

L'avifauna acquatica nella provincia di Macerata

MAURIZIO FUSARI¹, PAOLO FORCONI¹, MINA PASCUCCI², ANNALISA APPIOTTI¹, GIADA GIORGETTI³

¹ Studio Faunistico Chiros, via Nazionale 67, I-62010 Sforzacosta (MC) (chiros.studio@libero.it); ² via Marche 36, I-62100 Macerata;

³ via Manzoni 22, I-62010 Montelupone (MC)

L'avifauna acquatica nella provincia di Macerata non è mai stata oggetto di studi specifici. Scopo di questa ricerca è la descrizione ornitologica e l'individuazione delle aree umide di maggiore interesse.

Area di studio e metodi - Sulla base di sopralluoghi preliminari sono state selezionate le aree umide caratterizzate dal maggior numero di specie ed individui. Le aree sono: tre laghi artificiali (lago di Polverina, lago delle Grazie e lago di San Ruffino), la foce del fiume Chienti (inclusa la costa ed un lago di cava), i laghi di cava di Porto Potenza Picena (inclusa la costa antistante) e la località Scossicci di Porto Recanati che comprende diverse aree umide per la caccia all'avifauna acquatica, la foce del fiume Musone ed un tratto di costa. Per ogni sito sono stati svolti 1-5 rilevamenti al mese dal 1998 al 2005. Sono state trattate solo le specie acquatiche considerate da Baccetti *et al.* (2002).

Risultati e discussione - La ricchezza di specie delle diverse aree (Tab. 1) può essere spiegata dalle caratteristiche ambientali, dalle rotte migratorie e dal grado di tutela. Nella tabella 2 vengono riportate le specie nidificanti e le specie incluse nell'Allegato I della Direttiva 79/409 presenti nell'area indagata. Altre zone umide di particolare interesse sono: un ex lago di cava lungo il fiume Musone in cui è presente una

garzaia di nitticore *Nycticorax nycticorax* (fino a 60 coppie nel 2004); un ex lago di cava lungo il fiume Chienti che ospita una garzaia con 70-80 coppie di nitticora e 2-3 di garzetta *Egretta garzetta* e il Piano di Colfiorito nel quale sverna il falco di palude *Circus aeruginosus* ed è presente tutto l'anno, anche se non vi nidifica, il tarabuso *Botaurus stellaris*. I Laghi di Porto Potenza Picena e Località Scossicci di Porto Recanati presentano un numero maggiore di specie in All. I, tra cui specie prioritarie come il marangone minore *Phalacrocorax pygmaeus*, il tarabuso e la moretta tabaccata *Aythya nyroca*, rispetto alle ZPS individuate dalla Regione Marche per l'avifauna acquatica (fiume Esino in località Ripabianca e La Sentina). La loro mancata inclusione tra le ZPS rappresenta quindi una grave carenza nella conservazione dell'avifauna regionale. L'attività venatoria, lo sviluppo turistico ed urbanistico in genere e l'introduzione di specie esotiche rappresentano le principali minacce. Una pianificazione e gestione adeguata di cave e dighe può rappresentare un'opportunità per la creazione di zone umide e per il ripristino di quanto distrutto dall'attività antropica.

Ringraziamenti - Si ringrazia Belfiori D., Cagnucci G., Marini G., Micheloni P. e LIPU.

Bibliografia - Baccetti N *et al.* 2002. Biol. Cons. Fauna 111: 1-240.

Tabella 1 – Numero di specie rilevate nelle diverse zone umide.

Sito	Specie rilevate	Nidificanti	Svernanti	Specie All. I	Protezione
Lago di Polverina	32	-	22	8	Oasi di Protezione
Lago Le Grazie	31	2	18	9	Oasi di Protezione
Lago di S. Ruffino	18	6	3	4	-
Foce del fiume Chienti	40	4	13	13	-
Laghi di Porto Potenza Picena	67	9	22	26	Oasi di Protezione
Località Scossicci di Porto Recanati	62	3	10	27	-

Tabella 2 – Specie nidificanti e specie incluse nell'All. I Dir. 79/409 presenti nelle aree indagate

<i>Tachybaptus ruficollis</i>	<i>Ciconia ciconia</i>	<i>Porzana parva</i>	<i>Tringa glareola</i>
<i>Podiceps cristatus</i>	<i>Plegadis falcinellus</i>	<i>Gallinula chloropus</i>	<i>Actitis hypoleucos</i>
<i>Phalacrocorax pygmaeus</i>	<i>Platalea leucorodia</i>	<i>Fulica atra</i>	<i>Larus melanocephalus</i>
<i>Botaurus stellaris</i>	<i>Phoenicopterus roseus</i>	<i>Grus grus</i>	<i>Gelochelidon nilotica</i>
<i>Ixobrychus minutus</i>	<i>Tadorna ferruginea</i>	<i>Himantopus himantopus</i>	<i>Sterna sandvicensis</i>
<i>Nycticorax nycticorax</i>	<i>Anas platyrhynchos</i>	<i>Recurvirostra avosetta</i>	<i>Sterna hirundo</i>
<i>Ardeola ralloides</i>	<i>Aythya nyroca</i>	<i>Burhinus oedicephalus</i>	<i>Sterna albifrons</i>
<i>Egretta garzetta</i>	<i>Circus aeruginosus</i>	<i>Glareola pratincola</i>	<i>Chlidonias hybrida</i>
<i>Casmerodius albus</i>	<i>Pandion haliaetus</i>	<i>Charadrius dubius</i>	<i>Chlidonias niger</i>
<i>Ardea purpurea</i>	<i>Rallus aquaticus</i>	<i>Pluvialis apricaria</i>	<i>Asio flammeus</i>
<i>Ciconia nigra</i>	<i>Porzana porzana</i>	<i>Philomachus pugnax</i>	

Impatto economico del cormorano *Phalacrocorax carbo* sulle attività itticolture nella Laguna di Orbetello (GR)

MICHELE GIUNTI¹, ALESSANDRO PIAZZI², GIUSEPPE CHERUBINI³, GIULIA MINUCCI⁴, RICCARDO CECCARELLI⁵

¹ c/o NEMO srl, via Giotto 33, I-50121, Firenze (giunti@nemoambiente.com); ² c/o TEMI srl, via Spallanzani 32, I-00161 Roma; ³ c/o Provincia di Venezia, Rampa Cavalcavia 3; I-30172 Mestre (VE); ⁴ via Adig 53, I-58100 Grosseto; ⁵ via Monte Pendola 3, I-00061 Anguillara S. (RM)

Vengono qui presentati i risultati preliminari di una ricerca ad ampio coinvolgimento ancora in corso di svolgimento, iniziata nel novembre 2002, finanziata dalla Provincia di Grosseto, sull'impatto economico del cormorano *Phalacrocorax carbo* sulle attività itticolture.

Area di studio e metodi - L'area di studio coincide con la Laguna di Orbetello, frequentata soprattutto da settembre a maggio da una popolazione di cormorano il cui dormitorio principale è sull'isolotto Formica di Burano. La raccolta dei dati sulla presenza e distribuzione dei cormorani è stata compiuta con censimenti mensili (tra novembre 2002 e novembre 2003) all'alba al dormitorio e durante il giorno nella laguna. La valutazione della dieta è stata fatta con l'analisi di 250 borre, raccolte mensilmente al dormitorio tra dicembre e aprile. L'analisi delle borre ha permesso di determinare specie e dimensioni dei pesci predati tramite l'esame morfometrico delle otoliti. Per la stima della quantità giornaliera di pesce predato da un singolo cormorano *Daily Food Intake* (DFI) si è usato il valore di 422 g (media di 21 dei 23 studi riportati da Feltham e Davies 1997). I dati sul quantitativo di pesce annualmente pescato nella laguna di Orbetello e relativo fatturato sono stati forniti dalla Cooperativa Pescatori di Orbetello (unica concessionaria di pesca). L'analisi della rete trofica è stata eseguita mediante l'applicazione del modello Ecopath (Pauly *et al.* 1993), un programma che permette di costruire la rete da una serie di parametri quali i tassi metabolici e la composizione della dieta, e incorpora gli algoritmi per il calcolo dell'insieme di indici ecologici e termodinamici. L'impatto economico è stato calcolato considerando: volume del pescato per specie, prezzo medio (al netto di costi di produzione) e risultati del modello di simulazione Ecopath.

Risultati e discussione - Al dormitorio della Formica sono stati contati: nel 2002, 1793 individui a novembre e 2448 a dicembre; nel 2003, 1513 a gennaio, 1336 a febbraio, 733 a marzo, 50 ad aprile, 20 a maggio, 170 ad ottobre e 1668 a novembre. Solo il 63.8% (DS = 0.06) degli individui censiti si alimenta in Laguna. La restante parte frequenta altri siti costieri e dell'entroterra grossetano. L'analisi della dieta mostra che i Mugillidi rappresentano il 40 della biomassa, la spigola il 30%, gli Sparidi il 14% e il latterino l'11%. Il peso medio del pesce predato varia a seconda della specie: 178 g per la spigola (39-418 g; DS = 101; N = 39), 131 g per gli Sparidi (71-208 g; DS = 52; N = 16), 290 per i Mugillidi (46-683 g; DS = 184; N = 35). La stima del prelievo effettuato (X), durante stagione invernale 2002/2003 nella Laguna di Orbetello su ciascuna specie ittica (i) è stata fatta per ogni periodo (j) con la seguente formula: $X_{ij} = N_j \times D_j \times P_{ij} \times C$ (dove N_j è il numero di cormorani nel periodo j, D_j è il numero di giorni

del periodo j, P_{ij} è la frequenza della specie i nella composizione ponderale della dieta nel periodo j, C è il DFI). Da ciò deriva che la predazione è così ripartita: Mugillidi = 29 t, spigola = 21 t, latterino = 13 t, Sparidi = 10 t, anguilla = 0.5 t, a cui vanno aggiunte altre specie per un totale di 74.5 t. L'attività di pesca in laguna da parte dell'uomo fa registrare i seguenti prelievi: Sparidi = 95 t, anguilla = 81 t, Mugillidi = 44 t, spigola = 43 t, latterino = 7 t (media anni 99-03). Al fine di stimare l'impatto economico della predazione del cormorano è fondamentale considerare il fatto che il prelievo del pesce, sia da parte del cormorano che dell'uomo, è a carico solo di una parte dei pesci presenti. Si è quindi analizzata la rete trofica della Laguna al fine di stimare la biomassa prodotta e la sua composizione. Il modello Ecopath, utilizzando numerosi dati di input relativi a parametri abiotici e biotici, ha fornito stime su: quantità della massa prelevata dai predatori (72.8 t/anno, valore vicino a quello determinato con l'analisi delle borre), mortalità delle specie dovuta ad altre cause, biomassa per specie e incidenza della predazione sulla biomassa totale. La stima dell'impatto economico è stata fatta sulla base delle seguenti assunzioni: 1) la predazione dei cormorani su individui di piccola taglia impedisce una loro crescita e conseguentemente riduce la possibilità di essere pescati; 2) eliminando la predazione dei cormorani, la biomassa risultante è comunque soggetta a un tasso di mortalità naturale e ad altra predazione. Infine, la pesca potenziale delle specie (efficienza di pesca) è stata calcolata utilizzando il rapporto pescato/biomassa totale della specie considerata. Il mancato guadagno da parte della Cooperativa è stato calcolato, relativamente ad ogni specie, come prodotto tra Pescato Addizionale in Assenza di Cormorani (PAAC) e ricavo netto in Euro. La perdita annuale di guadagno è così valutata in 58147 € pari al 3.5% del fatturato, imputabili in massima parte a predazione su spigole e orate di piccola taglia.

Sono in corso ulteriori indagini su: presenza e distribuzione dei cormorani e di altre specie itticolture, impatto del danno da ferita sul pesce pescato, nuove analisi delle borre. La raccolta di nuovi dati si è resa necessaria al fine di valutare l'efficacia di alcune misure di difesa (es. copertura con reti delle vasche di sverno del pesce sottotaglia) attuate dopo la prima fase della ricerca.

Ringraziamenti - Si ringraziano, per la collaborazione al progetto: A. Bardi, F. Cianchi, P. Giovacchini, N. Mattei, P. Politi, A. Pucci, P. Sposimo e la Cooperativa Pescatori.

Bibliografia - Cherubini G 1996. In: Atti del Conv. Inter. "Il Cormorano nelle lagune venete". San Donà di Piave, aprile 1996. Provincia di Venezia, pp. 40-53 • Feltham. MJ, Davies JM 1997. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 26: 259-268 • Pauly D, Christensen V 1993. In: Christensen. V, Pauly D (eds). Trophic models of aquatic ecosystems, pp. 20-28.

L'avifauna di una piccola area umida di origine artificiale: la vasca di laminazione e accumulo delle piene della Bonifica dell'Agro Mantovano-Reggiano

NUNZIO GRATTINI¹, DANIELE LONGHI²

¹ via P. Gobetti 29, I-46020 Pegognaga (MN) (crstatus@virgilio.it); ² via XX settembre 182, I-46030 Sustinente (MN)

Nella bassa pianura mantovana sono sempre più frequenti le aree umide di origine artificiale create per attività estrattive o per il controllo delle piene. La naturalizzazione che segue la realizzazione e lo sfruttamento di questi ambienti e la graduale scomparsa delle aree umide naturali che ha caratterizzato gli ultimi decenni, portano l'avifauna a utilizzare sempre più le aree artificiali durante il corso dell'intero anno. E' per questo motivo che abbiamo deciso di studiare la comunità ornitica di una vasca di laminazione e accumulo delle piene situata nel comune di Gonzaga (MN).

Area di studio e metodi - La vasca di laminazione e accumulo delle piene della Bonifica dell'Agro Mantovano-Reggiano (Gonzaga, Mantova) è stata creata nel 1999 con l'obiettivo di ridurre il rischio idraulico per gli insediamenti produttivi dell'area, ma altresì con l'intento di creare un elemento naturalistico per interrompere l'elevata monotonia ecologica presente in bassa pianura e per creare un sistema idoneo alla sosta e all'alimentazione dell'avifauna migrante, in particolare di anatidi e limicoli. La vasca ha una superficie di circa 7 ha ed è occupata da formazioni a *Phragmites australis*, *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* e da alcune porzioni a *Carex* spp. La vegetazione arborea-arbustiva è formata prevalentemente da *Quercus robur*, *Ulmus minor*, *Acer campestre*, *Carpinus betulus*, *Populus nigra*, *Populus alba*, *Fraxinus oxycarpa*, *Salix* spp., *Alnus glutinosa*, *Crataegus monogyna*, *Rosa* spp., *Prunus spinosa* e *Sambucus nigra*. Nella porzione sud della vasca una superficie di circa 1.5 ha è stata rimodellata e rinaturalizzata ricreando alcuni lembi di bosco mesofilo e un prato polifita. La ricerca è stata condotta dalla primavera del 2000 fino a tutto il 2004. I sopralluoghi sono avvenuti con frequenza quindicinale per un totale di oltre 100 ore di osservazione.

Risultati e discussione - I risultati mostrano una discreta variabilità della comunità ornitica. Durante l'indagine sono

state accertate 90 specie (49 Non-Passeriformi e 41 Passeriformi). Durante i periodi migratori l'area è frequentata da *Egretta garzetta*, *Casmerodius albus*, *Ardea purpurea*, *Anas crecca*, *Anas acuta*, *Anas querquedula*, *Circus aeruginosus*, *Milvus migrans*, *Falco columbarius*, *Falco subbuteo*, *Rallus aquaticus*, *Gallinago gallinago*, *Numenius arquata*, *Tringa erythropus*, *Tringa nebularia*, *Tringa ochropus*, *Asio flammeus*, *Turdus pilaris*, *Acrocephalus schoenobaenus* e *Acrocephalus palustris*. Tra le specie nidificanti vanno segnalate: *Ixobrychus minutus*, *Himantopus himantopus*, *Vanellus vanellus*, *Alcedo atthis*, *Cisticola juncidis*, *Lanius collurio*; inoltre *Ardea cinerea*, specie che utilizza abitualmente l'area per motivi trofici, si riproduce marginalmente all'area di studio con 10-20 coppie. La ricerca ornitologica risulta tuttora in fase iniziale e i dati attualmente a disposizione sono ancora insufficienti. Il sito, così come previsto in fase di progettazione, appare comunque adatto ed efficace alla sosta e all'alimentazione dell'avifauna, in particolare durante i periodi migratori. La nidificazione di specie quali *Himantopus himantopus* e *Vanellus vanellus*, attualmente molto rara e localizzata nella bassa pianura mantovana, contribuisce ad aumentare il valore naturalistico dell'area indagata. Tuttavia, la frequentazione del sito da parte di persone non autorizzate e l'attività di caccia praticata in periodo invernale all'interno della vasca, creano notevole disturbo all'avifauna presente. Di conseguenza, una regolamentazione degli accessi e il divieto dell'attività venatoria, anche nelle aree limitrofe a quella indagata, costituirebbero delle reali e concrete soluzioni per una migliore protezione e gestione di questa piccola area umida artificiale.

Ringraziamenti - Si ringraziano Egidio Bacchi e Lorenzo Maffezzoli per la ricerca sul campo; il Comune di Gonzaga e i responsabili del Consorzio di Bonifica dell'Agro Mantovano-Reggiano per aver permesso l'indagine.

Produttività della gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* nei canali di bonifica del Lazio costiero

GASPARE GUERRIERI, AMALIA CASTALDI

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale), via Villabassa 45, I-00124 Roma (g.guerrieri@mclink.it)

Estremamente adattabile alle zone umide artificiali (Massi 1993), la gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* è la specie più diffusa nei canali di bonifica del Lazio costiero (Castaldi e Guerrieri 2001) in periodo riproduttivo. Nel lavoro, analizziamo tempi di deposizione, perdita di giovani nei primi 40 giorni di vita e rapporto giovani/adulti al termine della nidificazione.

Area di studio e metodi - L'indagine è stata condotta dal primo aprile al 31 agosto degli anni compresi tra il 2000 e il 2004 su 15 canali di larghezza variabile (6-20 m), di cui 6 ubicati nella Riserva Naturale Statale del Litorale Romano (RNSLR, lunghezza tratti indagati 4 km), 6 nella pianura pontina (PP, lunghezza tratti 3.5 km) e 3 nel Parco Nazionale del Circeo (PNC, lunghezza tratti 2.2 km). Per una più dettagliata descrizione delle aree si veda Castaldi e Guerrieri (2001, 2005). Nelle porzioni di canale oggetto di studio abbiamo effettuato, ogni 5 giorni, dal primo aprile al 10 agosto, il mappaggio delle coppie e dei pulcini al seguito di ciascuna. Le osservazioni sono state effettuate percorrendo, con l'uso dell'auto, le sterrate che fiancheggiano i canali e compiendo una sosta di 10 minuti ogni 200 m di percorso. L'età dei pulcini, attribuiti a ciascuna coppia (approssimazione 2-3 giorni) è stata seguita dalla nascita fino a circa quaranta giorni. Abbiamo dedotto la decade di deposizione sottraendo alla presunta data della nascita il periodo medio di cova (Pazzuconi 1997). Tra il 20 e il 31 agosto, abbiamo censito tutti i giovani e gli adulti presenti e calcolato il rapporto tra età. Abbiamo normalizzato i dati mediante trasformazione logaritmica e confrontato le medie con Anova.

Risultati e discussione - Le deposizioni iniziano nella seconda decade di marzo (7.6 %) e terminano nella terza decade di luglio (1.2 %); il massimo si registra tra il 20 aprile e il 31 maggio (64 %). Su 212 coppie censite, 171 hanno prodotto giovani (80.7 %; primo contatto con pulcini di 1-2 giorni 6 aprile). Nel corso della stagione, il numero medio di pulcini/coppia, entro 5 giorni dalla nascita, uguale a 4.24 ± 1.80

DS ($N = 45$) nei mesi di aprile-maggio, a 3.93 ± 1.78 DS ($N = 87$) nel mese di giugno e a 3.49 ± 1.57 DS ($N = 39$) nei mesi di luglio e agosto, non varia (ANOVA: $F_{2, 168} = 1.65$, n.s.), mentre è diverso il numero medio di giovani nelle tre aree (RNSLR, 4.13 ± 1.80 , $N = 60$; PP, 4.21 ± 1.89 , $N = 61$; PNC, 3.28 ± 1.33 , $N = 50$; ANOVA: $F_{2, 168} = 21.6$, $P < 0.001$). Il massimo numero di pulcini, 7 per coppia, è stato osservato nel 9.4 % del campione; 6 pulcini sono stati registrati nel 12.9 % del campione, 5 nel 14.0 %, 4 nel 15.8 %, 3 nel 26.3 %, 2 nel 12.9 % e 1 nell' 8.8 % ($N = 171$). Nel corso della riproduzione, le coppie con pulcini diminuiscono (Tab. 1) e il numero di giovani al seguito delle coppie con prole, da un valore medio di 3.97 ± 1.78 ($N = 115$), registrato ad un'età di 1-5 giorni, si riduce a 2.09 ± 1.06 ($N = 47$), a 40 giorni. Le riduzioni osservate sono significative (ANOVA: $F_{7, 875} = 15.6$, $P = 0.000$). Alla fine del mese di agosto, i giovani rintracciati sono stati 561, gli adulti 320 (age ratio = 1.75). Nel corso dell'indagine non si sono osservate nidiate riferibili a deposizioni di più femmine in uno stesso nido (Gibbons 1986). Rispetto a studi effettuati in Lombardia, le deposizioni iniziano con circa 20 giorni di anticipo e terminano più tardi (Caruso *et al.* 1988). Nei canali di bonifica del Lazio costiero, il 20 % delle coppie non si riproduce. Il numero medio di giovani/coppia non sembra aumentare significativamente nel corso della stagione riproduttiva e la perdita di giovani, durante l'allevamento, è superiore a quella riscontrata in Gran Bretagna (Cramp e Simmons 1980). Ad una considerevole perdita di giovani, la specie reagisce effettuando due o anche tre deposizioni (Gibbons 1989).

Bibliografia - Caruso S *et al.* 1988. Il Naturalista siciliano 12: 285-288 • Castaldi A, Guerrieri G 2001. Uccelli d'Italia 26: 24-42 • Castaldi A, Guerrieri G 2005 Avocetta, in stampa • Cramp S, Simmons KEL 1980. The Birds of the Western Palearctic. Vol II, Oxford University Press, London • Gibbons DW 1986. Behav. Ecol. Sociobiol. 19: 221-232 • Gibbons DW 1989 Ibis 131: 57-68 • Massi A 1993. In: Meschini e Frugis. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 20: 106 • Pazzuconi A 1997. Uova e nidi degli uccelli d'Italia, Calderini, Bologna.

Tabella 1 – Sopravvivenza media dei giovani di gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* dalla nascita a circa 40 giorni e numero di coppie con prole nei canali di bonifica del Lazio costiero (2000-2004).

Età in giorni	5	10	15	20	25	30	35	40
Pulcini / coppia	3.97	3.56	3.06	2.63	2.46	2.29	2.18	2.09
DS	1.78	1.62	1.4	1.23	1.23	1.08	1.05	1.06
Coppie controllate	171	158	106	106	103	86	83	70

Fluttuazione del contingente svernante dell'avifauna acquatica nella provincia di Terni, Umbria

MARCO GUSTIN¹, STEFANO LAURENTI²

¹ LIPU, Settore Conservazione, via Trento 49, I-43100 Parma (marco.gustin@lipu.it); ² via della Palazzetta 6, I-05020 Montoro (Terni)

Scopo del presente lavoro è verificare l'importanza delle zone umide della provincia di Terni, quali aree di svernamento degli uccelli acquatici, così come evidenziato in passato (Gustin 1992).

Area di studio - Sono state censite dal 1998 al 2005, 5 zone umide artificiali in provincia di Terni: il lago di Alviano (42°37' N - 12°03' E), il lago di Corbara (42°44' N - 12°00' E), il lago di Recentino (42°31' N - 12°06' E), il lago di Piediluco (42°33' N - 12°46' E) ed il lago di San Liberato (42°31' N, 12°30' E).

Materiali e metodi - I censimenti sono stati eseguiti tra la prima e la terza settimana di gennaio, nell'ambito dei conteggi dell'IWC (Serra *et al.* 1997, Baccetti *et al.* 2002). I laghi di Alviano, Recentino e San Liberato, sono stati censiti durante gli 8 anni di monitoraggio, il lago di Corbara dal 2001 al 2005 ed il lago di Piediluco dal 2004 al 2005. Le specie censite hanno compreso gli uccelli acquatici intesi come gruppo di specie strettamente legate alle zone umide (Rose e Scott 1994). I censimenti sono stati effettuati utilizzando binocoli 10X42 e un cannocchiale 20-60X82.

Risultati e discussione - Sull'insieme delle zone umide sono stati contati in media 10341 uccelli acquatici svernanti, in particolare: 5379 ad Alviano, 3095 a Recentino, 982 a San Liberato, 416 a Corbara e 469 a Piediluco (Tab. 1).

Complessivamente le specie rilevate sono state 50, di cui 47 ad Alviano (94% del totale), in media 30.5 ± 1.50 ad Alviano, 17.5 ± 2.72 a Recentino, 11 ± 0.70 a Piediluco, 10.2 ± 4.55 a San Liberato e 7.6 ± 2.30 a Corbara.

Nonostante le dimensioni maggiori rispetto agli altri bacini artificiali, il lago di Corbara (1588 ha) risulta il bacino

con in media il minor numero di uccelli acquatici svernanti. Al contrario, il lago di Alviano e Recentino nonostante le ridotte dimensioni (rispettivamente 350 e 112 ha), hanno un elevato numero di uccelli acquatici svernanti (rispettivamente 15.4 e 25.4/ha) (Tab. 1).

La zona umida più importante dal punto di vista conservazionistico è risultata il lago di Alviano che annovera in media 9 specie di importanza nazionale (airone bianco maggiore *Casmerodius albus*, cigno reale *Cigno olor*; oca selvatica *Anser anser*, canapiglia *Anas strepera*, alzavola *Anas crecca*, mestolone *Anas clypeata*, moriglione *Aythya ferina*, moretta tabaccata *Aythya nyroca* e totano moro *Tringa erythropus*).

L'attività venatoria consentita a San Liberato e Piediluco, provoca probabilmente una instabilità nel numero di individui presenti in inverno. A San Liberato nel gennaio 2005 vi è stata una diminuzione del 72% di uccelli acquatici presenti prima e dopo una giornata di esercizio venatorio (da 1965 individui presenti il 14 gennaio, prima dell'attività venatoria si è passati a 548 individui il 15 gennaio a giornata venatoria conclusa). Tale diminuzione ha coinvolto soprattutto le anatre (1281 individui), come osservato da altri autori (Faralli 1989; Faralli e Lambertini 1991, Velatta 1995). Per questo motivo, è auspicabile che entrambe le aree ancora non tutelate in provincia di Terni (San liberato e Piediluco) possano essere protette in tempi brevi.

Bibliografia - Faralli U 1989, Suppl. Ric. Biol. Selv. 17: 333-337 • Faralli U, Lambertini M 1991. Suppl. Ric. Biol. Selv. 19: 113-124 • Gustin M 1992. Alula: 80-85 • Serra L *et al.*, 1997. Biol. Cons. Fauna 101: 1-312 • Baccetti N *et al.* 2002. Biol. Cons. Fauna 111: 1-240 • Scott V e Rose V 1994. Wetland Int. Publ. 41. Wetland International, Wageningen, 336 pp. • Velatta F 1995. Avocetta 19: 29.

Tabella 1 – Numero di individui complessivo di uccelli acquatici nelle 5 aree di studio della provincia di Terni dal 1998 al 2005.

	Alviano	Recentino	S.Liberato	Corbara	Piediluco	Totali
1998	4661	1679	819	-	-	7159
1999	3094	2419	622	-	-	6135
2000	3645	3731	1210	-	-	8586
2001	6258	4526	232	207	-	11223
2002	4400	5644	1344	648	-	12036
2003	6582	3618	791	655	-	11646
2004	8652	1534	873	271	419	11749
2005	5743	1609	1967	302	520	10141
totale	43035	24760	7858	2083	939	78675
media	5379	3095	982	416	469	10341
Media uccelli acquatici/ha	15.4	25.4	16.4	0.26	1.66	-

Il fenicottero *Phoenicopterus roseus* in Friuli Venezia Giulia: da accidentale a migratore e svernante irregolare

CARLO GUZZON¹, STEFANO SPONZA², PAOLO UTMAR³

¹ A.S.T.O.R.E. - FVG, via Roma 30/1, I-33050 Marano Lagunare (UD) (carlo.guzzon@ud.nettuno.it); ² Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Trieste, via Giorgieri 9, I-34127 Trieste; ³ A.S.T.O.R.E. - FVG, via Roma 30/1, I-33050 Marano Lagunare (UD)

Il fenicottero *Phoenicopterus roseus* ha recentemente ampliato la sua distribuzione in Italia, iniziando a riprodursi in Sardegna a partire dal 1993 e, in seguito, colonizzando vari siti prima sulle coste tirreniche e poi su quelle adriatiche. Tra questi le saline di Comacchio (Ferrara): nel 1999 con esito incerto, mentre nel 2000 con successo (Serra e Brichetti 2000, 2002). Anche le zone di svernamento si sono ampliate estendendosi gradualmente all'alto Adriatico. In Emilia - Romagna i primi casi di svernamento risalgono al 1993-94, con un incremento negli anni seguenti (Passarella *et al.* 1999). Nel settore veneto del delta del Po la presenza è divenuta regolare a partire dal 1998, mentre in laguna di Venezia la specie, pur essendo segnalata ogni anno, è tuttora svernante irregolare (AA. VV. 2004). Nel Friuli Venezia Giulia la specie veniva ancora considerata accidentale nel 1999 in provincia di Gorizia con 4 osservazioni note (Parodi 1999), mentre Perco (2002) la riteneva migratore irregolare in provincia di Udine. Tre avvistamenti sono riferibili alla provincia di Pordenone (Parodi 2004).

Area di studio e metodi - L'intera costa bassa della Regione tra il Timavo e il Tagliamento costituisce l'area di studio, comprendendo la foce dell'Isonzo e le lagune di Grado e Marano. Circa 15000 ha possono essere considerati idonei per la specie, 1730 ha dei quali costituiti da valli da pesca (con 1175 ha di specchio acqueo esente da marea) (Giorda 1990). La parte rimanente è soggetta a maree che possono superare frequentemente il metro di escursione.

Nel presente lavoro vengono raccolte le osservazioni relative all'abbondanza ed alle preferenze ambientali effettuate a partire dal 1996 durante le attività di monitoraggio dell'avifauna costiera tenute a vario titolo dagli autori e collaboratori. Nell'analisi sono state escluse le osservazioni di individui in transito a meno che non fossero le uniche disponibili per quel determinato periodo e quelle con dati incompleti.

Risultati e discussione - La specie rivela una notevole irregolarità per consistenza e fenologia. A periodi anche piuttosto prolungati di presenza (fino a 14 mesi) seguono lunghi intervalli di assenza. In tre casi (1996-1997, 2000-2001, 2004-2005) la specie ha svernato con effettivi piuttosto ridotti (max 12 individui nel gennaio 2001). La consistenza massima è stata registrata il 23 luglio 2001 con 65 soggetti presenti in valle Artalina (Grado - Gorizia). In Tab. 1 vengono riportati i giorni/fenicottero (giorni di presenza per numero individui). Per quanto concerne le preferenze ambientali, da 170 osservazioni puntuali si evince una forte prevalenza di osservazioni in aree non soggette a marea ossia le valli da pesca, che con circa il 10% del territorio raccolgono il 77% delle osservazioni, fatto assolutamente prevedibile data le affinità delle valli con saline e laghi costieri salmastri. Di interesse appare la relativa costanza nell'utilizzo delle zone di marea, considerata, invece, saltuaria da Cramp e Simmons (1977), non unicamente come aree di rifugio durante i periodi di gelo nelle valli. Nell'autunno 2000 e nell'inverno 2005 si è notata l'alimentazione prolungata in aree lagunari soggette a marea e si ipotizza una maggiore idoneità trofica, almeno temporanea, di tali zone.

Ringraziamenti - Si ringraziano Dario Cester, Mauro Cosolo, Giorgio Guzzon, Andrea Rocco, Flavio Roppa.

Bibliografia - AAVV 2004. Atlante Faunistico della provincia di Venezia • Cramp S, Simmons KEL 1977. Oxford University Press • Giorda M 1990. Quaderni Economia Commercio Università Trieste • Parodi R 1999. Gli Uccelli della provincia di Gorizia • Parodi R 2004. Avifauna in provincia di Pordenone • Passarella M *et al.* 1999. Avocetta 23: 59 • Perco F 2002. Piano faunistico della provincia di Udine. Vol II. Allegato I. Amm. Prov. Udine • Serra L, Brichetti P 2000. Avocetta 24: 133-138 • Serra L, Brichetti P 2002. Avocetta 26: 123-129.

Tabella 1 ⇐ Presenze del fenicottero in Friuli Venezia Giulia dal 1996 ad oggi. Vengono riportati i giorni/fenicottero (giorni di presenza per numero individui).

	Gen	Feb	Mar	Apr	Mag	Giu	Lug	Ago	Set	Ott	Nov	Dic
1996	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	3
1997	24	-	-	-	-	-	-	11	-	-	-	-
1998	-	-	-	9	-	-	-	-	-	1	-	-
1999	3	-	20*	40	15	50	-	-	-	-	-	-
2000	-	-	-	-	-	-	-	-	326	192	132	382
2001	372	140	118	120	120	158	1152	714	543	2	-	1
2002	6	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	-
2003	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
2004	-	-	-	-	-	-	-	38	10	-	-	1
2005	112	252	255**	-	-	-	-	-	-	-	-	-

* Individui osservati esclusivamente in transito, ** Fino al 15.03.05

Incremento e consolidamento della popolazione di oca selvatica *Anser anser* nella Riserva Naturale Regionale Foce dell'Isonzo (GO)

KAJETAN KRAVOS, SILVANO CANDOTTO, FABIO PERCO, PAOLA ETEL PISA

Stazione biologica Isola della Cona, RNRFI - Comune di Staranzano, piazza Dante 26, I-34079 Staranzano (GO) (kkajetan@tin.it)

L'oca selvatica *Anser anser* è stata reintrodotta nei ripristini ambientali dell'Isola della Cona (Staranzano - Gorizia) tra il 1990 e il 1995 con lo scopo di formare una colonia nidificante che svolgesse un ruolo ecologico nel mantenimento di praterie umide e fungesse anche da attrazione di soggetti in migrazione (Utmar e Perco 1995, Perco *et al.* 1998). Come previsto, alla popolazione residente attualmente si aggregano nei mesi invernali e durante la migrazione pre-riproduttiva oche provenienti da altre zone, prevalentemente originarie delle aree dell'Europa centrale. Dopo un periodo iniziale di scarso successo riproduttivo, nullo in alcuni anni (Utmar *in* Parodi 1999), si è verificato dal '99 un netto incremento della popolazione nidificante. La stessa tendenza positiva è stata rilevata per gli stormi che utilizzano la Riserva naturale in inverno.

Area di studio e metodi - L'Isola della Cona è situata nella parte centrale della Riserva Naturale della Foce dell'Isonzo, caratterizzata da una porzione di territorio agricolo (circa 50 ha) restaurato come zona umida. Il rimodellamento ed il ri-allagamento del sito hanno avuto luogo in due riprese, nel 1989-90 (circa 30 ha) e nel 1999 (altri 20 ha). Il primo intervento consiste nella creazione di uno stagno con canneti, bosco, isolotti e 6.5 ha di prati umidi con filari di tifa. Il secondo consiste in 15 ha di praterie rase, semiallagate e stagni temporanei. L'area è attrezzata con un percorso schermato ed attrezzato per i visitatori.

Le oche sono state monitorate con cadenza mensile e nel periodo riproduttivo con cadenza almeno bisettimanale. Per valutare la consistenza della popolazione locale sono stati considerati i censimenti nel periodo marzo-giugno; al fine di evitare il disturbo non sono stati cercati i nidi ma si è preferito effettuare conteggi diretti dei pulli. Il periodo di studio va dal 1999 al 2004. Nella primavera del 2004 sono stati marcati con anelli colorati 49 soggetti (11 adulti e 38 pulli). L'abbondanza della popolazione svernante è stata determinata con i conteggi massimi dei mesi di dicembre e gennaio, dall'inverno 95/96 a quello del 04/05.

Risultati e discussione - Dal 1999 al 2004 la popolazione stanziale post-riproduttiva ha subito un incremento da 55 a 165 individui (Fig. 1). Il successo riproduttivo medio in questo periodo è stato di 3.5 giovani involati per coppia (min. 2.86 nel 1999, max. 4.22 nel 2000; $N = 64$ coppie, $N = 224$ juv involati), dato simile a quello riportato per il 1993 da Utmar e Perco (1995) per l'intera popolazione del Friuli-Venezia Giulia. L'incremento nel successo riproduttivo coincide con la realizzazione del secondo ripristino. La maggior parte dei nidi è situata nel primo settore ripristinato, ma le madri coi pulcini si trasferiscono, subito dopo la schiusa, nella zo-

na più aperta, dove si nutrono e pernottano a volte formando un grande stormo compatto. Si ritiene che tale comportamento e l'assenza di erba alta o altri ostacoli visivi abbia favorito la difesa dalla predazione da parte della volpe. I dati preliminari sul tasso di sopravvivenza, relativi a 10 mesi trascorsi dalla marcatura dei 49 individui, evidenziano valori elevati (1 adulto, 0.77 giovani). Anche la popolazione svernante registra un significativo aumento nel numero dei soggetti da un minimo di 62 nel gennaio 1997 ad un massimo di 555 nel 2005.

L'incremento degli stormi svernanti deriva oltre che dall'aumento dello stormo ferale, dalla presenza, per periodi sempre più prolungati, di un sempre più grande stormo di uccelli provenienti dall'Europa centrale, fatto che si deduce dalla presenza di soggetti marcati con collari. L'effetto di attrazione da parte delle oche residenti è stato notevole anche a carico di *Anser albifrons*, la cui consistenza ha superato i 3000 esemplari nel gennaio 2003 (Azzolini *et al.* 2003). Nonostante la visita di circa 20000 persone all'anno, le aree maggiormente frequentate, in particolare per il riposo e la cura del piumaggio, sono in inverno quelle limitate ai circa 50 ha di ripristino ambientale finalizzate al birdwatching; per l'alimentazione gli stormi frequentano una vasta area coltivata circostante.

Ringraziamenti - Si ringraziano J. Casadio, B. Cimador, D. Lorenzutti, A. Rocco, N. Perco, P. Utmar, I. Zanutto.

Bibliografia - Azzolini M *et al.* 2003. Atti XII Conv. ital. Ornit. Avocetta • Perco F *et al.* 1998. Ed. Giunti, Firenze • Utmar P, Perco F 1995. Suppl. Ric. Biol. Selv. 22: 323-330 • Parodi R 1999. Ed. Museo Friul. St. Nat. Udine.

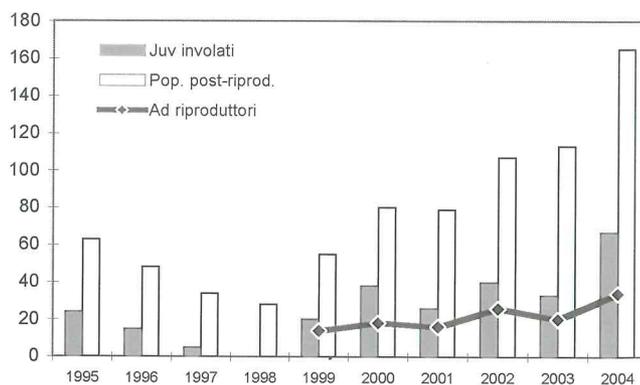


Figura 1 - Popolazione di *Anser anser* stanziale (marzo-giugno).

Uso degli habitat di alimentazione da parte di alcuni Ardeidi nelle Valli di Argenta (Delta del Po)

LUCA MELEGA, CHIARA CAMPOMORI, DAVIDE VALIN

Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, via Ca' Fornacetta 9, I-40064 Ozzano Emilia (BO) (melegaluca@yahoo.it)

La conservazione della natura, e in particolare della fauna, in Italia si è spesso concentrata (e limitata) più all'adozione di misure di salvaguardia di specie o siti, volte essenzialmente a regolamentare attività antropiche impattanti (per es. caccia, costruzione di edifici, ecc.), che ad interventi di gestione e ripristino degli habitat, finalizzati a un miglioramento e/o ampliamento degli stessi.

In linea con questo contesto culturale, nel caso degli Ardeidi, l'attenzione è stata quasi sempre posta all'individuazione e alla tutela delle garzaie. Sicuramente tali misure rappresentano una base fondamentale, ma sufficiente solo in contesti dove la disponibilità di siti idonei alla nidificazione rappresenta il principale fattore limitante e, viceversa, la disponibilità di risorse trofiche è abbondante (es. zona delle risaie della Pianura Padana occidentale: Fasola 1983, Fasola e Alieri 1992).

Infatti, il primo requisito a permettere l'insediamento di una specie in una determinata area è la presenza di risorse trofiche sufficienti, poiché senza cibo nessun'altra attività sarebbe possibile. Di conseguenza, data la crescente competizione per la risorsa territorio, la disponibilità e la qualità degli habitat di alimentazione degli aironi devono essere valutate, monitorate e opportunamente gestite per una conservazione a lungo termine di queste specie (Kushlan 2000).

Scopo di questa analisi è quello di fornire un contributo alla conoscenza dell'ecologia trofica degli Ardeidi nel comprensorio delle Valli di Argenta, un'importante biotopo del Parco Naturale Regionale del Delta del Po.

Area di studio e metodi - Le Valli di Argenta costituiscono con i loro 1660 ettari di superficie una delle zone umide interne più importanti d'Europa. Il comprensorio comprende tre casse di espansione, Val Campotto, Valle Santa e Cassa Bassarone situate alla confluenza del fiume Reno, del torrente Idice e del torrente Sillaro, e alcuni prati umidi. Le casse di espansione sono zone umide permanenti con acque dalla profondità approssimativamente compresa fra 50 e 200 centimetri, caratterizzate da un mosaico costituito da tasselli di acque aperte detti "chiari" alternati a superfici più o meno ampie ricoperte di vegetazione elofitica (prevalentemente

canneto). La superficie dei chiari può essere libera o occupata dalle porzioni emerse di idrofite come la ninfea bianca. I prati umidi sono zone umide temporanee con acqua bassa (al massimo qualche decina di centimetri), creati negli ultimi anni grazie al regolamento comunitario 2078/92.

Percorrendo il perimetro delle valli in auto o a piedi veniva registrato il numero di individui in alimentazione presso i 4 habitat di alimentazione principali: "chiari", "prati umidi", "canali" (larghezza 4-6 m, acqua permanente), "fossi" (larghezza < 2 m acqua temporanea). Sono qui analizzati i dati raccolti a cadenza quindicinale, nell'anno solare 2004. I rilevamenti sono stati effettuati dall'alba al tramonto escludendo le ore centrali della giornata nel periodo estivo.

Risultati e discussione - Sono stati osservati 1454 aironi in alimentazione. Le frequenze di osservazione delle cinque specie per le quali sono stati raccolti dati sufficienti per l'analisi statistica (*Ardea cinerea*, *A. purpurea*, *Casmerodius albus*, *Egretta garzetta*, *Ardeola ralloides*), nei quattro habitat identificati, sono risultate significativamente diverse da quelle attese ($\chi^2_{12} = 348.9$, $P < 0.001$). In particolare, esaminando i componenti individuali del χ^2 appare netta la preferenza di *A. purpurea* per gli habitat "fossi" e "canali", quella di *E. garzetta* per "prati umidi" a fronte di una selezione negativa verso "chiari" e, infine, *A. ralloides* ha sovrautilizzato l'habitat "chiari" dove la specie caccia prevalentemente camminando sulle foglie delle ninfee, mentre ha sottoutilizzato "prati umidi" (Tab. 1).

Queste evidenze, se confermate, dovranno essere considerate per il futuro piano di gestione dell'area. In particolare l'importanza dei fossi assume una valenza notevole se si considera che questi sono stati selezionati da *A. purpurea* limitatamente ai brevi periodi in cui era presente acqua. Sarebbe quindi auspicabile mantenere i fossi allagati, almeno per il periodo di presenza di questo migratore.

Bibliografia - Fasola M 1983. Boll. Zool. 50: 21-24 • Fasola M, Alieri R. 1992. Biol. Conserv. 62: 219-228 • Kushlan JA 2000. In: Kushlan JA, Hafner H (eds) Heron Conservation. Academic Press, London, pp. 219-235.

Tabella 1 – Utilizzo degli habitat a scopo trofico: frequenze osservate, frequenze attese e valori di χ^2 .

Specie	Canali			Chiari			Fossi			Prati umidi			Tot.
	oss.	att.	χ^2	oss.	att.	χ^2	oss.	att.	χ^2	oss.	att.	χ^2	
<i>Ardea cinerea</i>	29	36	1.4	293	292	0.0	10	15	1.4	272	261	0.4	3.3
<i>Casmerodius albus</i>	10	11	0.1	100	89	1.2	2	4	1.4	73	80	0.6	3.3
<i>Egretta garzetta</i>	22	27	0.8	155	215	16.8	6	11	2.1	262	193	25.1	44.8
<i>Ardeola ralloides</i>	17	11	3.3	148	89	39.2	4	4	0.0	15	80	52.4	94.9
<i>Ardea purpurea</i>	9	2	21.8	7	17	6.2	13	1	169.9	7	16	4.7	202.6
Totali	87	87	27.3	703	703	63.5	35	35	174.8	629	629	83.3	348.9

Zone umide artificiali e avifauna: la Cassa d'Espansione di Valle del torrente Enza (PR)

MASSIMO SALVARANI, MARIA ELENA FERRARI

Via Ugo La Malfa 2, I-43100 Parma (massimo.salvarani@libero.it)

La realizzazione di casse di espansione per laminare le piene dei corsi d'acqua è una pratica di gestione del territorio ormai diffusa. Alla sicurezza idraulica è spesso associata l'esigenza di estrarre materiale litoide da destinare all'attività edilizia e alla realizzazione d'infrastrutture. L'attuazione di queste opere idrauliche richiede anni d'attività per la costruzione delle strutture di contenimento (manufatti e argini) e dei bacini, creando cantieri che interessano ampie superfici. Questi cantieri diventano talvolta siti di nidificazione di avifauna d'interesse conservazionistico. Si presentano i risultati di 5 anni di monitoraggio sull'avifauna nidificante in cava attiva nella Cassa di Espansione di Valle del torrente Enza (PR).

Area di studio e metodi - La Cassa di Valle è localizzata in sponda idrografica sinistra del torrente Enza e ricade nel Comune di Montechiarugolo (PR), altitudine media di 75.5 ± 3.5 m s.l.m. ($44^{\circ}43'N$, $10^{\circ}26'E$); l'area di studio ha una superficie di 87.88 ha, mentre quella interessata da attività estrattiva, comprese le piste e i punti di stoccaggio del cappellaccio, è pari a 50 ha, e sarà definita cava attiva. Nel periodo considerato sono stati completati i lavori di scavo per la realizzazione del bacino. Al termine dei lavori era previsto il recupero naturalistico dell'area con zone umide.

Lo studio si è protratto dal 1999 al 2003 ed è stato effettuato durante il periodo riproduttivo, da marzo a luglio, con cadenza quindicinale (Gillian *et al.* 1998); è stato individuato un transetto standard (2.4 km) con 7 punti di osservazione e ascolto fissi (Bibby *et al.* 1992) per monitorare sia le aree di cava attiva che quelle non interessate da escavazione, localizzando i nidi presenti; sopralluoghi sono stati effettuati in cava per accertare eventuali nidificazioni non visibili dal transetto. La falda acquifera è stata monitorata a cadenza mensile per tutto il periodo di coltivazione e ripristino mediante 5 piezometri disposti uniformemente all'interno della Cassa di Valle (Baldi e Picinotti 1998), inoltre sono stati raccolti dati circa i punti di affioramento della falda in superficie.

Risultati e discussione - Sono state individuate 14 specie nidificanti in cava attiva, di cui 9 d'interesse conservazionistico (Tucker e Heath 1994, Gustin *et al.* 2000) e gestionale:

Himantopus himantopus (n_{max} 42 cp.), *Burhinus oedicnemus* (n_{max} 13 cp.), *Charadrius dubius* (n_{max} 10 cp.), *Vanellus vanellus* (n_{max} 15 cp.), *Sterna hirundo* (n_{max} 27 cp.), *Caprimulgus europaeus* (n_{max} 1 cp.), *Merops apiaster* (n_{max} 32 cp.), *Riparia riparia* (n_{max} 180 cp.), *Oenanthe oenanthe* (n_{max} 1 cp.). In caso di minaccia ai nidi da parte dei mezzi per l'estrazione del materiale litoide sono stati presi opportuni provvedimenti volti a minimizzare l'impatto sui nidificanti consentendo, nei limiti del possibile, la continuazione delle attività estrattive.

Il monitoraggio ha evidenziato l'emersione della falda in un'area in cui era previsto un ripristino a prateria xerofila; mediante una variante al progetto iniziale la tipologia di ripristino per l'area in oggetto è stata modificata in una zona umida, senza variare i volumi di scavo, ottenendo una rinaturalizzazione più efficace.

In conclusione si può affermare che gli ambiti di cava attiva nei pressi di corsi d'acqua, qualora si vengano a creare ambienti di transizione e comportino l'affioramento della falda acquifera, possono risultare ambienti di particolare valore per specie d'interesse conservazionistico e gestionale. Il monitoraggio faunistico di queste aree permette d'individuare tempestivamente eventuali emergenze naturalistiche, consentendo d'adottare le necessarie misure di tutela e prevenzione per la protezione dei nidificanti, in accordo con le esigenze delle ditte coltivatrici. Esso consente inoltre di migliorare l'efficacia degli interventi di rinaturazione previsti a livello progettuale mediante opportune varianti in corso d'opera, evitando così discrepanze tra le fasi progettuali e quelle attuative.

Ringraziamenti - Ringraziamo l'Amministrazione Comunale di Montechiarugolo, T. Filippi, le Ditte Coltivatrici, G. Govi e l'AIPO per la costruttiva collaborazione.

Bibliografia - Baldi M, Picinotti FF 1998. Piano Particolareggiato di iniziativa privata per l'Attività Estrattiva "Cassa di Valle". Comune di Montechiarugolo • Bibby CJ *et al.* 1992. Academic Press • Gillian G, Gibbons DW, Evans J 1998. RSPB • Gustin M *et al.* 2000. Regione Emilia-Romagna • Tucker GM, Heath MF 1994. BirdLife International.

Dimensioni, distribuzione e turnover delle colonie di beccapesci *Sterna sandvicensis* in laguna di Venezia: 10 anni di osservazioni

FRANCESCO SCARTON¹, ROBERTO VALLE²

¹ SELC Società Cooperativa, via dell'Elettricità 5/d, I-30175 Marghera (VE) (scarton@selc.it); ² via Monte Grappa 66, I-30175 Mestre (VE)

Dal 1995 il beccapesci *Sterna sandvicensis* nidifica in laguna di Venezia (Scarton e Valle, 1998 e 2000) e da quell'anno le colonie vengono regolarmente censite. Di seguito si presentano dati, relativi al decennio 1995-2004, su dimensioni, distribuzione e indice di ricambio delle colonie.

Area di studio e metodi - Tutto il bacino lagunare aperto all'espansione di marea (circa 41000 ha, di cui solo 3700 costituiti da barene utilizzabili come sito di nidificazione) è stato controllato ogni anno nel periodo aprile-agosto 1989-2004, mediante uscite in barca ripetute 10-15 volte per ogni anno. Le colonie sono state visitate almeno tre volte in ciascuna stagione riproduttiva, conteggiando i nidi con presenza di uova e/o nidiacei. L'ubicazione delle colonie è stata riportata su cartografia digitalizzata ed alcuni parametri morfologici (distanza dal mare, distanza intercolonica) calcolati con l'ausilio del software ArcGis.

Risultati - La popolazione di beccapesci è aumentata, quasi costantemente, da 202 coppie nel 1995 (anno di primo insediamento in laguna) a 746 coppie nel 2003, per poi diminuire nel 2004 (Tab. 1). Il trend che ne risulta è statisticamente significativo (Spearman $r = 0.82$, $P < 0.01$). Nel 2002, ultimo anno per il quale è disponibile una stima nazionale (Brichetti, com. pers.), la popolazione lagunare costituiva circa un terzo di quella nazionale.

Delle 20 colonie censite, tutte (a parte un sito vallivo utilizzato una sola volta; Tiloca, com. pers.) erano localizzate in un settore della laguna meridionale di circa 5500 ettari. Il beccapesci ha sempre nidificato in compresenza di una o più specie di altri Sternidi o Laridi quali il gabbiano comune *Larus ridibundus*, la sterna comune *Sterna hirundo* ed il fratello *Sterna albifrons*. Regolare anche la presenza di avocetta *Recurvirostra avosetta*, cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus*, pettegola *Tringa totanus*, mentre del tutto saltuaria quella di gabbiano corallino *Larus melanocephalus* e sterna di Rüppell *Sterna bengalensis*.

Sono stati utilizzati per la nidificazione nove siti differenti: di questi, otto sono costituiti da barene ed uno da argini interni ad una valle da pesca. Dal 1995 al 1999 si è avuto un solo sito di nidificazione, successivamente da due a quat-

tro siti per anno. Solo un sito è stato occupato ininterrottamente per tutti e dieci gli anni, ma il numero di coppie che si sono qui riprodotte costituisce circa il 65% del totale per l'intero periodo di censimento. L'indice di ricambio (Fasola 1986), espresso come media annuale, è risultato pari a 0.36. La scarsa fedeltà al sito di nidificazione, spesso citata per altre aree costiere (Sadoul *et al.* 1996, Mavor *et al.* 2004), non appare quindi confermata per la laguna di Venezia. Un secondo sito è stato utilizzato due anni (4% delle coppie), ed i rimanenti sette per un solo anno ciascuno. Le dimensioni delle colonie sono risultate comprese tra 12 e 650 coppie, con media (\pm DS) di 251 ± 185.1 e mediana di 201. Dal 2000 al 2004 le dimensioni delle colonie non sono mutate significativamente da un anno all'altro (Kruskall-Wallis test; $X^2_{4,9} = 0.93$; $P > 0.05$). La distanza tra due colonie contemporaneamente attive è risultata compresa tra un minimo di 862 m (2001) ed un massimo di 8881 m (2003), con una media di 5229 ± 3073 m. Nel periodo 2000-2004 la distanza media tra colonie non è variata in misura statisticamente significativa (ANOVA: $F_{4,10} = 0.39$, $P > 0.05$).

Infine, poiché i beccapesci si alimentano prevalentemente nelle acque marine limitrofe alla laguna di Venezia (oss. pers.), si è voluto verificare se le dimensioni delle colonie variassero in funzione della loro minima distanza dal litorale, costituito nell'area di studio dall'isola di Pellestrina. Le distanze sono risultate comprese tra 4495 m e 11000 m, con media di $7446 \text{ m} \pm 2003 \text{ m}$. La correlazione osservata, benchè negativa, non è risultata statisticamente significativa ($r = -0.36$, $P > 0.05$).

Ringraziamenti - Un particolare ringraziamento a S. Borella e D. Smania per la collaborazione in campo; P. Brichetti e G. Tiloca hanno cortesemente fornito dati inediti. Parte dei dati sono stati raccolti nell'ambito di progetti finanziati dal Ministero II.TT - Magistrato alle Acque di Venezia tramite il suo concessionario Consorzio Venezia Nuova.

Bibliografia - Fasola M 1986. Suppl. Ric. Biol. Selv. 11 • Mavor RA *et al.* 2004. JNCC, UK Nature Conservation, No. 28 • Sadoul N *et al.* 1996. Colonial Waterbirds 19: 46-58 • Scarton F, Valle R 1998. Lavori Società Veneziana Scienze Naturali 23: 37-42 • Scarton F, Valle R 2000. Riv. ital. Orn. 70: 143-148.

Tabella 1 - Beccapesci censiti nelle colonie della laguna di Venezia, 1995-2004 (numero totale di coppie).

Anni	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
Coppie	202	385	410	370	570	563	686	476	746	604

Evidence of little correlation between redshank *Tringa totanus* breeding density and morphological or vegetation characteristics of Venice lagoon (Italy) saltmarshes

FRANCESCO SCARTON¹, ROBERTO VALLE²

¹ SELC Società Cooperativa, via dell'Elettricità 5/d, 30175 Marghera VE (scarton@selc.it); ² via Monte Grappa 66, 30175 Mestre VE

The saltmarshes of the Venetian lagoon host the largest concentration of nesting redshanks *Tringa totanus* around the Mediterranean, with about 1000 pairs counted in 1993 (Valle e Scarton 1996). In 2001, a new survey of breeding redshanks was made (Scarton e Valle 2004). We used data collected during this work to investigate possible correlations between breeding pair density and some morphological or vegetation characteristics of the breeding sites.

Study area and methods - The lagoon of Venice with its 55000 ha is the largest around the Mediterranean and includes about 3,700 ha of saltmarshes. The halophytes occurring in these saltmarshes may be grouped in species of "high" marsh (*Halimione portulacoides*, *Inula crithmoides*), "medium" marsh (*Sarcocornia fruticosa*, *Limonium narbonense*, *Puccinellia palustris*, *Juncus* sp.) and "low" marsh (*Spartina maritima*, *Salicornia* sp.).

The whole saltmarsh area of the Venice lagoon, was divided in 328 census units (CU), each one embracing one or more adjoining intertidal islets. These CU had a mean surface of 8.9 ± 20 ha. Every CU was visited once in the period 15th May-15th June 2001, which corresponds to the peak period of laying in Venice lagoon (Hale *et al.*, in press); repeated visits were not possible due to logistical constraints. The occurrence of non breeders may be excluded, on the ground of our field experience. At a second level of spatial organisation, several adjoining CU were grouped in one larger census areas (CA); the resulting 16 CA ranged in size between 650 and 3918 ha. Using digitalized maps of the lagoon and a recent vegetation mapping available for half of the study area we measured, using the ArcGis software, the following extensions for each CA (vegetation data were available only for 11 of them): a) area of saltmarshes (not including tidal creek and pond area), b) extension of surface covered with 1) *S. maritima*, 2) *Salicornia veneta*, 3) *L. narbonense* + *P. palustris*, 4) *S. fruticosa*, 5) *H. portulacoides*, c) area of tidal creeks and ponds, d) area of tidal flats (with an elevation between 0 and -0.30 m).

Results and discussion - The minimum number of breeding pairs estimated in 2001 was 1588. About 75% of pairs were

found in the southern lagoon; in particular, just three CA hosted about 60% of the whole population. In the saltmarshes inside these last three CA, several colonies of seabirds (black-headed gull *Larus ridibundus*, common tern *Sterna hirundo*, sandwich tern *Sterna sandvicensis*, little tern *Sterna albifrons*) regularly occur. Redshank nests together with these seabirds, with colonies up to 150 pairs. Compared to the 1993 estimate, the new survey suggests a marked increase of about 60%. Mean density of breeding pairs was 43.7/100 ha of saltmarshes; among the CA, density ranged between 6.3 and 104.9 pairs/100 ha. These values are comparable with those observed at several coastal sites in northern or central Europe (Brindley *et al.* 1998, Kleijn *et al.* 2001).

Relating density of breeding pairs with morphological or vegetation characteristics of CA showed only one highly significant correlation (Spearman $r = 0.74$, $p < 0.01$), i.e. that with extension of tidal flats. Breeding density did not correlate with saltmarsh area *per se*, surface covered with vegetation, tidal creek + pond area. Indeed, a negative relationship, though not significant, was observed with this last variable. With regard to the type of vegetation coverage, breeding pairs density increased, but not significantly, with the area covered with either *S. fruticosa* or *S. maritima*, whereas it significantly decreased considering extension of saltmarsh covered with the other halophytes. The observed increase of breeding pair density with the area of surrounding tidal flats is most likely linked to the use of this habitat as feeding area. We suggest other variables must be considered in further analysis, notably the co-occurrence at nesting sites of nesting seabirds and prey abundance or availability.

Acknowledgments - The survey was part of a project financed by Consorzio Venezia Nuova, on behalf of Magistrato alle Acque di Venezia-Ministry of Public Works. Prof. W.G. Hale kindly revised the manuscript.

References - Brindley E *et al.* 1998. Biol. Cons. 86: 289-297 • Hale WG *et al.* in press. Bull. Brit. Orn. Club • Kleijn D *et al.* 2001. Nature 413: 723-725 • Scarton F, Valle R 2004. IWSG, Annual Conference 2004, Papenburg, Germany: 87 • Valle R, Scarton F 1996. Wader Study Group Bulletin 81: 66-70.

Monitoraggio e ciclo annuale della comunità ornitica acquatica nell'Oasi Lago Salso (ex Daunia Risi), Parco Nazionale del Gargano

ROCCO SORINO^{1,2}, STEFANO BENEDETTO², MATTEO CALDARELLA¹, VINCENZO RIZZI¹

¹ LIPU Oasi Lago Salso, SS 159 Km 7.7, I-71043 Manfredonia (FG) (rosorino@tin.it); ² Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, via Orabona 4/a, I-70125 Bari

La pianificazione e la realizzazione di un programma di monitoraggio durevole risulta di fondamentale importanza per la valutazione nel tempo sia dello status delle specie che della qualità ambientale. Gli uccelli rappresentano degli ottimi indicatori ecologici della qualità degli habitat (Hilty e Merelender 2000, Van Horne 1983). Si presentano qui i primi dati di monitoraggio sulla comunità ornitica dell'Oasi Lago Salso con lo scopo di evidenziare le eventuali variazioni temporali dei parametri che descrivono la struttura della comunità e di valutare il ruolo del biotopo durante l'alternarsi delle stagioni.

Area di studio e metodi - L'Oasi Lago Salso è situata nella porzione meridionale del Parco Nazionale del Gargano. L'area umida, con una superficie di circa 500 ha, è alimentata da un canale artificiale del fiume Cervaro. Attualmente, l'area non è interessata da programmi gestionali tesi sia alla regolamentazione dei prelievi per il mantenimento di opportuni livelli idrici che alla gestione del canneto.

Lo studio sulla comunità ornitica acquatica è stato svolto mediante conteggi effettuati tramite osservazione diretta utilizzando un transetto della lunghezza di 6.8 km e tre punti fissi (altane e capanni). I dati sono stati raccolti con periodicità settimanale durante il biennio 2002-03 e 2003-04. I parametri e gli indici utilizzati nella descrizione della struttura della comunità sono i seguenti: *ricchezza mensile* (r); *ricchezza totale* (S); *abbondanza* (n); *abbondanza relativa* (π); *indice di dominanza* (Id , Wiens 1975); *diversità* (indice di Shannon H'); *equiripartizione* (J' , Pielou 1966).

Risultati e discussione - Nel corso della ricerca durante il periodo 2002-03, la ricchezza mensile (r) è oscillata da un minimo di 12 specie in settembre ad un massimo di 27 a febbraio, con un valore annuale complessivo (S) di 42 specie. L'abbondanza (n) di alcune specie più osservate, descritta come numero massimo di individui contattati, è stata per *Numenius arquata* pari a 300, per *Calidris alpina* $N = 300$, per *Aythya ferina* $N = 1007$ e per *Anas penelope* $N = 872$. La comunità ornitica mostra i valori più elevati di diversità mensile ($H' = 2.8$) in agosto. La diversità (H') complessiva annuale è stata pari a 2.7. La comunità ornitica nidificante costituita da 15 specie, presenta valori di diversità (H') pari a 2.8 e di equiripartizione (J') pari a 0.7.

Nel corso del secondo anno di indagine (2003/04) la ricchezza mensile (r) è oscillata da un minimo di 15 specie ad ottobre ad un massimo di 23 nel mese di aprile, con un valo-

re annuale complessivo di 34 specie. L'abbondanza (N) è stata per *Phalacrocorax carbo* di 310, per *Aythya ferina* $N = 1000$, per *Anas crecca* $N = 400$ e per *Anas strepera* $N = 295$. Il massimo valore di diversità mensile ($H' = 3.27$) si è avuto nel mese di giugno. Il valore di H' complessivo annuale è stato pari a 2.9. La ricchezza specifica S della comunità nidificante è stata di 15 specie, la diversità (H') pari a 3.04 e l'equiripartizione (J') pari a 0.8. In Fig. 1 sono riportati i valori medi di r e di H' riferiti al biennio di studio.

L'analisi dei dati, riferita al biennio di indagine, ha evidenziato come i diversi valori della ricchezza mensile (r) e della ricchezza totale annuale (S) sono determinati dalle variazioni delle condizioni locali, come per esempio i livelli idrici e la piovosità che condizionano l'utilizzo del biotopo da parte delle specie. Ad esempio, nel periodo 2002-03 l'elevato numero di specie di limicoli è stato determinato dalle abbondanti piogge che hanno allagato i seminativi e i prati-pascoli adiacenti la palude, creando un habitat idoneo per queste specie. Durante il periodo riproduttivo, nei due anni di indagine, il numero di specie nidificanti si è mantenuto costante, ma i valori di massima eterogeneità dei popolamenti sono stati registrati nel 2004.

Bibliografia - Hilty J, Merelender A 2000. Biol. Cons. 92: 185-197 • Pielou EC 1966. J. Theor. Biol. 13: 131-144 • Shannon CE, Weaver W 1963. Illinois University Press, Urbana • Van Horne B 1983. J. Wild. Manage 47: 229-248 • Wiens JA 1975. Proc. Symp. Manag. Forest Range Habitats Nongame Birds, Tucson, USDA.

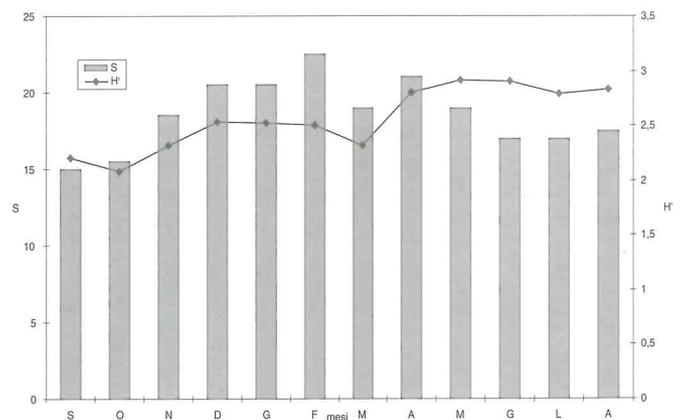


Figura 1 – Andamento dei valori medi di ricchezza (S) e di diversità (H') durante il biennio 2002/03-2003/04.

Ciclo annuale e nidificazione dell'oca selvatica *Anser anser* nell'Oasi Lago Salso (Manfredonia, FG)

ROCCO SORINO¹, STEFANO BENEDETTO², MATTEO CALDARELLA¹, VINCENZO RIZZI¹

¹ LIPU-Oasi Lago Salso, SS 159 Km 7.7, I-71043 Manfredonia (FG) (rosorino@tin.it); ² Dipartimento di Zoologia, Università di Bari, via Orabona 4/a, I-70125, Bari

L'oca selvatica *Anser anser* in Italia è specie di passo-svernante e sedentaria-nidificante. La popolazione nidificante attuale è frutto di azioni di reintroduzione avvenute nelle zone umide comprese tra la foce del fiume Isonzo e il fiume Tagliamento in Friuli-Venezia Giulia (Utmar e Perco 1995). La prima nidificazione di oca selvatica nell'Oasi Lago Salso è stata accertata nella primavera del 2004.

Area di studio e metodi - L'Oasi Lago Salso è situata nella porzione meridionale dell'area protetta del Parco Nazionale del Gargano, nel territorio comunale di Manfredonia (FG). L'area umida, con una superficie di circa 500 ha, è caratterizzata prevalentemente da una vegetazione a *Phragmites australis* e *Typha* spp.; solo in un'area, denominata Valle Alta, il canneto è associato a *Juncus subulatus* e a *Scirpus maritimus*. Nell'ambito di un programma di monitoraggio della diversità e di studio del ciclo annuale della comunità di uccelli acquatici sono stati effettuati conteggi mensili nel 2003 e nel 2004.

Risultati e discussione - L'oca selvatica nell'Oasi Lago Salso è risultata, durante il biennio di studio, specie svernante e nidificante. Nel periodo di svernamento del 2003 il numero massimo di individui contattati è stato pari a 2 mentre nell'inverno del 2004 è risultato essere pari a 16 (Fig. 1). Nel periodo riproduttivo del 2003, dalle osservazioni compiute, la specie era stata considerata come nidificante probabile. Infatti, nel mese di giugno sono stati osservati sette individui, due adulti e cinque con piumaggio tipico della classe giovanile. La certezza della nidificazione di una coppia di oca selvatica è stata verificata nella primavera del 2004: nel mese di aprile sono stati rilevati due adulti e quattro piccoli (*downy young*) e successivamente gli adulti con sette piccoli. Nei mesi successivi, da maggio a luglio, sono stati osservati gli adulti con cinque giovani in attività di alimentazione e di riposo nell'Oasi Lago Salso. La tipologia ambientale

utilizzata dalla coppia nidificante è stata la Valle Alta: l'idoneità del sito è garantita sia dalla presenza di un isolotto utilizzato per la nidificazione e il riposo, sia da vegetazione emergente, costituita da *Phragmites australis* e da *Scirpus maritimus*, che rappresenta un'importante fonte trofica per la specie.

Si ritiene che, con buona probabilità, gli individui nidificanti siano soggetti di origine selvatica in quanto è stato più volte appurato come le distanze di fuga siano molto elevate ed inoltre, intervistando agricoltori della zona che allevano animali da cortile, non si sono avuti riscontri positivi circa l'allevamento e liberazioni di oche.

Bibliografia - Arrigoni degli Oddi E 1929. Hoepli ed., Milano • Cramp S, Simmons KEL 1977. Ostrich to Ducks. Oxford University Press, Oxford • Utmar P, Perco F 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 22: 323-330.

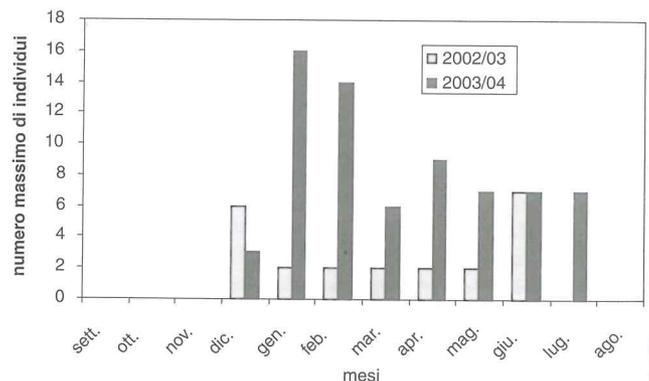


Figura 1 - Andamento della popolazione di oca selvatica *Anser anser* nel biennio 2002/03 - 2003/04 (Oasi Lago Salso, Parco Nazionale del Gargano)

Il prelievo di Anatidi nei laghi artificiali delle province di Firenze e Prato. Composizione in specie e stima del carniere complessivo

MICHELE SORRENTI, DAVIDE RADICE, FRANCESCO BINI

ACMA Associazione Cacciatori Migratori Acquatici, Ufficio Coordinamento Ricerche, via Messina 45, I-20154 Milano (acma_ricerche@yahoo.com)

Dal 1996 l'ACMA ha intrapreso una ricerca sul prelievo di Anatidi compiuto in Italia. In questo lavoro si presentano i risultati riguardanti i laghi artificiali da caccia delle province di Firenze e Prato, dove esiste una rete particolarmente importante di questi biotopi artificiali. Non esistono infatti dati pubblicati sui carnieri di Anatidi, sia in termini di composizione in specie che di entità degli abbattimenti. I dati presentati si riferiscono alla stagione venatoria 2002-03.

Area di studio e metodi - L'area di studio comprende i 33 laghi artificiali da caccia esistenti nelle province di Firenze e Prato. Il valore ornitologico di questi ambienti è stato riconosciuto da vari autori (Sorrenti e Concialini 1996, ACMA 1989, LIPU 1999).

Sono stati contattati i titolari degli appostamenti fissi situati in questi laghi ed è stato chiesto loro di fornire i dati del proprio registro delle catture. La ricerca riguarda le nove specie di anatidi cacciabili in Italia. Sono pervenuti dati da 13 laghi ma solo per 9 era riportata la distinzione per specie. Si è deciso di utilizzare solo questi ultimi. Per la stima del carniere complessivo nei 33 laghi i dati sono stati elaborati secondo una distribuzione di Poisson con intervalli di confidenza al 95%, e sono state quindi calcolate le stime del prelievo nell'intera area di studio. Si ritiene che il campione sia rappresentativo dell'area totale in relazione all'ampiezza, alle tecniche di caccia, al tipo di habitat e di conseguenza all'entità media del carniere ottenuto. I dati sono stati raccolti da personale del mondo venatorio locale, che ha trascritto i dati dai registri personali delle catture propri dei cacciatori dei laghi. Per questo motivo si ritiene che i carnieri indicati siano quelli reali.

Risultati e discussione - I risultati complessivi sono esposti nella Tabella 1. L'alzavola *Anas crecca* è l'Anatide più frequentemente abbattuto (42%). Segue il germano reale *Anas platyrhynchos* (19%). Il fischione *Anas penelope*, il mestolone *Anas clypeata* e il moriglione *Aythya ferina* costituiscono ciascuno circa il 10% delle catture. La stima del totale del carniere compiuto nei 33 laghi dell'area di studio produce il valore medio di 4392 anatidi (4148-4650 IC 95%, Tab. 1). La composizione in specie si differenzia da quella registrata in Lombardia e nelle province interne dell'Emilia Romagna, in cui il germano reale costituisce più del 50% del carniere totale di Anatidi (Sorrenti *et al.* 1999). Le catture di marzaiole sono superiori alla media nazionale (1.3% Sorrenti *et al.* 1999), e sono dovute alla pre-apertura al 1 settembre che ha luogo in queste province. Si dimostra un ruolo importante dei laghi per la presenza di Anatidi migratori.

Ringraziamenti - Si ringrazia l'Associazione Lagaioli Toscani nella persona del Presidente Mario Cantini.

Bibliografia - Sorrenti M, Concialini A 1996. Gibier Faune Sauvage Wildl. 13: 959-965 • ACMA 1989. Delegazione toscana, FIDC. Le zone umide e la loro avifauna. Firenze 219 pp • LIPU 1999. L'Altra piana. Avifauna e ambienti naturali tra Firenze e Pistoia. Firenze • Sorrenti M, Concialini A, Fasoli G 1999. Proc. XXIV Congr. Internat. Union Game Biol., Thessaloniki Greece • Sorrenti M *et al.* 1999. Atti IV Congr. Naz. Biol. Selvaggina, INFS Bologna 1999.

Tabella 1 – Risultati complessivi ed stima del carniere totale dell'area.

Specie	Aree campione (N = 9)			Area totale (N = 33)	
	Media ± DS	Totale	Percentuale	Totale	LC 95% (Min-Max)
<i>Anas crecca</i>	56.9 ± 40.6	512	42%	1878	(1719-2046)
<i>Anas platyrhynchos</i>	25.1 ± 19.8	226	19%	828	(723-944)
<i>Anas penelope</i>	12.1 ± 8.4	109	9%	399	(327-482)
<i>Anas acuta</i>	1.6 ± 1.7	14	1.2%	50	(26-86)
<i>Anas querquedula</i>	6.1 ± 8.8	49	4.1%	178	(132-238)
<i>Anas clypeata</i>	14.8 ± 10.3	118	9.8%	432	(356-518)
<i>Anas strepera</i>	2.2 ± 2.2	20	1.7%	73	(43-112)
<i>Aythya ferina</i>	14.2 ± 13.9	128	10.7%	469	(393-558)
<i>Aythya fuligula</i>	2.4 ± 3.7	22	1.8%	79	(50-122)
Totale	133.1 ± 81.9	1198	100%	4392	(4148-4650)

*Cambiamenti ambientali:
effetti a livello
di specie e popolazioni*



04 

Avifauna and landscape dynamics: the case of Mediterranean fire-prone areas

ROGER PRODON

Laboratoire de Biogéographie et Ecologie des Vertébrés, Ecole Pratique des Hautes Etudes, Université Montpellier-2, Case 94, Place Eugène Bataillon, F-34095 Montpellier cedex 5 (prodon@univ-montp2.fr)

In Mediterranean Europe, the decrease of extensive breeding and abandonment of marginal cultivations, together with the population shift from rural areas to large towns, constitute a syndrome called in French “déprise rurale”. This trend, which began in the early XXth century, results in an ever-increasing contrast between cultivated and urbanized plains on the one hand, and abandoned background slopes (hinterlands; in French “arrières-pays”) on the other. The encroachment of hillsides and poor substrates by ligneous vegetation leads to the disappearance of dry grasslands and to the closure of the landscape. But the resulting woody secondary formations are particularly fire-prone. Despite costly fire-fighting official politics, statistics do not reveal any evident decrease of the mean surface area burned annually in the last decades in southern Europe. So, at relatively wide spatial and/or temporal scales, wildfires cannot be considered as accidental and avoidable events, but rather as recurrent disturbances. Both from a fundamental and from a conservation point of view, we must consider the problem of the consequences of these two antagonistic landscape dynamics (the progressive closure vs. the brutal opening of the landscape) for the dynamics and the diversity of the avifauna.

The abandonment of formerly grazed or cultivated areas, or the burn of woody formations, both result in what is classically called ecological successions, whose the term is normally a forest stage. We will first look at the consequences of landscape closure after land abandonment on the conservation value of the breeding avifauna in a Mediterranean landscape. Then, quantifying the community dynamics with multivariate statistics, we will measure the resilience of the ecosystem after a fire – i.e., its ability to return to its former state – through the response of the avifauna, evaluating the time necessary for this recovery. Examples will be given for

typical Mediterranean formations (“macchia” and evergreen *Quercus* stands). The consequences of this type of disturbance on bird diversity and conservation will be discussed taking into account the context of increasing landscape closure.

Island ecosystems and organisms are often considered to be particularly sensitive to perturbations, so that the problem of fire may be a priori considered of particular importance for island populations. The postfire dynamics of bird community was studied in Corsica, with particular consideration to island endemics like *Sylvia sarda* and *Sitta whiteheadi*. Wildfires are not unfavourable to the population of the first species, but they constitute a real threat for the Corsican nuthatch.

In conclusion, landscape dynamics is one of the main factor controlling bird communities in Mediterranean terrestrial habitats. Wildfires constitute a threat for certain bird populations, but they can also have positive consequences for others. In fact, the inexorable closure of non-cultivated areas represents a more serious threat for the global biodiversity than the wildfires. In non-cultivated rural areas, maintaining sufficient surfaces of open vegetation appears as a necessity to conciliate (i) the requirements of fire prevention and of fire-fighting (fuel breaks), (ii) the need of a minimum degree of landscape diversity for the public, and (iii) the conservation of rare species characteristic of the open-habitats. We will also show that controlled burning can also constitute in certain cases a conservation-oriented technique of land management. More generally, the management of Mediterranean depopulated interlands represents a challenge for the conservation of the non-forest part of the south-European biodiversity in the new millennium.

Paesaggi mediterranei e avifauna: loro interazioni, dinamiche e conservazione attraverso l'impiego dei paradigmi dell'ecologia del paesaggio

ALMO FARINA

Istituto di Ecologia e Biologia Ambientale, Università di Presso Campus Scientifico-Sogesta, Località Crocicchia, I-61029 Urbino (farina@uniurb.it)

Le profonde e repentine modificazioni che l'uomo ha prodotto in questi ultimi decenni in molti sistemi ambientali hanno determinato cambiamenti radicali in numerose espressioni della biodiversità. Rarefazioni, estinzioni, invasioni ed espansioni sono alcuni processi demografici emergenti che ne sono derivati, ma un "debito ecologico" di ancora non facile valutazione dovrà probabilmente essere pagato dai sistemi ambientali nel futuro prossimo.

Da questo quadro che resta confuso ed incerto, lo studio delle dinamiche del paesaggio, inteso come insieme di mosaici geo-botanici e di habitat associati e come insieme di elementi abiotici e biotici che in varia misura sono percepiti dagli organismi, appare un approccio efficace per tentare di dare delle risposte di tipo gestionale applicato alla conservazione, recupero, e valorizzazione della diversità biologica ed ecologica.

Solo di recente il paesaggio è stato riconosciuto come soggetto ecologico di prima grandezza contendendo all'ecosistema l'attenzione degli ecologi. Con l'utilizzo del paradigma del paesaggio, l'habitat diventa il descrittore di patch funzionali immerse in una matrice a diverso grado di ostilità.

Sebbene lontana da consolidate basi epistemologiche, l'ecologia del paesaggio appare oggi la frontiera di molti studi ecologici ed in particolare di quelli che utilizzano l'avifauna come gruppo animale di interesse.

Con questo contributo si intende presentare l'importanza e quindi l'efficacia dell'ecologia del paesaggio quando ap-

plicata alle problematiche di studio e di conservazione dell'avifauna, in particolare negli ambienti mediterranei.

Per questo l'intervento sarà articolato in tre parti:

Nella prima parte saranno introdotti i principi fondativi dell'ecologia del paesaggio attraverso la descrizione di paradigmi e metodologie distinguendo un approccio "ecosistemico" da un approccio "cognitivo".

Nella seconda parte saranno presentati i fenomeni legati al cambiamento ambientale, sia in termini di cambiamenti dell'uso del territorio sia in termini di cambiamenti climatici. Saranno discusse le principali cause di tali cambiamenti nell'area mediterranea focalizzando in particolare sui driver socio-economici, evidenziando inoltre il ruolo dei paesaggi culturali come espressione di realtà ambientali con una differente ontogenesi ed influenza per la conservazione dell'avifauna.

Nella terza parte saranno affrontati i temi dello sviluppo disciplinare dell'ecologia del paesaggio come strumento innovativo per lo studio dell'avifauna. In particolare saranno evidenziate le nuove linee di pensiero che tentano di integrare molte separate conoscenze ecologiche oggi disponibili ma non altrettanto efficacemente applicabili nella pratica della conservazione ambientale e dell'avifauna in particolare. Per questo il pensiero sistemico coniugato all'ecologia semantica sarà esplicitato attraverso l'ipotesi dell'eco-field e sue opportune esemplificazioni.

Cambiamenti selvicolturali e riproduzione di cinciarella *Parus caeruleus* e cinciallegra *Parus major*

BRUNO MASSA, BENIAMINO MARGAGLIOTTA

Stazione Inanellamento c/o Dipartimento SENFIMIZO, Università di Palermo, viale Scienze 13, I-90128 Palermo (zoolappl@unipa.it)

Habitat forestali di qualità superiore dispongono di risorse più ricche e consentono agli uccelli insettivori di produrre una prole numericamente più abbondante con uno sforzo di foraggiamento pari o minore. Questo studio presenta un interessante caso di rapporto tra qualità dell'habitat ed andamento della riproduzione.

Area di studio e metodi - Lo studio è stato realizzato nel Demanio di S. Stefano di Quisquina (Agrigento) in tre habitat contigui, un querceto (*Quercus ilex* e *Q. pubescens*), un rimboschimento di conifere (*Pinus*, *Cupressus*, *Cedrus*) ed un rimboschimento in trasformazione (*Pinus*, *Cedrus*, *Quercus*, *Fraxinus*, *Acer*, *Ulmus*). In aprile-giugno degli anni 1993-2004 (1997-2004 nel rimboschimento in trasformazione) sono state controllate le cassette-nido, ottenendo: 1) data di deposizione; 2) dimensione della covata; 3) numero di pulcini involati. L'attività delle cince in alcuni nidi del querceto e del rimboschimento è stata registrata mediante una telecamera, che ha consentito di conoscere il tasso d'imbeccata, il tipo e la dimensione delle prede, calcolata in rapporto alla lunghezza del capo delle due specie di cince.

Risultati e discussione - Complessivamente è stato controllato l'andamento di 760 riproduzioni di cinciarella *Parus caeruleus* e cinciallegra *Parus major* (Tab. 1). La deposizione delle due specie è stata estremamente sincrona, con differenze nei tre habitat. L'analisi statistica (ANOVA) conferma differenze significative tra i due habitat estremi. Nel rimboschimento in trasformazione si è osservata una tendenza nel corso degli otto anni ad anticipare la data di deposizione. La dimensione della covata è risultata maggiore nel querceto, intermedia nel rimboschimento in trasformazione, minore nel rimboschimento (differenze significative per le due specie). Il numero di giovani involati è risultato più alto nel querceto, intermedio nel rimboschimento in trasformazione

e minore nel rimboschimento (differenze significative). Il numero medio d'imbeccate/ora della cinciarella è risultato simile nel querceto (54 ± 25.5) e nel rimboschimento (50.1 ± 16.8); essendo però più alto il numero di pulcini nel querceto, il numero medio d'imbeccate/pulcino nel rimboschimento è risultato maggiore che nel querceto (rispettivamente 8.47 ± 2.94 e 7.24 ± 3.22 ; $t = 3.99$, $P < 0.001$, $N = 398$). Nel rimboschimento le prede portate ai pulcini sono risultate di taglia maggiore (rispettivamente 14.75 ± 1.53 e 13.39 ± 4.17 mm; $t = 4.33$, $P < 0.001$, $N = 398$). Il numero medio d'imbeccate/ora della cinciallegra è risultato più alto nel querceto (23.5 ± 9.84) che nel rimboschimento (15.19 ± 8.25) ($t = 9.15$, $P < 0.001$, $N = 398$); anche in questo caso il numero medio di pulcini è più alto nel querceto, e di conseguenza il n° medio d'imbeccate/pulcino nel rimboschimento è risultato maggiore che nel querceto (rispettivamente 3.16 ± 1.16 e 2.76 ± 0.98 ; $t = 3.72$, $P < 0.001$, $N = 398$). Nel rimboschimento le prede portate ai pulcini sono risultate di taglia nettamente maggiore (rispettivamente 30.25 ± 3.88 e 21.19 ± 5.61 mm; $t = 18.74$, $P < 0.001$, $N = 398$); la qualità delle prede, come è noto, non dipende tanto dalle dimensioni quanto dai loro nutrienti. Nel complesso si può ragionevolmente ritenere che i costi dei genitori in termini d'energia spesa per l'allevamento dei pulcini sono maggiori nel rimboschimento che nel querceto; poiché il costo dell'allevamento dei pulcini dipende dalla qualità dell'habitat, la trasformazione selvicolturale del rimboschimento, migliorando la qualità dell'habitat, ha consentito nel corso degli anni un graduale abbassamento dei costi delle cince per l'allevamento della prole.

Ringraziamenti - Si ringrazia l'Ispettorato Ripartimentale delle Foreste d'Agrigento che ha permesso la ricerca e l'Assessorato Agricoltura e Foreste Regione Siciliana che l'ha finanziata.

Tabella 1 – Parametri riproduttivi della cinciarella *Parus caeruleus* e della cinciallegra *Parus major* in tre habitat forestali coniferanti fra loro, con diverso grado di naturalità. La data di deposizione è espressa in numero di giorni trascorsi dal 1° gennaio.

Specie/habitat	Data di deposizione				Dimensione della covata			N di giovani involati		
	anni	media	DS	N	media	DS	N	media	DS	N
<i>P. caeruleus</i> /rimboschimento	1993-2004	126.1	5.9	93	6.1	1.2	93	3.8	1.6	74
<i>P. caeruleus</i> /rimboschimento in trasformazione	1997-2004	122.4	6.6	72	7.1	1.5	71	5.4	2.3	52
<i>P. caeruleus</i> /querceto	1993-2004	110.3	7.6	293	8.7	1.6	294	7.5	2.3	262
<i>P. major</i> /rimboschimento	1993-2004	126.5	6.2	82	6.3	1.1	74	3.9	1.8	51
<i>P. major</i> /rimboschimento in trasformazione	1997-2004	123.1	7.3	60	6.4	1.2	60	5.4	1.5	50
<i>P. major</i> /querceto	1993-2004	110.4	6.2	160	8.0	1.3	161	7.0	2.0	149

Effetti di variazioni termoclimatiche sui parametri riproduttivi di una popolazione alpina di passera lagia *Petronia petronia*

GIANPALMO VENUTO¹, GIACOMO TAVECCHIA², ESTER TAVERNITI¹, TONI MINGOZZI¹

¹ Dipartimento di Ecologia, Università della Calabria, P.te Bucci, Cudo 4b, I-87036 Rende (CS) (g.venuto@hotmail.com); ² Institute of Mathematics and Statistics, University of Kent, Canterbury CT27NF, UK

I fattori climatici e le loro variazioni esercitano un'influenza primaria sulla presenza-assenza e, più in generale, sui *life-history traits* di ogni organismo (Hughes 2000, McCarty 2001). Tra gli uccelli, in particolare, le variazioni climatiche agiscono sui limiti d'areale (Burton 1995, Thomas e Lennon 1999), sulla fenologia migratoria o riproduttiva (Brown *et al.* 1999, Sillett *et al.* 2000, Root *et al.* 2003, Crick e Sparks 1997), sul successo riproduttivo e la sopravvivenza (Jarvinen 1989, Li e Brow 1999, Moss *et al.*, 2001, Ontiveros e Pleguezuelos 2003, Tyler e Green 2004), condizionando i *patterns* di distribuzione-abbondanza di specie e popolazioni (Parmesan e Yohe 2003). Nel presente lavoro si analizza l'influenza esercitata dalle variazioni termiche su fenologia e successo riproduttivi di una popolazione di passera lagia, nidificante in una stazione di ricerca dell'alta Val di Susa (TO), ai limiti eco-geografici d'areale della specie (Mingozzi *et al.* 1994).

Area di studio e metodi - L'area di studio si localizza in uno dei settori a più forte indice di continentalità climatica delle Alpi piemontesi (pluviometria media annuale tra 600 e 700 mm). Estesi prati da sfalcio e pascoli (*Arrenatereti* e *Festuco-brometeti*), espressione delle pratiche agropastorali tradizionali, caratterizzano i versanti esposti a sud. La stazione di ricerca è costituita da due centri abitati (San Sicario, 1570 m; Champlas Janvier, 1870 m) a 3.1 km di distanza in linea d'aria.

La popolazione in studio si riproduce in cassette-nido (in media, 40 cassette/anno). I soggetti componenti la popolazione (73 ind. nel 1994, 33 nel 2004) sono marcati con anelli metallici e di plastica colorata per il riconoscimento individuale ($N = 2046$, anni 1988-2004). Nel presente lavoro si analizzano i dati relativi a 14 anni di studio (1991-2004). L'effetto delle variabili climatiche sui parametri riproduttivi è stato valutato tramite analisi di regressione multipla (*stepwise*) con *software* SPSS 12.01 (© SPSS Inc., USA).

Risultati e discussione - La data di prima deposizione mostra una costante tendenza all'anticipo ($N = 13$; $r_s = -0.813$; $P = 0.001$), ciò che, nell'arco di tempo considerato, si traduce in uno *shift* fenologico di 23 giorni (dal 16 giugno al 23

maggio). Tale tendenza risulta correlata alla temperatura media del mese di maggio ($N = 13$, $F_{1,11} = 12.57$, $P = 0.005$), il cui andamento termico nel periodo mostra un incremento significativo ($N = 13$; $r_s = 0.498$, $P = 0.042$). Una forte correlazione si osserva tra la temperatura media di giugno-luglio, periodo di allevamento dei nidiacei, ed il tasso d'involto ($N = 13$, $R^2 = 0.676$, $F_{1,11} = 22.93$, $P = 0.001$). Nel periodo in esame, la dimensione della covata mostra invece una tendenza negativa significativa ($N = 13$, $r_s = -0.514$, $P = 0.036$) e risulta correlata negativamente con la temperatura media del mese di maggio ($N = 13$, $R^2 = 0.341$, $F_{1,11} = 5.69$, $P = 0.036$).

Nell'area di studio, gli andamenti termici 1991-2004 rivelano una tendenza significativa all'incremento dei valori medi di maggio (ma anche di aprile-giugno e settembre-ottobre); tale tendenza, pur non così significativa negli altri periodi stagionali, si allinea ai modelli di previsto riscaldamento climatico. Gli effetti di queste variazioni termiche su una specie "elio-termofila" come *P. petronia*, nelle condizioni ecologiche limite dell'area di studio, appaiono contrastanti: da un lato positivi, nell'incremento del tasso d'involto, probabile conseguenza di una maggiore disponibilità di risorse trofiche (ortoteri) per l'alimentazione dei nidiacei; dall'altro negativi, nella diminuzione della dimensione media della covata, come probabile conseguenza di un periodo pre-riproduttivo sempre più breve (tempo insufficiente per una dieta idonea all'accumulo di grasso e alla produzione di uova), a sua volta indotto da un inizio stagionale della riproduzione via via anticipato.

Bibliografia - Brown JL *et al.* 1999. Proc. Natl. Acad. Sci. USA 96: 5565-5569 • Burton JF 1995. Birds and Climate Change. A & C Black • Crick HQP, Sparks TH 1997. Nature 399: 423-424 • Hughes L 2000. Tree 15: 55-61 • Järvinen A 1989. Ornis fennica 66: 24-31 • Li SH, Brown JL 1999. The Auk 116: 924-936 • McCarty JP 2001. Conserv. Biol. 15: 320-331 • Mingozzi T *et al.* 1994. Atti VI Conv. It. Orn., Torino, pp. 363-374 • Moss R *et al.* 2001. J. Anim. Ecol. 70: 47-61 • Ontiveros D, Pleguezuelos JM 2003. J. Biogeogr. 30: 755-760 • Parmesan C, Yohe G, 2003. Nature 421: 37-42 • Root TL *et al.* 2003. Nature 421: 57-60 • Sillett TS *et al.* 2000. Science 288: 2040-2042 • Thomas CD, Lennon JJ 1999. Nature 399: 213 • Tyler GA, Green RE 2004. Ibis 146: 69-76.

Influenza degli usi passati del suolo sulla presenza attuale degli uccelli

GUGLIELMO LONDI¹, GUIDO TELLINI FLORENZANO²

¹ Piazza XX Settembre 38, I-59016 Poggio a Caiano (PO) (guglielmolondi@yahoo.it); ² Dipartimento di Biotecnologie Agrarie, Università di Firenze, via G. Borghi 70, I-52011 Bibbiena (AR)

Serie di dati che permettano di valutare, a scala di sufficiente dettaglio geografico, le variazioni nel tempo della comunità ornitica di un dato territorio e di mettere a confronto tali variazioni con le contemporanee modificazioni del paesaggio, sono in genere difficilmente reperibili (Preiss *et al.* 1997, Berthold 2003). Per comprendere dunque le relazioni della comunità ornitica con le variazioni di paesaggio, nell'impossibilità di uno studio diacronico, può essere utile un approccio di tipo sincronico che qui si propone.

Area di studio e metodi - Nel territorio del comune di Bibbiena (Arezzo) abbiamo selezionato 214 punti in aree che risultavano interessate da attività agricola all'esame delle foto aeree del 1955. Nell'intorno (100 m di raggio) di ciascun punto abbiamo rilevato direttamente (nel 2003) e mediante fotointerpretazione (per il 1955 ed il 1976) l'uso del suolo e la copertura della vegetazione. La sovrapposizione dei tre set di dati ha permesso di individuare le dinamiche che hanno interessato l'area attorno a ciascun punto nell'ultimo mezzo secolo, fornendo non solo le tipologie di uso del suolo, ma anche indicazioni sulla loro origine. Si sono potuti così distinguere, ad esempio, i boschi di neoformazione da quelli presenti da almeno un cinquantennio ("boschi vecchi") e individuare le aree un tempo occupate da coltivi alberati oppure da castagneti da frutto (entrambe tipologie oggi quasi del tutto assenti nell'area).

I rilevamenti ornitici sono stati effettuati nel 2003 tramite stazioni di ascolto della durata di 10' visitando una sola volta ogni punto.

Mediante tecniche di regressione (lineare o logistica), abbiamo sviluppato modelli descrittivi per la ricchezza specifica del popolamento ornitico e per la presenza di alcune specie che includessero questi parametri di uso del suolo ("dinamicamente definiti") oltre a parametri morfologici e topografici (altitudine, pendenza ecc.).

Risultati e discussione - Se alcune specie tra quelle prese in esame (ad es. *Picus viridis*, *Passer italiae*) non sembrano sensibili a parametri così definiti, sia la ricchezza specifica che la presenza di altre specie mostrano invece di essere in qualche misura influenzate dall'uso passato del suolo.

L'età del bosco non sembra influire sulla ricchezza specifica, essendo l'effetto della superficie boscata comunque negativo sia nel caso dei "boschi vecchi" che in quello dei boschi di neoformazione. Bisogna sottolineare che qui si indica con il termine "boschi vecchi" quelle aree in cui è presente il bosco da almeno mezzo secolo; non si tratta necessariamente, anzi in realtà quasi mai, di boschi maturi.

Alcune specie tuttavia sembrano rispondere, in qualche misura, all'età del bosco; così ad esempio *Troglodytes troglodytes* predilige specificamente i "boschi vecchi" mentre *Erithacus rubecula* apprezza maggiormente quelli formati tra il 1955 ed il 1976; lo stesso accade per *Parus ater*, limitatamente però ai boschi di impianto artificiale (conifere). Anche le specie che hanno nei confronti del bosco selezione negativa in alcuni casi fanno distinzioni: *Lullula arborea* evita specificamente solo i "boschi vecchi", mostrando pertanto di riuscire ad utilizzare (oltre alle praterie) anche ambienti arbustivi e forestali di neoformazione, mentre *Emberiza calandra* evidenzia una selezione negativa anche per gli ambienti di neoformazione, siano questi boschi o arbusteti.

La presenza di *Sitta europaea* sembra tuttora legata alle zone dove in passato era presente il castagneto da frutto (oggi quasi del tutto scomparso).

Per quanto riguarda gli arbusteti, mentre *Phylloscopus collybita* sembra prediligere tutti quelli formati dopo il 1955, *Sylvia cantillans* mostra una preferenza solo per quelli formati dopo il 1976; e come questa *Emberiza cirrus* sembra prediligere le situazioni più dinamiche (in particolare i coltivi abbandonati dopo il 1976).

Interessante infine come la ricchezza sia maggiore nelle aree che in passato erano coperte da coltivi alberati, e in quei settori dell'area di studio nei quali non sono avvenuti cambiamenti nell'uso del suolo, avendo conservato la struttura di mosaico agricolo tradizionale. Mentre la maggiore ricchezza nelle zone più stabili conferma come in genere ambienti "maturi" ospitano comunità più complesse, l'effetto positivo degli "ex coltivi alberati" potrebbe essere una risposta alla maggiore fertilità di queste situazioni.

Bibliografia - Berthold P 2003. J. Orn. 144: 385-410 • Preiss E *et al.* 1997. Landscape Ecol. 12: 51-61.

Variazioni di areale a media scala: è cambiata la distribuzione degli uccelli nidificanti in Italia dall'Atlante ad oggi?

LORENZO FORNASARI¹, ELISABETTA DE CARLI², LIA BUVOLI², GIUSEPPE LA GIOIA³, GUIDO TELLINI FLORENZANO⁴

¹ DISAT, Università Milano Bicocca, piazza della Scienza, I-10126 Milano (lorenzo.fornasari@unimib.it); ² FaunaViva, via Biringhella 114, I-20125 Milano; ³ Or.Me., via Cap. Ramirez 89, I-73029 Vernole (LE); ⁴ DREAM Italia, via dei Guazzi 31, I-52023 Poppi (AR)

Nel corso degli ultimi decenni sono state messe in luce diverse variazioni di areale e di fenologia di numerose specie di uccelli, da molti autori collegate a cambiamenti climatici su larga scala (cfr. Walther *et al.*, 2001), in molti altri casi spiegabili con alterazioni degli habitat di nidificazione (Tucker e Heath 1994). Il programma di monitoraggio MITO2000, basato sull'esplorazione sistematica del territorio nazionale, costituisce un campione di dati recenti che si presta al confronto con i dati raccolti per il Progetto Atlante Italiano (Meschini e Frugis 1993) negli anni '80, per la valutazione di eventuali variazioni intervenute nella distribuzione delle specie comuni di Passeriformi, Columbiformi, Apodiformi, Coraciformi, Cuculiformi e Piciformi.

Materiali e metodi - MITO2000 prevede un campionamento randomizzato a due stadi con l'esecuzione di punti di ascolto in particelle di 10 km di lato, individuate in base alla griglia UTM. Dal 2000 al 2003 sono state esplorate 1207 particelle ripartite nelle 181 maglie di 50 km di lato del territorio nazionale (Fornasari *et al.* 2002a); sono stati effettuati 20844 punti di ascolto, contattando 363255 coppie stimate ripartite tra 287 specie. Da questi dati è possibile ottenere carte di distribuzione, di tipo semi-quantitativo (espresse in coppie/10 punti), basate sulle maglie UTM di 50 km di lato.

Per eseguire il confronto tra le distribuzioni passate e recenti abbiamo applicato agli indici qualitativi di nidificazione contenuti nell'Atlante una trasformazione semi-quantitativa secondo convenzioni già applicate da Buckland e Anderson (1985). Tali trasformazioni si basano sul presupposto che è più probabile provare la nidificazione di una specie dove questa è più comune. Questa considerazione ci autorizza ad assegnare punteggi decrescenti al grado di nidificazione "certa" (4), "probabile" (2) e "possibile" (1). Partendo dai punteggi di nidificazione assegnati a ciascun foglio (20x20 km) della griglia rappresentata nell'Atlante, abbiamo calcolato un punteggio complessivo per ogni maglia UTM di 50 km di lato.

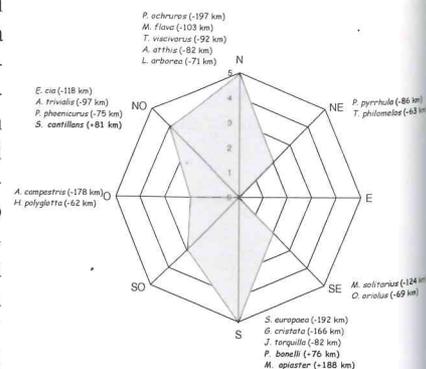
Per valutare se i due set di dati fossero confrontabili è stato calcolato il coefficiente di correlazione di rango di Spearman: sono state considerate effettivamente confrontabili le 39 specie con un coefficiente di correlazione non parametrica $r_s \geq 0.6$. Il confronto tra le distribuzioni passate e recenti è stato effettuato misurando l'eventuale spostamento dei baricentri geografici calcolati per ciascuna specie (Fornasari *et al.* 2002b) in entrambi i programmi. La significatività dello spostamento è stata valutata utilizzando il test *t* di Student.

Risultati e discussione - Complessivamente 22 specie mostrano una differenza significativa (Fig. 1) tra i baricentri

delle due distribuzioni. In alcuni casi la variazione evidenziata conferma fenomeni già ben conosciuti, come la rarefazione di specie di ambiente aperto nelle zone agricole del nord Italia (*Galerida cristata*, *Lanius senator*) o l'occupazione di nuove aree nelle regioni settentrionali (*Sylvia cantillans*) o meridionali (*Merops apiaster*, *Phylloscopus bonelli*). Molti casi di significatività sembrano suggerire cambiamenti nel senso della rarefazione dei popolamenti appenninici di specie montane (*Anthus trivialis*, *Phoenicurus ochruros*, *Turdus philomelos*, *Pyrrhula pyrrhula*, *Emberiza cia*) che se confermati potrebbero indicare un effetto del riscaldamento globale sulla distribuzione degli uccelli in Italia. La probabile esistenza di tale fenomeno è suggerita da cambiamenti analoghi registrati per altre specie di habitat differenti (agricoli: *Motacilla flava*; ecotonali: *Lullula arborea*; forestali: *Phoenicurus phoenicurus*). La rarefazione indicata dallo spostamento di baricentro verso sud per specie come *Jynx torquilla* e *Sitta europaea* potrebbe derivare da un complessivo deterioramento della condizione dei "margini" nella Pianura Padana, come anche da un effetto del campionamento randomizzato (difficoltà di individuare specie nelle aree in cui sono rare). Un tale effetto del campionamento è probabilmente alla base delle differenze riscontrate per *Anthus campestris* e *Hippolais polyglotta*, che nei dati MITO2000 mostrano abbondanze più elevate nelle regioni tirreniche e in Sardegna. A causa della portata dei fenomeni suggeriti da questa analisi, riteniamo necessaria una verifica attraverso analisi più approfondite dei dati esistenti.

Bibliografia - Buckland ST, Anderson DR 1985. Lecture notes in Statistics: Statistics in Ornithology. Springer-Verlag, New York • Fornasari L *et al.* 2002a. Avocetta 26: 59-115 • Fornasari L *et al.* 2002b. Riv. Ital. Orn. 76: 103-126 • Meschini E, Frugis S 1993. Suppl. Ricerche Biol. Selv. 20 • Tucker GM e Heath HF 1994. BirdLife Cons. Series N° 3 • Walther *et al.* 2001. Kluwer, New York.

Figura 1 - Numero di specie con differenza significativa tra baricentro distributivo nell'Atlante nazionale e in MITO2000. Gli assi del grafico radar indicano la direzione dello spostamento, i chilometri la portata della variazione e il segno la "contrazione" (-) o l'"ampliamento" (+, in grassetto) dell'areale.



Analisi comparativa delle avifaune urbane del Palearctico Occidentale

MAURIZIO FRAISSINET¹, LAURA PIANO¹, DOMENICO FULGIONE²

¹ Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale – ASOIM, CP 253, I-80046 San Giorgio a Cremano (NA) (mfraissinet@tiscali.it);
² Dipartimento di Scienze Biologiche, Università "Federico II" di Napoli, via Mezzocannone 8, I-80134 Napoli

Lo studio delle avifaune urbane porta spesso a confrontarsi tra queste e le ornitocenosi delle aree più vaste in cui le città sono geograficamente collocate. Tuttavia, finora sono state poche le ricerche che hanno analizzato tali problematiche, e spesso queste si sono riferite a situazioni di tipo locale difficilmente generalizzabili. Con questo contributo si è analizzato invece un discreto numero di avifaune del Palearctico Occidentale includendo città e aree vaste di diverse latitudini di Europa, Nord-Africa e Medio-Oriente. Nelle comparazioni tra città ed aree vaste, sono stati utilizzati indicatori di comunità, ecologici e biogeografici, non correlati al valore della ricchezza di specie che risulta strettamente dipendente dalla estensione dell'area studiata.

Area di studio e metodi - Sono state considerate le avifaune urbane, e delle aree vaste corrispondenti, di 39 città. Non sono stati presi in considerazione quei lavori che riguardavano territori molto vasti che andavano oltre il contesto urbano, per i quali era complesso distinguere i reali confini della città rispetto alla restante parte del territorio, o perché riferiti a territori in cui l'area urbana, di ridotte dimensioni, incideva in minima parte nel contesto territoriale. Per città come Cagliari è stato preso in considerazione il solo territorio urbanizzato, al fine di escludere aree di particolare valenza naturalistica che, pur ricadendo nel territorio comunale, non possono essere classificate come aree urbane (ICNUSA 1994). Gli indici strutturali di comunità adottati sono stati il rapporto tra non-Passeriformi e Passeriformi (NP/P) e il rapporto tra non-Passeriformi e Totale (NP/Tot) delle specie. Gli indicatori biogeografici si riferiscono alla percentuale di specie appartenenti alla categoria corologica del Palearctico Orientale (PO) (Fraissinet 2000) e alla variazione latitudinale lungo la penisola italiana del parametro della ricchezza di specie (S), utilizzata in chiave biogeografia per comparazioni solo entro, e non tra, le due tipologie di siti esaminati (città e aree vaste). È stato preso in considerazione, infine, anche un valore di tipo ecologico come il Peso Medio (PM) delle spe-

cie. Per le sole città italiane si è provveduto a fare un'analisi comparativa anche per il Valore Faunistico Medio (FMV) (Brichetti e Gariboldi 1992).

Risultati e discussione - Le avifaune urbane mostrano valori degli indici che suggeriscono un decremento significativo di Non Passeriformi (NP/P, t-test $P < 0.001$; % NP/Tot, t-test $P < 0.001$) e del PM (t-test $P < 0.001$). La tendenza per quest'ultimo indice si inverte per le città del Nord Europa e Nord Africa. Elemento comune a tutte le avifaune urbane riguarda invece il significativo incremento nella percentuale di specie del Palearctico Orientale (% PO, t-test $P < 0.001$). Fenomeno questo già osservato da Fraissinet (2000) e che va ulteriormente indagato per comprenderne le ragioni. Generalmente tale corologia comprende specie ad ampio e diversificato, fattore che potrebbe predisporre alla colonizzazione di nuovi ambienti. Una comparazione limitata alle sole città e aree vaste italiane mostra che le prime hanno un VFM sempre minore delle aree vaste corrispondenti (t-test $P < 0.001$), mentre per quello che riguarda la tendenza alla diminuzione della ricchezza di specie lungo il gradiente peninsulare, che si evidenzia nelle aree vaste ($b = -2.289$ $r^2 = 0.85$), le avifaune urbane mostrano un comportamento irregolare e indipendente dalla latitudine ($b = -0.564$ $r^2 = 0.099$), a riprova di quanto osservato anche da Clergeau *et al.* (2001). In conclusione, le avifaune urbane sembrano caratterizzarsi come elementi generalmente e significativamente diversificati dalle adiacenti aree vaste, per elevata presenza di Passeriformi e maggiore percentuale di specie del PO. Per le città italiane si assiste, inoltre, ad un valore inferiore del VFM e a un comportamento irregolare della ricchezza di specie che sfugge dall'atteso effetto penisola.

Bibliografia - ICNUSA 1994. Atti VI Conv. ital. Orn.: 535-536 • Fraissinet M 2000. Riv. ital. Orn. 70: 13-27 • Brichetti P, Gariboldi A 1992. Riv. ital. Orn. 62: 73-87 • Clergeau *et al.* 2001. Journal of Applied Ecology 38: 1122-1134.

Evoluzione della comunità ornitica in un'area di pineta mediterranea distrutta dal fuoco (Roma-Italia centrale)

GASPARE GUERRIERI¹, AMALIA CASTALDI

¹ GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale), via Villabassa 45, I-00124 Roma (g.guerrieri@mclink.it)

Gli uccelli reagiscono ai cambiamenti indotti dal passaggio del fuoco su paesaggio e vegetazione (Whelan 1995), modificando struttura e composizione delle comunità (Prodon *et al.* 1987, Blondel e Aronson 1999). Nel lavoro si analizza l'evoluzione della comunità avifaunistica insediata fino a 57 mesi dalla distruzione di una pineta costiera, comparandola con quella rilevata prima dell'incendio.

Area di studio e metodi - L'indagine, ancora in atto, viene condotta nel Parco di Castel Fusano (Lat. 41° 44' N, Long. 12° 23' E) in un'area impiantata a *Pinus pinea* (età 120-150 anni, altezza dei pini = 25-30 m; sottobosco a *Quercus ilex*, *Erica arborea*, *Rhamnus alaternus*, altezza = 3-14 m) avente superficie di 20 ha e completamente distrutta dal fuoco nel luglio del 2000. A tre mesi dall'incendio, le specie arbustive della macchia, aventi altezza media di 1.5 m, avevano colonizzato il 15% dell'area, mentre, a 57 mesi (gennaio 2005), la copertura si aggirava intorno al 35% (altezza media 2.3 m). Nel mese di marzo del 2001 sono state avviate le operazioni di rimozione dei pini bruciati e nel dicembre del 2002 è iniziata la messa a dimora di nuovi pini. Si sono raccolte informazioni sulle specie di uccelli presenti mediante 114 transetti (lunghezza 1 km, fascia laterale 50 m, superficie 5 ha), percorsi 2 volte al mese, a partire dal mese di luglio del 2000, e realizzati a distanza di almeno 150 m dalle aree danneggiate. La struttura delle comunità riproduttiva è stata analizzata in giugno, a partire dal 2001, mediante i seguenti parametri: ricchezza, abbondanza, diversità, equipartizione, percentuale di non Passeriformes, affinità faunistica. I risultati sono stati confrontati con i dati già raccolti nella stessa area, lungo lo stesso percorso, prima del passaggio del fuoco (giugno 2000) e in aree limitrofe di macchia mediterranea integra e in formazioni erbacee costiere (giugno 2004).

Risultati e discussione - *Carduelis chloris* è la prima specie osservata nell'area dopo l'incendio (20-8-2000), seguita in autunno-inverno da altre specie di granivori ubiquitari (*Fringilla coelebs*, *Serinus serinus*, *Carduelis carduelis*). Dal mese di ottobre e fino a marzo del 2001, inizio della rimozione dei pini morti, l'area è stata stabilmente frequentata da specie boschive (*Picus viridis*, *Dendrocopos major*, *D. minor*, *Parus major*, *P. caeruleus*, *Sitta europaea*, *Garrulus glandarius*) e, in primavera, da specie in transito migratorio (*Saxicola rubetra*, *Sylvia communis*, *Lanius senator*, *Emberiza hortulana*). A un anno dall'incendio (giugno 2001), le specie censite sono state 4 (- 83 % delle specie registrate prima dell'incendio) e di queste una sola accertata come nidificante (*Sylvia melanocephala*, 2 coppie/10 ha) (Tab. 1). Nel 2002 e nel 2003 la ricchezza si è attestata intorno alle 8-9 specie di cui una o due nidificanti (2002: *Lanius collurio*, *Emberiza cirrus*; 2003: *S. melanocephala*). Nel 2004 le specie di cui si è accertata la riproduzione sono diventate 5 (*Galerida cristata*, *Turdus merula*, *Cisticola juncidis*, *S. melanocephala*, *Sylvia cantillans*). L'abbondanza di individui, e la diversità, ridotte rispettivamente del 92 % e del 41 %, non sono aumentate stabilmente, mentre i valori dell'indice di affinità faunistica evidenziano come, a distanza di 4 anni, la composizione della comunità, nell'area bruciata, sia più simile a quella degli ambienti erbacei ($S\phi = 0.48$).

Bibliografia - Blondel J, Aronson J 1999. Biology and wildlife of the Mediterranean Region. Oxford University Press, New York, pp 328 • Prodon *et al.* 1987. The role of fire in ecological systems. Traud L (ed). SPB Academic: 121-157 • Whelan R J 1995. The ecology of fire. Cambridge University Press, UK, pp 346.

Tabella 1 – Evoluzione dei parametri comunitari riferiti al mese di giugno. Nella prima riga sono riportati i valori degli indici calcolati prima dell'incendio. S = numero di specie, D = numero medio individui / transetto ($N = 2$), ID = indice di dominanza, H' = diversità di Shannon, Eq = equipartizione di Pielou, % nP = % non Passeriformes, $S\phi$ = similarità di Sørensen riferita alla pineta integra e nelle ultime due righe all'area bruciata, S ripr = specie accertate in riproduzione; m. medit. = ambienti di macchia non stressati dal fuoco; f. erb. = formazioni erbacee.

Anno	S	D (DS)	ID	H'	Eq	% nP	$S\phi$	S ripr
2000	24	104.5 ± 7.8	0.39	2.7	0.84	0.29	-	23
2001	4	9.5 ± 0.7	0.78	1.1	0.74	0.25	0.14	1
2002	9	22.5 ± 4.9	0.61	1.7	0.77	0.22	0.29	2
2003	8	25.5 ± 3.5	0.71	1.3	0.63	0.25	0.24	1
2004	8	13.0 ± 5.7	0.50	1.8	0.87	0.25	0.12	5
m. medit.	18	19.8 ± 3.3	0.37	2.5	0.87	0.38	0.38	14
f. erb.	13	21.1 ± 6.2	0.49	2.0	0.78	0.30	0.48	4

Similarità delle comunità ornitiche di quattro città del centro-nord Italia lungo un gradiente di urbanizzazione

MARCO GUSTIN¹, ALBERTO SORACE²

¹ LIPU, Settore Conservazione, via Trento 49, I-43100 Parma (marco.gustin@lipu.it); ² via R. Crippa 60, I-00125 Roma

L'urbanizzazione è considerata una delle cause più importanti di omogeneizzazione delle comunità dei viventi e di perdita di biodiversità (Blair 1999, Jokimäki e Kaisanlahti-Jokimäki 2003). Se l'urbanizzazione ha un potere omogeneizzante sui popolamenti animali, la similarità delle comunità ornitiche cittadine dovrebbe aumentare dalla periferia esterna scarsamente edificata alla parte centrale della città. Quest'ipotesi è stata testata con i dati di quattro atlanti cittadini.

Metodi - Sono stati utilizzati i dati dell'atlante di Biella (Bordignon 1999), S. Donà di Piave (Nardo 2003), Reggio Emilia (Gustin 2002) e Grosseto (Giovacchini 2002). Ogni area cittadina (variabile tra i 12 e i 23 km², con quadrati di 500 X 500 m), è stata suddivisa in quattro tipologie ambientali: centro, periferia interna, periferia esterna edificata (area con edifici > 50 %) e periferia esterna scarsamente edificata (area con edifici < 50 %). Il rapporto tra il numero di quadrati occupati da una specie in una tipologia ambientale e il numero di quadrati totali nella stessa tipologia, è stato usato come frequenza di quella specie nella tipologia considerata.

Per valutare le similarità tra le comunità ornitiche di una tipologia ambientale in diverse città è stato usato l'indice di similarità di Sørensen: $R = 2 \sum_j \min(A_{ji}, A_{jh}) / (N_i + N_h)$; dove A_{ji} è la frequenza degli individui della specie j nel primo campione confrontato, A_{jh} è la frequenza della stessa specie nel secondo campione confrontato, N_i e N_h sono rispettivamente la somma delle frequenze di tutte le specie nel primo e nel secondo campione (Magurran 1988). R è stato moltiplicato per 100 in modo di avere il valore di similarità espresso in percentuale. L'indice è uguale a 100 in caso di completa similarità.

Risultati e discussione - La similarità delle comunità ornitiche cittadine aumenta dalla periferia esterna scarsamente edificata alla parte centrale della città (Friedman test, $\chi^2_3 = 9.4$, $P = 0.02$; Fig. 1). Le periferie esterne scarsamente edificate sono risultate meno simili di ognuna delle altre tre tipologie cittadine (Wilcoxon test; confronto con il centro, $Z_6 = 2.2$, $P = 0.03$; confronto con la periferia interna, $Z_6 = 2.0$, $P = 0.05$; confronto con la periferia esterna edificata, $Z_6 = 2.0$, $P = 0.05$). Le periferie esterne edificate sono risultate meno simili delle periferie interne ($Z_6 = 2.0$, $P = 0.05$). Gli altri due confronti (centro con periferia interna e con periferia esterna edificata) non sono risultati significativi ($Z_6 = 0.3$, $P = 0.75$ e $Z_6 = 1.6$, $P = 0.11$, rispettivamente).

I risultati confermano sostanzialmente l'ipotesi che la similarità delle comunità ornitiche cittadine aumenti dalla periferia esterna scarsamente edificata alla parte centrale della città. Il massimo indice di similarità non è stato osservato, comunque, tra i centri cittadini. Ciò potrebbe essere messo in relazione a differenze nelle caratteristiche dell'edificato e nella presenza di aree verdi all'interno delle città considerate. Il possibile effetto omogeneizzante dell'urbanizzazione sarà approfondito utilizzando i dati di un numero maggiore di atlanti cittadini (Sorace e Gustin in prep.).

Ringraziamenti - Si ringrazia L. Bordignon che ha fornito alcune utili informazioni sull'atlante di Biella. A. Sorace ha usufruito di un dottorato di ricerca in Scienze Ecologiche presso l'Università 'La Sapienza' di Roma.

Bibliografia - Blair RB 1999. *Ecological Applications* 9: 164-170 • Bordignon L 1999. Comune di Biella, Assessorato all'Ambiente • Giovacchini P 2002. Supplemento al n. 17 *Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma* • Gustin M 2002. Comune di Reggio Emilia • Jokimäki J, Kaisanlahti-Jokimäki M-L 2003. *Journal of Biogeography* 30: 1183-1193 • Magurran AE 1988. Princeton University Press • Nardo A 2003. Comune di San Donà di Piave - LIPU.

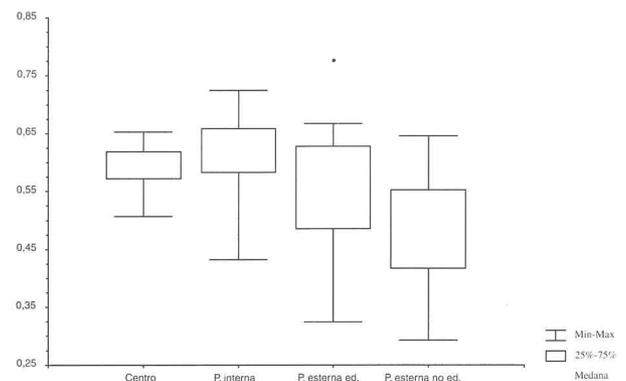


Figura 1 – Valori dell'indice di similarità (mediana, percentili, min-max) delle comunità ornitiche di quattro cittadine italiane (Biella, S. Donà di Piave, Reggio Emilia, Grosseto) in ognuna di quattro tipologie ambientali: centro, periferia interna (p. interna), periferia esterna edificata (p. esterna), periferia esterna scarsamente edificata (p. esterna no ed.).

La comunità di Alaudidi ed Emberizidi negli ambienti di steppa e seminativi della ZPS Gravina di Laterza (TA)

MARCO GUSTIN¹, ALBERTO SORACE²

¹ LIPU, Settore Conservazione, via Trento 49, I-43100 Parma (marco.gustin@lipu.it); ² via R. Crippa 60, 00125 Roma

Le comunità di passeriformi delle aree xeriche a steppa risultano ancora poco indagate nel nostro paese (Gustin e Sorace 1987, Guerrieri *et al.* 1994, 1997). Alcune specie nidificanti in tali ambienti (es. calandra *Melanocorypha calandra*, calandrella *Calandrella brachydactyla*, cappellaccia *Galerida cristata*, strillozzo *Emberiza calandra*), risultano in uno status di conservazione non favorevole (cfr. Tucker e Heath 1994, BirdLife International 2004). Scopo della presente ricerca è stato quello di confrontare le abbondanze di queste specie in aree a steppa e seminativi all'interno della ZPS «Area delle Gravine» (IT91300007).

Area di studio e metodi - La ricerca ha riguardato le aree di steppa (estese per 2192 ha) e i seminativi (estesi per 8659 ha e costituiti prevalentemente a seminativi semplici estensivi), della ZPS (26710 ha), nell'ambito del progetto LIPU «Piano d'azione per la conservazione del capovaccaio *Neophron percnopterus* e azione di conservazione del grillaio *Falco naumanni*; nibbio reale *Milvus milvus* e del nibbio bruno *Milvus migrans* nella ZPS - pSIC «Area delle Gravine», del POR (Piano Operativo Regionale) Puglia 2000-2006.

Sono stati effettuati 10 transetti in ambiente di steppa per una lunghezza complessiva di 7112 m (lunghezza media per transetto di 711.20 ± 162.94 m). Sono stati effettuati 10 transetti in seminativo (grano) per una lunghezza complessiva di 7591 m (lunghezza media per transetto di 759.10 ± 261.47 m) per raccogliere informazioni sull'abbondanza di Alaudidi ed Emberizidi. I transetti sono stati ripetuti due volte: nella prima decade di aprile e tra la fine di maggio e gli inizi di giugno, per 12 giornate di lavoro sul campo. Per ogni specie è stato considerato il numero massimo di individui contati tra le due sessioni di rilevamento. I dati sono espressi come numero di individui (all'interno di 100 m ai lati dell'osservatore) per km lineare o IKA (Ferry e Frochot 1958).

Risultati e discussione - Sono state osservate in media 4.2 ± 2.7 calandre per transetto in ambiente di steppa e 1.9 ± 3.3 in seminativo (Mann Whitney test $Z = 1.9$, N_1 e $N_2 = 10$; Tab. 1). Sono state osservate in media 1.2 ± 1.2 calandrelle per transetto in ambiente di steppa e 1.0 ± 0.8 in seminativo ($Z = 0.2$, N_1 e $N_2 = 10$; Tab. 1). Sono state osservate in media 1.4 ± 0.8 cappellacce per transetto in ambiente di steppa e 1.5 ± 0.8 in seminativo ($Z = 0.3$, N_1 e $N_2 = 10$; Tab. 1). Sono stati osservati in media 1.4 ± 1.6 strillozzi per transetto in ambiente di steppa e 2.1 ± 2.1 in seminativo ($Z = 0.8$, N_1 e $N_2 = 10$; Tab. 1).

Gli ambienti di pseudosteppa si confermano un'area importante per la calandra, con un numero di individui complessivamente più elevato rispetto alle aree a seminativi semplici estensivi, così come evidenziato da Guerrieri *et al.* (1997). La sopravvivenza di questa specie appare quindi notevolmente condizionata dalla presenza delle aree relitte di steppa, che negli ultimi anni hanno subito un drastico declino a causa degli «spietramenti» e della susseguente messa a coltura (Mairota 2002). Le altre specie censite non mostrano invece differenze di abbondanza significative fra i due ambienti.

Ringraziamenti - Si ringrazia F. Bellini e V. Giacoia per la preziosa collaborazione in particolare per il reperimento delle carte e l'individuazione delle aree di studio.

Bibliografia - BirdLife International 2004. BirdLife International Series, No. 12 • Ferry C, Frochot B 1958. Terre et vie 12: 85-102 • Guerrieri *et al.* 1994. In: L'avifauna degli ecosistemi di origine antropica, pp. 120-123 • Guerrieri *et al.* 1997. Riv. ital. Orn. 67: 133-150 • Gustin M, Sorace A 1987. Riv. ital. Orn. 57: 206-212 • Mairota P 2002. Analisi del fenomeno dello spietramento. Relazione ined • Tucker GM, Heath MF 1994. BirdLife Conservation Series, n. 3.

Tabella 1 – Numero di individui censiti complessivamente ed abbondanza (Abb.) per km lineare di Alaudidi ed Emberizidi osservati in ambiente di steppa e seminativi nella ZPS «Area delle Gravine».

	Steppa		Seminativi		Test Z di Mann Whitney
	N individui complessivi	Abb. per km lineari	N individui complessivi	Abb. per km lineare	
Calandra	42	5.90	19	2.50	$Z = 1.9$, N_1 e $N_2 = 10$, $P = 0.05$
Calandrella	12	1.69	10	1.32	$Z = 0.2$, N_1 e $N_2 = 10$, $P = 0.82$
Cappellaccia	14	1.97	15	1.98	$Z = 0.3$, N_1 e $N_2 = 10$, $P = 0.76$
Strillozzo	14	1.97	21	2.77	$Z = 0.8$, N_1 e $N_2 = 10$, $P = 0.45$
Totale	82	11.53	65	8.56	

Forapaglie comune *Acrocephalus schoenobaenus* nidificante in cariceti soggetti a marea dell'Alto Adriatico: siti riproduttivi nuovi o "ritrovati" dopo un secolo?

CARLO GUZZON¹, LUCIO PANZARIN²

¹ via Roma 30/1, I-33050 Marano Lagunare (UD) (carlo.guzzon@ud.nettuno.it); ² via G. Leopardi 5, I-30020 Torre di Mosto (VE)

Il Forapaglie comune *Acrocephalus schoenobaenus* è nidificante regolare in Italia con una consistenza stimata in sole 30-100 coppie, distribuite principalmente nella Pianura Padana e con il nucleo di maggior importanza (15-25 coppie) nel Lago Superiore di Mantova (Meschini e Frugis 1993, Bricchetti e Gariboldi 1997). Tutti i siti in cui recentemente è stata documentata la riproduzione sono paludi di acqua dolce in zone interne. In questo lavoro vengono presentati nuovi dati di nidificazione in aree lagunari costiere del NE Italia.

Area di studio e metodi - Le aree di studio sono situate in ambiti lagunari distanti fra loro in linea d'aria circa 15 km: 1) le barene del Canal dei Lovi-Zumelle (comuni di Caorle e S. Michele al Tagliamento, VE); 2) le isole di foce tra i fiumi Stella e Cormor (comune di Marano Lagunare, UD). Si tratta di ambienti posti allo sbocco in laguna di acque di risorgiva, la cui quota è di 0.2-0.6 m s.l.m. e quindi soggetti a marea in periodi sizigiali, caratterizzati da ampi cariceti a *Bolboschoenus maritimus* con presenza di piccoli lembi a *Phragmites australis*. Le ricerche sono state svolte nel 2004 da metà maggio a fine luglio mediante 24 uscite non standardizzate, per ascolti e osservazioni con cannocchiale 20-60x, e 3 sessioni d'inanellamento con 24 m di rete posti in prossimità dei posatoi di canto.

Risultati e discussione - Attività canora da posatoi su cannuce, accompagnate dai tipici voli nuziali, sono state osservate casualmente la prima volta il 18 maggio alla foce del Cormor, con la fase di maggior intensità a fine maggio-primi di giugno. Complessivamente sono stati individuati 8 maschi territoriali (più 3 potenziali, in adiacenti aree idonee esplorate sommariamente) nel Canal dei Lovi e 3 maschi territoriali alle foci Stella-Cormor. Dal 6 giugno, nei territori mantenuti per tutta la stagione, è stato notato un calo d'intensità dell'attività canora, che comunque nella maggior parte dei casi è proseguita, con fasi alterne, almeno fino all'8 luglio. Nel caso di una coppia del Canal dei Lovi, in seguito inanellata, il maschio ha cessato di cantare il 25 giugno, dopo 26 giorni da quando era stato udito la prima volta; il 28 giugno i due partner erano in attività di raccolta di materiale per il nido. Il

medesimo giorno, nello stesso sito, un altro individuo è stato osservato trasportare una sacca fecale. Con le uscite d'inanellamento è stato possibile catturare, entro un'ora dal posizionamento delle reti: 1) Canal dei Lovi: una coppia nidificante (5 luglio, maschio con protrusione cloacale, femmina con placca incubatrice) e un giovane poco abile al volo (20 luglio); 2) Foci dello Stella: 2 maschi territoriali con protrusione cloacale (8 luglio).

L'accertamento della riproduzione ed il numero di maschi territoriali (tot. 11-14) evidenziano l'importanza dei due siti a livello nazionale e suggeriscono l'opportunità di un'adeguata tutela degli scirpeti a *Bolboschoenus maritimus*, piuttosto frequenti lungo la costiera nord-adriatica, ma spesso ritenuti poco importanti e in vari casi nemmeno protetti. La nidificazione della specie nel litorale veneto-friulano era sostenuta in passato da alcuni autori e in particolare Schiavuzzi (1883) affermava che essa nidifica "nel territorio di Monfalcone, ove lo trovava frequentissimo nella seconda metà d'aprile fra i carici vicino al mare". Asserzioni analoghe le faceva anche Vallon (1891, 1905). Considerato che attualmente gli scirpeti sono poco esplorati da ricercatori e birdwatchers, anche per reali difficoltà di monitoraggio, è ipotizzabile che l'insediamento possa non essere un fatto recente, ma debba essere interpretato a conferma di dati storici. Non esiste tuttavia certezza in tal senso, stanti altri casi di analoghi giudizi espressi in passato relativamente a specie di improbabile presenza riproduttiva in Italia.

Ringraziamenti - Si ringraziano Nicola Baccetti per la revisione critica del testo, Mauro Bon e Giuseppe Cherubini per le informazioni, Pierluigi Taiariol per l'aiuto sul campo. Parte della ricerca è stata svolta per la Riserva Naturale Regionale "Foci dello Stella" di Marano Lagunare.

Bibliografia - Bricchetti P, Gariboldi A 1997. Edagricole, Bologna • Meschini E, Frugis S 1993. Suppl. Ric. Biol. Selv. 20: 1-344 • Schiavuzzi B 1883. Boll. Soc. Adr. Sc. Nat. 8: 3-71 • Vallon G 1891. Boll. Soc. Adr. Sc. Nat. 13: 1-39 • Vallon G 1905. Boll. Soc. Adr. Sc. Nat. 22: 1-138.

Svernamento regolare di picchio nero *Dryocopus martius* nei boschi planiziali di Muzzana del Turgnano (UD)

CARLO GUZZON, JACOPO CASADIO, GIORGIO GUZZON

A.ST.O.R.E. - FVG, via Roma 30/1, I-33050 Marano Lagunare (UD) (carlo.guzzon@ud.nettuno.it)

In provincia di Udine il picchio nero *Dryocopus martius* è ritenuto nidificante e migratore irregolare, con discese fino a basse quote (Perco 1998). Nella bassa pianura friulana, almeno dal 1990, erano già noti isolati casi di presenza invernale in alcuni siti (comuni di Aquileia, Bertiolo, Lignano Sabbiadoro e Rivignano) e i dati esposti in questo lavoro dimostrano ora lo svernamento regolare di 1-2 individui nei boschi planiziali di Muzzana del Turgnano (UD).

Area di studio e metodi - I boschi di Muzzana del Turgnano costituiscono uno dei resti di foresta più importanti dell'intera Pianura Padana, sono ubicati nella bassa pianura friulana (3 m s.l.m.) e distano 3 km dalla laguna di Marano. Si tratta di due ampie formazioni di quercu-carpinetto fra loro vicine: il bosco Baredi (167.80 ha) ed il Coda di Manin (147 ha). Il primo è governato a ceduo composto, il secondo non è sottoposto a tagli da più di dieci anni e quindi è ricco di alberi morti o deperienti e schianti. Le indagini ornitologiche in questi boschi avvengono da circa 20 anni con una certa regolarità (almeno un'uscita mensile). Dopo le prime osservazioni, dall'ottobre 2003 al marzo 2005 i monitoraggi sono stati intensificati, al fine di accertare con maggior precisione il periodo di presenza ed il numero effettivo di individui di picchio nero.

Risultati e discussione - Dall'inverno 1999/2000 al 2004/2005, ovvero per 6 stagioni consecutive, è stata accertata la presenza della specie con 1 o 2 individui (Tab. 1). Dal 1999/2000 al 2001/2002 lo svernamento è avvenuto sul bosco Baredi (lato W) e su un adiacente pioppeto d'impianto ormai maturo; dopo il taglio di quest'ultimo il sito è stato abbandonato. Nel 2000/2001 i 2 individui svernanti sono stati osservati anche sulle alberature lungo l'asta fluviale dello Stella a Precenicco (a circa 3 Km di distanza dall'area indagata). A partire dall'inverno 2002 la specie è sempre stata contattata nel bosco Coda di Manin (lato W), e precisamente nella porzione in cui abbondano piante morte e schianti, dove, oltre a numerose tracce di alimentazione alla base di alberi marcescenti, sono stati trovati fori con diametro di 8-10

cm posti a 6-9 m d'altezza su alberi morti (*Platanus* sp. e *Populus* sp.). In due casi, nei mesi di gennaio e febbraio 2004, una femmina è stata osservata più volte entrare e uscire da un foro. In febbraio 2003 sono stati trovati i resti di un individuo predato da un mammifero (probabilmente volpe) mentre si stava alimentando alla base di una ceppaia marcescente. L'osservazione più precoce è del 16 novembre 2002, la più tardiva del 14 marzo 2005. Tutti i tentativi di contattare la specie mediante stimolazioni sonore, effettuati dopo la metà di marzo, non hanno dato alcun riscontro.

In Friuli-Venezia Giulia si tratta del primo caso accertato di svernamento regolare in zona di pianura ad una certa distanza da aree riproduttive; quelle più vicine infatti sono situate sul Carso goriziano e distano circa 35-40 km (cfr. Utmar 2003). Alla luce di questi nuovi dati pare sempre più evidente la propensione della specie ad ampliare il proprio areale distributivo come è già stato documentato in altri paesi europei (Glutz e Bauer 1980, Cramp 1985). Tendenza peraltro recentemente notata anche in alcune località dell'Italia settentrionale non solo durante lo svernamento ma anche in periodo riproduttivo (Passerin D'Entrèves e Rolando 1990, Martignago *et al.* 2001, Longo *et al.* 2002). Per i Boschi di Muzzana (SIC IT3320034) si ritiene assolutamente necessaria una gestione forestale più attenta, che non privilegi esclusivamente la produzione legnosa, ma tenga in debito conto presenze faunistiche che costituiscono parte integrante degli ecosistemi forestali.

Ringraziamenti - Si ringraziano per i dati forniti Angelo Formentin, Andrea Galliussi, Kajetan Kravos, Roberto Parodi e Vincenzo Sellitto.

Bibliografia - Cramp S 1985. BWP, Vol. IV, Oxford Univ. Press, Oxford • Glutz von Blotzheim UN, Bauer KM 1980. Akad. Verlag, Frankfurt am M. • Longo L *et al.* 2002. Riv. ital. Orn. 72: 81-82 • Martignago G *et al.* 2001. Avocetta 25: 59 • Passerin D'Entrèves P, Rolando A 1990. Riv. ital. Orn. 60: 212-213 • Perco F 1998. Piano faunistico della Provincia di Udine. Amm. Prov. Udine, Vol II. • Utmar P 2003. Avocetta 27: 53.

Tabella 1 – Numero di picchi neri osservati negli inverni nei boschi di Muzzana del Turgnano.

Inverno	1999/2000	2000/2001	2001/2002	2002/2003	2003/2004	2004/2005
N ind.	1	2	1	1	2 (♂ e ♀)	2

Valore degli imboschimenti su superfici agricole come habitat per l'avifauna

ANDREA MARELLI, ALESSANDRO PERESSOTTI, MAURIZIA SIGURA, GIUSEPPE ZERBI

Università di Udine, Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali, via delle Scienze 208, I-33100 Udine (andreapaolo.marelli@poste.it)

Gli habitat agricoli rappresentano circa la metà della superficie europea, ospitano il maggior numero di specie di uccelli e la maggior percentuale di specie con stato di conservazione sfavorevole (Tucker 1997); questi habitat sono utilizzati da 113 specie prioritarie (Tucker e Evans 1997) e da 56 specie le cui popolazioni, secondo un recente rapporto, sono in declino in 15 paesi europei (BirdLife International 2004). Le cause principali di questo stato sono legate alla progressiva intensificazione delle modalità produttive e alla conseguente diminuzione dell'eterogeneità ambientale del paesaggio agrario. Gli ambienti agricoli rappresentano quindi un elemento importante per le strategie di conservazione basate sulla salvaguardia della qualità degli habitat.

A partire dal 1992 l'Unione Europea ha parzialmente rivisto le sue politiche agricole incentivando metodi di gestione più estensivi e il miglioramento degli habitat attraverso il finanziamento di misure agroambientali. L'efficacia di tali misure, in termini di maggior ricchezza di specie o di benefici per quelle con sfavorevole stato di conservazione, non è allo stato attuale chiaramente dimostrata: in 50 studi presi in esame da una recente rassegna, l'effetto è positivo in 21 casi, mentre nei restanti 29 è negativo, variabile o nullo (Kleijn et al. 2003).

Fra le misure incentivate dall'Unione Europea, ha avuto una buona diffusione quella riguardante la creazione di impianti artificiali di latifoglie miste su ex terreni agricoli utilizzando specie arboree e arbustive caratteristiche dei boschi planiziali (Reg. CEE 2080/92 e Reg. CE 1257/99). I regolamenti relativi a questa misura dichiarano di voler associare alla finalità produttiva anche quella di miglioramento degli habitat per la fauna selvatica, introducendo elementi simili a quelli tradizionalmente presenti nel paesaggio agrario.

Lo scopo del presente studio è quello di misurare il valore come habitat per l'avifauna di questi impianti, mettendola in relazione con le caratteristiche dell'habitat in sé e con quelle del paesaggio in cui sono inseriti.

Area di studio e metodi - Lo studio viene effettuato nella pianura della provincia di Udine (Friuli Venezia Giulia, Italia nord-orientale), a una quota variabile tra 0 m e 220 m s.l.m. I siti campione sono inseriti in quattro tipi di paesaggio: agri-

coltura intensiva, agricoltura tradizionale, colture arboree, agricoltura con idrografia diffusa.

Viene confrontata l'avifauna presente in 30 impianti con quella presente in 25 habitat di riferimento costituiti da formazioni arboree e/o arbustive semi-naturali poste entro la distanza di 1 km. I 30 impianti sono stati scelti a caso stratificando il campione in base al tipo di paesaggio, alla superficie e all'età di impianto.

L'avifauna viene rilevata tramite punti di ascolto della durata di 10 min ripetuti una volta al mese fra febbraio e luglio 2005, cominciando all'alba e terminando entro le 12, facendo ruotare casualmente i punti di rilevamento rispetto all'orario. Durante il punto di ascolto viene registrata specie, tipo di contatto, habitat, distanza approssimativa. I punti di ascolto sono collocati lungo un margine della parcella interessata adiacente a una zona aperta (seminativo o prato).

Per ogni parcella vengono misurate alcune variabili che ne descrivono le caratteristiche: età, area basimetrica, superficie, rapporto superficie/perimetro, indice di complessità verticale della vegetazione (MacArthur e Horn 1969, Radtke e Bolstad 2001) in un intorno di 100 m e percentuale di tipologia di utilizzo del suolo in un intorno di 100, 500 e 2000 m.

Risultati e discussione - La ricchezza di specie degli impianti viene confrontata con quella degli habitat di riferimento e del paesaggio in cui essi sono inseriti. Viene inoltre indagata la relazione tra l'avifauna e le variabili descrittive dell'habitat. Viene infine fatta un'analisi dell'associazione di specie nei diversi habitat.

I dati finora raccolti suggeriscono che gli impianti siano inferiori agli habitat di riferimento per quanto riguarda la possibilità di attirare specie ornitiche tenendo conto della ricchezza di specie nel paesaggio circostante.

Bibliografia - Tucker GM 1997. Academic Press, London • Tucker GM, Evans MI 1997. BirdLife International, Cambridge, UK • BirdLife International 2004. BirdLife International, Wageningen NL • Kleijn et al. 2003. J. Appl. Ecology 40: 947-969 • MacArthur RH, Horn HS 1969. Ecology 50: 802-804 • Radtke PJ, Bolstad PV 2001. Can. J. For. Res. 31: 410-418.

Il Padule di Suese (Livorno), da palude a bacino artificiale: variazioni nel popolamento ornitico

FRANCESCA RUGGERI

Via Roma 362, I-57014 Collesalveti (LI) (francescaruggeri@interfree.it)

Il lavoro intende fornire un quadro del Padule di Suese, area palustre fino alla metà degli anni '80, soggetta in seguito a bonifica e realizzazione di un invaso artificiale. L'analisi del biotopo, tramite indagini integrate vegetazionali e avifaunistiche, mostra la ricchezza ornitica di un'area ormai di chiara natura artificiale, di estensione piuttosto limitata, che riveste tutt'oggi un ruolo cardine per il sostentamento dell'avifauna migratrice e svernante della piana pisano-livornese.

Area di studio e metodi - Il Padule di Suese (Collesalveti-Livorno), si estende per circa 120 ha nell'Azienda Agrituristico-Venatoria Insuense, tra abitati, vie di comunicazione e zone industriali. Nell'area insiste un pSIC ed una Riserva Naturale Provinciale. La zona indagata comprende l'invaso artificiale (16 ha circa) ed i settori circostanti, soggetti ad attività agricola.

Il quadro vegetazionale e quello avifaunistico sono stati determinati tramite la raccolta di dati su campo dal 2002 al 2004. Dai risultati dell'indagine vegetazionale è stata elaborata la carta della vegetazione attuale, confrontata poi con una carta della vegetazione pregressa (Archivio Dipartimento delle Politiche Territoriali e Ambientali, Regione Toscana). L'indagine avifaunistica, tramite conteggio visivo e al canto, ha interessato le specie frequentanti l'invaso e le zone circostanti; i dati avifaunistici pregressi (E. Arcamone, R. Mainardi, E. Meschini, com. pers.; Banca Dati Centro Ornitologico Toscano; Centro Recupero Uccelli Marini e Acquatici, Livorno) sono stati informatizzati in un database (1974-2004). Il confronto tra quadro attuale e pregresso si è focalizzato sull'analisi comparativa di nidificanti e svernanti nell'area (1976-2004). Per i nidificanti è stato considerato il periodo aprile-luglio di ogni anno, distinguendo varie categorie di nidificazione secondo Meschini e Frugis (1993). Per gli uccelli acquatici svernanti sono stati utilizzati i dati dei censimenti invernali annuali (Banca Dati Centro Ornitologico Toscano, 1986-2004) e, per il periodo precedente (1976-1986), rilievi standard corrispondenti (E. Arcamone, com. pers.).

Risultati e discussione - La stretta correlazione tra tipologie vegetazionali e popolamento ornitico emerge chiaramente: nell'area si passa dalla varietà di habitat caratteristica delle

aree palustri ad un quadro di marcata ed immobile artificialità; parallelamente, nella comunità ornitica, si passa da specie legate all'alternanza di acque aperte poco profonde, fragmiteti, cariceti, scirpeti, giuncheti, nuclei arboreo-arbustivi igrofili e prati umidi, a specie tipiche di specchi d'acqua aperti dai livelli idrici alti e permanenti, meno legate alla fita vegetazione palustre e che utilizzano l'area come sito di alimentazione e di sosta.

Tra gli acquatici svernanti è evidente negli anni un aumento numerico di *Tachybaptus ruficollis*, *Podiceps cristatus*, *Phalacrocorax carbo*, *Anas platyrhynchos*, *Aythya Ferina*, *A. fuligula*. Un trend negativo riguarda invece *Anas penelope*, *A. strepera*, *A. crecca*, *A. acuta*, *Gallinago gallinago* e i Rallidi. Tra i nidificanti scompaiono le specie legate al fragmiteto (*Ixobrychus minutus*, *Rallus quaticus*), al canneto polispecifico (*Acrocephalus melanopogon*), ai nuclei di *Schoenoplectus lacustris* (*Ardea purpurea*, *Circus aeruginosus*), al cariceto-scirpeto (*Porzana pusilla*, *Locustella luscinioides*).

Nonostante le profonde modificazioni ambientali, il sito presenta tuttavia un'alta ricchezza specifica (196 specie in check-list: E. Arcamone, com. pers.), tenuto conto dell'estensione limitata dell'area, dei continui tagli della vegetazione igrofila relitta e dell'errata gestione del livello delle acque. Il valore ornitologico del sito risulta inoltre dalla presenza di specie segnalate come di interesse conservazionistico a livello regionale, nazionale ed europeo. L'area, parte integrante dell'antico sistema unitario di zone umide costiere, riveste particolare importanza data l'estrema contrazione di siti vitali per i migratori, più accentuata nella parte nord del litorale toscano. Un ruolo rilevante per lo svernamento e la migrazione, in tali situazioni di povertà ambientale, viene assunto da zone di limitata estensione, lembi relitti di natura palustre o aree umide artificiali che, come Suese, vanno a costituire habitat vicarianti, spesso frequentati come siti di alimentazione da numerose specie.

Ringraziamenti - Si ringraziano: E. Arcamone, R. Mainardi, E. Meschini.

Bibliografia - Meschini E, Frugis S 1993. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 20: 1-345.

Indagini sul ruolo dei nidi artificiali per Passeriformi in zone agricole a diversa gestione ambientale

DINO SCARAVELLI^{1,2}, MASSIMO BERTOZZI^{2,3}, DANIELA GIOVANNINI³, MARCO GENGHINI⁴

¹ S.T.E.R.N.A. e Museo Ornitologico di Forlì, via Pedriali 12, I-47100 Forlì (dinosc@tin.it); ² Assoc. Chiroptera Italica, via Veclezio 10A, I-47100 Forlì; ³ C.R.A. Istituto Sperimentale per la Frutticoltura, Sezione di Forlì, via Punta di Ferro 2, I-47100 Forlì; ⁴ I.N.F.S., via Cà Fornacetta 9, I-40064 Ozzano Emilia (BO)

La presenza di uccelli insettivori in ambienti ad agricoltura intensiva è un buon indice della qualità di questi agroecosistemi in quanto ne esprime la capacità di incidere significativamente sulle biomasse di artropodi fitofagi e diviene indice preciso della struttura di questi agroecosistemi (Osborne 1984, Scaravelli 1993). Nell'ambito di uno studio multidisciplinare sulla fauna selvatica nella valorizzazione delle risorse agricole e territoriali (Progetto Finalizzato di Ricerca Mi.P.A.F.) è stata condotta una ricerca sull'occupazione di nidi artificiali da parte dell'ornitofauna in frutteti a diversa conduzione fitosanitaria ubicati nella provincia di Forlì-Cesena.

Area di studio e metodi - Nel biennio 2002-2003, in 14 aziende frutticole a prevalenza di pesco, melo e pero dell'area di pianura tra Forlì e Cesena, sono stati controllati 139 (anno 2002) e 194 (anno 2003) nidi artificiali in legno. Delle 139 cassette nido del 2002, l'8% era a "balconcino", il 16% aveva foro di ingresso di diametro 26 mm e i restanti di 32 mm. Dei nidi del 2003, invece, il 5% era a "balconcino", il 19% aveva foro di ingresso di 26 mm e i restanti di 32 mm. Nel periodo di riproduzione, sono stati effettuati sopralluoghi per censire specie, numero di uova e nidiacei nelle 14 aziende, che sono state caratterizzate sulla base delle principali categorizzazioni tipologiche (localizzazione topografica, quota, composizione colture, presenza elementi naturali) e rispetto alla gestione fitosanitaria: integrata (4 aziende), biologica (8), integrata-biologica (1), convenzionale (1).

Risultati e discussione - Le specie che hanno utilizzato le cassette nido poste nei frutteti sono state passera mattugia *Passer montanus*, passera d'Italia *Passer italiae*, cinciallegra *Parus major* e torcicollo *Jynx torquilla*.

Nel 2002 (139 cassette disponibili) la quasi totalità delle nidificazioni avvenute è stata a carico di passeriformi (passera mattugia, prevalentemente, e passera d'Italia): nel primo controllo, su 83 nidificazioni rilevate (il 59.7% delle cassette) ben 80 sono da attribuire a passeriformi. La stessa tendenza si osserva anche nel periodo della seconda nidificazione annuale, con il 60.4% delle cassette con passeriformi e il 4.3% con le altre specie: torcicollo con 8 nidi e 1 di cinciallegra.

Nel 2003 si sono avuti risultati simili: su 115 nidificazioni rilevate (59.3% delle cassette), oltre il 96% (110 pari al 56,7% dei rifugi installati) sono da attribuire a passeriformi. Simi-

le tendenze si osserva anche nei controlli successivi con nidificazioni di passeriformi che vanno da 114 a 126 (occupazione pari rispettivamente al 58.8% e al 65% dei nidi installati) su rispettivamente 127 e 141 osservate (pari al 65.5% e al 72.7% dei nidi installati). Per la cinciallegra si è osservato un numero di nidificazioni comprese fra 5 (primo controllo, 2.6% delle cassette) e 7 (quarto controllo, 3.6% delle cassette), mentre il torcicollo è risultato assente al primo controllo, ma presente con 7 nidificazioni al secondo e terzo controllo (3.6% dei nidi) e 8 al quarto controllo (4.1% dei nidi installati). L'occupazione media dei nidi è stata del 63.7% per azienda, con valori crescenti dal primo al quarto controllo (rispettivamente di 52.2%, 65.7%, 66.9% e 70.1%). I valori percentuali minimi e massimi di nidificazione sono risultati piuttosto variabili al primo controllo, maggiori e meno variabili ai tre controlli successivi.

La gestione fitosanitaria della azienda ha influenzato solo in piccola parte la percentuale di nidi occupati (test χ^2 ; $P = n.s.$).

La nidificazione media per azienda biologica è stata del 64.5%, con valori crescenti dal primo al quarto controllo. La nidificazione media per azienda integrata è stata del 61.9%, soprattutto per una bassa colonizzazione (39%) nella prima covata. Nelle aree a gestione integrata inoltre è risultata totalmente assente la cinciallegra, mentre il torcicollo è presente con una percentuale di nidificazione quasi doppia (6.67%) di quella delle aziende biologiche.

Risultato particolare emerso è l'elevato numero di nidificazioni di cinciallegra nell'azienda sperimentale dell'Istituto a Magliano di Forlì (a gestione convenzionale), avvenute esclusivamente nei nidi collocati su alberi di siepi adiacenti ai frutteti, sebbene la pressione da pesticidi sia qui certo elevata. Questo a riprova di come questi elementi marginali seminaturali siano "scialuppe di salvataggio" fondamentali per molte componenti ornitiche che apportano un notevole contributo predatorio sugli artropodi fitofagi (Arnold 1983, Green et al. 1994, Gellini e Matteucci 1999).

Bibliografia - Arnold GW 1983. J. App. Ecol. 20: 731-750 • Gellini S, Matteucci C 1999. Atti del Convegno Nazionale "I miglioramenti ambientali con finalità faunistica. Idee ed esperienze a confronto", Vercelli • Green E et al. 1994. J. App. Ecol. 31: 677-692 • Osborne PJ 1984. J. App. Ecol. 21: 63-82 • Scaravelli D 1993. In: Paoletti MG et al. (Eds.) Biodiversità negli agroecosistemi. Osservatorio Agroambientale, Cesena: 125-136.

Ecologia delle comunità di uccelli nidificanti nel Parco Naturale dell'Alpe Veglia e dell'Alpe Devero

ALESSANDRA SCILLIGO¹, RADAMES BIONDA², GIUSEPPE BOGLIANI³

¹ via Ponte 91, I-28863 Formazza (VB) (alynas78@yahoo.it); ² Parco Naturale Alpe Veglia e Devero, viale Pieri 27, I-28868 Varzo (VB); ³ Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, piazza Botta 9, I-27100 Pavia

Le comunità ornitiche del Parco Naturale Veglia Devero sono state studiate al fine individuare i principali fattori ambientali influenzanti l'abbondanza delle diverse specie presenti.

Area di studio e metodi - Il Parco Naturale dell'Alpe Veglia e Devero si trova nelle Alpi centro-occidentali italiane (Piemonte settentrionale; 46°19' N, 8°13' E): si sviluppa tra i 1500 e 3552 m e tutela 108 km² di ambienti tipici dei piani altitudinali montano-superiore, subalpino ed alpino. Il 31% dell'area è occupata da praterie di diverso tipo (curvuleti, nardeti, festuceti e praterie a *Carex sempervirens* e *Sesleria disticha*), il 23% da rocce e macereti, il 18% da lande a rododendro e mirtillo, ginepro nano, azalea alpina, il 17% da vegetazione pioniera ed il 16% da boschi di larice.

Sono state individuate dieci zone campione rappresentative delle diverse tipologie ambientali presenti nell'area di studio, estese in media 0.61 km² (min = 0.39; max = 0.78, DS = 0.11), con una superficie complessiva di 7.89 km². I censimenti delle comunità ornitiche sono stati effettuati utilizzando il metodo del mappaggio (Bibby *et al.* 1992); ogni area è stata visitata 3 volte per stagione riproduttiva. L'analisi ambientale è stata effettuata mediante un Sistema Informativo Territoriale, in cui sono stati integrati i dati ornitologici. Abbiamo misurato la superficie di 17 tipologie vegetazionali desunte dalla carta tematica del Parco (Pirocchi 2003), in scala 1:5000, e quantificato il mosaico ecologico (metriche di paesaggio) degli strati erbaceo-arbustivo ed arboreo (17 variabili per strato, ricavate con l'estensione Patch Analyst per Arcview 3.1.). L'Analisi delle Componenti Principali (PCA) ci ha consentito di ridurre il gran numero di variabili ambientali originarie in 14 variabili derivate. L'elaborazione statistica multivariata dei dati (analisi di Regressione Lineare Multipla) ha fornito una sintesi delle relazioni specie-habitat per le 21 specie di Passeriformi presenti in almeno 5 aree campione.

Risultati e discussione - I censimenti quantitativi hanno fornito stime oggettive delle densità delle popolazioni di uccelli nidificanti nelle praterie montane e alpine e nel mosaic

co che comprende le formazioni forestali che si trovano al limite superiore della vegetazione arborea. Sono state complessivamente censite 51 specie nidificanti (min = 7; max = 33; media = 18.1; DS = 3.04).

Le regressioni lineari multiple hanno individuato le variabili ambientali (derivate mediante PCA) significativamente correlate con le densità di ciascuna delle 21 specie di Passeriformi. Tra queste, le componenti principali che compaiono con maggiore frequenza nelle regressioni (nei modelli di minimo 3 specie e massimo 9) descrivono:

- la successione climax del rodoreto-vaccinieto laricetosio,
- il margine forestale in concomitanza con ripidi versanti esposti ai quadranti meridionali, dove la regolare caduta di massi e valanghe mantiene la vegetazione in continua evoluzione;
- il mosaico ambientale che caratterizza la piana dell'Alpe Devero, dove i prati da sfalcio si alternano a torbiere, pascoli a *Nardus stricta* e formazioni arbustive ad ontano verde;
- aree con paesaggio erbaceo caratterizzato da un elevato grado di omogeneità.

Mentre le prime due situazioni ambientali non richiedono particolari interventi gestionali per la loro stessa natura (situazione climacica nel primo caso e naturalmente dinamica nel secondo), la conservazione del mosaico di prati da sfalcio e torbiere, nardeti e alneti, da un lato, e del paesaggio erbaceo omogeneo dall'altro, dipende dal mantenimento delle attività zootecniche tradizionali.

La conservazione di una comunità ornitica nidificante ricca e diversificata nel Parco Naturale delle Alpi Veglia e Devero non può nel futuro prescindere da:

- mantenimento dello sfalcio dei prati;
- mantenimento del pascolo bovino;
- salvaguardia delle fasce di transizione ad ontano verde;
- salvaguardia delle torbiere.

Bibliografia - Bibby CJ *et al.* 1992. Bird census techniques. Academic Press, London • Pirocchi P 2003. Carta fisionomica del Parco Naturale dell'Alpe Veglia e Devero. Parco Naturale dell'Alpe Veglia e Devero, Varzo.

Spostamento delle colonie di nidificazione di topino *Riparia riparia* dalle ripe del fiume Po alle cave circostanti

ALBERTO TAMIETTI

Via Silvio Pellico 30, I-10041 Carignano (TO) e Parco del Po Torinese, corso Trieste 98, I-10024 Moncalieri (tamietti@libero.it)

Si è studiata la distribuzione delle colonie di topino *Riparia riparia* lungo il fiume Po a monte di Torino, prendendo in considerazione la fedeltà ai siti e gli spostamenti delle colonie dalle rive del fiume alle cave, numerose in questo tratto.

Area di studio e metodi - L'area studiata è compresa nei comuni di Carignano, Carmagnola, Lombriasco, La Loggia e Moncalieri (TO) e ricade nei confini del Parco fluviale del Po, tratto torinese. Il corso del fiume Po è qui caratterizzato da un profilo di media-bassa pendenza, con forti aumenti di portata. A partire dagli anni '70, l'asta fluviale è stata oggetto di pesanti interventi di regimazione idraulica con scogliere in massi e ciò ha limitato la naturale divagazione fluviale. Contestualmente, il territorio adiacente al fiume è stato occupato da numerose cave di sabbia e ghiaia e questa attività ha portato ad una sostanziale modifica dell'ambiente fluviale.

A partire dal 2000 si è intrapreso un monitoraggio dei siti di nidificazione di topini presenti sul fiume Po e in 6 cave adiacenti e dal 2002 si sono effettuati inanellamenti in tre colonie in cava e una sul fiume, da metà maggio a luglio, con l'ausilio di reti mist-net piazzate a circa 50 cm dall'ingresso dei nidi in orario diurno (Mongini *et al.* 1988). I dati attuali sono stati comparati a quelli raccolti dal 1973 in poi nel corso di ricerche faunistiche generiche nella stessa area (G. Boano *ined.*) e sono stati presi in considerazione i dati di inanellamento e osservazione del fiume Po nel tratto Alessandrino Vercellese (L. Gola, N. Scatassi) e in alcune colonie nell'astigiano (G. Ferro).

Risultati e discussione - La scelta dei siti di nidificazione è variata negli ultimi decenni tanto che negli anni 2003-2004 tutte le colonie erano in impianti di cava (Fig. 1). Le ricatture di individui inanellati (27 ind. ricatturati su 1636 inanellati) indicano uno spostamento medio di 8.68 ± 2.33 km rispetto al sito di nidificazione precedente. Su 27 topini adulti controllati in anni successivi solo 2 sono stati ricatturati nella stessa colonia di primo marcaggio. In generale i topini dimostrano un'alta fedeltà al sito di nidificazione, infatti lo spostamento medio degli adulti da un anno all'altro nel ritorno alla colonia è stato stimato in Gran Bretagna tra 0 e 10 km; tale dato coincide con i risultati ottenuti in ambito piemontese. Il topino non è legato alla specifica colonia, ma esiste una fedeltà all'area geografica di nidificazione.

Mentre i risultati di una indagine svolta in Italia nel 1985-1986 evidenziavano come il 63% delle colonie insistessero su ripe di fiume e solo il 29% in ambiente di cava, i dati relativi all'area di studio evidenziano uno spostamento verso le cave. Ciò è da imputare a diversi fattori: innanzitutto, il topino predilige strati sedimentari profondi adatti allo scavo di gallerie che non collassino facilmente. In passato tali ambienti venivano creati dal fiume ma la progressiva arginatura delle sponde ne ha impedito la naturale erosione e quindi sono venuti a mancare siti idonei per lo scavo di gallerie nido. Le cave hanno ben surrogato le sponde fluviali erose. Il Parco del Po torinese, inoltre, sottopone a monitoraggio costante i cantieri di cava, garantendo la salvaguardia dei siti di nidificazione.

Osservando i dati disponibili relativi alla consistenza delle colonie rilevati dal 1973 ad oggi, si nota la quasi totale assenza di colonie nell'area di studio negli anni 1991-1994. Non si può escludere che questo dato sia dovuto ad una carenza nella rilevazione dei dati sul campo in questo periodo, tuttavia occorre rilevare che in altre zone europee, in quegli stessi anni, si ebbe una forte diminuzione delle popolazioni nidificanti (in Ungheria fino al 47% nel 1991), messa in relazione da Szep (1990, 1995) ad un basso tasso di sopravvivenza correlato alla riduzione delle precipitazioni nel Sahel, fattore determinante nei siti di svernamento.

Bibliografia - Mongini E *et al.* 1988. Avocetta 12: 83-94 • Szep T 1990. The Ring 13: 205-214 • Szep-T 1995. Ibis 137: 162-168.

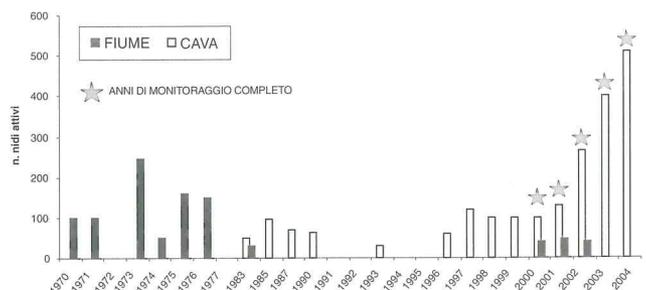


Figura 1 – Nidificazione di *Riparia riparia* lungo l'asta fluviale del Po a monte di Torino; andamento annuo del numero di nidi contati in ambienti di cava e su sponde fluviali

*Priorità di conservazione
per l'avifauna in Italia*



Birds in Europe 2: lo stato degli uccelli in Europa. Cos'è successo nell'ultimo decennio?

IAN BURFIELD, FRANS VAN BOMMEL

BirdLife International, European Division Office, Droevendaalsesteeg 3a, PO Box 127, 6700 AC, Wageningen, The Netherlands. (ian.burfield@birdlife-europe.nl)

Birds in Europe 2 [Uccelli in Europa 2] (*BiE2*) è la seconda analisi dello stato di conservazione di tutte le specie di uccelli selvatici in Europa. Come il suo predecessore del 1994 (*Birds in Europe* [Uccelli in Europa] *BiE1*), individua le specie prioritarie (Specie d'interesse conservazionistico in Europa *Species of European Conservation Concern* o *SPECs*) in modo da poter attuare azioni di conservazione volte a migliorarne lo status. Il lavoro copre l'intero continente europeo dalla Groenlandia ad ovest fino agli Urali ad est; dalle Svalbard a nord fino alle Isole Canarie a sud. L'attuale stabilità politica nei Balcani e nel Caucaso ha permesso per la prima volta la raccolta dei dati da tutti i paesi Europei.

Materiali e metodi - I dati sono stati raccolti attraverso una rete di coordinatori nazionali che hanno ottenuto informazioni da esperti, organizzazioni che curano il monitoraggio delle specie e collaboratori regionali. I dati provengono dal lavoro sul campo di migliaia di ornitologi compresi innumerevoli volontari. Per ciascuna specie sono stati raccolti i dati nazionali sulle dimensioni delle popolazioni nidificanti (dati in generale per l'anno 2000) e sulle tendenze (per il periodo 1990-2000). Quando disponibili, e ciò è accaduto principalmente per gli uccelli acquatici, sono stati raccolti anche gli analoghi dati per le popolazioni svernanti. In totale sono stati raccolti 14000 dati di popolazione/tendenza, molti dei quali di qualità superiore a quelli del 1994 (*BiE1*). Assieme ai dati esistenti per il periodo 1970-1990 questi nuovi dati sono stati utilizzati per definire nuovamente lo stato di conservazione di ciascuna specie in Europa.

In *BiE2* un ampio processo consultivo ha evidenziato la necessità di consolidare i criteri incorporando quelli utilizzati per la Lista Rossa IUCN. In base al sistema utilizzato in *BiE1*, ciascuna specie è stata assegnata ad una delle cinque categorie *SPEC*.

Specie europea di interesse conservazionistico a livello globale

Status di conservazione in Europa.

Risultati e discussione - Delle 524 specie prese in considerazione, 226, il 43% dell'avifauna europea, hanno uno status di conservazione sfavorevole in Europa. Quaranta specie (7.6%) sono classificate *SPEC 1*, 45 (8.6%) sono *SPEC 2*, e

141 (26.9%) sono *SPEC 3*. Tutte queste percentuali sono superiori a quelli in *BiE1* dove 195 (38% delle 511 specie analizzate) erano classificate come *SPEC 1-3* (5%, 8% e 25%, rispettivamente). L'aumento delle specie *SPEC 1* rispecchia la ri-classificazione (sulla base dei nuovi criteri) delle specie "Quasi Minacciate" a livello globale che erano precedentemente classificate *SPEC 2* o *3*, ma che sono di chiaro interesse conservazionistico globale. Comunque l'aumentato numero di *SPEC 2* e *3* è veramente allarmante in quanto per un maggior numero di specie di uccelli (45) lo stato di conservazione in Europa è passato da "Favorevole" a "Sfavorevole" mentre per sole 14 specie si è verificato un cambiamento in direzione opposta. Le popolazioni di molte specie, in particolare quelle legate agli ambienti agricoli sono in declino. Tuttavia, alcune specie hanno recuperato ed il loro status è oggi considerato "Favorevole" in Europa. Il recupero del falco pellegrino *Falco peregrinus* è un buon esempio dei risultati di azioni mirate di conservazione. Anche le popolazioni di numerose *SPEC 1* stanno aumentando in Europa anche a seguito dell'efficace messa in pratica dei Piani d'azione nel corso dell'ultimo decennio. Delle 129 specie classificate *SPEC* in *BiE1* a causa del loro declino numerico durante il periodo 1970-1990, 79 (61%) hanno continuato a diminuire durante gli anni novanta. La loro situazione è davvero preoccupante - e sono ora in compagnia di altre 35 specie che erano considerate precedentemente con stato di conservazione "Favorevole" in Europa. Tra queste vi sono molte specie di limicoli migratori e *Passeriformi*, numerosi *Anatidi* e uccelli marini e alcune delle specie europee più note come la passera oltremontana *Passer domesticus* e lo storno *Sturnus vulgaris*. Si tratta di segnali molto preoccupanti soprattutto in considerazione dell'impegno di molti governi a ridurre il tasso di perdita di biodiversità entro il 2010 e dell'impegno dell'Unione Europea ad arrestarne completamente la perdita. Il tempo rimasto per raggiungere questi obiettivi è poco, perciò è fondamentale che la conservazione della biodiversità sia completamente integrata in tutte le politiche settoriali che hanno un impatto sull'ambiente.

Bibliografia - BirdLife International 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge UK: BirdLife International (BirdLife Conservation series No 12).

Responsabilità dell'Italia nella conservazione dei Passeriformi e di altri uccelli comuni

LORENZO FORNASARI¹, ELISABETTA DE CARLI², PIERANDREA BRICHETTI³, LUCA PUGLISI⁴, PAOLO PEDRINI⁵

¹ DISAT, Univ. Milano Bicocca, piazza della Scienza 1, I-20126 Milano, (lorenzo.fornasari@unimib.it); ² FaunaViva, viale Sarca 78, I-20125 Milano; ³ CISO, via Veneto 30, I-25029 Verolavecchia (BS); ⁴ Centro Ornitologico Toscano, C.P.726, I-57100 Livorno; ⁵ Museo Tridentino di Scienze Naturali, via Calepina 14, I-38100 Trento.

Le priorità di conservazione a livello nazionale e regionale vengono spesso stabilite in base alla rarità locale delle specie o ad altri attributi biologici ad essa connessi. Tuttavia, la presenza o assenza di specie rare a livello locale è spesso il frutto di fenomeni stocastici, indipendenti dall'attuazione di apposite misure di conservazione. Ne consegue che le misure di conservazione sono più efficaci per quelle specie che si presentano con popolazioni di consistenza maggiore, o dove le specie rare si presentano con maggiore densità (Gariboldi *et al.* 2004). Da ciò deriva una maggiore responsabilità, nella conservazione delle singole specie, per i Paesi che ne ospitano le concentrazioni più elevate. In questo contributo ci proponiamo di definire le responsabilità dell'Italia, in termini di percentuale di popolazione nidificante rispetto alla consistenza complessiva europea, delle specie di uccelli appartenenti all'ordine dei Passeriformes, Columbiformes, Apodiformes, Coraciiformes, Cuculiformes, Piciformes, oggetto in Italia di uno specifico programma di monitoraggio (MITO2000: Fornasari *et al.* 2002).

Materiali e metodi - Le valutazioni quantitative sono state effettuate utilizzando i valori di consistenza indicati nello European Bird Database compilato da BirdLife International in collaborazione con lo European Bird Census Council per il volume Birds in Europe 2 (BirdLife International, 2004). Per compilare la stima della popolazione europea abbiamo escluso dalla sommatoria i valori relativi a Russia, Armenia, Georgia, Azerbaijan e Turchia, principalmente per motivi di ordine biogeografico. Per la stima della consistenza delle popolazioni italiane abbiamo utilizzato i valori indicati da Brichetti (1999) a loro volta inseriti, con aggiornamenti, nel volume citato. Per disporre di un unico valore relativamente a ciascuna delle due aree, abbiamo eseguito la media tra stima minima e stima massima delle popolazioni; la *responsabilità* è stata definita come il rapporto percentuale tra la stima della popolazione italiana e la stima della popolazione europea. Come livello minimo di attenzione abbiamo posto il valore del rapporto percentuale tra la superficie dell'Italia e la superficie complessiva degli stati considerati nell'analisi, pari a 5.1%.

Risultati e discussione - Delle 520 specie elencate da BirdLife International (2004) quelle presenti nel territorio europeo esaminato sono 462. Di queste, 251 sono indicate come nidificanti in Italia; ad esse va aggiunta la passera d'Italia *Passer italiae*, non trattata nel volume. Appartengono ai gruppi da noi considerati 137 di queste specie. Quelle stimate oltre il livello minimo d'attenzione del 5.1% sono 44, pari al 32.1% (2 Columbiformes, 3 Apodiformes, 1 Coraciiformes,

2 Piciformes, 36 Passeriformes). Su queste 44 specie, 36 sono considerate campionate in misura sufficiente nell'ambito del progetto MITO2000 (Fornasari *et al.* 2005).

Per quanto riguarda le usuali priorità di conservazione, di 16 specie italiane di Passeriformi e affini in Allegato I alla Dir. 409/79/CEE (Direttiva Uccelli) ne compaiono in questo elenco di 44 solo 2 (martin pescatore *Alcedo atthis* e magnanina sarda *Sylvia sarda*). Delle 38 specie comprese nella Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia ne sono presenti 11 (nessuna tra le 9 minacciate o minacciate in modo critico). Oltre al caso estremo della passera d'Italia, di cui è presente in Italia il 100 % della popolazione europea (e mondiale), mostrano percentuali decisamente rilevanti usignolo di fiume *Cettia cetti* (40.5 %), beccamoschino *Cisticola juncidis* (30.0%), passera sarda *Passer hispaniolensis* (20.2%). Si avvicinano alla soglia del 20% anche torcicollo *Jynx torquilla*, passero solitario *Monticola solitarius* e occhio-cotto *Sylvia melanocephala* (unica altra specie tra queste concentrata in Europa).

Le 14 specie concentrate in Europa per le quali l'Italia ha una particolare responsabilità per la conservazione sono: *Passer italiae*, *Sylvia melanocephala*, *Emberiza cirulus*, *Sylvia sarda*, *Serinus corsicanus*, *Luscinia megarhynchos*, *Sylvia atricapilla*, *Regulus ignicapilla*, *Picus viridis*, *Emberiza melanocephala*, *Turdus merula*, *Serinus serinus*, *Certhia brachydactyla*, *Hippolais polyglotta*. Figurano tra di esse elementi endemici con popolazioni di consistenza limitata ma anche specie considerate comuni a livello nazionale, di bioregione mediterranea o addirittura continentale. Prevenire il declino delle specie comuni è una delle scelte strategiche per la salvaguardia della biodiversità (Gariboldi *et al.* 2004). Per questo auspichiamo che la tematica della responsabilità entri nel dibattito ornitologico nazionale suggeriamo che le valutazioni sull'andamento di queste specie nel medio e lungo termine, attese nel progetto MITO2000, rientrino nella definizione delle politiche di indirizzo della gestione del territorio a larga scala.

Ringraziamenti - Vogliamo ringraziare tutto il gruppo di lavoro del progetto MITO2000 che ha stimolato questa riflessione e Ian Burfield di BirdLife International che ci ha gentilmente messo a disposizione lo European Bird Database.

Bibliografia - Brichetti P. 1999. In: Brichetti P e Gariboldi A. Edagricole, Bologna. BirdLife International 2004. BirdLife Conservation Series No.12 • Fornasari L et al. 2002. Avocetta 26: 59-115 • Fornasari L et al. 2005. Avocetta 28: 59-76 • Gariboldi A et al. 2004. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

Gli interventi di riqualificazione ambientale nel Parco Fluviale del Po e dell'Orba - Regione Piemonte

LUCA CRISTALDI, LAURA GOLA

Parco Fluviale del Po e dell'Orba, piazza Giovanni XXIII 6, I-15048 Valenza (AL) (laura.gola@parcodelpo-vcal.it)

Il Parco Fluviale del Po e dell'Orba è stato istituito con L.R. 28/90 dalla Regione Piemonte e comprende la Riserva Naturale della Garzaia di Valenza, esistente già dal 1979. Il Sistema di Aree Protette ha un'estensione di circa 15000 ettari, di cui 4700 preclusi alla caccia, per una lunghezza fluviale di 90 km, compresi tra Crescentino (VC) e la confluenza dello Scrivia nel Po (AL). Tra le aree gestite dall'Ente sono compresi alcuni territori ricadenti all'interno dei Siti Natura 2000: "Palude di San Genuario" (VC) e "Fontana Gigante di Tricerro" (VC).

La rilevanza ornitologica del territorio è determinata soprattutto dalla presenza di 7 garzaie e di alcune colonie di *Sterna hirundo* e *S. albifrons*. Il territorio del Parco risulta di particolare importanza anche come area di svernamento, soprattutto per quanto riguarda gli uccelli acquatici, e di migrazione, autunnale e primaverile. In totale sono state censite 243 specie ornitiche, di cui 107 nidificanti, 144 svernanti e 19 accidentali (Gola *et al.* 2005).

Tra le finalità istitutive del Parco riveste un ruolo chiave la conservazione degli habitat naturali e la loro ricostituzione tramite interventi di riqualificazione ambientale, anche attraverso la creazione di corridoi ecologici tra le aree naturali tuttora esistenti. Questo traguardo è perseguito innanzitutto tramite l'attuazione del Piano d'Area del Parco che, tra l'altro, si pone l'obiettivo di favorire i processi di evoluzione morfologica naturale dell'alveo del fiume. Esso prevede inoltre che le attività estrattive siano finalizzate esclusivamente alla riqualificazione ambientale e che, al termine dei lavori, le aree rinaturalizzate siano cedute in proprietà all'Ente Parco. Le superfici interessate dagli interventi eseguiti e/o attualmente in corso sono di circa 215 ettari per quanto riguarda la ricostituzione di zone umide e di circa 150 ettari per quanto riguarda i rimboschimenti. La strategia per la rinaturalizzazione del territorio del Parco procede secondo varie direzioni: a) l'acquisizione in concessione di terre demaniali, l'acquisizione in gestione diretta di terreni comunali e l'acquisto di terreni in aree di particolare valore naturalistico; b) la promozione di progetti di escavazione di inerti in area golenale con finalità di riqualificazione ambientale; c) la ricostituzione di boschi naturali; d) l'azione di stimolo verso le aziende agricole volta alla realizzazione delle misure agro-ambientali previste dal Piano di Sviluppo Rurale della Regione Piemonte.

La ricostituzione di zone umide in aree golenali prevede: a) una fase progettuale proposta dalle ditte private interessate all'estrazione di inerti e concordata con l'Ente Parco, con particolare attenzione agli aspetti relativi all'assetto idrogeologico e alla riqualificazione naturalistica del sito; b) la successione dei lavori di scavo e di ripristino secondo lotti successivi, in modo da contenere il disturbo alla fauna; c) l'ese-

cuzione di controlli da parte del personale dell'Ente Parco, ivi compresi i rilievi batimetrici; d) l'allestimento di strutture per la fruizione del pubblico. L'applicazione delle linee teoriche sopra elencate ha portato a notevoli risultati, tra cui quelli elencati di seguito a titolo di esempio.

Un intervento realizzato e concluso nel territorio del comune di Valenza ha portato all'ampliamento di una zona umida limitrofa ad una garzaia abbandonata in anni recenti, l'obiettivo è stato favorire la sosta e riproduzione in particolare degli Ardeidi, nell'area si è registrato un notevole incremento dell'avifauna acquatica. Nel territorio del comune di Casale Monferrato è in corso la riqualificazione ambientale di un'area già precedentemente soggetta ad escavazione di inerti, il progetto è finalizzato anche alla ricostituzione di un bosco igrofilo, idoneo alla riproduzione degli Ardeidi, in accordo con le indicazioni fornite dall'elaborazione del Piano di gestione delle garzaie nel territorio del Parco, che prevede la realizzazione di nuovi siti in aree vocate. In tale area è attualmente in corso il monitoraggio dell'avifauna tramite transetto lineare. Nel territorio del comune di Isola S. Antonio, la rinaturalizzazione di un'area ha portato a un notevole incremento delle specie e del numero di uccelli svernanti, l'insediamento dell'unica colonia stabile nel territorio del Parco di *Riparia riparia* e la nidificazione di *Galerida cristata*, specie rara e localizzata nel territorio regionale.

La riqualificazione ambientale in aree di risorgiva extragolenali è finalizzata soprattutto alla salvaguardia delle rarissime aree ancora presenti e all'incremento delle superfici; in particolare, nella "Palude di San Genuario", gli interventi hanno ampliato le superfici allagate e favorito la ripresa e lo sviluppo del canneto. Tale processo ha condotto, secondo gli scopi prefissati, ad un incremento delle popolazioni nidificanti di specie quali *Botaurus stellaris*, *Ixobrychus minutus*, *Ardea purpurea*, *Circus aeruginosus*, *Acrocephalus arundinaceus*, *A. scirpaceus* (Rossi e Minciardi 2004), a fronte di una riduzione degli effettivi di alcune specie legate ad ambienti boschivi molto più diffuse a livello regionale (Fasano e Pavia 2004).

La ricostituzione in altri siti di boschi naturali è stata realizzata al fine di favorire alcune specie divenute rare in area pianiziale come *Dendrocopos minor*, *Jynx torquilla*, *Scolopax rusticola* e di ampliare la superficie di alcuni siti riproduttivi di Ardeidi.

Bibliografia - Fasano S, Pavia M 2004. Stazione di inanellamento "Palude di San Genuario". Monitoraggio dell'avifauna ed elaborazione di indicazioni gestionali. Relazione interna • Gola L et al. 2005. Riv. Piem. St. Nat. 26: 293-320 • Rossi GL, Minciardi MR (eds) 2004. Un piano per la Palude di San Genuario. Regione Piemonte.

Il popolamento ornitico in aree del sistema intensivo emiliano a differente utilizzazione agricola

MARCO GENGHINI¹, STEFANO GELLINI², RICCARDO NARDELLI¹, MARCO GUSTIN²

¹ INFS, via Cà Fornacetta 9, I-40064 Ozzano dell'Emilia (BO) (infsagri@iperbole.bologna.it); ² St.e.r.n.a, via Pedriali 12, I-47100 Forlì

La varietà del popolamento ornitico negli agro-ecosistemi intensivi è condizionata, oltre che dalla caratterizzazione agricola e dal tipo di pratiche colturali (Fuller e Wilson 1995), anche e soprattutto dalla presenza di superfici non coltivate e dalle modalità di gestione dei margini (O'Connor e Shrubbs 1986, Henderson *et al.* 2000, Vickery *et al.* 2002). Ciò è stato in parte confermato anche nell'area padana (Genghini *et al.* 2003), dove tuttavia non è ben conosciuta l'influenza relativa dei diversi elementi del paesaggio (tipologie colturali, margini, arrangiamento delle *patches*, tipo di margine). Allo scopo, l'INFS ha intrapreso, nel 2004, un'indagine sull'avifauna del "mosaico" agricolo emiliano, nell'ambito di un progetto finanziato dal Ministero delle Politiche Agricole e Forestali.

Aree di studio e metodi - In 3 differenti comprensori sono state casualmente selezionate 99 Aree Campione (AC) di circa 22 ha di superficie complessiva, individuate da buffer di 150 m di raggio intorno a transetti lineari di 500 m. Il database ambientale è stato ottenuto integrando informazioni di foto aeree con rilievi ambientali diretti. L'avifauna è stata rilevata in 2 uscite per ogni AC con il metodo del transetto lineare (Bibby *et al.* 1992), effettuate in 2 diversi turni (16/3-15/4 e 15/5-20/6). I principali parametri di popolamento ornitico considerati sono stati la Ricchezza (S) e la Diversità (H') di specie. I fattori di variazione dei parametri del popolamento sono stati individuati tramite l'Analisi di Regressione Multipla. La presenza-assenza delle specie ornitiche sulla base delle variabili ambientali è stata invece modellizzata utilizzando l'Analisi di Regressione Logistica.

Risultati e discussione - Il "mosaico" ambientale è risultato assai eterogeneo (n. medio *patches*/AC = 16.3 ± 7.3 ; n. medio di classi d'uso/AC = 7.3 ± 2.1), con prevalenza di erba medica, mais, frumento e pomodoro. La superficie non occupata da coltivazioni (SNC) è risultata inferiore al 13% nel 74 % delle AC, quella destinata a formazioni arboreo-arbustive naturali era irrilevante nel 43 % delle AC e contenuta (< 0.75 ha) nel 41%.

Tra le 52 specie conteggiate, le più frequenti sono risultate: allodola *Alauda arvensis* (75% delle AC), storno *Sturnus vulgaris* (70%), passera d'Italia *Passer italiae* (67%) e cutrettola *Motacilla flava* (58%). Storno e passera d'Italia sono anche le 2 specie più abbondanti (rispettivamente 23% e 18% dell'intero popolamento), seguite da allodola (9%) e cutrettola (7%).

Il modello di regressione multipla per S (45% della varianza complessiva del sistema) ha individuato, quali fattori responsabili della variazione, la complessità delle *patches* (media dell'indice (Perimetro x 0.282)/Area^{1/2}, Farina 1993), la percentuale di superficie occupata da giardini, da SNC e da corsi d'acqua, e la diversità di usi del suolo. La SNC è risultata il fattore di maggiore importanza nell'analogo modello per H'. Inoltre i valori medi di S e H', secondo classi di SNC via via maggiore, aumentano e differiscono significativamente (ANOVA, $p < 0.0001$) assumendo valori più elevati per SNC > 15%.

Per evidenziare le relazioni tra avifauna e componenti strettamente agricole del paesaggio è stata effettuata l'analisi di un sottocampione di AC (N = 24) con SNC < 5%. I modelli di regressione estratti per S e H' spiegano rispettivamente il 70% e il 57% della varianza complessiva. In entrambe i casi, i fattori principali entrati nel modello sono stati la complessità delle *patches*, con effetto positivo, e il loro sviluppo perimetrale medio, con effetto negativo.

La matrice di colture intensive e la presenza diffusa di abitati rurali favoriscono la dominanza di specie sinantropiche. All'aumento di S e H' contribuiscono essenzialmente le limitate aree di vegetazione dei margini, a conferma dell'importanza che questi elementi assumono per l'avifauna negli agro-ecosistemi intensivi (Tucker e Dixon 1997, Mason e Macdonald 2000). Il tipo di coltura e la struttura del mosaico, in termini di eterogeneità di uso del suolo e di sviluppo di ecotoni, sembrano esercitare effetti secondari sui parametri considerati.

Pertanto il ripristino e la creazione di nuove aree non coltivate e l'adozione di idonee modalità di gestione di queste superfici, sfruttando i finanziamenti della PAC e della L. 157/92 (artt. 10 e 15), sono azioni prioritarie per estendere le opportunità di incremento della diversità di uccelli dei sistemi intensivi, sia a scala territoriale che a scala locale.

Bibliografia - Bibby CJ *et al.* 1992. Academic Press, London • Farina A 1993. Cleup Ed. Padova • Fuller RJ, Wilson JD 1995. B.T.O. research report No. 149 • Genghini M *et al.* 2003. Avocetta 27: 59 • Henderson IG *et al.* 2000. Ecography 23: 50-59 • Mason CF, Macdonald SM 2000. J. Zool. Lond. 251: 339-348 • O'Connor RJ, Shrubbs M 1986. Cambridge University Press • Tucker GM, Dixon J 1997. In: Tucker GM, Evans MI 1997. BirdLife Conservation Series no. 6: 267-326 • Vickery JA *et al.* 2002. Agric., Ecosyst. & Environ. 89: 41-52.

Abbondanza degli zigoli (Emberizidae) in relazione all'uso del suolo nell'Appennino settentrionale

IRENE NEGRI, MATTIA BRAMBILLA, FRANCA GUIDALI

Dipartimento di Biologia, Sezione di Ecologia, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26, I-20133 Milano (mattia.brambilla@unimi.it)

L'Appennino settentrionale ospita uno degli ultimi paesaggi agricoli di tipo tradizionale della Lombardia (agricoltura estensiva con campi di dimensioni medio-piccole e colture diverse, alternati ad incolti, pascoli, boschi). Tutti gli zigoli (Emberizidae) presenti in Italia nidificano in questo settore appenninico o nella prospiciente pianura (Brichetti e Fasola 1990, Bogliani *et al.* 2003). Con questo studio ci siamo proposti di valutarne l'abbondanza, in relazione ai differenti paesaggi originati dall'attività agricola estensiva.

Area di studio e metodi - Lo studio è stato svolto nell'alta Val Staffora (Oltrepò pavese), caratterizzata da valli laterali ampie e profonde sul versante orografico destro e più brevi e ripide su quello sinistro. L'area (66.2 km², range altitudinale 250-1200 m s.l.m.) presenta un mosaico di ambienti, con prevalenza di agricoltura estensiva di tipo tradizionale, prati, calanchi, boschi di latifoglie e boschi di conifere (rimboschimenti). Sono diffusi campi e pascoli abbandonati, in larga parte ricolonizzati dal bosco e, in misura minore, da vegetazione arbustiva (macchie e garighe submediterranee), mentre il fondovalle è più antropizzato (Bogliani *et al.* 2003).

Nel periodo compreso fra il 28 aprile 2004 e il 12 giugno 2004 abbiamo censito i territori di zigoli nidificanti lungo 40 transetti lineari di 400 m, distribuiti uniformemente sull'intera area di studio tra le diverse tipologie ambientali presenti, in maniera proporzionale alla loro estensione. Ogni transetto è stato percorso tre volte, registrando su foto aeree del territorio (1:2000) tutti i contatti ottenuti con tutte le specie, distinguendo tra comportamenti legati alla riproduzione (maschi in canto, alimentazione di nidiacei o giovani appena involati, ecc.) e non. Al termine del lavoro di campo, abbiamo individuato per ciascuna specie i territori riproduttivi, sulla base dei contatti simultanei e della distribuzione delle osservazioni. Ad ogni transetto abbiamo quindi associato il numero di territori per ogni specie. Abbiamo ripartito i transetti tra quattro categorie ambientali: aree coltivate (seminativi e prati oltre il 75%; 17 transetti); aree parzialmente coltivate (se-

minativi e prati tra il 50% e il 75%; 10 transetti); boschi (oltre il 50% di bosco; 8 transetti); misti (nessuna tipologia predominante; 5 transetti), utilizzando la copertura percentuale delle diverse tipologie ambientali (entro 100 m dal transetto) ricavata tramite GIS da una carta di uso del suolo (1:10000).

Abbiamo quindi valutato differenze nel numero di territori (totali e delle specie presenti in buon numero) tra le diverse tipologie ambientali attraverso ANOVA. In questa analisi, abbiamo contato come 0.5 i territori posti oltre 100 m dal transetto, verosimilmente dipendenti solo in parte dalle caratteristiche del transetto.

Risultati e discussione - Abbiamo censito complessivamente 149 territori di sei specie di Emberizidae ed in particolare 75 territori di *Emberiza cirrus*, 3 di *Emberiza citrinella*, 4 di *Emberiza hortulana*, 1 di *Emberiza cia*, 3 di *Emberiza melanocephala*, e 63 di *Emberiza calandra*. L'Oltrepò pavese si conferma dunque un'area particolarmente rilevante a livello nazionale per le specie di questa famiglia (cfr. Meschini e Frugis 1993). Complessivamente, il maggior numero di territori totali e delle due specie più abbondanti (*E. cirrus* e *E. calandra*) è stato rinvenuto in ambienti agricoli (aree coltivate e parzialmente coltivate; Tab. 1). *E. hortulana*, *E. citrinella* e *E. melanocephala* sono stati censiti esclusivamente in aree coltivate e parzialmente coltivate. Tutte le specie appaiono pertanto legate a tale tipologia ambientale, ad eccezione di *E. cia* (un solo territorio in ambiente roccioso). In base ai risultati di questa ricerca è evidente che l'abbandono delle coltivazioni agricole estensive negli ambienti collinari e di bassa montagna, in atto ormai da decenni in quasi tutto l'Appennino settentrionale, riveste sicuramente un effetto fortemente negativo per le popolazioni di queste e di altre specie ornitiche legate ai medesimi ambienti agricoli tradizionali.

Bibliografia - Bogliani G *et al.* 2003. Provincia di Pavia • Brichetti P, Fasola M 1990. Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia. Ed. Ramperto • Meschini E, Frugis S 1993. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 20: 1-344.

Tabella 1 – Numero medio (\pm errore standard) di territori per transetto per il totale di zigoli (Emberizidae) e per le due specie più abbondanti.

	Aree coltivate	Aree parz. coltivate	Boschi	Misti	F _{3,36}	P
<i>E. cirrus</i>	2.35 \pm 0.45	0.95 \pm 0.27	0.62 \pm 0.39	1.70 \pm 1.02	2.857	0.051
<i>E. calandra</i>	2.24 \pm 0.44	0.85 \pm 0.25	0.31 \pm 0.31	0.10 \pm 0.10	5.928	0.002
Tot. Emberizidae	5.00 \pm 0.78	2.00 \pm 0.42	1.06 \pm 0.80	1.80 \pm 1.03	5.729	0.003

Struttura e dinamica spaziale delle popolazioni: una chiave di lettura per il monitoraggio dei Siti Natura 2000

CORRADO TEOFILI¹, ELENA PIAZZA², CORRADO BATTISTI³

¹ Istituto di Ecologia Applicata, via Cremona 71, I-00162 Roma (c.teofili@ieaitaly.org); ² piazza di Villa Carpegna 45, I-00165 Roma;

³ Provincia di Roma, Ufficio Conservazione Natura, via Tiburtina 691, I-00159 Roma

Le attuali linee guida gestionali previste per i Siti Natura 2000 concentrano l'attenzione sulla presenza in essi di tipi di habitat/specie di interesse e sulla loro rappresentatività a scala nazionale (Apollonio *et al.* 2004). Un aspetto non secondario risulta essere quello della corrispondenza spaziale, a scala locale, tra Siti, tipi habitat e popolazioni di determinate specie. Tali unità (normative, territoriali, ecologiche: Siti Natura 2000, "tipi di habitat" *sensu* Dir. 92/43/CEE, popolazioni) possono non coincidere spazialmente.

Un Sito può: 1) coincidere con un frammento di habitat o con una sua parte; 2) contenere un set di frammenti idonei ad una specie; 3) costituire un sistema eterogeneo di habitat multifunzionali (Farina 2001).

Un tipo di habitat presente in un Sito può contenere: 1) un'intera popolazione separata da altre similari (*separate population*); 2) una subunità di una metapopolazione; 3) una o più metapopolazioni; 4) alcuni individui/coppie di un'unica popolazione distribuita su una scala più ampia (*patchy structure*; McCollin 1993, Thomas *et al.* 2000). Sotto l'aspetto dinamico e fenologico, la specie può, inoltre, essere localmente persistente nel tempo e presente regolarmente durante l'anno o esserlo solo in determinati periodi in modo regolare, irregolare o accidentale.

Diviene quindi fondamentale la comprensione del ruolo che il Sito rappresenta per la presenza ed il mantenimento di individui/popolazioni delle specie di interesse e, parimenti, della relazione spaziale/geografica e temporale che intercorre fra Sito, "tipo di habitat" e popolazione.

La conoscenza di tale dato può condizionare obiettivi e metodologie del monitoraggio.

Tale aspetto assume particolare enfasi in contesti ove l'habitat focale è frammentato e ove è determinante non confondere la struttura spaziale dei frammenti con quella delle popolazioni (Battisti 2004).

Area di studio e metodi - In previsione della redazione di un Piano di gestione della ZPS "Torre Flavia" (IT 60030020;

di 40 ha) (Battisti *et al.* 2004), è stato seguito uno schema logico per la selezione delle specie che focalizza l'attenzione sulla loro struttura spaziale a livello di popolazione/frammento, selezionando dalla check-list locale quelle elencate in Direttiva 79/409/CEE (All. I) e ripartendole sia in relazione alle tipologie ambientali a maggior idoneità ("fragmiteto", "giuncheto/cariceto", "litorale/duna"), sia in base alla loro fenologia e struttura spaziale a scala locale.

Risultati e discussione - Dalle 145 specie note per l'area, 32 risultano inserite nell'All. I (11 accidentali o irregolari, 20 di passo e/o svernanti, 1 nidificante). Escludendo le presenze irregolari e accidentali, 11 specie sono prevalentemente legate alla tipologia ambientale "fragmiteto", 7 al "giuncheto/cariceto" (*Juncetalia maritimi*), 3 al "litorale/duna". L'unica specie nidificante, *Ixobrychus minutus*, è associata al fragmiteto e mostra una struttura *patchy*. Così come quest'ultima, anche le altre richiedono, per l'interpretazione del loro dinamismo, fenologia e struttura spaziale, indagini su scale più ampie. A tale scopo è prevedibile l'individuazione di un sistema di analoghe tipologie ambientali limitrofe, anche in aree esterne a Siti Natura 2000, che consentano la definizione di unità minime di campionamento (es. popolazioni) per l'attuazione di un protocollo di monitoraggio che tenga conto della scala spaziale di riferimento delle singole specie. Il protocollo può essere estendibile anche ad altre specie legate a questi ambienti, non indicate in Direttiva, ma sensibili alla frammentazione (ad es. il genere *Acrocephalus*, Foppen *et al.* 2000).

Bibliografia - Apollonio M *et al.* 2004 in: Blasi *et al.* 2004, Quad. Cons. Natura 18, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica • Battisti C 2003. Ital. J. Zool. 70: 241-247 • Battisti C 2004. Frammentazione ambientale. Provincia di Roma • Battisti C *et al.* 2004. Avocetta 28: 89-92 • Farina A 2001. Ecologia del Paesaggio. UTET, Torino • Foppen, R *et al.* 2000. Cons. Biol. 14: 1881-1892 • McCollin D 1993. Glob. Ecol. Biogeogr. Lett. 3: 48-62 • Thomas CD *et al.* 2000. In: Gosling ML, Sutherland WJ. Behaviour and Conservation, Cambridge.

I Piani di Sviluppo Rurale: un possibile utile strumento per la conservazione dell'avifauna in ambiente agricolo

PATRIZIA ROSSI

LIPU, Area Conservazione Natura, via Trento 49, I-43100 Parma (patrizia.rossi@lipu.it)

Numerose specie di uccelli legati agli ambienti agricoli presentano, in Europa, un trend negativo da circa 30 anni (Tucker e Heath 1994). È stato stimato che questo decremento interessi il 58% delle specie associate con gli habitat agricoli (BirdLife 2004). È probabile che la causa principale di tale decremento possa essere l'intensificazione dell'agricoltura (Krebs *et al.* 1999, Donald *et al.* 2001) e la riduzione degli habitat aperti (BirdLife International 2004). I Piani Regionali di Sviluppo Rurale (PSR) potrebbero giocare un ruolo importante per bloccare il declino delle specie di uccelli degli habitat agricoli, poiché mettono a disposizione degli agricoltori dei finanziamenti per realizzare pratiche agricole più attente alle esigenze degli uccelli.

Materiali e metodi - Sono stati analizzate le misure agro-ambientali e le misure forestali contenute nei PSR vigenti in Italia al fine di:

- valutare l'idoneità delle azioni potenzialmente positive;
- individuare le azioni potenzialmente dannose;
- proporre l'inserimento nei PSR di nuove azioni specifiche relativamente alle esigenze di conservazione degli uccelli degli ambienti agricoli classificati come SPEC 1-3 (BirdLife 2004).

Risultati e discussione - Le misure agro-ambientali risultano quelle più utili per invertire il declino degli uccelli degli habitat agricoli ed in particolare il ritiro dei seminativi dalla produzione per scopi ambientali e il mantenimento e ripristino di prati e pascoli. Il ritiro dei seminativi, che consiste nell'interruzione della pratica agricola e nella creazione di habitat di pregio (es. prati cespugliati e prati umidi), può dare ottimi risultati in termini di conservazione dell'avifauna (Ti-

narelli e Marchesi 2000, Tinarelli 2001). Solo sei Regioni (Emilia-Romagna, Lombardia, Veneto, Friuli Venezia Giulia, Molise, Sicilia) hanno attivato questa azione.

13 PSR su 21 hanno adottato il mantenimento dei prati e pascoli. In particolare se ne rileva una preoccupante mancanza nella maggior parte delle regioni meridionali (Molise, Campania, Puglia, Basilicata) dove gli habitat aperti come le pseudo-steppe sono fondamentali per la conservazione di specie di importanza mondiale, come il grillaio *Falco naumanni*, o per altre specie di importanza conservazionistica come la calandra *Melanocorypha calandra* (Guerrieri *et al.* 1997). Solo cinque regioni (Friuli Venezia Giulia, Emilia-Romagna, Marche, Campania, Calabria) e la Provincia Autonoma di Bolzano escludono l'imboschimento di prati e pascoli la cui forestazione potrebbe avere effetti molto negativi sulle specie di uccelli in declino legate proprio a questi habitat (tottavilla *Lullula arborea*, calandro *Anthus campestris*, ecc. Tab. 1). È raccomandabile quindi l'avvio di un'opera di sensibilizzazione delle amministrazioni pubbliche affinché nel prossimo periodo di programmazione dei PSR (2007-2013) producano piani più attenti alle esigenze dell'avifauna.

Ringraziamenti - Studio realizzato con il finanziamento del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio.

Bibliografia - BirdLife 2004. BirdLife International Series, No. 12 • Donald PF *et al.* 2001. Proc. R. Soc. Lond. 268: 25-29 • Guerrieri *et al.* 1997. Riv. ital. Orn. 67: 133-150 • Krebs JR *et al.* 1999. Nature 400: 611-612 • Tinarelli R 2001. Avocetta 25: 106 • Tinarelli R, Marchesi F 2000. Il Divulgatore 23: 1-93 • Tucker GM, Heath MF 1994. BirdLife Conservation Series, n. 3.

Tabella 1 - Possibile impatto delle misure agro-ambientali su alcune specie di uccelli in declino presenti in ambienti agricoli.

Legenda: F = forestazione di ambienti aperti; R = ripristino e mantenimento di prati e pascoli; S = ritiro di seminativi a fini ambientali.

Specie	SPEC	Trend in Italia	F	R	S
<i>Falco naumanni</i>	1	+	+	++	—
<i>Coturnix coturnix</i>	3	?	+	+	-
<i>Tetrax tetrax</i>	1	0	+	++	—
<i>Vanellus vanellus</i>	2	+	++	+	—
<i>Caprimulgus europaeus</i>	2	-	+	++	+
<i>Melanocorypha calandra</i>	3	-	+	++	—
<i>Galerida cristata</i>	3	0	+	++	—
<i>Lullula arborea</i>	2	0	+	++	+
<i>Alauda arvensis</i>	3	-	+	+	-
<i>Hirundo rustica</i>	3	0	+	+	-
<i>Anthus campestris</i>	3	-	+	+	-
<i>Lanius collurio</i>	3	-	+	+	-
<i>Passer italiae</i>	3	0	+	+	+
<i>Passer montanus</i>	3	-	+	+	+
<i>Emberiza hortulana</i>	2	-	+	+	++
<i>Emberiza calandra</i>	2	-	+	+	-

Legenda. ++ molto positivo; + positivo; 0 indifferente; - negativo; — molto negativo

La cattura di uccelli a fini di richiamo in Italia nel periodo 1994-2004

ALESSANDRO ANDREOTTI, SARA TOMASINI

INFS, via Cà Fornacetta 9, I-40064 Ozzano dell'Emilia (BO) (alessandro.andreotti@infs.it)

In diverse regioni italiane, in passato veniva praticata la cattura con reti degli uccelli selvatici sia per scopi alimentari (uccellazione) sia per detenerli a fini amatoriali o di richiamo per l'attività venatoria. A seguito di nuove norme legislative, a partire dagli anni '70, è stata proibita l'uccellazione, mentre è continuato il prelievo a fini amatoriali o di richiamo. Tale attività è proseguita sino al 1989, anno in cui la generalità delle Regioni ha sospeso le catture per ottemperare ai divieti di cui alla Direttiva 79/409/CEE. Con la Legge 157/92 è stata introdotta la possibilità per le Regioni di autorizzare, previo parere INFS, la cattura di uccelli a fini di richiamo tramite l'attivazione di impianti di cui le Province sono titolari. Queste forme di cattura sono iniziate nel 1994 in Lombardia, Veneto ed Emilia-Romagna, nel 1996 in Toscana, nel 1998 nelle Marche e nel 2000 a Trento. Spesso gli impianti attivati sono gli stessi un tempo utilizzati per l'uccellazione (roccoli, bresciane, copertoni, ecc.). Il presente lavoro sintetizza l'attività svolta dalle Regioni e dalle Province dal 1994 ad oggi, al fine di consentire un raffronto tra gli impianti di uccellazione tradizionali e quelli attualmente operanti e di fornire uno strumento per valutare le modalità di applicazione della direttiva 409/79/CEE in Italia.

Materiali e metodi - Sono stati analizzati i dati forniti dalle Amministrazioni in merito agli impianti attivati e al numero di richiami autorizzati e catturati nel periodo 1994-2004. Non è stata considerata la situazione del Friuli-Venezia Giulia, mancando adeguata documentazione. La distribuzione degli impianti è stata confrontata con quella delle uccellande nel 1931 (Toschi 1933).

Risultati e discussione - Dal 1994 al 2004 sono stati attivati 456 impianti in 6 regioni; rispetto alle uccellande del 1931 ($N = 1749$) si è verificato un calo altamente significativo (G test, 494.5; $df = 1$; $P < 0.001$); in Piemonte, Liguria e Umbria l'attività di cattura non è stata ripresa dopo il 1992, mentre in altre regioni si è registrato un forte calo del numero di impianti, con la sola eccezione della Romagna, dove queste strutture sono aumentate. In media per anno hanno operato 169 impianti (min 55 nel 1994, max 204 nel 1999, DS 44.9); nell'ultimo quinquennio la media si è assestata su 187 (min 178 nel 2004, max 203 nel 2000, DS 9.8). Nel biennio 2003-04 sono stati attivati roccoli (49.3%), copertoni/prodine (14.1%), bresciane (13.6%), strutture miste (12.2%) e reti verticali (10.8%). Dei 180 impianti con reti

verticali solo il 20% ha utilizzato esclusivamente *mist-net*, mentre un ulteriore 30% ha utilizzato sia *mist-net* che tramegli. Negli 11 anni considerati sono stati catturati 456073 uccelli, con un minimo di 11320 nel 1994 e con un massimo di 53816 nel 2004 e una tendenza all'incremento (Fig. 1); allo stesso tempo si è verificato un calo dei quantitativi autorizzati, scesi da un massimo di 111390 (1995) ad un minimo di 69795 (2004). Le maggiori catture (1994-2003) sono riferite a *Turdus philomelos* (40.3%), *T. iliacus* (28.1%) e *T. pilaris* (15.5%). Le catture di *Sturnus vulgaris*, *Passer domesticus* e *P. montanus* sono state effettuate solo fino al 1996 a seguito di una variazione del quadro legislativo.

La riduzione degli impianti osservata in alcune realtà territoriali può essere collegata sia ad indirizzi politici (Piemonte, Trento), sia alle tipologie delle strutture un tempo operanti che in alcuni casi non si sono prestate ad una conversione per le finalità previste dalla Legge 157/92 (Italia centrale, Liguria); d'altra parte l'aumento in Romagna pare legato alla circostanza che in passato gli impianti fossero mobili e dunque non figurassero tra quelli fissi censiti da Toschi. La progressiva riduzione del divario tra autorizzato e catturato testimonia come le indicazioni tecniche fornite dall'INFS abbiano portato ad una migliore gestione della materia. D'altro lato il progressivo incremento delle catture a livello nazionale è in contrasto con l'esigenza di limitare i prelievi in natura e di sviluppare forme di allevamento in cattività, secondo quanto previsto dalla Direttiva 79/409/CEE.

Bibliografia - Toschi A 1933. Ric. Zool. Appl. Caccia 7: 1-32.

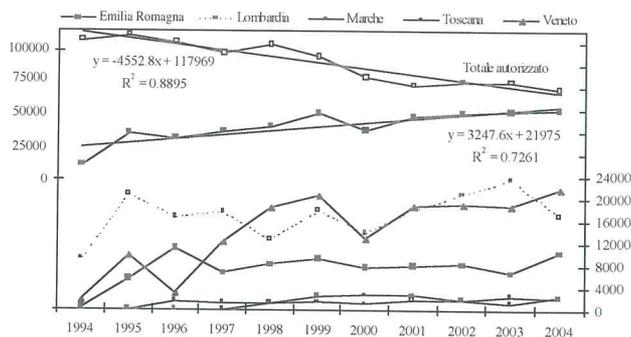


Figura 1 – Andamenti delle catture a livello nazionale e delle singole regioni.

L'impatto delle linee elettriche sull'avifauna nel Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi

JACOPO ANGELINI¹, MASSIMILIANO SCOTTI²

¹ via Berti 4, I-60044 Fabriano (AN) (jacopoangelini@libero.it); ² Parco regionale Gola della Rossa e di Frasassi, Serra San Quirico (AN)

Le linee elettriche rappresentano un grave pericolo per le popolazioni di Accipitridi, Falconidi e Strigiformi italiane ed europee (Penteriani 1998, Chiozzi e Marchetti 2000, Ferrer e Janss 1997). Nel presente lavoro si analizza l'incidenza di tale fonte di mortalità all'interno del Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi (AN), e si discutono alcuni interventi di mitigazione realizzati in collaborazione con ENEL.

Area di studio e metodi - L'area di studio è situata all'interno del Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi (9167 ha), caratterizzato dalla presenza di due gole rupestri calcaree, ambienti collinari e basso montani con praterie secondarie, ricche di Accipitridi, Falconidi e Strigiformi (*Aquila chrysaetos*, *Accipiter gentilis*, *Circaetus gallicus*, *Milvus milvus*, *Accipiter nisus*, *Pernis apivorus*, *Buteo buteo*, *Falco peregrinus*, *Falco tinnunculus*, *Falco subbuteo*, *Falco biarmicus*, *Bubo bubo*) (Angelini et al. 2000) Sono stati effettuati sopralluoghi con cadenza mensile negli anni 1999-2000-2001, percorrendo complessivamente 72 transetti (1 transetto mensile per ogni linea) di 2 km in tratti differenti, coprendo così tutte e due le linee elettriche a media tensione (MT): a) Pianello-Genga-Rocchetta (14.4 km); b) Pierosara-Cerqueto (4.5 km), verificando la presenza di carcasse di uccelli folgorati.

Risultati e discussione - Lungo la linea (a) sono state ritrovate le carcasse di 22 uccelli: 9 *Athene noctua*, 6 *Corvus cornix*, 1 *Falco biarmicus*, 2 *Falco peregrinus*, 4 *Buteo buteo*. Il numero di carcasse per km è pari a 1.52. Il tratto con la maggiore presenza di uccelli folgorati è quello tra Genga e Rocchetta, essendo l'area molto adatta all'alimentazione di uccelli rapaci, comprendente al suo interno numerosi seminativi e incolti con siepi e boschetti, ricchi di roditori

e insetti. Le civette sono state ritrovate sulle linee di derivazione dai trasformatori verso le abitazioni isolate, folgorate da vecchie linee di derivazione 220 V. Lungo la linea (b) sono state rinvenute le carcasse di 10 individui (4 *Athene noctua*, 2 *Tyto alba*, 1 *Buteo buteo*, 2 *Strix aluco* e 1 *Falco subbuteo*). Il numero di carcasse per km è pari a 2.22. Si segnala inoltre che nel 1976 lungo tale linea è stato ritrovato un individuo folgorato di gufo reale *Bubo bubo* (E. Biondi, com. pers.). Vista la grave situazione riscontrata, come primo intervento di mitigazione, il Parco, in collaborazione con l'Enel, ha realizzato un intervento lungo la linea (a), per una lunghezza complessiva di 8.2 km, mediante lastratura isolante dei conduttori, per una estensione di un metro su ogni lato rispetto agli isolatori. L'intervento è stato compiuto in corrispondenza di 160 sostegni di linea, e di sei punti di trasformazione su palo. Infine, sarebbe utile effettuare ulteriori interventi diretti di mitigazione delle linee, mediante cavi elicoidali, sostituzione supporti a croce con quelli a V, isolamento del cavo centrale e posizionamento di posatoi artificiali sui pali a maggior rischio.

Ringraziamenti - Si ringraziano per la collaborazione il prof. Edoardo Biondi, l'Ing. Alberto Venanzoni, Arch. Rocco Corrado, Arch. Sabina Minetti, e le guardie del parco, Fusco Giulia, Romina Burattini, Roberto Pieragostini.

Bibliografia - Angelini J et al. 2002. Atti I Convegno italiano rapaci diurni e notturni. Treviso Ass. Faunisti Veneti e CISO, Avocetta 27: 25 • Chiozzi G, Marchetti G 2000. Riv. Ital. Orn. 70: 172-173 • Ferrer M, Janss FE 1997. Birds and Power Lines. Collision, Electrocution and Breeding. Quercus, Madrid • Penteriani V 1998. L'impatto delle linee elettriche sull'avifauna. Serie Scientifiche N. 4, WWF Toscana.

Azioni di conservazione per l'aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Parco Regionale del Matese (Campania)

ADRIANO ARGENIO¹, ROBERTO GUGLIELMI², MAURIZIO FRAISSINET²

¹ via Quartiere Nuovo 4, I-81022 Casagiove (CE) (adriano.argenio@libero.it); ² A.S.O.I.M., CP 253, I-80046 San Giorgio a Cremano (NA)

Il presente lavoro riporta i risultati di poco più di 2 anni di indagini (dicembre 2003-febbraio 2005) svolte nel territorio del Parco Regionale del Matese (Campania), riguardanti la conservazione dell'aquila reale *Aquila chrysaetos*. Le azioni per la conservazione di questo superpredatore si sono snodate attraverso due fasi, di cui una ha riguardato l'installazione di un punto di integrazione alimentare (carnaio) come sostegno trofico in periodo invernale (dicembre-febbraio), allo scopo di favorire la permanenza *in situ* della storica coppia di aquile nidificanti nel Parco (Rocco 1991), l'altra il monitoraggio della nidificazione per la verifica dell'esito della riproduzione. Contestualmente sono stati raccolti dati sull'alimentazione dei giovani.

Area di studio - Il Parco Regionale del Matese si estende per 33326 ha fra le province di Caserta e di Benevento, in direzione NW-SE, seguendo i rilievi dei monti Miletto, Gallinola e Mutria. Il paesaggio è caratterizzato da una grande varietà di ambienti, comprendenti valloni rocciosi, boschi di faggio e misti, prati-pascoli in quota, laghi e torrenti. I siti di nidificazione storici della coppia di aquile sono posti in uno stretto vallone roccioso, denominato Valle dell'Inferno.

Materiali e metodi - Il carnaio è stato predisposto utilizzando carcasse di agnello fornite da un'azienda zootecnica presente nel Parco, e preventivamente controllate dal Servizio Veterinario dell'ASL Caserta/1, per evitare la diffusione di patologie di natura infettiva e parassitaria. La scelta del sito in cui allestire il carnaio, in assenza di esperienze pregresse, è proceduta per tentativi ed errori, ed ha portato all'individuazione di un sito, rivelatosi poi idoneo, posto su di una rupe, a circa 900 m s.l.m., che si affaccia su di un vallone roccioso in cui era stata precedentemente avvistata la coppia di aquile. Le osservazioni sono avvenute da capanni, edifici non in uso e auto. La frequenza di osservazione del carnaio non ha seguito una cadenza regolare poiché le condizioni meteorologiche inclementi hanno spesso impedito di rag-

giungere il sito e di monitorarlo a distanza. Le osservazioni al nido sono state compiute da appostamento fisso, scegliendo postazioni situate a diversa angolazione rispetto alla posizione del nido, poste a distanze variabili da 900 a 70 m da quest'ultimo. I dati sulle prede provengono da osservazioni dirette, e si riferiscono alle prede portate al nido per l'accrescimento e lo sviluppo del giovane.

Risultati e discussione - Durante il I anno l'aquila reale è stata osservata alimentarsi sul carnaio in una occasione. Nel II anno, le aquile hanno frequentato il carnaio almeno 7 volte. In linea con quanto osservato da Spinetti (1997), le aquile (femmina e maschio adulti) si sono alimentate sul carnaio in alternanza. In un'occasione i componenti il gruppo familiare (genitori più giovane dell'anno) hanno frequentato contemporaneamente il carnaio. Nel 2004 la coppia di aquile reali del Parco Regionale del Matese si è riprodotta con successo, allevando un giovane, involatosi l'8 agosto. La nidificazione è avvenuta in un sito del tipo "nicchia rocciosa" (Spinetti 1997), posto nell'ultimo terzo di una falesia alta 150 m, a circa 900 m s.l.m., con esposizione nord. Sono state identificate correttamente a livello specifico le seguenti 8 prede, appartenenti a 7 specie (tra parentesi il numero di ind.): ghio *Glis glis* (3); lepre europea *Lepus europaeus* (2); puzzola *Mustela putorius* (1); volpe *Vulpes vulpes* (1); donnola *Mustela nivalis* (1). Un'altra preda è stata identificata a livello di genere (*Rattus* sp.). Anche se l'involo è avvenuto entro i limiti noti in letteratura (Watson 1997), esso può considerarsi tardivo. Di rilievo è la predazione a carico del ghio, in quanto il roditore non rientra tra le prede abituali dell'aquila reale.

Ringraziamenti - Giulio Bulfoni, Lidia Navarro, Sergio Palmieri, Antonio Tranquillo, Alberto Pacelli, Rossella Signore

Bibliografia - Rocco M 1991. Riv. ital. Orn. 61:79-80 • Spinetti M 1997. Cogecstre Edizioni, Penne • Watson J 1997. T & AD Poyser, London.

Andamento stagionale della mortalità di gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Bergamo

ENRICO BASSI

Via Provinciale 69, I-24022 Alzano Lombardo (BG) (rxxbas@tin.it)

Nel corso di uno studio per delineare la distribuzione del gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Bergamo, sono state raccolte numerose segnalazioni di episodi di mortalità o ferimento relativi al periodo 1960-2005. Si presenta di seguito una analisi delle cause e dell'andamento stagionale dei ritrovamenti.

Area di studio e metodi - Sono state considerate attendibili tutte le segnalazioni provenienti dall'intera provincia di Bergamo, sebbene il maggior numero di dati provenga dal settore collinare e montano. Sono stati contattati i maggiori centri di recupero regionali e nazionali, locali stazioni forestali, agenti del Corpo di Polizia Provinciale e raccolte interviste da ornitologi, cacciatori, fotografi, agricoltori e gestori di locali in cui sono esibiti esemplari tassidermizzati. Inoltre è stata consultata la bibliografia locale e le collezioni dei principali musei lombardi. In casi particolari sono state visitate anche alcune abitazioni private. Ogni informazione è stata attentamente vagliata; le segnalazioni dubbie (anche se verosimili) sono state scartate.

Risultati e discussione - Negli anni 1960-2005 sono stati raccolti 71 gufi reali di cui 47 morti e 24 in difficoltà. Le principali cause di recupero comprendono la folgorazione lungo linee elettriche (32.3%), l'impatto con cavi aerei (13.2%) e le ferite d'arma da fuoco (10.3%). Altre cause secondarie sono l'impatto con autoveicoli, la raccolta di giovani inetti e di soggetti impigliati, ognuna rispettivamente con il 4.4% dei casi. La denutrizione e l'impatto contro vetrate apparentemente rappresentano cause marginali con un solo individuo rinvenuto, ma è alto il valore delle cause ignote (28%). La folgorazione costituisce dunque la più importante causa di morte non naturale del gufo reale in provincia di Bergamo, con una percentuale di ritrovamenti superiore a quella riscontrata in Nord Europa (27.7%, Mikkola 1983) ma inferiore a quelle rilevate in Trentino (39%, Marchesi 2001), nel Bellunese (47%, Tormen e Cibien 1993), in Alto

Adige (63%, Sascor e Maistri 1996) e in Abruzzo (70%, Penteriani 1996). In Piemonte, la folgorazione, unita all'impatto con i cavi, costituisce la causa del 79% dei recuperi (Toffoli e Bionda 1997). Per 33 segnalazioni riguardanti individui recuperati, è stato possibile risalire alla data precisa di ritrovamento. Dall'analisi dei dati emerge un andamento stagionale notevolmente sbilanciato verso la seconda metà dell'anno in cui è massimo il numero di animali infortunati. Nel periodo giugno-dicembre, coincidente con la fase di dispersione giovanile, si registrano 26 ritrovamenti, pari al 79% complessivo. Il mese in cui è maggiore la frequenza di ritrovamenti è luglio (18.1%), seguito da giugno, settembre, ottobre e novembre ciascuno con il 12.1%. I minimi sono stati registrati in aprile, febbraio e agosto. Gli individui folgorati sono stati essenzialmente rinvenuti nei mesi di giugno, luglio e settembre suggerendo una stretta connessione con gli episodi di dispersione giovanile in analogia con quanto rilevato per l'arco alpino (Rubolini *et al.* 2001, Marchesi *et al.* 2001). È stato anche possibile distinguere tra le cause di ritrovamento, quelle mortali da quelle che hanno consentito la sopravvivenza dell'animale. Tra le cause letali emergono la folgorazione e le ferite d'arma da fuoco; in tali circostanze rispettivamente l'86.4% e l'87.5% dei soggetti viene recuperato già deceduto (gli animali colpiti da arma da fuoco spesso presentano fratture esposte di difficile guarigione o sono lesionati in organi vitali). Si riscontrano percentuali di mortalità leggermente inferiori in caso di investimento (66.6%), mentre nell'impatto con cavi aerei sopravvive il 66.7% degli animali perché le ferite sono di norma meno gravi sebbene spesso ne venga pregiudicata la liberazione.

Bibliografia - Marchesi L *et al.* 2001. Avocetta 25: 130. Mikkola H 1983. T & AD Poyser, Calton • Penteriani V 1996. Edagricole, Bologna • Rubolini *et al.* 2001. Bird Conservation International 11: 319-324 • Sascor R, Maistri R 1996. Monografia WWF Alto Adige, Pustalampa Pergine • Toffoli R, Bionda R 1997. Avocetta 21: 99 • Tormen R, Cibien R 1993. Atti I Convegno Faunisti Veneti: 53-59.

Frammentazione forestale, specie sensibili e pianificazione: indicazioni da una analisi bibliografica

CORRADO BATTISTI¹, CORRADO TEOFILI²

¹ Provincia di Roma, Servizio Ambiente, Ufficio Conservazione Natura, via Tiburtina 691, I-00159 Roma (cbattisti@inwind.it); ² Istituto di Ecologia Applicata, via Cremona 71, I-00162 Roma

Gli uccelli possono svolgere un ruolo nella pianificazione territoriale (Haila 1985, Koskimies 1989). Nella pianificazione delle reti ecologiche appare prioritaria la selezione di specie sensibili al processo di frammentazione (Saunders *et al.* 1991, Fahrig 1997, Battisti e Teofili 2001). Infatti la definizione dei relativi modelli di distribuzione (idoneità ambientale potenziale e studi di campo, Boitani *et al.* 2003, Massa *et al.* 1998, Lorenzetti e Battisti 2004), può consentire l'individuazione di aree ove attuare specifiche strategie. Tale selezione è stata tuttavia spesso effettuata sulla base del carisma di queste specie o su informazioni generiche riguardanti la sensibilità al processo (*interesting species*; Feinsinger 2001) senza un'analisi complessiva della letteratura o l'attuazione di studi *ad hoc* che ne quantifichino l'eventuale ruolo di specie ombrello/focale (Lambeck 1997, Andelman e Fagan 2001). Inoltre gli studi di campo possono rivelarsi dispendiosi per sforzo di ricerca/risorse impiegate e non risolutivi, anche a causa dell'alto numero di variabili da considerare a scale differenti (Haila 1985). Scopo di questa prima indagine esplorativa è quello di individuare, attraverso una analisi della letteratura scientifica, un set di specie riconosciute come sensibili alla frammentazione forestale e alle sue componenti, tale da costituire un riferimento a priori per strategie di pianificazione nonché per l'attivazione di studi specifici.

Metodi - Sono stati selezionati 38 lavori europei riguardanti gli effetti della frammentazione di aree forestali (latifoglie, conifere, sclerofille, miste; 7 reviews, 31 ricerche originali) sull'avifauna, dal 1975 al 2004, ricavando per ciascuno la lista delle specie citate come sensibili alla frammentazione e alle sue componenti: area dei frammenti (a); grado di isolamento (i); "qualità" (q: *interior species*, sensibili all'effetto margine; Bennett 1999, Wilcove *et al.* 1986).

Risultati e discussione - 43 specie forestali *sensu lato* sono citate come sensibili all'area, 28 al grado d'isolamento, 24 come "interior", per un totale di 46 specie. 10 specie mostrano più di 5 citazioni complessive di sensibilità alle diverse

componenti della frammentazione (> 10: *Sitta europaea*, *Parus palustris*, *Dendrocopos major*; 5-9: *Aegithalos caudatus*, *Garrulus glandarius*, *Parus major*, *Parus caeruleus*, *Certhia brachydactyla*, *Picus viridis*, *Pyrrhula pyrrhula*). Tale selezione di specie risente dell'ordine di grandezza dei frammenti indagati (prevalentemente 0-10 e 10-100 ha) ed esclude quelle la cui sensibilità è rilevabile su scale più ampie (es., Falconiformi: 100-1000 ha). Per ciascuna specie, il numero di citazioni di ciascuna delle componenti del processo è risultato correlato (a-i: $r_s = 0.49$; $P < 0.01$; a-q: $r_s = 0.53$; $P < 0.01$; i-q: $r_s = 0.29$; $P = 0.05$; $N = 46$ specie; Spearman test). Questa indagine preliminare mostra alcuni limiti: 1) i lavori sono eterogenei per clima, collocazione geografica, tipologia forestale; 2) i metodi di rilevamento adottati sono fra loro differenti; 3) il campione di frammenti forestali analizzati in ciascuno studio è sbilanciato (range: 12-433), distribuito su più ordini di grandezza e collocato in mosaici paesistici di diversa estensione e grado di frammentazione; 4) le componenti considerate (a, i, q) sono state definite con parametri differenti nei diversi studi. Tuttavia, vista anche la scarsità di studi nel settore, tale quadro conoscitivo può indirizzare verso una prima selezione di specie sensibili su cui focalizzare l'attenzione sia in campo teorico che applicativo. In quest'ultimo caso il loro uso andrebbe di volta in volta contestualizzato, riferendolo a determinate scale e unità ecobiografiche.

Ringraziamenti - Fulvio Fraticelli ha riletto criticamente il lavoro.

Bibliografia - Andelman SJ, Fagan WF 2000. Proc. Nat. Acad. Sc. 97: 954-959 • Battisti C, Teofili C 2001. Avocetta 25: 15 • Bennett 1999. IUCN • Boitani L *et al.* 2003. IEA, Roma • Fahrig L 1997. J. Wildl. Manag. 61: 603-610 • Feinsinger P 2001. Island press • Haila Y 1985. Ornithologica 62: 96-100 • Koskimies P 1989. Ann. Zool. Fennici 26: 153-166 • Lambeck RJ 1997. Conserv. Biol. 11: 849-856 • Lorenzetti E, Battisti C 2005. Estimo e Territorio 68: 16-24 • Massa R *et al.* 1998. Biol. Cons. Fauna 102: 270-277 • Saunders DA *et al.* 1991. Conserv. Biol. 5: 18-32 • Wilcove DS *et al.* 1986. In: Soulé ME (ed.). Sinauer, Massachusetts: 237-256.

Densità riproduttiva di alcune specie tipiche di ambienti agricoli in agroecosistemi a bassa intensità colturale del Monferrato

MASSIMILIANO BIASIOLI, CRISTIANA BARDINI

Cascina Picus, via Valle 4, I-15020 Castelletto Merli (AL) (biasiolimax@tiscali.it)

In tutta Europa le specie di uccelli legate agli ambienti agricoli presentano uno stato di conservazione sfavorevole; le ragioni di tutto ciò dipendono in gran parte dalle tecniche colturali sempre meno rispettose dell'ambiente e dal conseguente appiattimento, teso alla massima ottimizzazione di costi e spazi, del panorama agronomico. Questo studio vuole sottolineare l'importanza degli agrosistemi rurali (ormai nel nostro paese quasi esclusivamente corrispondenti ai rilievi collinari), in cui le caratteristiche del territorio mantengono elementi di pregio come filari e siepi, quasi inesistenti in pianura, ma estremamente importanti per la conservazione della biodiversità.

Area di studio e metodi - L'area presa in esame si trova nel settore centrale del Monferrato occidentale tra i comuni di Moncalvo (AT), Villadeati e Alfiano Natta (AL). La superficie totale d'indagine è di 100 km² circa ed è caratterizzata da un paesaggio collinare, in cui predomina l'agricoltura tradizionale e la silvicoltura da legna e carta. I terreni agricoli sono coltivati a vigna, cereali (grano e mais), girasole e altre colture minori come erbe officinali, piccoli frutteti, e colture

orticole. Le metodologie di coltivazione sono sia a carattere intensivo che estensivo; la presenza di importanti elementi, come i numerosi alberi capitozzati, le siepi che delimitano gli appezzamenti ed i frequenti prati a sfalcio, garantiscono al territorio una buona diversificazione ambientale. Le osservazioni sono state effettuate con cadenza regolare, dal 2001 al 2004, nel periodo marzo - agosto. Sono state indagate 10 unità campione di 1 km². Per ognuna di queste sono state prese in considerazione 30 specie tipiche dell'ambiente agricolo (Tab. 1).

Risultati e discussione - L'area di studio si è rivelata particolarmente ricca: incluse le 30 specie campione, nell'area nidificano ben 80 specie tra eventuali, probabili e certe; di queste 9 appartengono alla categoria SPEC2 e 17 a quella di SPEC3. *Hirundo rustica*, con una media di 5 coppie/km², è la specie più comune. Le stime di densità per ciascuna specie campione sono riportate in Tab. 1. L'area sembra essere quindi importante per la conservazione di specie in forte declino in Italia, quali *Emberiza hortulana* (2 coppie/km²), *Lanius collurio* (1 coppia/km²) e *Otus scops* (0.7 coppie/km²).

Tabella 1 – Densità (coppie/10 km²) di 30 specie caratteristiche degli agroecosistemi in un'area di studio del Monferrato (AL). Le specie sono ordinate in ordine crescente di SPEC e numero di coppie osservate.

Specie	SPEC	N coppie	Specie	SPEC	N coppie
<i>Emberiza hortulana</i>	2	23	<i>Merops apiaster</i>	3	10
<i>Picus viridis</i>	2	14	<i>Athene noctua</i>	3	10
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	2	11	<i>Streptopelia turtur</i>	3	10
<i>Emberiza calandra</i>	2	10	<i>Jynx torquilla</i>	3	8
<i>Otus scops</i>	2	7	<i>Muscicapa striata</i>	3	7
<i>Alectoris rufa</i>	2	6	<i>Falco tinnunculus</i>	3	5
<i>Vanellus vanellus</i>	2	2	<i>Upupa epops</i>	3	3
<i>Lanius minor</i>	2	1	<i>Tyto alba</i>	3	1
<i>Hirundo rustica</i>	3	49	<i>Galerida cristata</i>	3	1
<i>Passer montanus</i>	3	36	<i>Hippolais polyglotta</i>	-	20
<i>Coturnix coturnix</i>	3	32	<i>Saxicola torquata</i>	-	17
<i>Sturnus vulgaris</i>	3	25	<i>Emberiza cirlus</i>	-	15
<i>Perdix perdix</i>	3	21	<i>Sylvia communis</i>	-	14
<i>Alauda arvensis</i>	3	16	<i>Oriolus oriolus</i>	-	7
<i>Lanius collurio</i>	3	10	<i>Falco subbuteo</i>	-	3

Avifauna nidificante, svernante e di passo nel Basso Monferrato vista attraverso il Progetto di ricerca sulla biodiversità denominato "BIOMONF"

MASSIMILIANO BIASIOLI¹, MATTEO GAGLIARDONE², CRISTIANA BARDINI¹

¹ Cascina Picus, via Valle 4, I-15020 Castelletto Merli (AL) (maxbiasioli@hotmail.com); ² via San Rocco 12, I-15049 Vignale Monferrato (AL)

Questo studio si colloca all'interno del progetto denominato BIOMONF, avviato dal Parco Naturale del Sacro Monte di Crea nel 1999, con l'obiettivo di censire la biodiversità del Basso Monferrato. Di seguito si riportano i dati ornitologici relativi al monitoraggio dell'area, presa in esame dal 1999 al 2004 inclusi.

Area di studio e metodi - Il territorio sottoposto ad indagine si estende per circa 1800 km² e corrisponde alla parte settentrionale dei settori ecogeografici "Basso Monferrato orientale" e "Basso Monferrato occidentale" proposti da De Biaggi et al. (1990); esso è caratterizzato dalla formazione geologica collinare a marne calcaree della dorsale Moncalieri-Valenza. Il Basso Monferrato viene spesso considerato ponte climatico ecologico tra la fascia alpina, la Pianura Padana e l'area mediterranea (Picco 2003). Quest'area collinare, gestita quasi esclusivamente con un'agricoltura non intensiva, comprende: campi coltivati, prati a sfalcio e impianti arborei da legna, boschi di latifoglie con associazioni vegetali peculiari, come orno-quercei e cerreti, arbusteti e incolti.

Al progetto hanno partecipato diversi rilevatori professionisti, le cui osservazioni sono state inserite in un database informatico. Le metodologie di censimento utilizzate sono diverse e adattate al periodo e alle specie: punti di ascolto, transetti e play-back.

Risultati e discussione - L'area di studio si è dimostrata molto interessante. Ad oggi si trovano specie ormai rare su tutto il territorio regionale e nazionale con popolazioni in discreta o buona salute, altre sono, invece, normalmente distribuite a latitudini diverse. Il Progetto BIOMONF è riuscito a mettere in luce questa notevole ricchezza: dal 2001 ad oggi le specie di uccelli censite sono 162, di cui ben 82 nidificanti; di queste ultime 29 risultano essere inserite nelle categorie SPEC (Birdlife 2004), facendo assumere a tutta l'area un'importanza strategica, anche per la conservazione di alcune tra le specie più vulnerabili, soprattutto tra quelle legate all'ambiente agricolo. I nidificanti accertati più interessanti sono: *Pernis apivorus*, *Falco subbuteo*, *Coturnix cotur-*

nix, *Perdix perdix*, *Alectoris rufa*, *Vanellus vanellus*, *Streptopelia turtur*, *Athene noctua*, *Otus scops*, *Caprimulgus europaeus*, *Upupa epops*, *Merops apiaster*, *Dendrocopos minor*, *Phoenicurus phoenicurus*, *Muscicapa striata*, *Lanius collurio*, *Lanius minor*, *Lanius senator*, *Emberiza hortulana*, *Emberiza cirulus*, *Emberiza calandra*. Altre specie nidificanti sottolineano con la loro presenza quanto quest'area presenti una grande diversificazione ambientale con condizioni favorevoli sia a specie di origine mediterranea sia ad altre più settentrionali, come per esempio: *Circaetus gallicus* (Nid. Ev.), la già citata *Alectoris rufa*, *Scolopax rusticola* (E irr., Nid. Ev.), *Galerida cristata*, *Turdus philomelos*, *Sylvia cantillans*, *Parus ater*, *Coccothraustes coccothraustes*.

Tra gli svernanti ricordiamo: *Casmerodius albus*, *Circus cyaneus*, *Buteo lagopus*, *Falco columbarius*, *Accipiter gentilis*, *Columba oenas*, *Lanius excubitor*, *Carduelis cannabina* ed *Emberiza citrinella*. Trovandosi l'area di studio delimitata a nord dal fiume Po e a sud dal Tanaro, risulta essere estremamente importante come punto di passaggio per i migratori (54 specie unicamente migratrici), fra cui specie rare nella regione quali: *Ciconia nigra*, *Aquila clanga*, *Hieraaetus pennatus*, *Falco naumanni*. Tutto ciò quindi, non solo descrive un'area in cui convivono specie legate a diverse aree biogeografiche, ma pone il Basso Monferrato su un importante piano per la conservazione di numerose specie legate agli ambienti agricoli tradizionali e per questo meritevole di adeguate forme di tutela.

Ringraziamenti - Si ringraziano tutti i rilevatori che hanno preso parte al progetto, il Parco Naturale del Sacro Monte di Crea e, non ultimo, il Responsabile del BIOMONF Franco Picco.

Bibliografia - Cucco M et al. 1996. Atlante degli uccelli di Piemonte e Valle d'Aosta in inverno (1986-1992). Mus. Reg. Sci. Nat., Torino 19: 1-395 • Mingozzi T et al. 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta (1980-1984). Mus. Reg. Sci. Nat., Torino 8: 1-513 • Picco F 2003. Il "Progetto BIOMONF". Atlante informatico della biodiversità delle colline del Basso Monferrato. Riv. Piem. St. Nat. 23: 233-422.

Caratteristiche macroambientali dell'habitat riproduttivo del calandro *Anthus campestris*

MATTIA BRAMBILLA¹, DIEGO RUBOLINI²

¹ Dipartimento di Biologia, Sezione di Ecologia, Università degli Studi di Milano, via Celoria 26, I-20133 Milano (mattia.brambilla@unimi.it); ² Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia, piazza Botta 9, I-27100 Pavia

Introduzione - Tra i Passeriformi relativamente diffusi a livello nazionale, il calandro *Anthus campestris* è certamente una delle specie meno studiate. Negli ultimi decenni questa specie ha mostrato una progressiva rarefazione, al punto da essere inserita nell'elenco delle specie prioritarie per l'UE (Direttiva 79/409/CEE). Con questo contributo, intendiamo fornire una prima indicazione delle esigenze ecologiche relative alla fase della nidificazione.

Area di studio e metodi - La ricerca è stata condotta nella media valle del Trebbia (PC), all'interno dei due pSIC Pietra Parcellara e Monte Armelio. Il primo sito è caratterizzato da alternanza di rocce, boschi (formazioni secondarie su campi e pascoli abbandonati e rimboschimenti di *Pinus* spp.), cespuglieti e coltivi. La seconda area è in gran parte occupata da pascoli, con buona presenza di rocce, incolti, piccoli campi, macchie arboree e cespuglieti. Nel periodo maggio-luglio 2003 abbiamo censito la specie con il metodo del mappaggio in due aree di studio all'interno dei pSIC. Al termine della stagione, attraverso GIS, abbiamo posizionato su foto aeree della zona cerchi di raggio pari a 100 m presso i territori individuati ($N = 10$, 5 per area), in modo tale da includere entro tale cerchio la maggior parte possibile dell'area difesa da ciascuna coppia. Attraverso misurazioni sulle foto aeree tramite GIS e rilievi di campo, abbiamo stimato, all'interno dei 10 plot corrispondenti ai territori e in altrettanti random plots all'interno delle due aree (5 per area, ottenuti tramite GIS), la copertura percentuale (~ 5%) delle seguenti variabili: suolo nudo (rocce, sabbia, etc.), campi coltivati, aree alberate e/o cespugliate e aree prative (prati, pascoli e incolti erbacei). Abbiamo condotto un test t ed una regressione logistica binaria dopo aver trasformato ($\arcsen\sqrt{\cdot}$) le variabili. Nella regressione, abbiamo corretto per eventuali effetti includendo nel modello la variabile "area di studio" come fattore. Abbiamo confrontato tutti i possibili modelli scegliendo quello migliore sulla base del valore dell' AIC_c (*Akaike's information criterion*, corretto per campioni ridotti), che consente di individuare il miglior compromesso tra varianza spiegata e numero di variabili utilizzate (Rushton *et al.* 2004). Nel modello finale, i dati non presentano *overdispersion* e i residui sono normalmente distribuiti.

Risultati e discussione - Due variabili tra loro correlate ($r = 0.9$, $P < 0.001$) differivano significativamente tra territori e random plots (media \pm errore standard, valore della statistica t , valore di significatività; valori riportati: copertura percentuale; test svolto su valori trasformati): l'estensione di alberi e cespugli ($12.0 \pm 7.9\%$ vs. $53.5 \pm 28.3\%$, $t = 3.81$, $P < 0.001$) e quella di aree prative ($70.5 \pm 19.4\%$ vs. $26.0 \pm 27.8\%$, $t = -3.93$, $P < 0.001$). Il modello di regressione migliore (sulla base dell' AIC_c) include, accanto alla variabile area di studio (forzatamente inserita per correggere per eventuali effetti legati alle caratteristiche specifiche dei singoli siti), la sola variabile aree prative ($\beta = 8.42$, e.s. = 3.477, $\chi^2 = 15.0$, $P < 0.001$). Questo modello classifica correttamente il 95% dei plot (tutti quelli occupati e nove su dieci dei non occupati) e R^2_L è pari a 0.54. Nonostante l'esiguo campione a disposizione e le macroscopiche variabili considerate, il modello ottenuto risulta apprezzabile (distribuzione dell'errore, potere predittivo, variabilità spiegata), a testimonianza dell'importanza degli elementi macroambientali per la presenza della specie, che risulta pertanto associata ad aree prative ed evita zone alberate o cespugliate. In questo contesto, il processo di abbandono dei pascoli e dei prati montani, con conseguente sviluppo di cespuglieti e successivo ritorno del bosco, potrebbe avere conseguenze molto pesanti sulle popolazioni di questa specie, che già ora appare legata ad ambienti residuali e marginali (prati magri, calanchi, pascoli superstiti). In tali ambienti, isolati elementi in rilievo (singoli cespugli o alberelli, massi, staccionate) sono spesso utilizzati dai maschi territoriali come posatoi di canto e svolgono pertanto un ruolo positivo per la specie.

Ringraziamenti - Lavoro finanziato dall'Amministrazione Provinciale di Piacenza all'interno del "Progetto integrato LIFE Trebbia" (LIFE 00/NAT/IT/7166). Si ringraziano A. Torselli, E. Schiavi, F. Casadei, A. Battaglia e il "Servizio Ambiente" dell'A.P. di Piacenza per la collaborazione e P. Collini e E. Lissi per l'aiuto sul campo.

Bibliografia - Rushton SP *et al.* 2004. *J. Appl. Ecol.* 41: 193-200.

Individuazione di aree prioritarie per l'avifauna terrestre nell'Ecoregione Mediterraneo Centrale

FABRIZIO BULGARINI¹, FULVIO FRATICELLI², STEFANO PETRELLA¹, CORRADO TEOFILI¹

¹ WWF Italia, via Po, 25/c, I-00198 Roma (f.bulgarini@wwf.it); ² Bioparco, viale del Giardino Zoologico 20, I- 00197 Roma

La tutela della biodiversità richiede un approccio globale (Groves 2003). A tal scopo il WWF promuove la Conservazione Ecoregionale quale metodo per rendere più efficace l'azione di tutela. La Conservazione Ecoregionale è funzionale alla definizione di priorità e obiettivi a lungo termine e su scala vasta. Un passaggio fondamentale dello sviluppo della Conservazione Ecoregionale è l'individuazione delle Aree prioritarie. Queste rappresentano aree di maggiore valore di biodiversità e quelle in cui è più urgente intervenire. Il WWF Italia opera in due Ecoregioni: le Alpi e il Mediterraneo Centrale. Viene presentato il metodo utilizzato per identificare le aree prioritarie per l'avifauna dell'Ecoregione Mediterraneo Centrale.

Tale elaborazione costituisce uno dei 10 layer utilizzati per l'identificazione delle aree prioritarie per la tutela della biodiversità nell'Ecoregione Mediterraneo Centrale (Italia peninsulare, tutte le isole italiane maggiori e minori, la Corsica e le isole maltesi; oltre ad ambienti ipogei, aree remote, aree importanti per la migrazione degli uccelli, vegetazione e biotopi di interesse rilevante, flora, invertebrati terrestri, pesci delle acque interne, anfibi e rettili, mammiferi). Per realizzare la mappa delle aree importanti per l'avifauna terrestre è stata acquisita la mappa delle IBA (Gariboldi *et al.* 2000) e integrata con altre aree individuate attraverso la selezione di set di specie rappresentative di alcune tipologie ambientali caratteristiche dell'ecoregione Mediterranea. I dati di distribuzione dell'avifauna sono tratti dalla Rete Ecologica Nazionale (Boitani *et al.* 2002). Un primo set di specie evidenzia gli ambienti steppici, di pascolo e agricoli (*Melanocorypha calandria*, *Calandrella brachydactyla*, *Galerida cristata*, *Lullula arborea*, *Alauda arvensis*, *Oenanthe hispanica*, *Anthus campestris*). Un secondo set (gen. *Sylvia*) indica ambienti arbustivi e boschivi (*Sylvia sarda*, *Sylvia undata*, *Sylvia conspicillata*, *Sylvia cantillans*, *Sylvia hortensis*, *Sylvia communis*). Le aree forestali sono state individuate mediante i picidi (*Dryocopus martius*, *Dendrocopos medius*, *Dendrocopos leucotos*, *Dendrocopos minor*). Un quarto set è costituito dalle tre specie di Lanidi nidificanti in Italia. Le mappe di questi quattro set di specie forniscono una mappa complessiva indicante le aree di maggior interesse conservazionistico ornitologico, relativamente agli ambienti boschivi, prati-steppici, agli arbusteti-cespuglieti e ecotonali. Una quinta mappa è stata prodotta selezionando un set di 15 specie di rapaci diurni (*Pernis apivorus*, *Milvus migrans*, *Milvus milvus*, *Neoph-*

ron percnopterus, *Gyps fulvus*, *Circaetus gallicus*, *Circus aeruginosus*, *Circus pygargus*, *Accipiter gentilis*, *Aquila chrysaetos*, *Hieraaetus fasciatus*, *Falco naumanni*, *Falco subbuteo*, *Falco biarmicus*, *Falco peregrinus*). Le mappe dei primi quattro set di specie sono state sommate; successivamente è stata utilizzata la mappa dei rapaci per effettuare un'operazione di "ritaglio"; infine a questo ritaglio è stata sommata la mappa delle IBA. Il risultato costituisce la mappa delle Aree Prioritarie per la biodiversità dell'Ecoregione Mediterraneo Centrale relativamente all'avifauna terrestre, riportato in Fig. 1.

Bibliografia - Boitani *et al.* 2002. Rete Ecologica Nazionale. MATT, Roma • Gariboldi A, Rizzi V, Casale F 2000. LIPU, Parma • Groves CR 2003. Island Press.

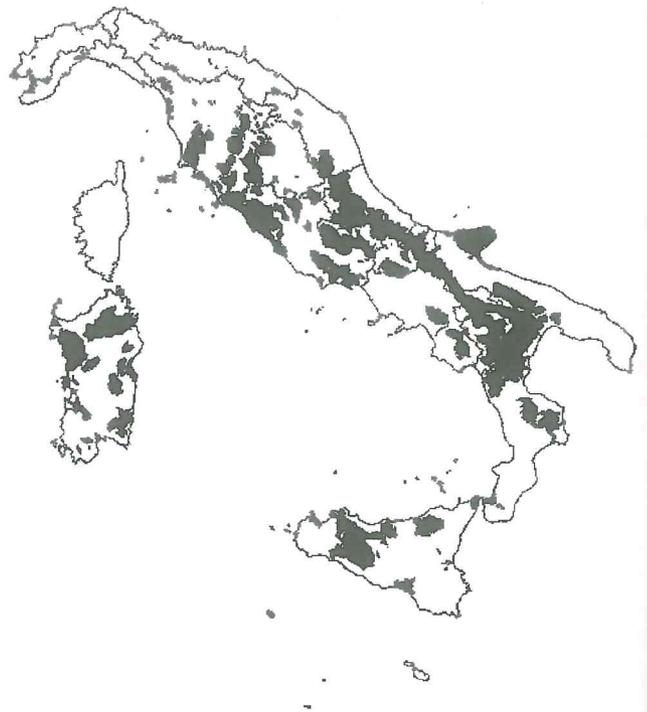


Figura 1 – Mappa delle Aree Prioritarie per la biodiversità dell'Ecoregione Mediterraneo Centrale relativamente all'avifauna terrestre.

Status del grillaio *Falco naumanni* nelle gravine di Puglia e Basilicata

MICHELE BUX¹, ANTONINA PAVONE²

¹ Museo del Dipartimento di Zoologia, Università degli Studi di Bari, via E. Orabona 4/A, I-70125 Bari (buxmichele@hotmail.com); ² C.da Scizzo Poggioverde 79, I-70016 Noicattaro (BA)

In Italia il grillaio *Falco naumanni* nidifica in Puglia, Basilicata, Sicilia e Sardegna, con tre distinte sub-popolazioni: apulo-lucana, siciliana e sarda (Palumbo 1997). La popolazione apulo-lucana consiste in 3140 coppie (Brichetti e Fracasso 2003) e si caratterizza per la presenza di sole colonie urbane. Palumbo (in Spagnesi e Serra 2002) fornisce una stima di circa 3640-3840 coppie nidificanti in Italia. Scopo del lavoro è quello di illustrare i risultati dei censimenti svolti nell'ambito di un progetto di conservazione della specie nei pSIC/ZPS "Area delle Gravine" (IT9130007) e "Gravine di Matera" (IT9220135).

Area di studio e metodi - La ricerca ha riguardato l'intero comprensorio delle gravine dell'arco ionico, rientrante nel territorio di Puglia e Basilicata, ed interessato dalla presenza dei due pSIC/ZPS di "Area delle Gravine" e "Gravine di Matera", per un totale di ca. 20000 ha.

È stata indagata la distribuzione territoriale della specie in tutto il comprensorio al fine di censire presenza e consistenza delle colonie riproduttive. La stima delle coppie nidificanti è stata ottenuta attraverso conteggi ai roost notturni utilizzati nel periodo riproduttivo, mentre per le colonie di piccole dimensioni (< 20-30 coppie), prive di roost, sono stati effettuati dei conteggi diretti delle coppie in nidificazione. La stima del numero di coppie nidificanti è stata ricavata considerando una percentuale di individui non riproduttivi variabile tra il 10 e il 20%. I censimenti sono stati effettuati dal 20/4 al 15/5 del 2004.

Risultati e discussione - Sono state censite 6 colonie urbane di grillaio per un totale di 878-993 coppie nidificanti. Non sono state accertate nidificazioni in siti non urbani. A Matera è stata censita la colonia di maggiori dimensioni, che ospita circa l'80% dell'intera popolazione nidificante nel comprensorio delle gravine dell'arco ionico (714-804 coppie), ed è tra le più numerose in Italia e in Europa. In Puglia le colonie più numerose sono state quelle di Ginosa (128-144 coppie) e Laterza (27-32 coppie), mentre è stata verificata per la prima

volta l'occupazione dei centri urbani di Castellaneta (5-7 coppie), Palagianello e Mottola (2-3 coppie entrambi). Indizi di probabile nidificazione sono stati raccolti per il centro storico di Massafra. Le coppie censite rappresentano una porzione significativa della popolazione italiana ed europea. Infatti, essa rappresenta ben il 25% di quella nazionale (cfr. Spagnesi e Serra 2002) ed il 6% circa di quella europea. Sebbene negli ultimi 10 anni si sia assistito ad un aumento delle colonie e delle coppie nidificanti nella sub-popolazione apulo-lucana, l'areale attuale appare molto più ridotto rispetto a quello noto nella metà del 1900. Nel territorio dei due siti pSIC/ZPS la specie è risultata molto più abbondante nella porzione occidentale, caratterizzata dalla presenza di vaste estensioni di habitat di tipo steppico (pseudosteppa mediterranea) per la maggior parte costituita dalle associazioni vegetali a *Festuco-Brometalia* e *Thero-Brachypoidea*, entrambi habitat prioritari per la Direttiva 92/43/CEE. La presenza di queste tipologie di habitat, soprattutto in prossimità delle colonie di nidificazione, rappresenta l'elemento chiave fondamentale per la conservazione della specie (Sigismondi *et al.* 1996, 2003), in quanto costituiscono le aree trofiche maggiormente selezionate dalla specie durante la fase di allevamento dei giovani (Bux *et al.* 1997, Pantone *et al.* 1999).

Ringraziamenti - Ricerca realizzata nell'ambito del progetto POR Puglia 2000-2006 "Piano d'azione per la conservazione del capovaccaio *Neophron percnopterus* e azioni di conservazione del grillaio *Falco naumanni*, nibbio reale *Milvus milvus* e nibbio bruno *Milvus migrans* nella ZPS-pSIC Area delle Gravine IT9130007". Tra tutti desideriamo ringraziare A. Sigismondi, V. Giacoia, F. Bellini e M. Gustin.

Bibliografia - Brichetti P, Fracasso G 2003. A. Perdica Ed., Bologna • Bux M *et al.* 1997. Avocetta 21: 112 • Palumbo G 1997. Altrimedia Ed., Matera • Pantone N *et al.* 1999. Avocetta 23: 171 • Sigismondi A *et al.* 1996. RRF, Urbino 1996 • Sigismondi A *et al.* 2003. Avocetta 27: 44 • Spagnesi M, Serra L 2002. INFS, Ozzano.