths *et al.* 1998). I prodotti di amplificazione sono stati visualizzati mediante elettroforesi in gel di agarosio.

Negli individui sessati geneticamente abbiamo misurato la lunghezza della cloaca mediante sonde di acciaio normalmente utilizzate per la determinazione del sesso in serpenti e sauri (Croce 2002). Tale procedura può considerarsi alternativa e con un bassissimo livello di errore rispetto alla misurazione del tarso (Walls e Kenward 1995). Il valore diagnostico della cloaca è peraltro già utilizzato in varie specie di Passeriformi in periodo riproduttivo (Svensson 1992).

Risultati e discussione - L'identificazione genetica del sesso risulta particolarmente chiara anche per questa specie data la presenza di una sola banda nei maschi e di due nelle femmine (≈ 200 bp) (Figura 1). È interessante notare come tale procedura possa risul-

tare efficace anche partendo da penne o altro materiale organico ritrovato o prelevato in modo non invasivo per l'individuo.

La lunghezza media della cloaca differisce significativamente tra i maschi e le femmine (Figura 2; t-test, $p < 0.001$) con una maggiore variabilità espressa dai maschi.

In conclusione, riteniamo che l'utilizzo di tali proce-

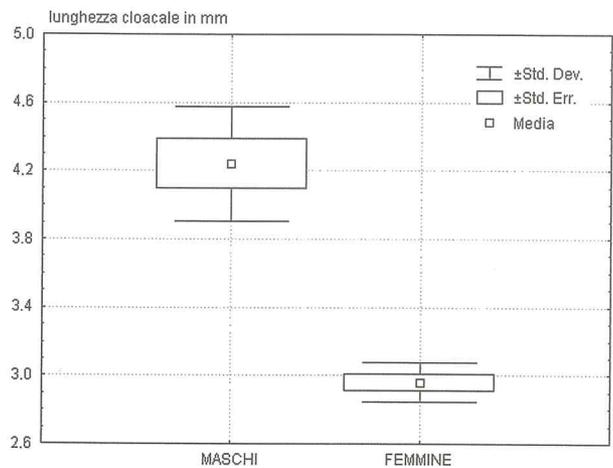


Fig. 2. Box & Whisker Plot delle dimensioni cloacali di Poiane maschi (N = 12) e femmine (N = 5). In figura sono indicati il valore medio, la deviazione standard e l'errore standard.

ture, in tutte le circostanze in cui si ha la possibilità di interagire con individui di questa specie, potrà essere molto informativo per lo studio delle popolazioni naturali indirizzando verso una più adeguata strategia di recupero di eventuali individui ricoverati.

Bibliografia - Croce A. 2002. Animali esotici da compagnia. Paletto Editore, Pomezia. • Dinetti *et al.* 1995. Suppl.Ric.Biol. Selvaggina XXII: 379-381. • Griffiths R. *et al.* 1998. Mol. Ecol. 7: 1071-1075 • Svensson L. 1992. Identification guide to European Passerines. Svensson L., Stockholm. • Walls S.S. e Kenward R.E. 1995. Ibis 137: 177-182.

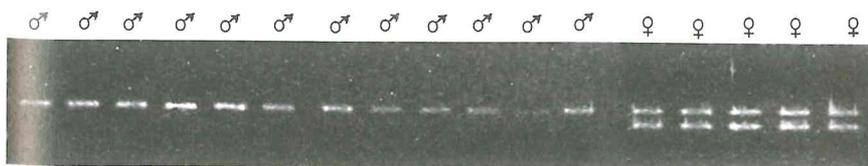
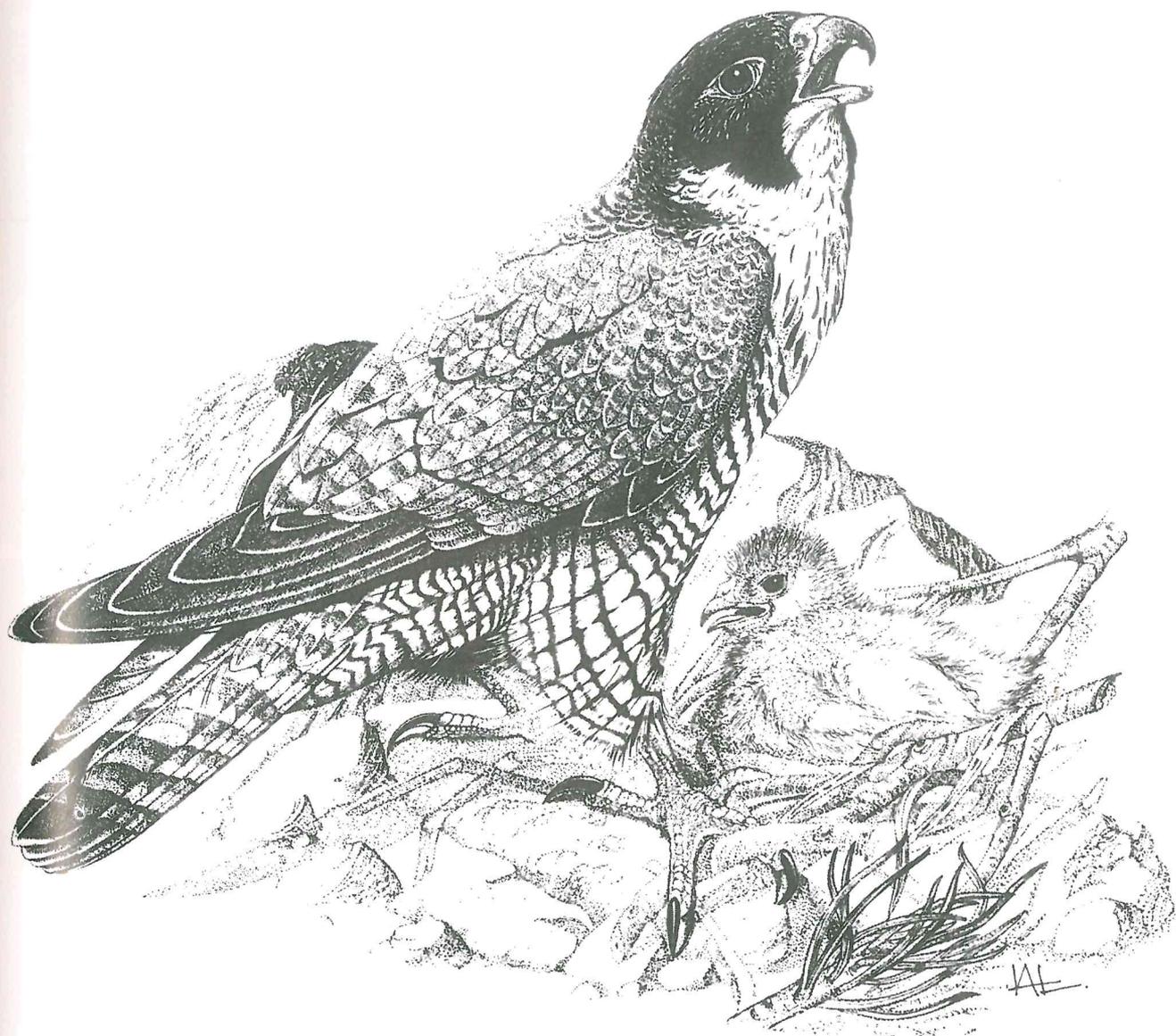


Fig. 1. Elettroforesi in gel di agarosio dell'amplificazione degli alleli CHD-Z in 17 Poiane.

V Sessione
Monitoraggio e modelli di valutazione

Chairman: Gabriele de Filippo



Pellegrino (*Falco peregrinus*)

Orientamenti e sviluppi del programma MITO2000 dopo il secondo anno di attività

ELISABETTA DE CARLI*, LORENZO FORNASARI**, PIERANDREA BRICHETTI°, PIERPAOLO CECCARELLI, GIUSEPPE LA GIOIA°,
TONI MINGOZZI, PAOLO PEDRINI, RICCARDO SANTOLINI, GUIDO TELLINI FLORENZANO, FRANCESCO VELATTA***

*FaunaViva, via Biringhella 114, 20017 Rho (MI) - **DISAT, Univ. Milano Bicocca, p.zza della Scienza 1, 20126 Milano -

*** c/o Segreteria MITO2000, DISAT, Univ. Milano Bicocca, p.zza della Scienza 1, 20126 Milano -

° C.I.S.O., via V. Veneto 30, 25029 Verolavecchia (BS) - °Osservatorio Faunistico Regione Puglia, via Gen. Palmiotti, 43, 70020 Bitetto (BA)

Introduzione - MITO2000 è un programma di monitoraggio a scala nazionale sulla base di censimenti campionari, randomizzati, eseguiti mediante una versione semplificata della tecnica dei punti di ascolto (Fornasari *et al.* 2002). Scopo principale del programma è il monitoraggio degli andamenti di popolazione delle specie di uccelli comuni nidificanti in Italia. In questo senso, la tecnica dei punti di ascolto risulta la più adeguata per la raccolta speditiva di dati per i Passeriformi e i gruppi ecologicamente affini (Columbiformi, Cuculiformi, Coraciformi, Piciformi). La procedura di campionamento prevede ogni anno l'esecuzione di 10-15 punti di ascolto randomizzati in 4 particelle di 10 km di lato, all'interno di ciascuna delle maglie UTM di 50 km di lato in cui è suddiviso il territorio nazionale. Nel 2001 si è prevista la ripetizione dei rilevamenti in una particella per ciascuna maglia.

Dati raccolti - Nel corso del 2000 e del 2001 sono stati effettuati rispettivamente 6019 e 5090 punti di ascolto randomizzati, all'interno di 448 e 375 particelle, raggiungendo nei due anni la copertura di tutte le 181 maglie. Nel 2001 sono stati ripetuti 981 punti in 77 particelle. Le specie complessivamente rilevate sono 240, di cui 224 effettivamente nidificanti. Da circa 106000 indicazioni di presenza risultano 193157 coppie stimate. I gruppi target sono rappresentati in questo campione da 133 specie e 165747 coppie.

Orientamenti e sviluppi - L'abbondanza media calcolata per ciascun elemento su scala nazionale è stata utilizzata per costituire un elenco delle specie più dif-

fuse (ossia presenti con almeno una coppia ogni 100 punti) e meglio monitorate. Queste 82 specie includono 3 Columbiformi, 1 Cuculiforme, 2 Coraciformi, 3 Piciformi, 73 Passeriformi. A queste sono stati poi aggiunti un Accipitriforme (*Buteo buteo*), un Falconiforme (*Falco tinnunculus*) ed un Galliforme (*Coturnix coturnix*), in ragione della loro ampia diffusione.

Il confronto tra le abbondanze rilevate per queste specie nel 2000 e nel 2001 evidenzia stime di variazione più stabili (e probabilmente quindi più affidabili) utilizzando i dati delle sole particelle ripetute. In base a questa procedura soltanto quattro specie mostrano differenze significative (*Streptopelia turtur* e *Cisticola juncidis* in incremento, *Muscicapa striata* e *Parus ater* in diminuzione).

Se ne conclude che la randomizzazione pura, indipendente da un anno all'altro, è meno precisa nella valutazione degli andamenti di quanto non sia la ripetizione di un campione di rilevamenti, anche se ridotto (complessivamente i punti nelle particelle ripetute sono solo il 23.2% di quelli delle maglie randomizzate visitate nei due anni). Per questo motivo nel futuro del progetto si tenderà ad incrementare il numero di particelle ripetute.

Per aumentare il numero di specie con dati rappresentativi si possono inoltre considerare specie concentrate in alcune regioni biogeografiche ed altre efficacemente rilevate con il programma accessorio di rilevamento nelle ZPS e in altre aree di interesse ornitologico. Su questa base si possono per il momento aggiungere 1 Piciforme e 17 Passeriformi.

Bibliografia - Fornasari L. *et al.* 2002. Avocetta 26: 59-115.

Tendenze e a breve e a lungo termine delle popolazioni di uccelli nidificanti in Italia: applicazioni del progetto MITO2000

LORENZO FORNASARI*, LIA BUVOLI^{oo}, ELISABETTA DE CARLI**, GIUSEPPE LA GIOIA***, PIERANDREA BRICHETTI^o

*DISAT, Univ. Milano Bicocca, p.zza della Scienza 1, 20126 Milano - ** FaunaViva, via Biringhello 114, 20017 Rho (MI) -

*** Osservatorio Faunistico Regione Puglia, via Gen. Palmiotti, 43, 70020 Bitetto (BA) - ^o C.I.S.O., via V. Veneto 30, 25029 Verolavecchia (BS)
^{oo} Faunaviva, via Biringhello 114, 20017 Rho (MI)

Introduzione - MITO2000 è un programma di monitoraggio a scala nazionale sulla base di censimenti campionari, randomizzati, eseguiti mediante una versione semplificata della tecnica dei punti di ascolto (Fornasari *et al.* 2002). Scopo principale del programma è il monitoraggio del livello di popolazione delle specie di uccelli comuni nidificanti in Italia. I dati finora raccolti consentono da un lato di valutare l'esistenza di differenze quantitative tra i primi due anni del progetto, dall'altro di confrontare le distribuzioni stimate con quelle pubblicate nell'Atlante degli uccelli nidificanti in Italia (Meschini e Frugis 1993).

Materiali e metodi - I dati dei rilevamenti randomizzati condotti nel 2000 e nel 2001 sono stati tra loro confrontati in base alle abbondanze medie (coppie/10 punti) per particella o per maglia, utilizzando il test del *t* di Student per dati appaiati. I dati qualitativi presentati nell'Atlante sono stati trasformati in punteggi semi-quantitativi (Buckland e Anderson 1985), utilizzati per sviluppare mappe distributive semi-quantitative sulla griglia UTM di 50 km di lato, confrontabili con quelle del programma MITO2000.

Risultati - In base ai campionamenti ripetuti, tra le specie più diffuse solo quattro hanno mostrato una differenza significativa tra le abbondanze rilevate nel primo e nel secondo anno: *Cisticola juncidis* ($t = -3.67^{**}$; $N = 77$; $\Delta = +63.3\%$), *Streptopelia turtur*

($t = -2.34^{*}$; $N = 77$; $\Delta = +26.5\%$), *Parus ater* ($t = 2.69^{**}$; $N = 77$; $\Delta = -32.4\%$), *Muscicapa striata* ($t = 2.54^{*}$; $N = 77$; $\Delta = -45.4\%$). Questa tendenza per *M. striata* è messa in dubbio dal confronto tra l'insieme di tutti i dati randomizzati del 2000 e del 2001 ($t = -0.534$; $N = 124$; $\Delta = +8.62\%$).

Nonostante l'assenza di variazioni significative, per *Turdus merula* si è riscontrata una diminuzione, omogenea dal punto di vista geografico, nelle regioni nord-occidentali. Tale variazione di abbondanza è probabilmente in relazione con l'epidemia di malaria aviaria (*Plasmodium sp.*) che ha colpito questa specie tra l'autunno e l'inverno del 2000. Questo dato suggerisce che la metodologia adottata sia in grado di evidenziare anche cambiamenti localizzati determinati da eventi eccezionali.

Dal confronto con i dati dell'Atlante emergono alcune evidenti variazioni di areale intervenute tra la metà degli anni '80 e l'inizio di questo secolo: ad esempio, *Miliaria calandra* risulta pressoché scomparsa da ampie zone della pianura Padana, mentre *Fringilla coelebs* da alcune aree delle regioni meridionali; in espansione in quest'ultime appaiono, invece, *Streptopelia decaocto* e *Merops apiaster*.

Bibliografia - Buckland S.T. e Anderson A.J.B. 1985. Statistics in Ornithology. Springer-Verlag. • Fornasari L. *et al.* 2002. Avocetta 26: 59-115. • Meschini E. e Frugis S. 1993. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XX: 1-344.

Consistenza e alimentazione dello Svasso maggiore *Podiceps cristatus* nei laghi dell'area insubrica

ALESSANDRA GAGLIARDI, ADRIANO MARTINOLI, DAMIANO PREATONI, LUC WAUTERS, GUIDO TOSI
Dipartimento di Biologia Strutturale e Funzionale, Università degli Studi dell'Insubria, via Dunant 3, 21100 Varese.
E-mail: alessandra.gagliardi@uninsubria.it

Introduzione - Negli ultimi venti anni tutti i principali bacini insubrici sono stati caratterizzati da un incremento, sia in termini di dimensione delle aree di presenza sia di consistenze, delle popolazioni di alcune specie di uccelli acquatici ittiofagi, tra cui anche lo Svasso maggiore *Podiceps cristatus*. L'autoecologia di questa specie, oggetto di molti studi in ambito europeo, risulta ancora scarsamente conosciuta in Italia; l'obiettivo primario di questa ricerca è la definizione dello *status* delle popolazioni e dell'alimentazione nell'area insubrica.

Area di studio e metodi - L'area di studio coincide con la porzione centro-occidentale dell'area insubrica (province di Como, Lecco e Varese), i cui principali corpi d'acqua, lentici e lotici sono i laghi di Como, Maggiore, Varese, Comabbio, Monate, Ghirla, la porzione italiana del lago di Lugano, il primo tratto del fiume Ticino, fiume Tresa e torrente Margorabbia.

Per valutare la distribuzione e la consistenza delle popolazioni di Svasso maggiore sono stati condotti censimenti esaustivi, con frequenza mensile, sia nel periodo di svernamento sia di nidificazione (da ottobre 2000 a marzo 2003). I censimenti sono stati effettuati da imbarcazioni per i laghi di maggiori dimensioni e da terra per i restanti corpi idrici.

La dieta, nel corso dei tre anni di ricerca, è stata studiata mediante l'analisi dei contenuti stomacali ed esofagei di 64 esemplari, 50 provenienti dal lago di Como e 14 dai corpi idrici della provincia di Varese, trovati morti per cause accidentali. La determinazione delle specie ittiche predate è stata effettuata mediante analisi morfometrica di alcuni ele-

menti (otoliti, chewing pad, ossa faringee) conservati durante i processi digestivi.

Risultati e discussione - In tabella 1 è mostrato l'andamento della popolazione di Svasso maggiore nell'area di studio. I valori numerici si riferiscono alla media mensile degli individui contattati durante i censimenti effettuati nei 3 anni. Nei corpi idrici della provincia di Varese la specie è presente sia come nidificante, sia come svernante; sul lago di Como la presenza è limitata al periodo di svernamento. I risultati preliminari, derivanti dall'analisi di 27 contenuti stomacali, evidenziano la cattura di prede di piccole dimensioni (Tabella 2).

Tab. 1. Andamento mensile della consistenza delle popolazioni di Svasso maggiore nei diversi corpi idrici analizzati. I valori numerici si riferiscono alla media mensile degli individui censiti nel corso dei diversi monitoraggi effettuati nei tre anni di ricerca.

| | L. Maggiore | L. Lugano | L. Varese | L. Comabbio | L. Monate | L. Ghirla | F. Ticino | L. di Como | TOTALE |
|-----------|-------------|-----------|-----------|-------------|-----------|-----------|-----------|------------|--------|
| Settembre | 461 | 907 | 287 | 12 | 34 | 8 | 83 | 191 | 1983 |
| Ottobre | 566 | 381 | 177 | 49 | 51 | 8 | 90 | 658 | 1980 |
| Novembre | 604 | 286 | 167 | 29 | 47 | 5 | 89 | 382 | 1609 |
| Dicembre | 1059 | 543 | 167 | 96 | 116 | 4 | 106 | 898 | 2989 |
| Gennaio | 1092 | 512 | 63 | 29 | 105 | 8 | 134 | 927 | 2870 |
| Febbraio | 1124 | 427 | 164 | 69 | 116 | 10 | 110 | 1167 | 3187 |
| Marzo | 904 | 258 | 199 | 55 | 45 | 5 | 123 | 341 | 1930 |
| Aprile | 683 | 307 | 301 | 56 | 36 | 8 | 114 | 111 | 1616 |
| Maggio | 202 | 129 | 237 | 42 | 34 | 6 | 47 | - | 697 |
| Giugno | 413 | 80 | 278 | 54 | 40 | 16 | 39 | - | 920 |
| Luglio | 516 | 191 | 394 | 85 | 53 | 14 | 72 | - | 1325 |
| Agosto | 355 | 485 | 581 | 96 | 69 | 13 | 67 | - | 1666 |

Tab. 2. Dieta dello Svasso maggiore nei corpi idrici dell'area insubrica (N= 27 stomaci).

| Ordine | Famiglia | Specie | N° Pesci | % |
|----------------|-------------|--|----------|------|
| Clupeiformes | Clupeidae | Agone (<i>Alosa fallax lacustris</i>) | 1 | 0.3 |
| Cypriniformes | Ciprinidae | Gardon/Pigo/Triotto (<i>Rutilus sp.</i>) | 12 | 3.8 |
| | | Cavedano (<i>Leuciscus cephalus</i>) | 1 | 0.3 |
| | | Alborella (<i>Alburnus alburnus alborella</i>) | 266 | 83.1 |
| | | Tinca (<i>Tinca tinca</i>) | 1 | 0.3 |
| | | Carpa (<i>Cyprinus carpio</i>) | 1 | 0.3 |
| | | Ciprinidi indeterminati | 35 | 10.9 |
| Anguilliformes | Anguillidae | Anguilla (<i>Anguilla anguilla</i>) | 1 | 0.3 |
| Perciformes | Percidae | Persico reale (<i>Perca fluviatilis</i>) | 1 | 0.3 |
| | | Percidi indeterminati | 1 | 0.3 |
| | | TOTALE | 320 | 100 |

Andamento delle attività di tre centri recupero rapaci della Campania (1989–2002)

MAURIZIO FRAISSINET*, ADRIANO ARGENIO**, REMIGIO LENZA*, STEFANO PICIOCCHI**

*Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, c. p. 253, 80046 San Giorgio a Cremano (NA) -

** Centro Recupero Animali Selvatici del WWF sez. di Caserta, c/o Oasi WWF "Bosco di San Silvestro", via Giardini Reali, 81020 San Leucio (CE)

Introduzione - Dai primi anni '80 operano in Campania Centri di Recupero della Fauna Selvatica ferita o debilitata. Tre di questi – Astroni, San Silvestro e Serre-Persano – oggetto della presente analisi, sono attivi all'interno di altrettante Oasi WWF. Primi dati di tale attività sono stati pubblicati da Rocco (1992). Con il presente lavoro riportiamo i dati relativi a 14 anni di attività.

Metodi - Vengono studiati i trends dei ricoveri delle singole specie, dei mesi di ricovero, delle cause, e degli esiti della degenza presso i tre centri. In considerazione del fatto che i ricoveri sono assolutamente casuali, è possibile anche operare comparazioni nel tempo e con altri Centri di Recupero.

Risultati e discussione - Le specie che vengono ricoverate con maggiore frequenza nei tre Centri campani sono Poiana *Buteo buteo*, Sparviere *Accipiter nisus*, Falco di palude *Circus aeruginosus* e Pecchiaiolo *Pernis apivorus*, per gli Accipitriformi, Gheppio *Falco tinnunculus* e Pellegrino *F. peregrinus*, per i Falconiformi, Barbagianni *Tyto alba*, Assiolo *Otus scops*, Civetta *Athene noctua* e Allocco *Strix aluco* per gli Strigiformi. Gli andamenti numerici delle singole specie, evidenziano un forte calo dei ricoveri del Pecchiaiolo, calo che viene attribuito all'entrata in vigore della L.157/92, con la quale è stata vietata la caccia in periodo primaverile. Poiana e

Sparviere mostrano, invece, incrementi nel numero di ricoveri attribuibili alla crescita numerica delle popolazioni delle due specie in Campania. Tra le cause di ricovero, quella per ferita da arma da fuoco resta la principale per gli Accipitriformi; mentre per gli Strigiformi è la raccolta di pulcini caduti dal nido. Di conseguenza i periodi di maggiore affluenza presso i Centri sono l'autunno/inverno per i rapaci diurni, in concomitanza con la stagione venatoria, e l'estate per i notturni, in concomitanza con l'attività riproduttiva. Da segnalare che, nel corso degli anni, la percentuale di ricoveri per ferite da arma da fuoco è andata calando costantemente. Interessante, inoltre, osservare come sia fortemente calato il numero di ricoveri in periodo primaverile a seguito della entrata in vigore della legge quadro sulla caccia. La percentuale di individui che viene liberata si attesta complessivamente sul 34.5% per i tre centri. Il valore è simile a quello che si osserva in altri centri italiani e stranieri (Duke *et al.* 1981; Csermely e Gaibani, 2002). Delle 10 riprese di uccelli recuperati e liberati sono da segnalare una Poiana ripresa dopo 1910 giorni a 178 km e un Pecchiaiolo ripreso a 376 km.

Bibliografia - Csermely D. e Gaibani G. 2002. In: Bricchetti P. e Gariboldi A. Edagricole ed., Bologna: 287–303. • Duke G.E., Redig P.T. e Jones W. 1981. Raptors Research, 15: 97–107. • Rocco M. 1992. Uccelli d'Italia, 12: 5–8.

Diversità ornitologica del territorio nazionale in base ai dati MITO2000

RENZO IENTILE*, PIERANDREA BRICHETTI**, MARIA FILOMENA CALIENDO***, FABRIZIO FLORIT^o,
EMANUELA MARITAN, ELISABETTA DE CARLI, LIA BUVOLI^{oo}, LORENZO FORNASARI^{ooo}

* Dipartimento di Biologia Animale "M. La Greca", via Androne 81, 95124 Catania - ** C.I.S.O., via V. Veneto 30, 25029 Verolavecchia (BS) -
*** Dip. Di Zoologia, Univ. Napoli, via Mezzocannone 8, 80134 Napoli - ^o Reg. Aut. Friuli Venezia Giulia, via Casali Volpares 7, 33056 Palazzolo
dello Stella (UD) - ^{oo} Faunaviva, via Biringhella 114, 20017 Rho (MI) - ^{ooo} DISAT, Univ. Milano Bicocca, p.zza della Scienza 1, 20126 Milano

Introduzione - MITO2000 rappresenta un inventario di dati ornitologici raccolti a scala nazionale con una procedura standardizzata, così da risultare analogamente rappresentativi per tutte le aree sottoposte all'indagine (Fornasari *et al.* 2002). Un data-base con queste caratteristiche si presta a diversi tipi di elaborazione, tra cui non ultima l'individuazione delle aree caratterizzate da maggiore diversità ornitologica.

Materiali e metodi - Allo scopo di produrre un indice sintetico dell'importanza ornitologica applicabile su scala geografica vasta, sono stati estratti dalla banca dati MITO i rilevamenti effettuati nel 2000 e 2001, per le 181 maglie UTM da 50 km per lato in cui è suddiviso il territorio italiano. I taxa selezionati per questa analisi sono: Galliformi (1 specie), Columbiformi (3), Cuculiformi (1), Coraciformi (2), Piciformi (3) e Passeriformi (91). Tra i Passeriformi non sono state considerate le specie a distribuzione puntiforme, nidificanti saltuariamente o quelle scarsamente contattate. I restanti gruppi di non Passeriformi sono stati esclusi in quanto la metodologia di rilevamento non è concepita per quelle categorie sistematiche (Blondel *et al.* 1981).

Il valore dell'indice per maglia è stato calcolato come " $\sum (ABB \times VS)$ ", sommatoria dei prodotti tra Abbondanza (ABB) e Valore Specie (VS) per ognuna delle specie presenti. ABB è stato calcolato dai valori medi del numero medio di coppie per particella (Fornasari *et al.* 2002); VS è stato assegnato in base ai criteri descritti da Brichetti e Gariboldi (1998). In

base ai punteggi ottenuti è possibile redigere una carta classificando cromaticamente le maglie in base al punteggio raggiunto.

Risultati e discussione - La carta ottenuta evidenzia l'importanza di aree tradizionalmente considerate rilevanti in quanto a ricchezza di specie e diversità del territorio (parte delle Alpi e degli Appennini), insieme ad altre solitamente non ritenute chiave per la conservazione. In particolare i valori più alti sono riferiti a maglie di distretti diffusamente agricoli come la pianura Padana (Emilia Romagna e Veneto), la Toscana settentrionale, l'entroterra della Basilicata, la Sardegna meridionale. I punteggi ottenuti da tali maglie sono determinati dalla elevata abbondanza di specie comuni come *Passer italiae* e *Passer hispaniolensis*, ma anche di elementi a sfavorevole stato di conservazione (ed es. *Alauda arvensis*, *Hirundo rustica*, *Miliaria calandra*), seppure ampiamente distribuiti. Questo approccio consente da un lato di evidenziare la valenza complessiva di tale gruppo di specie - raramente oggetto di campagne di rilevamento a causa della loro ampia distribuzione - dall'altro di identificare le aree più significative per la loro conservazione.

Bibliografia - Blondel J. *et al.* 1981. *Studies in Avian Ecology* 6: 414-420. • Brichetti P. e Gariboldi A. 1998. *Manuale pratico di ornitologia*. Ed Agricole, Bologna, pp. 300-309. • Fornasari L. *et al.* 2002. *Avocetta* 26: 59-115.

Selezione dell'habitat del Picchio nero *Dryocopus martius* nel Parco Regionale delle Orobie Valtellinesi

ANDREA PIROVANO*, FRANCESCA ROGANTINI**, FRANCA GUIDALI**, WOLFGANG SCHROEDER*

* *Wildlife Research and Management Unit, Center for Life Sciences Weihenstephan, Technische Universität München, Am Hochanger 13, D - 85354 Freising; email: andreapirovano@iol.it* - ** *Dipartimento di Biologia sez. Ecologia, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26, I-20133 Milano*

Introduzione - In Europa il Picchio nero *Dryocopus martius* è considerato da alcuni autori un buon indicatore ambientale di complessi forestali intatti e maturi (Scherzinger 1981, 1989). Recenti studi sull'ecologia alimentare e sull'uso dell'habitat condotti in Scandinavia, ne hanno tuttavia messo in discussione il ruolo di specie indicatrice, dal momento che per l'alimentazione il Picchio nero seleziona giovani rimboschimenti (Rolstad *et al.* 1998).

Scopo di questo studio è indagare la selezione dell'habitat della specie sulle Alpi, per valutarne il ruolo di indicatore di foreste mature e con un buon grado di naturalità.

Area di studio e metodi - L'area di studio è compresa all'interno del Parco regionale delle Orobie Valtellinesi (Valtellina Prov. SO; 49000 ha). Per la ricerca sono state selezionate cavità nido effettivamente e stabilmente occupate dalla specie. I siti di alimentazione sono stati individuati percorrendo transetti e rilevando tracce fresche (segni di scavo su tronchi). All'interno dell'area di studio sono stati poi individuati punti random in boschi governati a fustaia.

All'interno di un cerchio di 20 m posto intorno ai nidi, ai siti di alimentazione e ai punti random sono stati contati gli acervi di *Formica rufa*, il numero di ceppi, il numero e il volume di legna morta. Inoltre sono state rilevate le seguenti variabili ambientali relative ai 12 alberi più vicini all'albero nido, ai siti di alimentazione e ai siti random: il diametro a petto d'uomo, l'altezza delle chiome, la NND (Nearest-Neighbour-Distance) e l'altezza.

Risultati e discussione - In due anni di studio sono state individuate 27 cavità nido, 28 siti di alimentazione e sono stati selezionati 28 siti random.

Per i siti di nidificazione è stato possibile ricavare un modello predittivo di presenza/assenza attraverso l'analisi di regressione logistica (metodo stepwise backward L.R.). Il modello classifica correttamente l'87.27% dei casi e include tra le variabili importanti per discriminare i siti di nidificazione dai punti random: l'altezza media delle chiome (più alte nei siti di nidificazione rispetto ai random), la densità degli alberi (minore nei siti di nidificazione), il volume di legna morta e il numero di acervi di *Formica rufa* più abbondanti nei siti di nidificazione. Per i siti di alimentazione nessuna variabile è risultata significativa, eccezion fatta per il volume di legna morta che è risultato maggiore rispetto a quello dei punti random. Nel complesso la specie, in accordo con quanto sostenuto da Rolstad *et al.* (1998), non può essere considerata una specie indicatrice a tutti gli effetti, sebbene negli habitat di nidificazione essa sembri essere maggiormente selettiva ed esigente.

Ringraziamenti - Il progetto è stato finanziato nell'ambito del Programma Quadro tra il Ministero dell'Ambiente e la Direzione Generale Qualità dell'Ambiente della Regione Lombardia e con un contributo FIRST 2002.

Bibliografia - Rolstad J. *et al.* 1998. *J. Wildl. Manage M.* 62: 12-23. • Scherzinger W. 1981. *Beihefte zu den Veröffentlichungen für Naturschutz und Landschaftspflege in Baden Württemberg* 20: 51-67. • Scherzinger W. 1989. *Stapfia* 20: 81-100.

Valutazione di differenti metodologie per il censimento dell'Occhione *Burhinus oedicnemus*

ENRICA POLLONARA*, DIMITRI GIUNCHI**, ELISABETTA CHERICI*, N. EMILIO BALDACCINI**

*Consorzio del Parco Fluviale regionale del Taro, strada Giarola 11, 43044 Collecchio (PR) -

**Dipartimento di Etologia Ecologia Evoluzione, Università di Pisa, via Volta 6, 56126 Pisa

Introduzione - La stima della consistenza numerica di una determinata popolazione di uccelli rappresenta una fase particolarmente critica all'interno di un progetto finalizzato alla sua conservazione. Nonostante questo, dati sufficientemente accurati e raccolti con metodologie di censimento standardizzate sono oggi disponibili solo per un numero relativamente ridotto di casi. Una tale carenza di informazioni può quindi giustificare gli sforzi rivolti sia al monitoraggio delle popolazioni di uccelli, sia alla messa a punto ed alla standardizzazione di metodologie di conteggio adeguate alle caratteristiche ecologiche e comportamentali delle specie rare e minacciate.

L'Occhione *Burhinus oedicnemus* è una specie in consistente e diffuso decremento numerico in tutto il Paleartico occidentale. A fronte di questo stato di conservazione non favorevole, esistono poche indagini in grado di fornire indicazioni accurate sulla consistenza numerica delle popolazioni europee. Una tale carenza di dati, particolarmente rilevante per la realtà italiana, rende problematica la messa in atto e la valutazione di opportune strategie di protezione.

Questo lavoro si propone di confrontare differenti metodologie di censimento degli Occhioni nidificanti all'interno del Parco Fluviale regionale del Taro (PR), allo scopo di fornire un primo quadro delle problematiche legate all'applicazione delle metodiche considerate.

Metodi - I dati sono stati raccolti nel periodo riproduttivo secondo quattro differenti tipologie di censimento: 1) localizzazione dei nidi e/o delle coppie nidificanti; 2) cattura e marcatura con anelli colorati di alcuni individui adulti e successiva determinazione del rapporto tra individui marcati e non marcati nella

popolazione attraverso osservazioni condotte dalle ripe fluviali; 3) censimento al "canto", durante le ore serali, mediante una serie di stazioni di ascolto distribuite lungo tutto il tratto di asta fluviale incluso entro i confini del Parco; 4) censimento per stazioni di rilevamento diurne, con localizzazione degli animali e determinazione della loro distanza dall'osservatore (distance sampling).

Risultati e discussione - Le diverse tecniche utilizzate hanno prodotto risultati in parte comparabili, sebbene lo sforzo di censimento sia stato consistentemente differente ed in particolare rilevante per le metodologie (1) e (2). Le stime ottenute si sono dimostrate confrontabili, testimoniando una sostanziale consistenza dei risultati ottenuti. L'accuratezza è stata invece piuttosto variabile e talora influenzata dalle condizioni ambientali presenti durante i conteggi. Il censimento al "canto" si è rivelato essere la metodologia meno accurata, sebbene le stime ottenute con questa tecnica siano risultate ripetibili tra rilevatori differenti. Nel complesso, comunque, grazie alla standardizzazione dei protocolli di raccolta dati, tutte le metodologie utilizzate, comprese quelle che hanno comportato un minore sforzo su campo, si sono dimostrate strumenti utili nell'ambito di programmi di monitoraggio di questa specie, rivelando una sensibilità sufficiente ad evidenziare cambiamenti significativi della popolazione sul medio-lungo periodo.

Ringraziamenti - Un grazie particolare va a tutti coloro che hanno variamente contribuito al presente lavoro, e in particolare a: N. Baccetti, S. Battilocchi, R. Carini, L. Catellani, F. Piccio, P. Porta, R. Rusticali, F. Zanichelli.

Uso dell'habitat e fattori influenzanti la distribuzione e l'abbondanza della Coturnice *Alectoris graeca saxatilis* nelle Alpi Lepontine

LUCIA POMPILIO*, OSCAR BRUSA**, ALBERTO MERIGGI**

*Società di Scienze Naturali del Verbano Cusio Ossola, via alle Fabbriche 8, Verbania

** Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, p.zza Botta 9, 27100 Pavia

Introduzione - Tra i Galliformi alpini la Coturnice *Alectoris graeca saxatilis* è la più vulnerabile (SPEC 2, Tucker e Heath 1994). La sottospecie alpina, *Alectoris graeca saxatilis*, mostra dal secondo dopoguerra un declino generalizzato, che ha portato alla quasi estinzione di popolazioni isolate (Priolo e Bocca 1992). Causa principale della diminuzione sono le trasformazioni ambientali che hanno interessato le zone alpine, in seguito all'abbandono della tradizionale economia montana. Inoltre, il prelievo venatorio indiscriminato ha probabilmente accelerato il declino. Una conoscenza approfondita delle esigenze ecologiche della specie costituisce il punto di partenza per la corretta gestione e per migliorarne lo stato di conservazione.

Area di studio e metodi - I dati relativi a distribuzione e consistenza primaverili di Coturnice si riferiscono a 7 aree di studio (estensione media: 283 ha, range 130-538 ha) in Val d'Ossola (VCO) (anni 1999-2002). Il 70% della superficie indagata è ad altitudine superiore a 1700 m s.l.m. ed l'80% ricade in quadranti con esposizione sud. Il 50% dell'area è occupato da praterie alpine, bosco e arbusteto ne occupano il 20% e gli affioramenti rocciosi la porzione rimanente.

I censimenti sono stati effettuati in maggio/giugno lungo percorsi prestabiliti, mediante stimolazione del canto con richiamo registrato. L'analisi ambientale è stata effettuata con fotografie aeree a colori (anno 2000; scala 1:10000) e modello digitale del terreno. La complessità del mosaico ambientale è stata quantificata mediante Patch Analyst. L'uso dell'habitat è stato confrontato con la disponibilità (test del chi-quadrato e intervalli fiduciali di Bonferroni), e la selezione per composizione e struttura è stata studiata mediante Analisi di Regressione Logistica (ARL) e di Funzione Discriminante (AFD) su buffers (raggio 150 e 300 m) centrati sulle osservazioni (N = 108) e su punti di controllo casuali (N = 200). L'influenza delle caratteristiche ambientali sulla distribuzione è stata valutata mediante ARL e AFD su una griglia a maglie quadrate di 500 m di lato. Infine, l'effetto delle caratteristiche ambientali sull'abbondanza è stato studiato tramite analisi di correlazione di Pearson e di regressione multipla (ARM).

Risultati e discussione - La densità media annuale rilevata nelle 7 aree di studio è stata piuttosto bassa, tra 0.1 e 2.5 coppie/km² (media = 1.3, DS = 0.8). Le

Coturnici sono state osservate tra 1700 e 2000 m s.l.m., su versanti esposti a sud, in praterie interrotte da affioramenti rocciosi. Gli uccelli hanno evitato i boschi, le altezze inferiori a 1400 m e superiori a 2300 m ed i versanti esposti a nord (Meriggi *et al.* 1998). Nei modelli multivariati formulati sui buffers hanno avuto grande importanza i descrittori dell'ecomosaico. Le AFD hanno classificato correttamente il 73.5% ed il 72% dei casi originali per, rispettivamente, buffers di 150 e 300 m di raggio, mentre le ARL ne hanno classificato rispettivamente il 70.3% ed il 69.9%. Secondo l'AFD, la distribuzione è risultata positivamente legata alle esposizioni a sud-ovest-ovest ed alla variabilità dimensionale delle chiazze, e negativamente all'estensione di bosco ed al perimetro delle chiazze. La classificazione corretta è stata pari al 73.7%. L'ARL ha avuto efficacia inferiore (28.9% di maglie di presenza e 94% di assenza) ed ha confermato l'influenza positiva delle esposizioni a sud e di chiazze a perimetro frastagliato. Infine, la densità di coppie è risultata positivamente e significativamente correlata alla diversità ambientale (Indice di Shannon) ed alla struttura dell'ecomosaico (7 descrittori) e, negativamente, alla dimensione mediana delle chiazze. Anche l'ARM ($R^2 = 0.184$, $p < 0.05$) ha confermato gli effetti positivi del mosaico e negativi del bosco.

I risultati confermano l'importanza dei versanti esposti a sud e della presenza di bosco, con effetto rispettivamente positivo e limitante. Il ruolo strategico del mosaico ambientale, qui dimostrato, è stato spesso descritto in letteratura, ma raramente quantificato. Da questi risultati, sembra infatti più importante la conservazione di aree a chiazze di habitat di dimensioni variabili e con perimetro frastagliato, rispetto ad estensioni molto vaste di ambienti aperti. Pertanto, la gestione della Coturnice alpina, finalizzata a migliorarne lo stato di conservazione, potrebbe fondarsi sul mantenimento e sulla gestione di zone con queste caratteristiche, che potrebbero avere dimensioni anche relativamente modeste (si vedano le aree di studio indagate), ma garantirebbero la conservazione di nuclei sorgente a livello di dinamica di metapopolazione (Hanski 1999).

Bibliografia - Hanski I. 1999. Nature 396: 41-49. • Meriggi A. *et al.* 1998. Report n.15 del Centro di Ecologia Alpina. • Priolo A. e Bocca M. 1992. In: Bricchetti *et al.* (eds). Pp. 766-777. • Tucker G.M. e Heath B.W. 1994. BirdLife, Cambridge.

Esigenze ecologiche del Re di quaglie *Crex crex* in ambiente alpino

ANTONIO BORGIO

via M. Grappa 8, 36050 Quinto Vicentino (VI). E-mail: borgotiz@yahoo.it

Introduzione - Il Re di quaglie *Crex crex* è una specie minacciata in gran parte dell'areale (Tucker e Heath 1994). La popolazione italiana, distribuita sulle Prealpi centro-orientali, è stimata in circa 500-600 maschi, almeno 325 dei quali concentrati in Friuli-Venezia Giulia (Gottardo *et al.* 2001). Attualmente, le popolazioni alpine sono forse meno minacciate di quelle delle pianure eurasiatiche, ma è prevedibile un'evoluzione negativa legata alle dinamiche di rifo-restazione che si instaurano nei pascoli abbandonati. Gli studi condotti in Italia sulla specie hanno finora riguardato soprattutto aspetti distributivi e di stima degli effettivi. Il presente lavoro mira invece a definire le esigenze ecologiche della specie a livello di microhabitat nell'ambiente alpino e prealpino, al fine di contribuire a colmare una lacuna conoscitiva essenziale per la conservazione della specie in Italia.

Area di studio e metodi - I censimenti condotti nel 2000 e 2001 hanno permesso di individuare 48 siti di presenza di maschi territoriali nel Parco Naturale Prealpi Giulie (Borgio *et al.* 2001). In 23 dei siti di presenza e in 37 punti di assenza sono state rilevate le caratteristiche di struttura del soprasuolo (plot circolare $r = 10$ m centrato sul punto), di struttura del manto erbaceo (linea di 5 m centrata sul punto, parallela alle isoipse) e di disponibilità trofica (in particolare carabidi, stafilinidi e ragni come indicatori dell'abbondanza di invertebrati, raccolti mediante 1 pitfall trap per punto). Le caratteristiche dei punti di presenza e assenza sono state confrontate mediante ANOVA e Analisi di Funzione Discriminante (AFD). Nel 2001 solo il 41% dei siti di canto individuati nel 2000 risultava occupato. Nell'ipotesi che gli uccelli, in condizione di bassa densità e minor competizione, occupassero i siti di qualità superiore, le caratteristiche dei siti occupati solo nel 2000 sono state confrontate con quelle dei siti occupati in entrambi gli anni mediante ANOVA e AFD.

Risultati e discussione - I siti occupati dai maschi erano caratterizzati da valori maggiori di altezza della vegetazione erbacea e di densità dello strato erbaceo superiore e, al contrario, da una minore densità dello strato erbaceo inferiore. Essi presentavano un minore rapporto tra la densità dei due strati (inf/sup), risul-

tando caratterizzati da una struttura 'a cattedrale' che garantiva condizioni ottimali di mobilità e protezione. I siti occupati presentavano minori valori di copertura arbustiva e arborea rispetto a quelli non occupati. Dal punto di vista trofico, i siti occupati erano caratterizzati da una maggior disponibilità di carabidi e stafilinidi ma non di ragni, in accordo con la loro rispettiva importanza nella dieta del rallide. L'abbondanza di carabidi e stafilinidi è risultata positivamente correlata con l'altezza della vegetazione e con la densità dello strato erbaceo superiore, cosicché le condizioni di manto erbaceo selezionate dai maschi garantiscono contemporaneamente la qualità strutturale e trofica del territorio. I siti occupati in entrambi gli anni sono risultati di qualità migliore rispetto a quelli occupati solo nel 2000, presentando una maggior altezza dell'erba nel periodo della cova e una maggior abbondanza di invertebrati.

Nell'ambiente prealpino il Re di quaglie appare particolarmente legato a tipologie prative di origine antropica oggi in abbandono e pertanto destinate alla naturale rifo-restazione. Per evitare una perdita di habitat e una contrazione della popolazione appare inevitabile il ricorso ad interventi di miglioramento ambientale. Il modello di valutazione ambientale ottenuto mediante AFD (100% di riclassificazione corretta) rappresenta uno strumento per valutare la qualità dei singoli siti, e per verificare la necessità e prevedere gli effetti di interventi di miglioramento.

Bibliografia - Borgio A. *et al.* 2001. Avocetta, 25: 181. • Gottardo E. *et al.* 2001. Avocetta, 25: 212. - Tucker G. M. e M. F. Heath 1994. Birdlife International. Cambridge, UK.

Monitoraggio avifaunistico in Piemonte e Valle d'Aosta: un nuovo atlante con copertura annuale

CAMILLA ACQUARONE, MARCO CUCCO

Università del Piemonte Orientale Di.S.T.A., via Cavour 84, 15100 Alessandria

Introduzione - Il programma MAPPA (Monitoraggio Avifaunistico Permanente in Piemonte e Valle d'Aosta), organizzato e gestito dal GPSO (Gruppo Piemontese Studi Ornitologici) segue a distanza di tempo i progetti che hanno portato alla pubblicazione degli Atlanti degli uccelli nidificanti (Mingozzi *et al.* 1988) e di quelli presenti in inverno (Cucco *et al.* 1996). Il nuovo Atlante ha come obiettivi principali la raccolta di informazioni sulla distribuzione e l'abbondanza di circa 400 specie di uccelli nidificanti, svernanti e migratori in Piemonte e Valle d'Aosta, identificando i cambiamenti nel ciclo annuale di dodici mesi. Il presente lavoro mostra le varie fasi del progetto MAPPA: dalla fase di campo con compilazione della scheda di raccolta dati, alla fase successiva di archiviazione dati in un database informatico, fino all'analisi che mostra l'andamento del progetto.

Metodi - Le osservazioni ornitologiche sono compiute nell'arco dei 12 mesi dell'anno da un gruppo di esperti volontari ai quali il GPSO ha consegnato un'apposita scheda di rilevamento da utilizzare in campo e da compilare in modo esaustivo in tutte le sue parti. L'inchiesta ha avuto inizio nel 1999 e l'area di indagine si estende su tutto il territorio del Piemonte e della Valle d'Aosta. Per la raccolta e organizzazione dei dati è sorta l'esigenza di creare un idoneo archivio informatico in grado di gestire la grande quantità di informazioni acquisite. Il software utilizzato come standard per l'archiviazione delle osservazioni ornitologiche effettuate è stato Microsoft Access. Tutti i dati finora pervenuti sono stati georeferenziati su CTR regionali al 10000 utilizzando un sistema GIS (ArcView 3.2).

Risultati - I dati del progetto MAPPA inseriti fino a questo momento nell'archivio informatico sono oltre 60000. Analizzando in dettaglio l'andamento del progetto nei vari anni dell'inchiesta si può notare come nel primo anno i dati archiviati siano stati oltre 14000, per toccare poi un massimo nel 2000 (N = 18222) e poi subire una leggera flessione negli anni successivi, imputabile ai normali ritardi che si verificano nella consegna delle schede di rilevamento. La copertura territoriale (Figura 1) fino a questo momento interessa 235 tavolette IGM che rappresentano il 69% del-

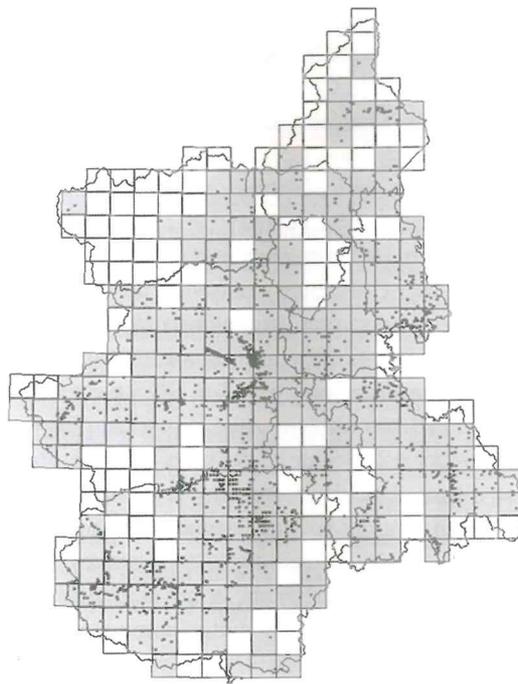


Fig. 1. Copertura territoriale dei dati (235 tavolette IGM visitate)

l'area considerata nel progetto (341 tavolette: 311 in Piemonte e 30 in Valle d'Aosta).

Discussione - Il progetto ha avuto un buon successo considerando sia le schede in fase di archiviazione sia quelle non ancora pervenute.

I dati raccolti verranno utilizzati per confrontare la distribuzione attuale con quella osservata nei precedenti atlanti degli uccelli in inverno e degli uccelli nidificanti. La raccolta di dati relativi agli altri periodi dell'anno rappresenta una novità a livello nazionale. Inoltre, il progetto fornirà una base di dati scientifici per stimare gli effetti delle misure di conservazione e pianificazione territoriale a livello regionale e provinciale.

Ringraziamenti - Desideriamo ringraziare tutti gli osservatori volontari per la preziosa raccolta dei dati.

Bibliografia - Cucco M., Levi L., Maffei G., e Pulcher C. 1996. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino, Monografia XIX, Torino. • Mingozzi T., Boano G. e Pulcher C. 1988. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino, Monografia VIII, Torino.

Consistenza e densità del Fagiano di monte *Tetrao tetrix* e della Coturnice *Alectoris graeca* in Val Brembana (BG) (1996-2002)

IVANO ARTUSO

via Marnighe 21/3, 38050 Cognola Trento (TN). E-mail: ivano.artuso@tin.it

Introduzione - La ricerca ha valutato la consistenza, la densità e la distribuzione del Fagiano di monte *Tetrao tetrix* e della Coturnice *Alectoris graeca* in Val Brembana (BG) nel periodo 1996-2002.

Metodi - Sono stati effettuati censimenti primaverili ed estivi (Bernard-Laurent 1992; De Franceschi 1995) su circa 100 aree campione (50 per Fagiano di monte e 50 per Coturnice - parte del territorio censito si sovrappone) con una dimensione media di 120 ha. Alcune aree campione erano localizzate in zone protette (Fagiano di monte: n° 13 = 1875 ha; Coturnice: n° 12 = 1715 ha) altre in zone di caccia (Fagiano di monte: n° 43 = 4935 ha; Coturnice: n° 40 = 4645 ha) (quest'ultimi dati si riferiscono ai censimenti estivi 2002). Mediamente le aree campione sono state censite 2 volte/anno (in primavera e in estate). I rilievi, organizzati e standardizzati, sono stati effettuati da una media di circa 130 cacciatori/anno (sotto il controllo della vigilanza venatoria). Nell'estate del 2002 è stato censito il seguente territorio: Fagiano di monte: 6810 ha (56% della zona vocata potenziale - ZVP - definita sulla base delle conoscenze dei cacciatori dell'utilizzo del territorio delle due specie, dei censimenti, degli avvistamenti casuali e degli abbattimenti), Coturnice: 6360 ha (55% della ZVP).

Risultati - Per quanto riguarda il Fagiano di monte, in primavera sono stati censiti 188 animali (134 maschi e 54 femmine) in 34 "arene di canto" e 48 "punti di canto"; il 36% dei maschi canta isolato; la massima consistenza è stata osservata in un'arena di canto con 7 maschi; l'88% delle arene di canto sono frequentate da 2 o 3 maschi, mentre il rimanente 12% da 4 a 7 maschi; i maschi (134) si attestano al di sopra della media degli ultimi 6 anni (media = 128.8) (escluso l'anno 2000 per insufficienza di dati). A fine estate sono stati censiti 154 femmine adulte (di cui 101 femmine con covata = 65%), 396 giovani (massimo n° di giovani contato negli ultimi 6 anni), 67 maschi e 2 adulti indeterminati (totale 619 individui); rapporto giovani/femmine adulte = 2.55; rapporto giovani/covata = 3.92; densità estiva: 1.48 covate/100 ha, 5.81 giovani/100 ha; 9.09 individui tot./100 ha. Per quanto riguarda la Coturnice, in primavera sono stati contati 166 animali (68 coppie e 30 ind. singoli),

con una densità primaverile di 1.17 coppie/100 ha (2.85 ind/100 ha). I valori di densità si attestano al di sopra della media degli ultimi 6 anni. A fine estate, sono state rinvenute 41 covate, 196 giovani, 91 adulti isolati (totale 287 individui), con un rapporto giovani/adulti = 2.15, un rapporto giovani/covata = 4.78 ed una densità estiva di 0.64 covate/100 ha, 3.08 giovani/100 ha, 4.53 individui tot./100 ha.

Discussione - Sia per il Fagiano di monte che per la Coturnice, si è rilevata una discreta consistenza dei riproduttori e un buon successo riproduttivo nel 2002. Non tutte le aree campione però hanno valori buoni di densità e in alcune le due specie non sono state rilevate (questo dato è più rilevante per la Coturnice). Nel periodo 1997-2002, l'andamento dei principali parametri riproduttivi (Tabella 1), relativi alla densità estiva, è positivo per entrambe le specie. Si evidenzia un livello minimo nel 1997 (dovuto ad avverse condizio-

Tab. 1. Consistenze di Fagiano di monte e Coturnice in Val Brembana, 1997-2002.

| Anno | Covate/100 ha | | Giovani/100 ha | | Ind/100 ha | |
|------|---------------|-----------|----------------|-----------|------------|-----------|
| | Fagiano | Coturnice | Fagiano | Coturnice | Fagiano | Coturnice |
| 1997 | 1.00 | 0.35 | 3.57 | 1.36 | 7.40 | 2.76 |
| 1998 | 1.28 | 0.51 | 5.17 | 2.42 | 8.30 | 3.50 |
| 1999 | 1.27 | 0.69 | 5.05 | 2.92 | 8.20 | 4.55 |
| 2000 | 1.69 | 0.74 | 6.28 | 3.28 | 10.20 | 5.06 |
| 2001 | 1.38 | 0.56 | 5.87 | 2.90 | 9.04 | 4.14 |
| 2002 | 1.48 | 0.64 | 5.81 | 3.08 | 9.09 | 4.53 |

ni atmosferiche nel periodo della schiusa e dell'allevamento della covata) e un picco massimo nell'anno 2000; nell'anno 2002 tutti i valori si attestano al di sopra della media degli ultimi 6 anni. Inoltre si osserva che i parametri di densità estiva del Fagiano di monte si attestano su valori doppi rispetto alla Coturnice.

Ringraziamenti - Si ringraziano i rilevatori per il lavoro svolto sul campo. Il Progetto di ricerca è stato promosso e finanziato dal "Comprensorio Venatorio Alpino Valle Brembana (BG)".

Bibliografia - Bernard-Laurent A. 1992. Ed O.N.C., Fiche n° 76. • De Franceschi P. 1995. In: Pandolfi M. e U. F. Foschi (red.). Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXII: 725-738.

Successo riproduttivo e selezione del territorio di nidificazione del Gufo reale *Bubo bubo* nelle Prealpi bergamasche

ENRICO BASSI*, PIERO BONVICINI**, PAOLO GALEOTTI*

* Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, p.zza Botta 9, 27100 Pavia -

** via Papa Giovanni XXIII 8, 23827 Lierna (LC)

Introduzione - Il Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Bergamo raggiunge densità localmente elevate (3.8 siti/100 km²) in prossimità delle pareti rocciose poste lungo i principali fondovalle e a ridosso dei più importanti bacini lacustri. Scopo del presente lavoro è stato quello di indagare il successo riproduttivo su tre anni e la selezione del sito di nidificazione.

Area di studio e metodi - L'area di studio comprende la sponda bergamasca del lago di Iseo (Sebino), la Val Cavallina e parti della Val Calepio e della Val Borlezza estendendosi su una superficie di 287.5 km² a quote comprese tra i 330 e i 1380 m s.l.m. Allo scopo di evidenziare i criteri di selezione del sito riproduttivo da parte della specie, sono state rilevate le caratteristiche ambientali in aree campione circolari di 1 km di raggio, centrate sugli 11 siti occupati e su 22 non occupati (siti random). Per identificare quali tra le variabili considerate potessero distinguere statisticamente i siti di presenza da quelli di assenza, è stata utilizzata l'Analisi Discriminante (stepwise forward method). Le tipologie ambientali considerate sono state: boschi di latifoglie, boschi misti, boschi di conifere, incolti, prati e pascoli, seminativi, vegetazione rupestre, laghi e corpi idrici (fiumi e torrenti), coltivazioni legnose agrarie, verde urbano, infrastrutture urbane, cave e altezza delle pareti.

Risultati e discussione - Nel triennio 1999-2001 sono stati censiti 11 territori stabili di coppia e controllate 25 nidificazioni. Tutte le coppie presenti hanno nidificato su pareti rocciose di altezza compresa tra i 16 e i 270 metri (media 97.3 m). La quota media dei nidi era di 457.7 m s.l.m. (range: 225-1010

m s.l.m.) e l'esposizione prevalente sud (sud-est e sud-ovest). La distanza media tra nidi è risultata di 3.63 km \pm d.s. 1.8 (range: 0.9-5.6), una tra le più basse riscontrate in Italia e in Europa e confrontabile con quelle rilevate in Trentino (Marchesi *et al.* 1999) e in Piemonte (Bionda 2003). Tre degli undici territori (27.3%) erano ubicati all'interno di cave di versante in attività. La distribuzione dei siti occupati era regolare (G Test= 0.7). Il numero di coppie riprodotte con successo si è mantenuto elevato nel periodo 1997/2001, con valori compresi tra il 63.6% e il 100% delle coppie presenti. Nello stesso periodo, la popolazione in esame ha prodotto complessivamente 35 giovani, per una media di 1.5 giovani involati per nido di successo ($n = 24$). I risultati dell'Analisi Discriminante indicano che l'altezza delle pareti, i seminativi e i boschi misti distinguono statisticamente i siti di presenza da quelli di assenza, classificando correttamente l'81.8% dei casi. Pertanto il Gufo reale nella nostra area di studio include preferenzialmente nel territorio di nidificazione pareti rocciose con buono sviluppo verticale e una certa aliquota di seminativi e di bosco misto. Pareti molto alte rappresentano una protezione del sito di nidificazione da eventuali predatori terrestri, uomo incluso. L'inclusione preferenziale di seminativi confermerebbe l'esigenza della specie di disporre di aree aperte per la caccia ove reperire prede legate agli ambienti antropici quali *Rattus norvegicus*, *Erinaceus europaeus* e *Columba livia*.

Bibliografia - Bionda R. 2003. Avocetta 27: 34. • Marchesi, L. 1996. Tesi di Laurea, Univ.di Pavia. • Marchesi L., Pedrini P. e Galeotti P. 1999. Avocetta 23: 19-23.

Atlante degli uccelli nidificanti nella provincia del Verbano Cusio Ossola: primi dati

RADAMES BIONDA*, LUCIO BORDIGNON**

*Società di Scienze Naturali del Verbano Cusio Ossola. E-mail: rada.bionda@libero.it -

** via Voglio, 16. Soprana (VC)

Introduzione - Il contributo fornisce una prima analisi dei dati raccolti per la realizzazione dell'Atlante degli uccelli nidificanti nella provincia del Verbano Cusio Ossola. La situazione dell'avifauna nidificante viene brevemente illustrata e paragonata con quella delineata per la stessa area dal precedente Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta (Mingozzi *et al.* 1988).

Area di studio e metodi - La provincia del Verbano Cusio Ossola si trova nel Piemonte settentrionale e si estende su una superficie di 2170 km². La morfologia del territorio è principalmente di tipo alpino. Lo sviluppo altitudinale è compreso tra 193 e 4599 m. Il clima è caratterizzato da elevate precipitazioni (1200-2500 mm annui) e temperature invernali tipicamente continentali, che divengono meno rigide nella porzione orientale della provincia grazie all'azione mitigante del lago Maggiore.

L'area di studio è stata suddivisa in 167 quadrati di 4 km (Unità di Rilevamento, di seguito UR) di lato individuati sul reticolo di base della cartografia I.G.M. Sono state indagate le UR ricadenti per almeno 1/3 della loro superficie sul territorio provinciale. I dati sono stati raccolti durante le stagioni riproduttive dal 1996 al 2001 ed integrati con osservazioni condotte nel 1995 e 2002. Per ogni osservazione è stato richiesto ai rilevatori di indicare: data, nome della specie, indizio di nidificazione (in base al codice utilizzato dall'EBCC Atlas: Hagemeijer e Blair 1997), tipologia ambientale (codifica CORINE), quota minima e quota massima entro la quale la specie è stata osservata nell'UR, il numero dell'UR ed eventuali note. Per ogni UR è stato redatto un elenco di specie potenzialmente presenti, utilizzato per verificarne il "grado di copertura" mediante il rapporto n. specie rilevate/n. specie potenziali.

Risultati - Due delle 167 UR individuate non sono state indagate. 71 osservatori hanno fornito 14730 dati (il 95% dei quali raccolti da 10 rilevatori), relativi a 168 specie di uccelli. Di queste 136 sono da considerarsi nidificanti certe, 4 probabili, 3 possibili, mentre 25 sono state contattate durante la migrazione pre-

nuziale. Per ogni UR sono state raccolti in media 89.7 dati (min 5; max 397; D.S. 73.58) e rilevata la presenza media di 43.47 specie (min 5; max 94; D.S. 19.89).

Discussione - Le specie più diffuse sono risultate essere *Fringilla coelebs* e *Troglodytes troglodytes*, presenti nell'84% delle UR, seguite da *Phylloscopus collybita*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula* (77%). Le più localizzate (presenti nell'1% delle UR) sono *Tachybaptus ruficollis*, *Ixobrychus minutus*, *Mergus merganser*, *Rallus aquaticus*, *Fulica atra*, *Columba oenas*, *Acrocephalus scirpaceus*, *Acrocephalus arundinaceus*, *Emberiza schoeniclus* e *Miliaria calandra*. Paragonando i risultati ottenuti con quanto osservato per la stessa area da Mingozzi *et al.* (1988), nel periodo di tempo compreso tra il 1980 ed il 1994, si constata la presenza di 23 "nuove" specie. Mentre 16 di queste potrebbero essere sfuggite ai rilevamenti, sembra verosimile che *Ardea cinerea*, *Mergus merganser*, *Larus cachinnans*, *Merops apiaster*, *Cettia cetti* e *Lanius senator* abbiano colonizzato l'area successivamente alla ricerca. Nonostante questa tendenza positiva, un trend negativo è stato osservato per alcune specie legate agli ambienti del fondovalle ossolano. In particolare, *Sylvia nisoria* ha fatto registrare una sensibile contrazione dell'areale; la presenza di *Lanius senator* non è stata confermata negli anni successivi il suo ritrovamento e la nidificazione di *Calandrella brachydactyla* e *Anthus campestris* non è stata confermata dopo il 1998. Infine, non sono stati raccolti indizi di nidificazione probabile o certa per *Ficedula albicollis*. Le 143 specie rilevate (52 non Passeriformi, 91 Passeriformi) costituiscono l'85% delle specie nidificanti in Piemonte e Valle d'Aosta (Mingozzi *et al.* 1988).

Ringraziamenti - Si ringraziano coloro che hanno contribuito alla raccolta dati, in particolare Fabio Casale, Fabrizio Clemente, Angelo Garanzini, Roberto Lardelli, Leonardo Mostini, Silvia Marigonda, Maurizio Minoli, Lucia Pompilio, Danilo Vassura ed Erica Zuffi.

Bibliografia - Hagemeijer E. J. M., Blair M. J. (eds) 1997. T & A D Poyser, London. • Mingozzi T. *et al.* 1988. Monografia VII. Mus. Reg. Scienze Nat. Torino.

I *Charadriiformes* nidificanti nel Lazio (2001-2002): status, stima popolazioni, trend a breve termine e minacce

MASSIMO BIONDI*, LORIS PIETRELLI**

*GAROL, via del Castello 17, 00119 Roma - **via della Piana, s.n.c., Canale Monterano (RM)

Introduzione - Questo contributo analizza la distribuzione, lo status riproduttivo, le preferenze ambientali ed il trend regionale delle seguenti specie: *Himantopus himantopus*, *Charadrius dubius*, *Charadrius alexandrinus* ed *Actitis hypoleucos*.

Area di studio e metodi - Abbiamo esplorato il 29.2% del territorio regionale selezionando e schematizzando le principali aree ritenute idonee alla riproduzione dei Limicoli: 1) la fascia costiera laziale, suddivisa in 3 settori (nord, centro e sud); 2) il bacino idrografico del Paglia; 3); il bacino idrografico del Tevere; 4) il bacino idrografico del Liri-Melfa. I conteggi si sono svolti nel periodo marzo-luglio 2001-2002, con le modalità già descritte in Biondi *et al.* (1996). La stima delle coppie si basa sui valori medi ottenuti nel corso delle due stagioni di rilevamento.

Risultati e discussione

Himantopus himantopus. Specie a status indeterminato, nidificante irregolare molto localizzata (Pietrelli *et al.* 1993, Biondi *et al.* 2001). Stima delle cpp.: 3/5. Località riproduttive: costa nord presso RNPA Saline di Tarquinia (VT). Habitat utilizzati: Saline (100%). Trend: stabile. Minacce riscontrate: livello delle acque instabile, predazione naturale, disturbo antropico, perdita habitat generalizzato.

Charadrius dubius. Specie vulnerabile, nidificante regolare specialmente diffusa lungo la fascia costiera, molto rara e localizzata in aree interne (Biondi *et al.* 1996). Stima delle cpp.: 57. Località riproduttive: Costa nord, 6 cpp. (- 40%); Costa centrale, 26 cpp. (-31.5%); Costa meridionale, 2 cpp. (-50%); bacino del Paglia, 15 cpp. (+ 13.4%); bacino del Tevere, 3 cpp.(-50%); bacino del Liri-Melfa, 5 cpp. (+ 16.7%). Habitat utilizzati: duna costiera (43.85%), ambiente fluviale (33.33%), cave (12.28%), terreni di riporto ed aree industriali (6.54%), zone umide (4%). Trend: in marcato decremento (valore medio = - 23%). Minacce

riscontrate: disturbo antropico, predazione naturale, eccessiva ricrescita vegetazionale, perdita di habitat generalizzato, livello instabile e regimazione delle acque, erosione marina delle coste.

Charadrius alexandrinus. Specie vulnerabile, nidificante regolare lungo la costa (Pietrelli *et al.*, 1997). Stima delle cpp.: > 20. Località riproduttive: Costa nord, cpp. 3-5; Costa centrale, cpp. 6-8; Costa meridionale, cpp. 4-6. Habitat utilizzati: duna costiera 80%, terreni di riporto ed aree industriali 10%, saline 10%. Trend: in marcato decremento, - 33% rispetto al 1991-94. Minacce riscontrate: disturbo antropico, erosione marina delle coste, perdita di habitat generalizzato, predazione naturale.

Actitis hypoleucos. Specie a status indeterminato (nidificante irregolare, estremamente localizzata lungo alcuni tratti di bacini idrografici interni, idonei e molto naturali) (Brunelli in Boano *et al.*, 1995; dati degli A.A.). Stima delle cpp.: 2/5. Località riproduttive: bacino del Paglia. Nel corso dell'indagine abbiamo rinvenuto una sola coppia con 2 pulli il 22/06/2002 in località Proceno-Centeno (VT). La nidificazione della specie era stata segnalata precedentemente nella R.N. Tevere-Farfa e lungo il fiume Velino (Brunelli in Boano *et al.* 1995). Habitat utilizzati: ambiente fluviale (100%). Trend: sconosciuto. Minacce riscontrate: livello instabile delle acque, perdita di habitat generalizzato, disturbo antropico. Nel Lazio, appare difficile stimare la reale distribuzione riproduttiva della specie: la sua presenza a volte diffusa con diversi individui in epoca riproduttiva, è spesso da attribuirsi alla dubbia permanenza di soggetti estivanti e/o in fasi attive di migrazione.

Bibliografia - Biondi *et al.* 1996. Riv.ital.Orn. 66 (2): 149-154. • Biondi *et al.* 2000. Riv. Ital. Orn. 70 (2): 97-114. • Pietrelli *et al.* 1993. Riv.ital.Orn. 63 (2): 222-225 • Pietrelli *et al.* 1997. Avocetta 21: 131. • Brunelli in Boano *et al.* 1995. Alula, vol. speciale (1-2): 54.

Distribuzione e parametri riproduttivi del Pellegrino *Falco peregrinus* nelle Prealpi centro-occidentali

MATTIA BRAMBILLA*, DIEGO RUBOLINI**, GIUSEPPE AGOSTANI***, PIERO ALBERTI°, GIGI LURASCHI°, ENRICO VIGANÒ°, FRANCA GUIDALI*

*Dipartimento di Biologia, Sezione di Ecologia, Università degli Studi di Milano, v. Celoria 26, 20133 Milano; e-mail: mattia.brambilla@libero.it

Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia, p.zza Botta 9, 27100 Pavia - *via Benvenuto 18/b, 23821 Abbazia Lariana (LC) °via B. Cellini 10, 21052 Busto Arsizio (VA) - °°via Pagani 19, 22100 Como - °°°Amm. Prov. Lecco., via M. d'Oggiono, 23900 Lecco

Introduzione - Il Pellegrino *Falco peregrinus* è una specie cosmopolita, che si riproduce principalmente su pareti rocciose a strapiombo (Ratcliffe 1993). Dopo il crollo demografico verificatosi tra gli anni Cinquanta e Settanta, la specie sta attraversando una fase di recupero sia a livello italiano che europeo (Allavena e Brunelli 2002). Le informazioni relative alla sua distribuzione nelle Prealpi sono tuttora frammentarie, e scarsi sono i dati relativi ai parametri riproduttivi. Abbiamo quindi realizzato un accurato monitoraggio della specie nel settore centro-occidentale delle Prealpi, con lo scopo di verificare la consistenza della popolazione nidificante e di definire i parametri riproduttivi.

Metodi - Nel corso del periodo gennaio-luglio 2002 abbiamo monitorato numerosi siti riproduttivi potenziali per la specie nella fascia prealpina (a sud della Linea Insubrica) delle Province di Varese, Como, Lecco e del Canton Ticino (CH) dal lago di Lugano a sud; l'estensione complessiva dell'area di studio era di 2100 km². Ogni sito è stato visitato 3-10 volte, al fine di accertare la presenza del Pellegrino (soprattutto in febbraio-marzo, periodo in cui sono più frequenti le manifestazioni territoriali) e successivamente di seguire l'attività delle coppie e l'andamento delle nidificazioni.

Risultati - Abbiamo censito complessivamente 26 coppie territoriali (Varese 8, Como 9, Lecco 6, Canton Ticino 3), un individuo territoriale, 3 non territoriali. L'altezza delle pareti occupate varia tra 40 e 450 m. La densità è pari a 1.24 territori/100 km², inferiore al valore di 1.76 riportato per le Alpi centro-orientali (Rizzolli *et al.* 2002). La distanza media dal

vicino più vicino (NND media) è di 5.27 km. Delle 26 coppie censite, 12 (46 %) si sono riprodotte con successo, involando almeno un giovane.

Complessivamente, sono stati involati 29 giovani, pari a 1.12 per coppia territoriale e a 2.42 per coppia di successo, con un range di 1-4 giovani involati.

Discussione - I valori dei parametri riproduttivi sono simili a quelli riportati da altri autori (Mearns e Newton 1988, Norris 1995, Ratcliffe 1981, Rizzolli *et al.* 2002), con una frequenza leggermente inferiore di coppie con successo riproduttivo; il numero medio di giovani involati per coppia di successo è molto simile. Questa differenza è probabilmente dovuta alle abbondanti piogge cadute nel periodo aprile-maggio 2002; in Scozia, la percentuale di covate di successo è infatti correlata negativamente con le precipitazioni nel mese di maggio (Mearns e Newton 1988). Altri autori riportano una percentuale di coppie di successo ed un numero di giovani involati per coppia territoriale più elevati, mentre il numero di giovani involati per coppia di successo è generalmente paragonabile a quello osservato; è probabile che questa discordanza sia dovuta a fattori climatici e densità-dipendenti e forse alla difficoltà di individuare coppie territoriali che non si riproducono o che falliscono precocemente la nidificazione.

Ringraziamenti - Ringraziamo R. Lardelli, G. Vaghi, C. Scandolara, F. Saporetto, W. Guenzani, P. Casali, C. Romano, S. Serretti, E. Lissi.

Bibliografia - Allavena S. e Brunelli M. 2002. I Conv. Naz. Rapaci diurni e notturni, AsFaVe e CISO, Treviso: 8-9. • Mearns R. e Newton I. 1988. J. Anim. Ecol., 57: 903-916. • Norris D.W. 1995. Bird Study 42: 20-30. • Ratcliffe D.A. 1984. Bird Study, 31: 1-18. • Ratcliffe D.A. 1993. T & AD Poyser, London. • Rizzolli F., Sergio F., Pedrini P. 2002. I Conv. Naz. Rapaci diurni e notturni, AsFaVe e CISO, Treviso: 49.

Modificazioni delle comunità ornitiche a Volla (NA) in seguito all'attuazione del Piano Regolatore Comunale

MARIA FILOMENA CALIENDO*, LUCILLA FUSCO**, MARIO MILONE*

*Dipartimento di Zoologia, Università "Federico II", Napoli -

**Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, c. p. 253, 80046 San Giorgio a Cremano (Napoli)

Introduzione - Le aree suburbane mostrano un'evidente eterogeneità ambientale. Sul territorio comunale di Volla, piccolo centro alle porte di Napoli, in vista dell'attuazione del Piano Regolatore Comunale (P.R.C.), che prevedeva una radicale trasformazione del territorio, da uso agricolo a residenziale e industriale, fu effettuato nel 1989 un censimento dell'ornitofauna per individuare relazioni tra le differenti tipologie ambientali e l'avifauna (Fusco *et al.* 1998). Nel 2002, alla quasi definitiva attuazione del PRC, sono stati ripetuti i censimenti annuali, negli stessi siti, per valutare le eventuali modificazioni nella struttura delle comunità di uccelli.

Area di studio e metodi - Il comune di Volla si estende per 6.16 km²; in questo lavoro è stato preso in esame parte del territorio rappresentativo di tre diverse destinazioni d'uso del suolo: industriale (I), agricolo (A) e urbano (U), scegliendo a caso 9 stazioni di ascolto (10 min), 3 per ciascuna destinazione d'uso. Modifiche della struttura di comunità sono state valutate tramite: S (ricchezza di specie), J (Indice di equiripartizione, Pielou 1966), NP/P (rapporto tra specie di non Passeriformi e Passeriformi).

Risultati e discussione - Sono state censite 30 specie nel 1989 e 31 nel 2002. Il rapporto NP/P era di 0.148

nel 1989 e 0.266 nel 2002. I valori mensili di ricchezza di specie non mostrano differenze significative nelle tre tipologie ambientali dei due periodi di censimento (p sempre >0.05). L'Indice di equiripartizione nel 2002 raggiunge i valori più bassi, con differenze significative tra i due censimenti nelle tre tipologie (I-89 vs I-02: $t = 5.45$; A-89 vs A-02: $t = 4.22$; U-89 vs U-02: $t = 4.56$; sempre $p < 0.005$).

Per quanto riguarda le singole specie, la presenza di *Buteo buteo* e *Falco tinnunculus* testimonierebbero la disponibilità di idonei territori di caccia nel comune di Volla; *Larus ridibundus*, probabilmente si addentra in quest'area per l'aumento di accumuli di RSU. È da notare anche l'aumento di Columbiformi con la presenza anche di *Streptopelia decaocto* e di *Turdus merula* che aumenta notevolmente nelle nuove aree edificate, ricche di siepi. Inoltre si rileva la netta riduzione di *Passer montanus* che era presente quasi in tutti i mesi nel 1989, mentre è presente sporadicamente nel 2002. Ciò è dovuto sia alla diminuzione dell'ambiente agricolo che al forte decremento di siti di nidificazione ivi presenti in case sparse.

Bibliografia - Fusco L. *et al.* 1998. In: Bologna M. A. *et al.* (eds), Roma, Fratelli Palombi, pp.155-157. • Pielou E.C. 1966. J. Theor. Biol. 1: 131-144.

Gradienti di stress da uso del suolo in comunità ornitiche del Parco nazionale del Cilento e Vallo di Diano

FRANCESCA FINAMORE*, SERENA GUGLIELMI*, GABRIELE DE FILIPPO° e MARIO MILONE*

* Dip. Zoologia, Gruppo Gestione della Fauna, Univ. "Federico II", via Mezzocannone 8, 80134 Napoli

° Osservatorio della Biodiversità del Parco naz. Cilento e Vallo di Diano, via Palumbo, 84078 Vallo della Lucania, Salerno

Introduzione - La diffusa e crescente necessità di conservazione degli ambienti naturali spinge verso la ricerca di nuovi approcci metodologici che consentano di valutare lo stato di salute dell'ambiente e che offrano margini per l'interpretazione e la previsione delle modificazioni ecosistemiche. In tale contesto sono inseriti gli Indici di stress, che tentano di misurare quanto determinate attività antropiche influenzino le comunità pre-esistenti. Tra questi Finamore *et al.* 2002 hanno proposto una stima dello stress indotto da modifiche dell'uso del suolo, basato sulla individuazioni di gradienti di modifiche nelle comunità ornitiche a seguito di variazioni di uso del suolo. In questo lavoro si tenta di ricostruire un gradiente di questo tipo basato su dati raccolti in campo.

Area di studio e metodi - L'area del PNCVD si caratterizza per una forte eterogeneità ambientale. Le analisi del paesaggio (Blasi *et al.* 2001) ne hanno fornito misura, evidenziando la presenza sul territorio di 32 classi di sottosistemi ecologici, ad ognuna delle quali fa riferimento un tipo di vegetazione potenziale (Blasi 2002). Nel tempo tuttavia l'uomo ha praticato diversi usi del suolo sovrapponendo a quella potenziale una vegetazione reale che determina un mosaico ancor più diversificato di usi del suolo. Il Sistema Informativo Territoriale e Ambientale del Parco dispone di una banca dati faunistica comprendente informazioni sulla presenza di avifauna ricavata da census points realizzati negli anni 2000 e 2001 in maniera uniforme sull'intero territorio del Parco. Analizzando in ambito GIS i dati relativi agli uccelli nidificanti è possibile ricavare per ciascuna vegetazione una lista di specie avifaunistiche presenti sul territorio. Lo studio si è concentrato sulle formazioni forestali, che costituiscono le vegetazioni potenziali di maggior interesse applicativo sul territorio del Parco. Per ognuna di esse si è ricavata una lista di specie estraendo dalla banca dati quelle presenti in tutte le unità territoriali occupate realmente da ogni tipo di vegetazione corrispondente a quella potenziale. Tale elenco è stato utilizzato come lista di riferimento a cui confrontare liste di specie per ognuna delle vegetazioni realmente presenti sul territorio a seguito di determinati usi del suolo, che hanno modificato la relativa comunità ornitica. La distanza tra comunità potenzia-

le e reale è stata effettuata tramite l'Indice di Similarità Sørensen $S=2C/(A+B)$, dove C è il numero di specie in comune tra due comunità, mentre A e B sono rispettivamente il numero di specie presenti nella comunità potenziale e reale.

Risultati e discussione - Nella tabella 1 è riportata la matrice di similarità tra ogni comunità ornitica poten-

Tab. 1. Similarità tra comunità ornitiche potenziali e quelle determinate da specifici usi del suolo osservati sul territorio. (Nd: uso del suolo non disponibile in quella vegetazione potenziale).

| Vegetazioni potenziali | | | | | |
|------------------------|--|-------------------|--|---------|-----------------------|
| Codice CORINE | Usi del suolo reali | Querceti mesofili | Leccete e querceti termofili | Faggeta | Boschi misti mesofili |
| | | 211 | seminativi non irrigui e prati stabili | 0.36 | 0.48 |
| 212 | seminativi irrigui | nd | 0.18 | nd | nd |
| 223 | coltivazioni arboree | 0.56 | 0.66 | nd | nd |
| 242 | sistemi colturali e particellari complessi | 0.18 | 0.61 | 0.45 | nd |
| 243 | aree prev. occupate da colture agrarie con spazi naturali importanti | 0.44 | 0.72 | nd | nd |
| 322 | cespuglieti e vegetazione arbustiva in evoluzione | 0.80 | 0.67 | 0.19 | nd |
| 323 | vegetazione a sclerofille | 0.58 | 0.78 | nd | nd |
| 324 | vegetazione ripariale arbustiva ed erbacea | nd | 0.16 | nd | nd |
| 332 | rocce nude, falesie, rupi, affioramenti | 0.41 | nd | nd | 0.28 |
| 3111 | boschi a dominanza di Leccio | 0.80 | 0.78 | nd | 0.19 |
| 3112 | boschi misti termofili | 0.86 | 0.75 | nd | 0.31 |
| 3114 | boschi a dominanza di Cerro | 0.73 | 0.64 | nd | nd |
| 3115 | boschi misti a dominanza di latifoglie mesofile | 0.80 | 0.31 | 0.33 | 0.37 |
| 3116 | boschi a dominanza di Castagno | 0.77 | 0.23 | 0.25 | nd |
| 3117 | boschi a dominanza di Faggio | 0.13 | nd | 0.47 | 0.38 |
| 3122 | rimboschimenti di conifere | 0.27 | 0.54 | | 0.15 |
| 3131 | rimboschimenti di conifere e latifoglie | nd | 0.58 | nd | nd |
| 3211 | praterie continue | 0.53 | 0.44 | 0.35 | 0.18 |
| 3212 | praterie discontinue | 0.77 | nd | 0.19 | 0.27 |
| 3213 | praterie arborate | 0.48 | nd | 0.29 | nd |

zialmente presente in ciascuna formazione potenziale e le comunità osservate in corrispondenza di determinati usi del suolo, a cui corrispondono altrettante vegetazioni classificate secondo la legenda CORINE (modificata per il PNCVD da Blasi 2002). Come si osserva è possibile costruire un gradiente di similarità per ogni comunità potenziale che indica in quale misura i diversi usi del suolo hanno cambiato la comunità originaria. La distanza tra la comunità reale e quella potenziale (ricavabile come inverso della similarità) è così una stima immediatamente utilizzabile dell'influenza dei cambiamenti ambientali. È interessante notare come le comunità presenti in formazioni forestali corrispondenti a determinate formazioni potenziali (ad esempio le faggete) sono abbastanza differenti da quelle potenziali, ciò a mostrare un uso del suolo (leggi pratica forestale) che ha cambiato in maniera più o meno significativa la comunità potenziale associata a quella tipologia ambientale. Inoltre, non sempre usi del suolo intuitivamente simili portano modifiche della stessa misura, come nel caso dei querceti termofili che quando trasformati in castagneti determinano comunità ornitiche più diver-

se di quelle presenti nelle formazioni di conifere. Un corretto uso di tale metodo deve però considerare che modifiche ambientali avvenute in tempi molto lontani o in paesaggi molto omogenei possono portare a una completa sostituzione della comunità originaria, per cui diventa inappropriato considerare le stime di diversità indicatori di stress. Invece, in casi come quello del territorio del Parco del Cilento dove gli usi del suolo formano le tessere di un paesaggio strettamente relazionate tra loro, le modifiche dell'uso del suolo determinano emigrazioni e immigrazioni di popolazioni difficilmente prevedibili e fortemente condizionate dall'intorno ambientale; le differenze osservate rispetto alle condizioni iniziali indicano quanto il cambiamento di uso del suolo è forte rispetto all'influsso degli ambienti circostanti e in particolare rispetto a quelle tessere costituite dagli habitat originari.

Bibliografia - Blasi C., Milone M., Guida D., de Filippo G., Di Gennaro A., La Valva V. e Nicoletti D. 2001. Documenti del Territorio, 14: 20-30. • Blasi C. 2002. Relazione del Piano del Parco del Cilento e Vallo di Diano, *in stampa*. • Finamore F., De Luca M., de Filippo G. e Milone M. 2002. Atti SITE, *in stampa*.