

## Adattamenti riproduttivi insulari mediterranei di Cinciallegra *Parus major* e Cinciarella *Parus caeruleus* e relazioni con la produttività degli ambienti boschivi

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

Stazione di Inanellamento, c/o Settore Entomologia applicata Dipartimento SENFIMIZO, V.le delle Scienze - 90128 Palermo

In un'area interna della Sicilia, tra il 1993 ed il 2001 sono stati analizzati l'andamento della riproduzione della Cinciallegra e della Cinciarella e l'abbondanza di artropodi viventi sulle specie arboree caratterizzanti un bosco di querce (*Quercus pubescens* e *Q. ilex*) ed un rimboschimento di *Pinus halepensis*.

Il motivo della ricerca è stato quello di: 1) paragonare i parametri riproduttivi delle due cince in habitat naturali e semi-naturali che sono parte di una stessa area boschiva; 2) valutare il grado di sovrapposizione del picco della risorsa alimentare con quello della richiesta da parte dei pulcini, nonché il grado di sovrapposizione nelle due specie dei tipi di prede portati ai giovani nei due tipi diversi di habitat boschivo.

Le cince hanno deposto sempre più uova ed il successo riproduttivo è stato più alto nel bosco naturale che nel rimboschimento; hanno deposto con un anticipo di un paio di settimane nel bosco naturale rispetto al rimboschimento, pur essendo questi confinanti. Sono state osservate inoltre differenze nella data di deposizione delle uova in dipendenza delle condizioni climatiche del mese precedente. A differenza di quanto riportato da numerosi autori, negli anni di grande disponibilità di bruchi la dimensione della covata è rimasta invariata. Le due specie hanno mostrato ritmi di imbeccata diversi, ma hanno ottenuto lo stesso successo riproduttivo; questo può forse essere messo in relazione con la dimensione media delle prede e con la velocità del metabolismo, maggiore nella Cinciarella, minore nella Cinciallegra.

L'ampiezza della dieta, misurata attraverso l'analisi delle prede identificate durante 28,5 ore di videoregistrazioni, nella Cinciallegra è risultata maggiore nel rimboschimento rispetto al querceto, mentre nella Cinciarella è risultata minore; la maggiore variabilità delle dimensioni delle prede e la maggiore eurifagia della Cinciallegra potrebbero essere il motivo di un suo maggiore adattamento, rispetto alla Cinciarella, in un habitat sub-ottimale, come il rimboschimento. Tuttavia, mentre nel querceto i tipi di prede portati ai pulcini sono risultati correlati con la rispettiva abbondanza sulle fronde, nel rimboschimento la dieta dei pulcini è risultata costituita di prede diverse da quelle campionate tra le fronde; alcune delle prede della Cinciallegra sono state con certezza da essa prelevate al suolo.

I risultati nel complesso suggeriscono che nel querceto le due specie non competono per il cibo, che pur variando di anno in anno, si sovrappone ampiamente nella dieta dei pulcini; nel rimboschimento, ove la risorsa è più povera, il cibo portato ai giovani dalle due cince è abbastanza differente, le loro prede possono essere considerate alternative, diminuisce la sovrapposizione della nicchia trofica e si abbassa il successo riproduttivo, che tuttavia resta simile nelle due specie.

## Habitat, preferenze ambientali e nicchia di *Burhinus oedicnemus* e *Charadrius dubius* in alcuni sistemi fluviali dell'Italia centrale

ANGELO MESCHINI

S.R.O.P.U. Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, c/o Bosco WWF Palo laziale, Via Palo laziale 2, 00055 Ladispoli Roma

**Introduzione** - L'Occhione *Burhinus oedicnemus* e il Corriere piccolo *Charadrius dubius*, sono gli unici due Limicoli che nidificano regolarmente, in condizione sintopica e con popolazioni apprezzabili in numerosi sistemi fluviali dell'Italia centrale. In questo studio si è cercato di chiarire il modello segregativo che caratterizza la loro coesistenza interspecifica, attraverso l'indagine, in chiave autoecologica, delle preferenze ambientali, dell'habitat riproduttivo e della nicchia. In particolare, la nicchia è stata studiata in alcuni aspetti della componente spaziale e della componente di foraggiamento.

**Area di studio e metodi** - La ricerca si è svolta nella stagione riproduttiva 1997, nei bacini idrografici dei fiumi Paglia, Formone e Albegna, in un'area di complessivi 302 ha. Per lo studio dell'habitat e della nicchia spaziale sono state esaminate quattro tipologie ambientali: a) Isole; b) Ghiareto nudo; c) Ghiareto a vegetazione pioniera; d) Fascia consolidata. La larghezza dell'alveo è stata suddivisa in quattro classi: 0-40 m; 41-80 m; 81-120 m; 121-160 m. Nell'analisi della nicchia di foraggiamento si è aggiunta una quinta tipologia ambientale (prato-pascolo).

**Risultati e discussione** - I risultati sono riferiti a com-

plessive 12 coppie di *Burhinus oedicnemus* e 25 coppie di *Charadrius dubius*. I dati di ampiezza dell'habitat (Tab.1) evidenziano la maggiore plasticità del Corriere piccolo nella scelta dell'ambiente riproduttivo. L'indice di Jacobs e l'Indice di preferenza ambientale (Tab.1) mostrano che l'Occhione seleziona positivamente il ghiareto a vegetazione pioniera e la fascia consolidata, mentre il Corriere piccolo seleziona le isole, il ghiareto nudo ed il ghiareto a vegetazione pioniera. L'associazione tra Occhione e fascia consolidata ( $\chi^2 = 12,66$ ,  $P < 0,01$ ) è altamente significativa. In un sottocampione di 5 coppie di Occhione e 10 di Corriere piccolo, sul fiume Formone, la distanza media dei nidi dall'acqua è di 30,6 m. (D.S.=6,73) per l'Occhione e di 10,7 m. (D.S.=4,62) per il Corriere piccolo. La differenza tra le due medie è altamente significativa ( $t=6,22$ ;  $gl=13$ ;  $P < 0,005$ ). Il Corriere piccolo risulta la specie più generalista, anche dai dati dell'ampiezza di nicchia (Tab. 2), in special modo in relazione alla larghezza dell'alveo. La bassa sovrapposizione di nicchia di foraggiamento (Tab.2), è in relazione al trofismo notturno dell'Occhione, che avviene in prevalenza in prati-pascoli situati fino a 2 km di distanza dall'alveo (Meschini 2000).

**Bibliografia** - Meschini A. 2000. Avocetta, 24 (1) :19-24.

Tab.1. Ampiezza d'habitat (AH), Indice di Jacobs (I) e Indice di preferenza ambientale (Ipi) di *Burhinus oedicnemus* e *Charadrius dubius*. a=isole; b= ghiareto nudo; c= ghiareto a vegetazione pioniera; d= fascia consolidata.

Ampiezza d'habitat				
<i>Burhinus oedicnemus</i>	AH = 1,95			
<i>Charadrius dubius</i>	AH = 3,00			
Indice di Jacobs				
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Ia = -1	Ib = -1	Ic = 0,17	Id = 0,27
<i>Charadrius dubius</i>	Ia = 0,24	Ib = 0,30	Ic = 0,15	Id = -1
Ind. Pref. ambientale				
<i>Burhinus oedicnemus</i>	Ipia = 0	Ipib = 0	Ipic = 1,40	Ipid = 1,76
<i>Charadrius dubius</i>	Ipia = 1,64	Ipib = 1,86	Ipic = 1,20	Ipid = 0

Tab.2. Ampiezza di nicchia (B) e Sovrapposizione di nicchia (Ch) di *Burhinus oedicnemus* e *Charadrius dubius*. hr= habitat riproduttivo; la= larghezza alveo; af= aree di foraggiamento

Ampiezza di nicchia			
	<i>Burhinus oedicnemus</i>	<i>Charadrius dubius</i>	
Bhr	0,48	0,75	
Bla	0,72	0,97	
Baf	0,48	0,56	
Sovrapposizione di nicchia			
<i>Burhinus oedicnemus</i>			
Chhr	Chla	Chaf	
<i>Charadrius dubius</i>	0,36	0,69	0,22



## Spaziatura e densità dei siti di nidificazione del Gufo comune *Asio otus* in un'area urbana del Veneto

ANGELO NARDO, GIACOMO SGORLON

Associazione Faunisti Veneti, c/o Museo civ. Storia Naturale, S. Croce 1730, 30175 Venezia

**Introduzione** - La nidificazione del Gufo comune *Asio otus* in Italia e in Europa in ambito urbano è recente e rara (Dinetti e Fraissinet 2001). Nel Veneto è stata documentata a San Donà di Piave (VE) dal 1995. In seguito ai rilevamenti per un atlante ornitologico urbano (biennio '98-'99) durante i quali furono stimate 15-25 coppie, nella stagione riproduttiva 2000 abbiamo avviato un monitoraggio dei siti di nidificazione, per rilevare la consistenza della specie. Questo lavoro fornisce dati sulla densità e sulla spaziatura degli stessi.

**Area di studio e metodi** - S. Donà di Piave (32000 ab.) è situata sulla sinistra orografica del fiume Piave. L'assetto urbanistico è caratterizzato da pochi grossi edifici, un piccolo centro storico ed una maggioranza di case singole o a schiera, con giardini e parchi alberati. Nel presente studio è stata considerata l'intera area urbana con l'immediata periferia, per un totale di 15.3 km<sup>2</sup>. I dati sono stati raccolti tra il 1998 e il 2000 (aprile-luglio), facendo uscite notturne su tutta l'area considerata, tramite la stimolazione con *playback* e l'ascolto degli individui in canto spontaneo. Il mezzo più efficace si è rivelato l'ascolto dei richiami dei giovani durante lo svezzamento. Tutte le coppie trovate sono state riportate sulla carta tecnica regionale 1:10000. Si è poi proceduto al calcolo delle distanze tra siti con il metodo NND - *Nearest Neighbour Distance* - (Newton 1976 in Pinchera 1995; Newton *et al.* 1977). Mentre per evidenziare gli eventuali scostamenti della spaziatura calcolata da una casuale, si è utilizzato il *G test* (Brown 1975 in Pinchera 1995); il valore si ottiene da  $R=(mgd/mad)^2$ , dove *mgd* è uguale alla media geometrica della distanza dei siti elevata al quadrato e *mad*, è la media aritmetica della stessa. Valori compresi fra 0 e 0.65 suggeriscono una distribuzione contagiosa o casuale, fra 0.66 e 1 una più regolare.

**Risultati e discussione** - Abbiamo censito 24 siti di nidificazione, distribuiti in modo quasi omogeneo nell'area di studio. Il 62,5% di questi erano

situati all'interno dell'area edificata. Tutti i siti erano all'interno di giardini o parchi con alberi maturi, soprattutto di conifere, dove per la nidificazione, con ogni probabilità, sono stati utilizzati nidi di *Corvus corone*, e di *Pica pica*. La spaziatura media dei siti è stata di 578 m ( $\pm 341$ ; n.=18; min 170; max 1250). L'applicazione del *G test* ha permesso di ottenere un valore d'indice di 0.71, che evidenzia una spaziatura relativamente regolare dei siti. La densità, rilevata nell'intera area di studio, è stata di 1.6 coppie/km<sup>2</sup> mentre quella, rilevata entro la superficie delimitata con la NND, è stata di 1.7 coppie/km<sup>2</sup>.

Il presente studio rivela una spaziatura media bassa ed una conseguente densità molto elevata, senza confronti con le altre città europee. Ciò può essere dipeso dall'attuale espansione che sta interessando questa specie nel Veneto orientale, favorita dall'incremento dei corvidi e quindi dalla disponibilità dei loro nidi anche in ambito urbano. La spiccata abitudine di nidificare sulle conifere, ha costretto il Gufo comune a colonizzare ambienti alberati dei centri urbani dove appunto, questi alberi sono numerosi. Nella sola provincia di Venezia sono almeno una quindicina le aree urbane dove il Gufo comune nidifica (con 1-5 coppie). Sicuramente è da considerare anche la tipologia agraria nei dintorni dell'area di studio dove abbondano i micromammiferi e i piccoli passeriformi. Voli di caccia sono stati osservati soprattutto fuori città e solo in pochi casi all'interno. A S. Donà di Piave il Gufo comune convive con *Tyto alba*, *Athene noctua* e *Strix aluco*. Secondo i dati dell'Atlante Ornitologico, è lo strigide più abbondante e diffuso.

**Ringraziamenti** - Desideriamo ringraziare per la loro gentile collaborazione: Roberto Bartoloni e Nadia Faloppa. Francesco Mezzavilla, per la revisione del testo.

**Bibliografia** - Dinetti M., Fraissinet M. 2001. Ornitologia Urbana. Edagricole. ● Newton I., Marquiss M., Weir D.N., Moss D. 1977. J. Anim. Ecol., 46: 425-441. ● Pinchera F. 1995. Riv. Ital. Orn., 65: 46-52.

## Dati preliminari riguardanti lo studio della Coturnice *Alectoris graeca* mediante radio-tracking nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini

MASSIMO PANDOLFI\*, PAOLO FORCONI\*\*, MAURIZIO FUSARI\*\*, FRANCESCO RENZINI\*\*\*

\*Università degli Studi di Urbino-Istituto di Scienze Morfologiche-Via Oddi 21-61029 Urbino (PU) - \*\*Studio Faunistico Associato Chiros, Via Nazionale 67 - 62010 Sforzacosta (MC) - \*\*\*Corpo Forestale dello Stato, Via L. Fumi 2 - 62039 Visso (MC)

**Introduzione** - La Coturnice *Alectoris graeca* è una specie di elevato interesse conservazionistico e venatorio. Essa è stata oggetto di ricerche scientifiche relative ad alcuni aspetti della sua ecologia (Bernard-Laurent e De Franceschi 1994). Ad oggi non è stata effettuata nessuna ricerca riguardante l'home range e gli spostamenti stagionali effettuati dalla specie. Fanno eccezione gli studi sulle Alpi Marittime francesi su una popolazione di ibridi naturali tra *Alectoris rufa* e *A. graeca* (Bernard-Laurent 1988; 1991). Questa ricerca fornisce i primi dati sulle dimensioni degli home range (HR) della coturnice nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini (PNMS).

**Area di studio e metodi** - L'attività di cattura e radio-tracking è stata svolta in un'area ricadente nella parte settentrionale del Parco Nazionale dei Monti Sibillini (PNMS). Essa ha un'esposizione prevalente a sud ed è caratterizzata da prati e pascoli primari e secondari, ghiaioni, pareti rocciose, lembi di faggete e rimboschimenti di conifere. Per l'attività di cattura, svolta dal 20/9/00 al 15/11/00, sono state utilizzate nasse, gabbie con porta scorrevole e prodine a scatto manuale. Agli animali catturati sono stati applicati radiocollari del peso di 12 g. Sono stati rilevati 1-2 fix a settimana utilizzando il metodo della triangolazione. Gli HR autunnali (dal 22/10 al 21/12) ed invernali (dal 22/12 al 21/2) (Bernard-Laurent 1991) sono stati elaborati con i metodi del Minimo Poligono Convesso (MPC) e del Poligono Concavo (PC).

**Risultati e discussione** - Sono state dotate di radiocollare 6 coturnici appartenenti a 3 diverse brigate: quattro individui giovani (1, 2, 3 e 4) appartenenti ad una brigata di 5, una femmina adulta (5) e un maschio giovane (6), appartenenti a due brigate, ognuna costituita da 4 coturnici.

In Tab. 1 sono riportati le date di cattura e di rilevamento mentre la Tab. 2 mostra le dimensioni degli HR autunnali ed invernali. L'HR più esteso, rilevato per l'individuo 6, può essere spiegato dal suo comportamento di dispersione che lo ha portato, a metà febbraio, ad occupare un territorio stabile posto a 3,5 km dal sito di cattura. Durante le due stagioni gli HR sono risultati piuttosto stabili nella localizzazione e compresi tra 1100 e 1900 m s.l.m. I valori riscontrati sono simili a quelli rilevati da Bernard-Laurent (1991) per una popolazione di ibridi naturali tra Coturnice e Pernice rossa (da 2 a 158 ha in autunno ed inverno - Metodo del PC).

Tab. 1. Coturnici catturate e studiate mediante radio-tracking nel PNMS.

Ind.	Data cattura	Periodo di rilevamento	Note
1	23/10/2000	23/10/2000 - 12/02/2001	Rilevamento in corso
2	01/11/2000	01/11/2000 - 12/11/2000	Perde il radiocollare
3	18/10/2000	18/10/2000 - 06/12/2000	Perde il radiocollare
4	12/10/2000	12/10/2000 - 06/12/2000	Predata da mustelide
5	03/11/2000	03/12/2000 - 12/02/2001	Predata da volpe
6	02/11/2000	02/11/2000 - 12/02/2001	Rilevamento in corso

Tab. 2. Dimensioni degli home range delle Coturnici nel PNMS (MPC: Minimo Poligono Convesso - PC: Poligono Concavo).

Ind.	Home range autunnale (ha) MPC - PC	Lunghezza home range (km) Autunno	Home range invernale (ha) MPC - PC	Lunghezza home range (km) Inverno
1	94,57 - 67,75	1,52	22,5 - 7,56	1,03
5	93,59 - 63,23	2,8	75,49 - 61,14	1,57
6	241,77 - 136,79	4,07	241,59 - 186,33	2,3

**Ringraziamenti** - Si ringraziano per la collaborazione e il contributo finanziario il Servizio Agricoltura della Regione Marche, l'Ente PNMS e il Corpo Forestale dello Stato.

**Bibliografia** - Bernard-Laurent A. 1988. *Gibier Faune Sauvage* 5: 171-186. ● Bernard-Laurent A. 1991. *Gibier Faune Sauvage* 8: 1-30. ● Bernard-Laurent A. e De Franceschi P. F. 1994. *Gibier Faune Sauvage-Game Wildl.* 11(1): 267-307.



## La Coturnice *Alectoris graeca* nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini: densità pre e post-riproduttive

FRANCESCO RENZINI\*, PAOLO FORCONI\*\*, PIER LUIGI PISCINI\*\*\*, MASSIMO PANDOLFI\*\*\*\*

\*Corpo Forestale dello Stato, via L. Fumi 2 - 62039 Visso (MC) - \*\*Studio Faunistico Associato Chiros, via Nazionale 67 - 62010 Sforzacosta (MC)  
\*\*\*Via G. Leopardi 4 - 62039 Visso (MC) - \*\*\*\*Università degli Studi di Urbino, Istituto di Scienze Morfologiche, Via Oddi 21-61029 Urbino (PU)

**Introduzione** - Le attuali conoscenze riguardanti la popolazione di *Alectoris graeca* nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini (PNMS) sono limitate alla distribuzione, uso dell'habitat, dieta e densità (Spanò *et al.* 1985, Renzini e Ragni 1998). Scopo della presente ricerca è quello di approfondire le conoscenze sulla densità della specie nel PNMS.

**Area di studio e metodi** - L'attività di censimento è stata svolta in due aree di studio (A e B) ricadenti nella parte settentrionale del Parco. L'area A è estesa 6,5 km<sup>2</sup> (1350-2100 m s.l.m.), mentre l'area B 2,5 km<sup>2</sup> (1600-2200 m). Esse sono caratterizzate da prati e pascoli primari e secondari, ghiaioni, pareti rocciose, lembi di faggete e rimboschimenti di conifere. Al fine di stimare la densità pre-riproduttiva è stata utilizzata, nella sola area A, la metodologia del censimento al canto dei maschi territoriali con il metodo del playback (Bernard-Laurent e Laurent 1984, Bocca 1990). La densità post-riproduttiva, in entrambe le aree, è stata valutata mediante censimento in battuta con l'uso di cani da ferma.

**Risultati e discussione** - Il metodo del playback ha permesso di rilevare 12 maschi territoriali per una densità di 1,85 maschi territoriali per 100 ha. Tale valore appare simile ai dati calcolati da diversi autori per aree alpine (0,3-4,7 maschi/km<sup>2</sup>, Bernard-Laurent e Leonard 2000) ed appenniniche (1,4-1,7 coppie/km<sup>2</sup>, Spanò *et al.* 1985), di estensione paragonabile all'area di studio A. Per aree di studio di superficie limitata (<100-200 ha) le densità pre-riproduttive riscontrate sono molto più elevate (5,4-8,5 maschi/km<sup>2</sup>, Bocca 1990, Petretti 1985). Ciò è probabilmente causato dalla scelta di aree con situazioni ambientali particolarmente favorevoli

alla Coturnice. Aree di piccole dimensioni potrebbero, inoltre, non tener conto dell'etologia della specie (home-range) originando una sovrastima nei censimenti a causa di temporanee concentrazioni di coppie in piccole aree.

Il censimento post-riproduttivo ha rilevato 7,69 ind./km<sup>2</sup> nell'area A e 8,80 ind./km<sup>2</sup> nell'area B, con una dimensione media delle brigate di 6,4 individui. Dal confronto con i dati ottenuti con diverse metodologie di indagine la densità autunnale nel PNMS si colloca tra i valori più bassi tra quelli rilevati sull'Appennino (7,1-23 ind./km<sup>2</sup>, Petretti 1985) e sulle Alpi (7,1-15,7 ind./km<sup>2</sup>, Bernard-Laurent e De Franceschi 1994; 9,4-16,3 ind./km<sup>2</sup>, Bocca 1990). La situazione, in base a quanto rilevato da Bernard-Laurent e Leonard (2000), sembra determinata dalla spiccata variabilità delle densità post-riproduttive dipendenti dalle condizioni climatiche.

**Ringraziamenti** - Si ringraziano per la collaborazione e il contributo finanziario il Servizio Agricoltura della Regione Marche e l'Ente PNMS.

**Bibliografia** - Bernard-Laurent A. e De Franceschi P. F. 1994. Gibier Faune Sauvage-Game, Wildl. 11(1): 267-307. ● Bernard-Laurent A. e Laurent J.L. 1984. Gibier Faune Sauvage 4: 69-85. ● Bernard-Laurent A. e Leonard Y. 2000. Game and Wildlife Science 17(2): 63-79. ● Bocca M. 1990. La coturnice *Alectoris graeca* e la pernice bianca *Lagopus mutus* in Valle d'Aosta. Regione Autonoma Valle d'Aosta. Comitato Regionale Caccia della Valle d'Aosta. ● Petretti F. 1985. La coturnice negli Appennini. Serie «Atti e Studi» n. 4. WWF Italia. 24 pp. ● Renzini F. e Ragni B. 1998. La coturnice nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini: aspetti della biologia e problemi di conservazione. L'uomo e l'ambiente 29: 1-37. ● Spanò S., Traverso G., Sarà M. 1985. Distribuzione attuale di *Alectoris graeca* e *Alectoris barbara* in Italia. Atti III Conv. It. Ornitologia: 58-61.

## LA GESTIONE AMBIENTALE

*efficacia, limiti e conseguenze delle esperienze di gestione ambientale  
mirate agli uccelli*



## L'incremento dell'avifauna nella pianura bolognese in seguito al ripristino di zone umide con il Regolamento CEE 2078/92

ROBERTO TINARELLI

AsOER, via Massa Rapi 3, I-40064 Ozzano dell'Emilia BO

Nel corso degli anni '90 la superficie delle zone umide della pianura bolognese ha avuto un incremento dell'86% superando, nell'anno 2000, i 2600 ha. Ai pochi elementi relittuali e alle zone umide, generalmente di modesta superficie, aventi specifiche funzioni produttive e/o ludiche, si sono aggiunte 14 grandi zone umide estese 50-150 ettari e numerose zone umide minori di 10-50 ettari (complessivamente circa 1200 ettari) realizzate ampliando i biotopi relitti oppure dove vi erano importanti zone umide fino alla metà del '900. Le caratteristiche di questo fenomeno e i suoi effetti sull'avifauna sono stati in parte già documentati (Tinarelli 1995 e 1999, Tinarelli e Tosetti 1998, Tinarelli e Marchesi 2000). Le nuove zone umide sono state create su seminativi ritirati dalla produzione per venti anni e vengono gestite in funzione della fauna e

Tab. 1. Consistenza di alcune specie nidificanti; sono riportati i numeri di coppie o nidi censiti; le popolazioni delle specie presenti non censite sono indicate con "?". \* = specie introdotte.

	1984	1994	1999
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	?	300 - 550	500 - 600
<i>Podiceps cristatus</i>	20 - 27	52 - 60	80 - 90
<i>Phalacrocorax carbo</i>		2	1 ?
<i>Botaurus stellaris</i>	2 - 3		4
<i>Ixobrychus minutus</i>	57 - 87	92 - 113	100 - 150
<i>Nycticorax nycticorax</i>	200 - 210	307 - 312	330 - 350
<i>Egretta garzetta</i>		6	60 - 70
<i>Ardeola ralloides</i>			20 - 25
<i>Bubulcus ibis</i>			2
<i>Ardea cinerea</i>		262	290 - 300
<i>Egretta alba</i>			2
<i>Ardea purpurea</i>	20 - 40	33 - 40	80 - 100
<i>Platalea leucorodia</i>			2
<i>Anser anser</i> *		10 - 15	30 - 40
<i>Cygnus olor</i> *			2
<i>Anas strepera</i>		2 - 3	18 - 20
<i>Anas platyrhynchos</i>	?	500 - 800	1500 - 2000
<i>Anas querquedula</i>	11 - 13	26 - 32	80 - 100
<i>Anas clypeata</i>		6 - 7	25 - 30
<i>Aythya ferina</i>		5 - 6	10 - 15
<i>Netta rufina</i>			1
<i>Aythya nyroca</i>	1 - 2		1
<i>Circus aeruginosus</i>	3	9 - 11	15 - 20
<i>Fulica atra</i>	?	300 - 500	600 - 700
<i>Himantopus himantopus</i>	90 - 95	94 - 106	400 - 500
<i>Limosa limosa</i>			2 - 3
<i>Charadrius dubius</i>	35 - 40	30	30 - 40
<i>Charadrius alexandrinus</i>	4	19	20 - 30
<i>Vanellus vanellus</i>	15 - 20	27 - 32	250 - 300
<i>Chlidonias hybridus</i>	55	166 - 171	407
<i>Sterna hirundo</i>			8 - 10
<i>Larus cachimans</i>			2 - 3
<i>Larus ridibundus</i>			3 - 4
<b>N. totale di specie</b>	<b>16</b>	<b>21</b>	<b>33</b>

della flora selvatica da aziende agricole che hanno aderito volontariamente al Regolamento CEE 2078/92. Ciò, unitamente alla riduzione della pressione e della stagione venatoria, ha determinato in meno di 10 anni un marcato incremento delle specie ornitiche e delle loro popolazioni nell'arco dell'anno. In particolare il numero di specie

Tab. 2. Consistenza popolazioni Anseriformi e Folaga nel gennaio 1987, 1993 e 2001

	1987	1987	1987
<i>Cygnus olor</i>			12
<i>Anser anser</i>		17	390
<i>Anser fabalis</i>	4	25	
<i>Tadorna tadorna</i>			2
<i>Anas penelope</i>	5	76	28
<i>Anas strepera</i>	144	275	309
<i>Anas crecca</i>	746	328	2465
<i>Anas platyrhynchos</i>	779	1384	5844
<i>Anas acuta</i>		1	2
<i>Anas clypeata</i>	16	16	319
<i>Aythya ferina</i>	26	15	222
<i>Aythya fuligula</i>	1		4
<i>Aythya nyroca</i>			7
<i>Fulica atra</i>	3860	2026	6029
<b>Tot. Folaghe e Anserif. - censiti</b>	<b>5581</b>	<b>4163</b>	<b>15633</b>
<i>Superficie zone umide (ha)</i>	<i>1200</i>	<i>1600</i>	<i>2600</i>

acquatiche nidificanti nel 1999 è raddoppiato rispetto al 1984 (Tab. 1). Alcune specie già presenti nel 1984, quali *Vanellus vanellus*, *Himantopus himantopus* e *Chlidonias hybridus*, hanno avuto un incremento assolutamente inatteso. Altre come *Botaurus stellaris* e *Aythya nyroca*, dopo la scomparsa alla fine degli anni '80, sono tornate a nidificare nella seconda metà degli anni '90. Anche al di fuori del periodo riproduttivo le specie e le popolazioni di uccelli acquatici hanno avuto un rilevante incremento ben rappresentato dai dati di folaghe e anseriformi censiti in gennaio dal 1987 al 2001 (Tab. 2). Nella seconda metà degli anni '90 è divenuto regolare lo svernamento di *Anser anser*, *Aythya nyroca* e *Numenius arquata* mentre nel gennaio 2001 sono stati rilevati anche *Ardeola ralloides* (4 ind.) e *Milvus migrans* (1 ind.).

**Ringraziamenti** - I dati relativi all'avifauna svernante sono stati forniti dal Servizio Apicale Tutela e Sviluppo Fauna dell'Amministrazione Provinciale di Bologna.

**Bibliografia** - Tinarelli R. 1995. Avocetta, 19: 14. ● Tinarelli R. 1999. Avocetta, 23: 73. ● Tinarelli R. e Marchesi F. 2000. Le zone umide d'acqua dolce. Il Divulgatore 23 (11): 1-93. Calderini Ed. ● Tinarelli R. e Tosetti T. (eds.) 1998. Zone umide della pianura bolognese - Inventario e aspetti naturalistici e ambientali. Istituto per i beni artistici, culturali e naturali della Regione Emilia-Romagna. Editrice Compositori, Bologna.

## Lo strumento LIFE Natura nella conservazione dell'avifauna: successi e contraddizioni

OSVALDO LOCASCIULLI\*, PAOLO SPOSIMO\*\*

\*Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, via S. Rocco 1, 65010 Farindola (PE). e-mail [locos@tiscalinet.it](mailto:locos@tiscalinet.it) -

\*\*NEMO sas, via Giotto 33, 50121 Firenze, e-mail [nemo.firenze@mclink.it](mailto:nemo.firenze@mclink.it)

LIFE è lo strumento finanziario di sostegno alla politica ambientale della Comunità Europea. Adottato nel 1992, il Regolamento è stato rivisto nel 1996 per il periodo 1996-1999. Il Regolamento LIFE attuale copre il periodo 2000-2004 ed è stato adottato il 17 luglio 2000. Lo scopo di LIFE-Natura è quello di contribuire all'applicazione delle Direttive comunitarie "Uccelli" (79/409/CEE) e "Habitat" (92/43/CEE) ed, in particolare, all'instaurazione della rete europea per le aree protette - NATURA 2000 - diretta alla gestione ed alla conservazione "in situ" delle specie della fauna e della flora e dei tipi di habitat più importanti dell'Unione.

LIFE Natura è espressamente destinato alla conservazione degli habitat e delle specie "di interesse comunitario" ed è prevalentemente applicabile solo all'interno di pSIC e ZPS (che occupano rispettivamente il 13,3% e il 5,7% circa del territorio nazionale). Progetti espressamente destinati agli uccelli sono finanziabili principalmente all'interno di ZPS. Vi è quindi una netta distinzione dalle misure ambientali previste negli strumenti finanziari della Politica Agricola Comunitaria (PAC) e dal Piano di Sviluppo Rurale. Generalizzando, mentre queste ultime possono essere utilizzate per migliorare la qualità ambientale della cosiddetta "area vasta", favorendo così la conservazione delle specie ancora relativamente diffuse legate agli ambienti agricoli e forestali (ma anche a zone umide artificiali: cfr. Tinarelli, questo vol.), LIFE è finalizzato alla conservazione di specie rare in aree di elevato valore naturalistico, e permette di eseguire interventi che non necessariamente portano benefici economici diretti o indiretti. Nell'ambito di progetti LIFE, comunque, possono essere avviate/sperimentate forme di gestione del territorio estendibili successivamente ad aree più vaste influenzando l'utilizzazione dei fondi per l'agricoltura ed altri strumenti finanziari comunitari.

Purtroppo LIFE e PAC non risultano sempre integrati e complementari e si sono verificate varie circostanze di conflittualità tra i due strumenti. Un caso di conflitto è quello dei finanziamenti che hanno portato ad un notevole sviluppo dell'arbori-

coltura da legno, provocando spesso la scomparsa di habitat di specie ornitiche di interesse comunitario.

Fra le specie o sottospecie indicate come prioritarie per il finanziamento dei progetti LIFE, in Italia 14 sono regolarmente nidificanti e 2 sono oggetto di interventi di reintroduzione. Sono comunque finanziabili anche progetti espressamente destinati alla conservazione di specie non prioritarie, purché di interesse comunitario, e di specie non nidificanti.

In Italia, nel periodo 1992-2000 sono stati finanziati 129 progetti, in gran parte già conclusi. Di questi, il 35% erano prevalentemente destinati alla conservazione dell'avifauna. La specie più "gettata" è *Botaurus stellaris* (13 progetti); rilevante l'assenza di progetti destinati a specie per le quali l'Italia riveste un'importanza significativa (*Falco naumanni*) e a sottospecie presenti esclusivamente in Italia (*Alectoris graeca whitakeri*).

La valutazione degli effetti dello strumento LIFE sull'avifauna, in Italia, è resa difficile dalla scarsità di informazioni sui risultati; considerando che i fondi a disposizione sono limitati e che uno degli obiettivi di LIFE è avviare misure di gestione che possano proseguire nel tempo ed essere replicate in altre aree; questa carenza di notizie appare un problema rilevante. Ciò sembra in gran parte dovuto al fatto che, spesso, gli interventi più consistenti vengono eseguiti nel corso delle ultime fasi del progetto, il monitoraggio *post operam* è quindi assente o svolto per periodi di tempo insufficienti. In alcuni casi, però, le azioni effettuate non producono risultati significativi per le specie prioritarie (indicate come *target* del progetto al fine di ottenere il cofinanziamento); la diffusione delle informazioni sugli effetti ottenuti risulta quindi limitata.

Appare quindi necessario: 1) prevedere ed attuare un piano di monitoraggio che garantisca la valutazione corretta dei risultati ottenuti, anche se ciò comporta la prosecuzione dopo la fine del progetto (quindi a spese del beneficiario); 2) prevedere la pubblicazione di rapporti sui risultati ottenuti, anche nei casi in cui ciò può avvenire solo dopo la conclusione del progetto.



## Il progetto LIFE Natura (nat/it/006245) di Bosco della Fontana: interventi a favore dell'avifauna

LUCA LONGO, ANDREA NADALI, FRANCESCO DONINI

Laboratorio per il Monitoraggio della Biodiversità Faunistica, Corpo Forestale dello Stato – Riserva Naturale Biogenetica “Bosco della Fontana”, Strada Mantova 29, 46045 Marmirolo (MN)

Dall'ottobre 1999 nella Riserva Naturale “Bosco della Fontana” è in corso un progetto Life-Natura mirato all'eliminazione delle specie arboree aliene e alla conservazione dei vecchi alberi cavi e della fauna ad essi legata. Tra gli interventi previsti figura anche la realizzazione degli alberi-habitat, una nuova tecnica di rinaturalizzazione che prevede l'invecchiamento precoce delle piante attraverso la creazione, al loro interno, di cavità utilizzabili da diverse specie di organismi “saproxilici”. Si tratta di insetti, uccelli e mammiferi dipendenti, durante una parte del loro ciclo vitale, dalla presenza di legno morto, di vecchi alberi marcescenti o di altri saproxilici (Speight 1989). Le tecniche per la realizzazione degli alberi-habitat saranno illustrate in dettaglio in una specifica pubblicazione a cura del Corpo Forestale dello Stato nell'ambito del progetto Life-Natura. In questa sede vengono presentati i dati relativi all'avifauna raccolti nel primo anno.

**Area di studio e metodi** - La Riserva Naturale “Bosco della Fontana”, gestita dal Corpo Forestale dello Stato, si trova nel territorio del comune di Marmirolo a circa 5 km dalla città di Mantova. Si estende su 233 ha, di cui 198 a bosco, 33 a prato e 2 occupati da una zona umida creata nel 1998 (Longo *et al.* 2000). La vegetazione forestale è quella tipica del quercu-carpinetto planiziaro, alterata tuttavia dai tagli estensivi effettuati nell'immediato dopoguerra, cui sono seguiti massicci rimboschimenti con specie aliene come *Quercus rubra* L., *Juglans nigra* L. e *Platanus* spp., che a causa della loro invasività devono essere oggi assolutamente eliminate. Nelle piante di platano, ad un'altezza dal suolo di 1-5 m, con la motosega è realizzata una cavità utilizzabile da diverse specie di uccelli sia come rifugio che come luogo di nidificazione. Le sue dimensioni sono analoghe a quelle delle cassette-nido che vengono installate per favorire le specie che nidificano abitualmente nei buchi degli alberi. A causa dell'eliminazione compiuta in passato delle piante morte o marcescenti presenti nel bosco, queste specie sono oggi in difficoltà per l'esiguo numero di siti adatti alla riproduzione. Per la formazione di tali cavità si utilizza soprattutto il platano che nella riserva non si rinnova; le piante possono quindi rimanere in vita per lungo tempo senza ulteriori problemi di diffusione.

**Risultati e discussione** - Al termine del primo anno di monitoraggio su 40 cavità realizzate 19 sono state occupate con successo da diverse specie d'uccelli (Tab.1). Si tratta di un risultato incoraggiante, soprattutto considerando che per vari motivi non è stato possibile ultimare la costruzione prima di marzo 2000, appena in tempo per l'inizio della stagione riproduttiva. Il progetto prevede la realizzazione, entro la fine del 2002, di altri 60 alberi-habitat, 40 dei quali sono già stati completati nell'autunno 2000. Dai dati raccolti sembra che queste cavità rispetto alle tradizionali cassette-nido garantiscano un migliore isolamento termico. Per verificare quanto questo fattore possa influenzare il successo riproduttivo delle singole specie, dal febbraio 2001 in alcune cavità sono stati collocati dei data-logger in grado di rilevare l'andamento giornaliero della temperatura.

Tab. 1. Cavità di nidificazione (alberi-habitat) realizzate nel primo anno del Progetto Life-Natura 006245 di Bosco della Fontana.

Tipo di cavità	Dimensioni (larghezza x altezza x profondità, cm)	Cavità realizzate	Cavità occupate	Specie
A	12 x 25 x 12 (Ø foro d'ingresso = 2,6)	8	1	Cinciarella (1)
B	12 x 25 x 12 (Ø foro d'ingresso = 3,2)	17	11	Cinciarella (2), Cinciallegra (9)
C	11 x 25 x 15 (Ø foro d'ingresso = 3,8)	5	1	Cinciallegra (1)
D	12 x 40 x 12 (foro d'ingresso = 11 x 5)	1		
E	18 x 40 x 18 (Ø foro d'ingresso = 7)	5	3	Pigliamosche (1), Cinciallegra (2)
F	21 x 80 x 21 (foro d'ingresso = 21 x 21)	4	3	Allocco (2), Cinciallegra (1)

**Bibliografia** - Longo L. *et al.* 2000. In Bernardoni A. e Casale F. (eds.). Atti Conv. Zone umide d'acqua dolce – Tecniche e strategie di gestione della vegetazione palustre. Quad. Ris. Nat. Paludi di Ostiglia, 1: 139-144. ● Speight M., 1989. Les invertébrés saproxylieux et leur protection. Collection Sauvegarde de la Nature, 42. Conseil de l'Europe, Strasbourg.

## Riserva Naturale del Padule di Fucecchio (PT-FI): effetti della gestione ambientale sull'avifauna svernante e nidificante

ENRICO ZARRI, ALESSIO BARTOLINI

Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio, via Castelmartini 125/a, 51036 Larciano PT (e-mail fucecchio@zoneu-  
midetosane.it)

Il Padule di Fucecchio (PT-FI) costituisce con i suoi 1800 ettari di superficie ormai l'unica grande palude interna della Toscana settentrionale ed ospita tuttora numerose specie ornitiche (quasi 200 finora rilevate), soprattutto durante il passo primaverile e la stagione riproduttiva. Oggetto della presente comunicazione sono gli interventi di miglioramento ambientale, finalizzati al recupero delle naturali funzioni dell'ecosistema, messi in atto e tuttora in corso nella Riserva Naturale istituita nel 1996 dalla Provincia di Pistoia.

**Obiettivi e tipologia degli interventi** - Il Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio e il Consorzio di Bonifica del Padule di Fucecchio, hanno definito, a partire da un'analisi delle problematiche esistenti, gli obiettivi prioritari della gestione, da conseguire con interventi a carattere straordinario e con attività di periodica manutenzione (Zarri e Boschi 2000). Nell'ambito della Riserva sono state prescelte le aree di proprietà pubblica ("Righetti" e "Le Morette", per complessivi 150 ettari), entrambe con dominanza di fragmiteto. Gli obiettivi individuati sono stati i seguenti: 1) conferire alle aree caratteristiche di sottobacino, in modo da poterne regimare i livelli idrici; 2) ottenere "chiari" di limitata estensione con acqua permanente; 3) ottenere arginelli ed isole emergenti, con funzione di posatoi per l'avifauna acquatica; 4) ottenere un rapporto tra aree aperte e fragmiteti tale da massimizzare le potenzialità in termini di habitat per il più ampio spettro di specie ornitiche; 5) proteggere le parti più interne della riserva dal disturbo antropico e migliorarne la fruibilità.

Nell'area Le Morette gli obiettivi 1 e 5 sono stati perseguiti mediante l'innalzamento degli argini perimetrali e la realizzazione di una calla sul Fosso del Canaletto. Lungo l'argine strada che conduce all'osservatorio faunistico è stato scavato un canale perimetrale, con il

materiale ottenuto è stata realizzata una "duna" con funzione di schermatura. Le finalità 2 e 3 sono state realizzate mediante lo scavo di un nuovo "chiaro" davanti all'osservatorio, l'ampliamento di uno già esistente e il riporto del materiale a formare arginelli di varia forma e ampiezza.

Attraverso la gestione ordinaria (sfalci, trinciatura e fresatura in posto) è stato realizzato il punto 4 attribuendo il 65% della superficie al canneto e il 35% agli spazi aperti. Sia nell'area Le Morette che nell'area Righetti lo sfalcio è stato effettuato ogni anno, in base alle indicazioni dell'INFS e al Regolamento della Riserva, fra il 10 agosto e la data di inizio dell'attività venatoria.

**Risultati e discussione** - I censimenti invernali di Anatidi e Folanghe hanno fatto rilevare negli ultimi due anni un evidente incremento di presenze, sia in termini qualitativi che quantitativi (Tab. 1), nonostante che le esigue dimensioni dell'area protetta costituiscano tuttora un fattore limitante, soprattutto per il disturbo causato dalla pressione venatoria nelle aree contigue. Gli interventi gestionali sul fragmiteto, uniti ad una regolamentazione degli accessi, hanno favorito nel 1998 l'insediamento in Riserva di una piccola colonia di *Ardea purpurea* (Bartolini e Zarri 1999), mentre le opere di regimazione idraulica hanno consentito la nidificazione di *H. himantopus* dal 1999. Gli specchi d'acqua creati e mantenuti nella parte centrale dell'area protetta costituiscono inoltre un importante sito di alimentazione per varie specie di Ardeidi e per *Plegadis falcinellus* che nidificano nella vicina garzaia.

**Bibliografia** - Zarri E. e Boschi A. 2000. Quad. Ris. Nat. Paludi di Ostiglia, 1: 175-184. ● Bartolini A. e Zarri E. 1999. In: Scoccianti C. e Tinarelli R. (eds). Le garzaie in Toscana: status e prospettive di conservazione. WWF Sezione Regionale Toscana, Firenze: 69-79.

Tab. 1. Risultati dei censimenti invernali di Anatidae e *Fulica atra*

	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00	01
<i>Anas platyrhynchos</i>	4	-	6	15										2		10	92	159
<i>A. crecca</i>	200	-	35	22	40	12	5	8	2				10	10	10	13	154	161
<i>A. strepera</i>		-															6	
<i>A. penelope</i>	9	-											11					
<i>Aythya ferina</i>		-											4					6
<i>Bucephala clangula</i>		-													1			
<i>T. tadorna</i>		-																4
<i>Fulica atra</i>	4	-			6									1	13	50	500	459
<b>Totali</b>	<b>217</b>	<b>-</b>	<b>41</b>	<b>37</b>	<b>46</b>	<b>12</b>	<b>5</b>	<b>8</b>	<b>2</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>0</b>	<b>25</b>	<b>13</b>	<b>24</b>	<b>73</b>	<b>752</b>	<b>789</b>



## Variazioni nella distribuzione dei maschi di Tarabuso *Botaurus stellaris* in canto all'interno della palude di Massaciuccoli: un'analisi preliminare<sup>1</sup>

LUCA PUGLISI, FEDERICO LUCCHESI, CLAUDIA ADAMO, N. EMILIO BALDACCINI

Dipartimento di Etologia Ecologia ed Evoluzione, Università di Pisa, Via Volta 6, 56126 Pisa

<sup>1</sup>Ricerca in parte finanziata dall'Ente Parco Naturale Regionale Migliarino-S. Rossore-Massaciuccoli.

Le aree palustri sono spesso soggette a differenti tipi di destinazione e conduzione, che vanno dalla protezione integrale al loro utilizzo a fini venatori, e dall'assenza completa di interventi gestionali all'attuazione di pratiche finalizzate ad incrementare principalmente la presenza delle specie oggetto di caccia. Scopo di questa indagine è stato quello di descrivere le variazioni nella distribuzione di maschi di Tarabuso *Botaurus stellaris* in canto negli anni 1993-2000 a Massaciuccoli (LU-PI), in relazione alle modificazioni dell'assetto dell'area palustre. Questa zona umida è in parte protetta integralmente come area di Riserva Naturale del Parco Naturale di Migliarino-S. Rossore-Massaciuccoli, mentre le restanti superfici sono aperte alla caccia.

**Metodi** - L'area palustre di Massaciuccoli si estende su di una superficie di circa 1000 ha intorno all'omonimo lago, formando così una zona umida di complessivi 2500 ha. Le superfici di palude più estese sono presenti a nord del lago e sono separate da bacini e canali navigabili, così da individuare 11 settori, sei dei quali inclusi in toto o in parte in Riserve Naturali. La vegetazione è formata prevalentemente da letti di *Cladium mariscus* e *Phragmites australis*. Gli interventi effettuati sulla vegetazione da parte dell'Ente Parco e da singoli includono: ampliamento delle superfici occupate da acque libere, taglio e incendio della vegetazione, fresatura del terreno. L'assetto dell'area palustre è stato mappato alla fine della primavera a partire dal 1993 per alcune zone dell'area palustre, e dal 1995 per l'intera porzione settentrionale, riportando l'estensione degli specchi d'acqua libera e dei letti di vegetazione, distinti per classi d'età; mediante un programma GIS tali mappe sono state quindi informatizzate.

I maschi di Tarabuso sono stati censiti e localizzati al canto nei mesi di marzo-giugno, visitando ciascun settore ripetutamente nel corso della stagione. Per ciascun contatto si annotavano anche le caratteristiche delle vocalizzazioni per facilitare il riconoscimento dei singoli individui, così da poterne seguire anche gli eventuali spostamenti. Per ciascun settore sono stati computati nel numero minimo i maschi rilevati continuamente nel corso della stagione, nel numero massimo quelli rilevati solo per una parte della stagione riproduttiva.

**Risultati e discussione** - L'assetto dell'area palustre si è modificato negli anni, con andamenti differenziati per i diversi settori ed una maggiore incidenza degli interventi nelle aree non incluse nelle Riserve. In particolare si è assistito ad un incremento delle superfici ricoperte da specchi d'acqua nelle zone aperte alla caccia, mentre incendi dolosi sono stati appiccati in tutta l'area palustre.

Il numero totale di maschi di Tarabuso in canto è andato crescendo negli anni 1993-1998, mentre nel corso dei due anni successivi si è ridotto di circa il 70%, probabilmente a causa dell'inquinamento delle acque del lago. La distribuzione dei Tarabusi è stata disomogenea all'interno dell'area palustre e con andamenti annuali differenti per i vari settori: le densità registrate sono variate fra 0 e 0.8 maschi per 10 ha, con notevoli variazioni (p. es., 0-0.7) registrate per un medesimo settore in anni diversi; le aree di riserva hanno ospitato una proporzione crescente di individui. Un fattore importante nel determinare la presenza di maschi di Tarabuso in canto è risultata essere la disponibilità di letti omogenei di vegetazione giovane, sebbene possano essere occupate aree coperte da cladieti anche di tre anni.

## Interventi di miglioramento ambientale in un territorio altamente urbanizzato: i primi risultati visti attraverso il censimento dell'avifauna. L'oasi LIPU di Cesano Maderno

MAURO BELARDI, MASSIMILIANO BIASIOLI, MAURO CANZIANI, MATTEO SIESA  
 Ufficio Regionale LIPU Lombardia e Piemonte - Via Montegrappa 18 - Milano

**Area di studio** - L'Oasi LIPU Cesano Maderno (100 ha) si trova a nord di Milano, nel Parco delle Groane. Prima della gestione era un'area degradata (robinieta, zone ex industriali), con piccoli elementi di pregio (betulleti, brughiera, arbusteti). Il contesto comprende una delle aree più industrializzate al mondo, soggetta in passato a gravi episodi di inquinamento. Dal 1997 l'area è stata oggetto di 8 cantieri di miglioramento ambientale, finalizzati all'aumento della biodiversità: assestamento forestale, contenimento di essenze alloctone, manutenzione di brughiere, risanamento di torrenti e soprattutto la trasformazione di un'ex cava in area umida (12 ha), finalizzata a favorire specie legate ad aree umide, in particolare *Alcedo atthis* e *Ixobrychus minutus* e a favorire la sosta di anatidi, ardeidi, limicoli. L'area umida, unitamente ad alcune limitrofe di piccole dimensioni, è oggi la più estesa dal nord di Milano fino ai laghi prealpini.

**Materiali e metodi** - Con il lavoro di 25 rilevatori, il censimento dell'avifauna (1997-2001) si è svolto tutto l'anno con uscite quindicinali, attraverso il monitoraggio di 10 punti di ascolto rappresentativi (Bibby *et al.* 1993). È stato poi effettuato un censimento mensile al playback (Falls 1981; Johnson *et al.* 1981) degli Strigiformi. È stato anche prodotto un elenco qualitativo delle specie, che tiene conto anche di osservazioni aggiuntive.

**Risultati e discussione** - Sono state censite 127 specie. Viene segnalato il loro stato di tutela, in base alla L.157, alla Direttiva 79/409 CEE e all'elenco delle SPEC (Tucker e Heath 1994). L'elenco delle specie è stato confrontato con la bibliografia relativa ad aree urbane, (Dinetti e Fraissinet 2001) e con le specie del Parco delle Groane (Massa 1988). Segnaliamo qui le

seguenti, in relazione alla localizzazione del sito e al raggiungimento degli obiettivi degli interventi:

- *Tachybaptus ruficollis* nidificante, *Podiceps nigricollis* migratore;
- *Nycticorax nycticorax*, *Ergetta garzetta* estivanti, *Casmerodius albus* e *Ixobrychus minutus* migratore;
- *Ciconia ciconia* in migrazione;
- *Anas querquedula* in migrazione, *Aythya fuligula* svernante;
- *Pernis apivorus* nidifica all'esterno dell'area, *Milvus migrans*, *Circus aeruginosus*, *Buteo lagopus*, *Pandion haliaetus*, *Falco vespertinus* e *Falco subbuteo* in migrazione; *Accipiter nisus* nidificante;
- *Charadrius dubius* nidificante, *Charadrius hiaticula*, *Tringa totanus*, *Tringa nebularia*, *Tringa ochropus*, *Tringa glareola*, *Actitis hypoleucos* migratori;
- *Scolopax rusticola* svernante regolare;
- *Asio otus* nidificante;
- *Apus melba* estivante regolare e migratore;
- *Alcedo atthis* e *Merops apiaster* migratori;
- *Picus viridis* nidificante, *Picoides minor* occasionale;
- *Lanius collurio* nidificante;
- *Coccothraustes coccothraustes*, *Pyrhula pyrrhula* presenti in periodo riproduttivo;
- *Emberiza schoeniclus* nidificante, *Emberiza hortulana* nidificante possibile.

**Bibliografia** - Bibby J. *et al.* 1993. Bird census techniques. BTO/RSPB, Academic Press, London. ● Dinetti M. e Fraissinet M. 2001. Ornitologia urbana. Calderini Edagricole, Bologna. ● Falls J. B. 1981. Studies in Avian Biology, 6: 86-91. ● Johnson R. R. *et al.* 1981. Studies in Avian Biology, 6: 68-75. ● Massa R. 1988. i Vertebrati terrestri del Parco delle Groane. Consorzio Parco Groane. ● Tucker G.M., Heath M. F. (eds.) 1994. Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge.



## Il metodo del transetto in due boschi d'alto fusto dell'Italia centrale soggetti a diverse forme di gestione<sup>1</sup>

MAURO BERNONI\*, LUIGI IANNIELLO\*\*, ANGELO MESCHINI\*\*\*

\*Scaletta di P.za Padella, 6 - 00062 Bracciano RM - E-mail mbernoni@inwind.it;

\*\*Via L. Domenici 30 - 00062 - Bracciano (Roma); \*\*\*Viale Trieste 34 - 01100 - Viterbo

<sup>1</sup> Ricerca finanziata dalla Riserva Naturale "Selva del Lamone" - Farnese VT.

Le comunità ornitiche dei querceti sono state oggetto di ricerche anche in Italia centrale, a causa della notevole estensione e della elevata biodiversità, influenzata con tutta probabilità anche da attività umane quali il pascolo e l'attività venatoria, spesso condotte senza forme di controllo e significative limitazioni.

**Area di studio e metodi** - Il metodo del transetto è stato applicato in due aree del Lazio settentrionale, collocate entrambe a quote di 300-500 m s.l.m. e caratterizzate da un bosco di alto fusto, a tratti fortemente invecchiato, a dominanza di *Quercus cerris*. La tipologia vegetazionale è riferibile in entrambi i casi a tipici boschi mesofili. L'area della Selva del Lamone è Riserva Naturale della Regione Lazio, protetta da diversi anni (1994) e caratterizzata da un'ampia superficie forestale, inserita in un territorio a livello di antropizzazione medio-basso. La Macchia Grande di Manziana, vasta circa 500 ha ed inserita in un contesto di crescente urbanizzazione e trasformazione del territorio, per quanto segnalata in molte proposte di tutela (elenco dei biotopi vegetali del Lazio, SIC proposti dalla regione), è una zona di caccia libera, di proprietà dell'Università Agraria, pesantemente utilizzata per il pascolo del bestiame allo stato brado.

Nella primavera del 1995 sono stati realizzati 4 transetti di 9,5 km nella Macchia Grande di Manziana e 5 transetti di 4,1 km nella Selva del Lamone.

**Risultati** - Le specie presenti sono state 31 nel Lamone e 30 a Manziana. Sono risultate dominanti in entrambe le aree Pettiroso, Capinera, Fringuello, Scricciolo, Cinciarella, Cinciallegra, mentre Merlo e Tortora lo erano solo al Lamone e Rampichino e Picchio muratore solo a Manziana.

Nella Selva del Lamone il valore della frequenza I.K.A. riproduttiva raggiunge il valore di 86,4 e risulta

molto alto, in analogia con quello di altre ricerche nella stessa tipologia ambientale come p.es. Castelporziano. A Manziana invece, nonostante la struttura del bosco sia a tratti decisamente più matura, i valori sono più bassi e si attestano a 60,3 contatti/km, con una differenza nell'ordine del 30,2% rispetto al Lamone.

Occorre sottolineare come tale differenza non risulti distribuita in modo indifferente ma riguardi in prevalenza 2 categorie di specie. La prima è rappresentata dalle specie cacciabili (Merlo, Tortora, Ghiandaia, Cornacchia grigia, Colombaccio e Storno) che costituiscono il 21% dei contatti totali al Lamone e solo l'8% a Manziana. Anche alcune specie tipiche dei cespugli (Capinera, Pettiroso) evidenziano valori molto più alti al Lamone, mentre al contrario Fringuello, Picchio muratore e Rampichino, tipiche degli stadi maturi del bosco sono più numerose a Manziana.

**Conclusioni** - I risultati confermano da una parte l'importanza dei querceti d'alto fusto per la riproduzione delle specie boschive italiane, dall'altra evidenziano come fattori locali quali per esempio il pascolo eccessivo possano interferire fortemente con la densità delle specie nidificanti negli strati bassi del sottobosco e suggeriscono come tale attività dovrebbe essere regolata con attenzione nelle aree forestali di pregio a tutela non soltanto della fauna, ma anche della vegetazione e del suo rinnovamento, del tutto assente nel caso di Manziana. Anche l'attività venatoria incide significativamente sulla densità ed incide sulle specie di maggiori dimensioni ed in parte più significative, come la Tortora ed il Colombaccio.

**Bibliografia** - Bernoni M., Ianniello L., Plini P. 1989. Avocetta, 13:25-29.



## L'utilizzo dei nidi artificiali per Passeriformi in coltivazioni di melo della provincia di Trento

MICHELE CALDONAZZI, ALESSANDRO MARSILLI, CLAUDIO TORBOLI, SANDRO ZANGHELLINI

Albatros s.r.l., via Fiume 20, 38100 Trento

A partire dalla stagione riproduttiva 1999 sono stati controllati i nidi artificiali posti in opera in quattro appezzamenti a meleto, per una superficie totale di circa 14 ha, della provincia di Trento (comuni di Pergine Valsugana e Nanno). I nidi artificiali sono del tipo in cemento e segatura con foro d'entrata del diametro di 35 mm (n= 168), 50mm (n= 16), 65 mm (n= 11) e 80mm (n= 9). La densità media dei nidi nei quattro appezzamenti è di 15.9 nidi per ettaro (max. 23.3 nidi/ha; min. 10.7 nidi/ha).

**Metodi** - Sono stati effettuati controlli ogni quindici giorni per tutto il periodo riproduttivo. Per ogni coppia riprodottasi nei nidi artificiali sono stati raccolti i principali parametri riproduttivi. Per l'area del nido (=cerchio di 60m di diametro con centro il nido) sono stati raccolti 12 parametri ecologici e/o ambientali al fine di definire eventuali criteri di scelta da parte dell'ornitofauna.

**Risultati** - La percentuale di nidi occupati è cresciuta dal primo anno di installazione (1999: 30.9% di nidi occupati) al 2000, quando ha raggiunto il 52.2%. Considerando separatamente le quattro stazioni, essa ha variato da un minimo del 17.4% a un massimo del 65.5%. I valori osservati concordano con quanto rilevato in coltivazioni analoghe in Alto Adige (Abram e Frapporti 1988: Uccelli; nidi artificiali e mangiatoie. Manfrini Editori, Trento). Cinque sono risultate le specie nidificanti nei covatoi artificiali: Passera mattugia *Passer montanus*, 104 nidificazioni; Cinciallegra *Parus major*, 46 nidificazioni; Torcicollo *Jynx torquilla*, 31 nidificazioni; Codiroso *Phoenicurus phoenicurus*, 21 nidificazioni e Cinciarella *Parus caeruleus*, 4 nidificazioni.

Nel corso delle due stagioni riproduttive seguite, anche la densità media delle coppie riprodottesi

nei nidi artificiali è cresciuta; si è passati dalle 4.7 coppie per ettaro del 1999 (max. 5.8 coppie/ha, min. 3.5 coppie/ha) alle 7.8 della stagione 2000 (max. 8.6 coppie/ha, min. 7.0 coppie/ha). A livello delle singole specie, le densità medie per ettaro nelle due stagioni riproduttive sono risultate le seguenti: Passera mattugia: 2.9 coppie (1999) - 3.6 coppie (2000), Cinciallegra: 1.9 coppie (1999) - 2.5 coppie (2000), Torcicollo: 0.9 coppie (1999) - 1.8 coppie (2000), Codiroso: 0.8 coppie (1999) - 0.6 coppie (2000), Cinciarella: 0.8 coppie(1999).

**Discussione** - In ambienti agricoli fortemente semplificati, come le monoculture a melo, l'avifauna trova notevoli difficoltà nel riprodursi. Tra le tecniche culturali adottate, il portainnesto nanizzante rappresenta la tipologia di impianto più comune e nel contempo la meno confacente alle esigenze riproduttive dell'ornitofauna. Infatti in questo tipo di impianti i meli raggiungono altezze di poco superiori ai 2 metri, con uno sviluppo della chioma a spalliera. Gli uccelli, pur frequentando questi appezzamenti a scopi trofici non trovano siti idonei alla nidificazione.

Nelle aree in esame, accanto a questa moderna tipologia colturale, permangono ampi appezzamenti di meleto su portainnesti franchi, ovvero caratterizzati da piante con portamento normale e chioma molto sviluppata. Questi alberi, grazie al loro notevole sviluppo offrono numerosi siti idonei alla nidificazione delle specie ornamentali. L'installazione dei nidi artificiali ha caratterizzato entrambe le tipologie colturali, ma è stata evidenziata una preferenza per covatoi posti in impianti "nanizzanti". Oltre alla scarsità di siti riproduttivi, è ipotizzabile che in questa tipologia colturale gli uccelli che sfruttano i nidi artificiali si trovino a godere di una situazione di "assenza di concorrenza" che rende decisamente appetibile l'insediamento su tali portainnesti.

## L'avifauna di un'area recentemente rinaturalizzata in Pianura Padana: l'azienda agricola Cassinazza di Baselica (Giussago, Pavia)

ROBERTO GARAVAGLIA\*, DIEGO RUBOLINI\*\*, GIUSEPPE BOGLIANI\*\*, GIUSEPPE NATTA\*\*\*

\*Via Nenni 3B, 20060 Vignate (MI) - \*\*Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, p.zza Botta 9, 27100 Pavia

\*\*\*Sistema ECODECO, Loc. Cascina Maggiore, 27010 Giussago (PV)

La pianura lombarda è caratterizzata da un grado di naturalità estremamente ridotto. Le aree naturali, anche di ridotta estensione, assumono pertanto notevole importanza per l'avifauna (Celada e Bogliani 1993). Il finanziamento di interventi di rinaturalizzazione da parte della Comunità Europea (reg. 2078 e 2080/1992) ha consentito la realizzazione di interventi di riqualificazione ambientale di aree ad agricoltura intensiva: nel corso del 2000 abbiamo iniziato un censimento esaustivo del ciclo annuale dell'avifauna di un'area rinaturalizzata sita in provincia di Pavia.

**Area di studio e metodi** – L'Azienda Agricola Cassinazza di Baselica si estende per una superficie di 400 ha. Gli interventi di rinaturalizzazione sono iniziati nel 1995. Il territorio attualmente sottratto all'uso agricolo (comprendente zone umide a profondità differenziata, prati umidi, canneti, siepi, cespuglieti) è di 120 ha; il rimanente territorio è progettato per un utilizzo agricolo, integrato con siepi e canali. Gli uccelli sono stati censiti settimanalmente da agosto 2000. Ogni sessione, oltre al rilevamento di tutte le specie presenti, comprende il conteggio di alcuni taxa agevolmente quantificabili (ardeidi, larolimicoli, rapaci) (Rubolini *et al.* 1997). Di seguito sono elencati i risultati riferiti al periodo agosto 2000 – febbraio 2001.

**Risultati e discussione** – Nel periodo considerato sono state censite 125 specie. Durante la migrazione autunnale le zone umide sono risultate particolarmente ricche di limicoli (max 74 *H. himantopus*, max 33 *Tringa erythropus*, max 150 *Tringa glareola*), tra i quali anche *Calidris melanotos* (XIII segnalazione italiana, ottobre), *Recurvirostra avosetta* (3, novembre), e di ardeidi (max 32 *Ardeola ralloides*, settembre). Gli anatidi (in prevalenza *Anas platyrhynchos*) hanno

registrato una presenza notevole nei mesi di set-  
t, per assestarsi poi sulle 2000 unità in inverno  
(di cui 1600 *A. platyrhynchos* e 300 *A. crecca*),  
con sporadiche presenze di *A. anser*, *Tadorna  
tadorna*, *Aythya nyroca* e *Mergus serrator*.  
Durante l'inverno va segnalata la presenza di  
numerosi rapaci, tra cui *Milvus milvus* (2, ott-  
nov) e *Aquila clanga* (1, gen-feb), di ardeidi (tra  
cui max 28 *Bubulcus ibis*, max 27 *Casmerodius  
albus*, 1-2 *Egretta garzetta*, 2 *Botaurus stellaris*),  
di 1-2 *Threskiornis aethiopicus* e di *V. vanellus*  
(5-600). Tra gli uccelli di piccole-medie dimen-  
sioni si segnala la presenza di *Remiz pendulinus*,  
*Certhia brachydactyla*, *Phylloscopus collybita  
tristis* (2+ ind.), *Turdus viscivorus*, *Columba  
oenas*, specie piuttosto rare in inverno per la pia-  
nura (Fornasari *et al.* 1992).

Alla luce delle prime osservazioni, è evidente  
l'importanza dell'area rinaturalizzata per la  
migrazione e lo svernamento di molte specie.  
L'evoluzione del popolamento ornitico dell'area  
sarà oggetto delle ricerche nel prossimo futuro e  
i previsti ampliamenti della frazione rinaturaliz-  
zata contribuiranno certamente ad arricchirne il  
patrimonio avifaunistico. Va inoltre sottolineato  
come il costo per il contribuente di un terreno  
agricolo rinaturalizzato in base ai reg. 2078 e  
2080/1992 sia del 40% più basso del costo dello  
stesso terreno dedicato alla produzione di colture  
intensive, in quanto viene corrisposto solo il con-  
tributo per ettaro, ma non il sovrapprezzo per il  
prodotto. A ciò vanno aggiunti il valore ambien-  
tale e la riduzione dell'inquinamento prodotto  
dai fertilizzanti e diserbanti (Tarditi 1999).

**Ringraziamenti** – I censimenti sono stati effettuati da E. Vigo, O. Janni, G. Conca e dagli autori.

**Bibliografia** – Celada C. e Bogliani G. 1993. Boll. Zool., 60: 73-80. ●  
Fornasari L. *et al.* 1992. Atlante degli uccelli svernanti in Lombardia. Regione Lombardia. ●  
Rubolini D. *et al.* 1997. Avocetta, 21: 138. ●  
Tarditi S., 1999. Consumatori, Diritti e Mercato, 2: 34-49.



## Attività di inanellamento a scopo scientifico in un'area soggetta a ripristino ambientale della Bassa Modenese

CARLO GIANNELLA, RAFFAELE GEMMATO

CISNIAR/Museo di Ecologia e Storia Naturale, p.zza Matteotti 28, 41054 Marano sul Panaro MO

In Emilia Romagna, con i contributi del regolamento 2078/92 circa 300 aziende agricole hanno parzialmente riconvertito i loro terreni in zone umide. Tale riconversione ha interessato principalmente le province di Bologna e Modena (Tinarelli e Marchesi 2000). In questo lavoro vengono presentati i primi dati sull'attività di inanellamento a scopo scientifico in uno di questi ambienti.

**Area di studio e metodi** - L'area di studio - circa 100 ha - è localizzata all'interno del ripristino "Fondo la Tomina" (Valli di Mortizzuolo, Mirandola). E' formata da un insieme di vasche a differente profondità parzialmente ricoperte da vegetazione elofitica in corso di evoluzione, e rappresenta già un importante area di sosta e nidificazione per *Chlidonias hybrida*, *Botaurus stellaris* e *Circus aeruginosus* (Giannella et al. 1996, 1997). L'attività di inanellamento ha avuto inizio nel 1996, ma solo nel 1999 e 2000 è stato possibile dare un impulso significativo alle catture. I periodi interessati sono quelli a maggiore intensità di flusso migratorio: marzo-maggio e luglio-novembre.

**Risultati e discussione** - Sono stati catturati 4109 esemplari appartenenti a 75 taxa, con un rapporto non-Passeriformi/Passeriformi pari a

0,56. L'elenco delle catture è fornito in Tab. 1: interessanti sono risultate le catture di *M. flava* ssp. pl., *E. schoeniclus* e *Luscinia svecica*, quest'ultima specie praticamente sconosciuta nel Modenese fino alla presente ricerca.

I migratori trans-sahariani hanno rappresentato il 43% delle specie catturate ed il 64% degli esemplari. Il numero di esemplari catturati e ricatturati in anni successivi è stato di 24, tra stagioni successive di 7; sono stati inoltre catturati 7 esemplari precedentemente inanellati all'estero (Svezia, Belgio, Slovenia, Rep. Ceca, Spagna, Germania ed Ungheria) e 3 altrove in Italia. Sono in corso valutazioni sulla biometria e sulla fenologia delle specie maggiormente catturate, in particolare su *A. schoenobaenus* (Giannella e Gemmato, questo vol.) e su *E. schoeniclus*.

**Bibliografia** - Giannella C., Minelli F., Rabacchi R. 1996. Picus 22: 115-130. ● Giannella C., Gemmato R., Tinarelli R. 1997. Picus 23:41-44. ● Giannella C. e Gemmato R. (questo vol.). Primi dati sulla migrazione postnuziale del Forapaglie (*A. schoenobaenus*) in un ambiente ricostruito ex-novo della bassa modenese. ● Tinarelli R., Marchesi F. 2000. Le zone umide d'acqua dolce. Conservazione, ripristino e gestione. Il divulgatore XXIII (11).

Tab. 1. Totali di cattura conseguiti a La Tomina.

<i>Botaurus stellaris</i>	1	<i>Limosa limosa</i>	8	<i>M. f. cinereocapilla</i>	140	<i>A. arundinaceus</i>	159
<i>Ixobrychus minutus</i>	8	<i>Numenius arquata</i>	2	<i>M. f. iberiae</i>	3	<i>Sylvia borin</i>	2
<i>Bubulcus ibis</i>	1	<i>Tringa totanus</i>	2	<i>Troglodytes troglodytes</i>	19	<i>Phylloscopus collybita</i>	31
<i>Anas platyrhynchos</i>	1	<i>T. glareola</i>	40	<i>Eriothacus rubecula</i>	10	<i>P. c. tristis</i>	1
<i>A. querquedula</i>	43	<i>Actitis hypoleucos</i>	1	<i>Luscinia megarhynchos</i>	3	<i>P. trochilus</i>	1
<i>Phasianus colchicus</i>	1	<i>Cuculus canorus</i>	1	<i>Luscinia svecica</i>	72	<i>Muscicapa striata</i>	1
<i>Rallus aquaticus</i>	5	<i>Tyto alba</i>	1	<i>L. s. svecica</i>	1	<i>Panurus biarmicus</i>	30
<i>Porzana porzana</i>	13	<i>Alcedo atthis</i>	18	<i>L. s. cyanecula</i>	23	<i>Parus caeruleus</i>	4
<i>Gallinula chloropus</i>	67	<i>Alauda arvensis</i>	4	<i>Saxicola rubetra</i>	3	<i>Remiz pendulinus</i>	34
<i>Fulica atra</i>	6	<i>Riparia riparia</i>	29	<i>S. torquata</i>	8	<i>Lanius collurio</i>	8
<i>Himantopus himantopus</i>	1	<i>Hirundo rustica</i>	454	<i>Turdus merula</i>	2	<i>Sturnus vulgaris</i>	24
<i>Glareola pratincola</i>	1	<i>Anthus trivialis</i>	1	<i>Cettia cetti</i>	1	<i>Passer italiae</i>	8
<i>Charadrius dubius</i>	2	<i>A. pratensis</i>	1	<i>Turdus philomelos</i>	25	<i>P. montanus</i>	38
<i>Pluvialis apricaria</i>	47	<i>A. spinoletta</i>	15	<i>Cisticola juncidis</i>	34	<i>Carduelis chloris</i>	1
<i>Vanellus vanellus</i>	58	<i>Motacilla flava</i>	698	<i>Locustella luscinioides</i>	10	<i>C. carduelis</i>	53
<i>Calidris temminckii</i>	5	<i>M. f. flava</i>	14	<i>Acrocephalus melanopogon</i>	18	<i>C. cannabina</i>	1
<i>Philomachus pugnax</i>	220	<i>M. f. flavissima</i>	1	<i>A. schoenobaenus</i>	470	<i>Emberiza schoeniclus</i>	647
<i>Lymnocyrtus minimus</i>	3	<i>M. f. thundersgi</i>	5	<i>A. palustris</i>	2	<i>Miliaria calandra</i>	109
<i>Gallinago gallinago</i>	48	<i>M. f. feldegg</i>	1	<i>A. scirpaceus</i>	286		

Autostrade e avifauna<sup>1</sup>

RICCARDO GROPPALI

Dipartimento di Ecologia del Territorio dell'Università di Pavia

E' sembrato opportuno iniziare a valutare, insieme al problema delle barriere costituite dai manufatti lineari (Ghetti 1999), l'aspetto riguardante il disturbo provocato dal traffico veicolare sull'avifauna.

**Metodi** - Sono state scelte aree campione uniformi come struttura e vegetazione, per almeno 1,5 chilometri dalla sede autostradale, dove l'avifauna può distribuirsi liberamente sul territorio, e vi sono stati fatti sopralluoghi nel periodo riproduttivo 1989 e 1990, rilevando tutte le specie presenti, senza distinguere tra nidificanti certi, probabili e possibili (Meschini e Frugis 1993), lungo i seguenti 3 transetti (Bibby *et al.* 2000) lunghi 200 metri: tra 0 e 200 metri a partire dalla recinzione autostradale; tra 500 e 700 metri; tra 1.000 e 1.200 metri.

**Area di studio** - Le 7 aree-campione, sufficientemente rappresentative del territorio italiano interno, sono:

- 1) pecceto fitto presso Malborghetto (Udine) - A23 tra Pontebba e Valbruna, a 800 m s.l.m.;
- 2) robinieto fitto presso Cadorago (Como) - A9 tra Lomazzo e Fino Mornasco, a 350 m s.l.m.;
- 3) stretta fascia di saliceto e bosco golenale lungo un corso d'acqua presso Fiorenzuola (Piacenza) - A1 tra Piacenza Sud e Fiorenzuola, a 60 m s.l.m.;
- 4) orno-ostrieto fitto presso Masone (Genova) - A26 tra Ovada e Masone, a 400 m s.l.m.;
- 5) querceto fitto a roverella presso Monzuno (Bologna) - A1 tra Sasso Marconi e Riveggio, a 250 m s.l.m.;
- 6) fascia fitta di robinieto con roverella in vallone presso Tollo (Chieti) - A14 tra Pescara Sud - Francavilla e Ortona, a 100 m s.l.m.;
- 7) saliceto rado lungo un ampio letto di corso d'acqua parzialmente asciutto presso Candela (Foggia) - A16 tra Candela e Lacedonia, a 250 m s.l.m.

**Risultati** - E' stato possibile rilevare che, in tutte le aree-campione esaminate, la ricchezza specifica (R) in periodo riproduttivo aumenta allontanandosi dalla fonte di disturbo costituita dall'autostrada (Tab. 1). Pur

rilevando che nessuna delle 49 specie osservate ha mostrato maggior frequenza presso l'autostrada rispetto ad aree più distanti, si può ipotizzare un differente livello di sensibilità al disturbo provocato dall'autostrada, negli ambienti uniformi e continui studiati, con: 7 specie presenti con la medesima quantità di segnalazioni nei tre tratti posti a distanza crescente; 15 presenti anche nel tratto più prossimo, ma con numero maggiore di segnalazioni a distanze crescenti; 16 non presenti nel tratto più prossimo; 11 presenti solo nel tratto più lontano.

Tab. 1. Ricchezza specifica nelle 7 aree di studio, a distanze (m) crescenti dall'autostrada.

	0 - 200	500 - 700	1000 - 1200
Malborghetto	3	7	11
Cadorago	0	5	8
Fiorenzuola	6	11	22
Masone	6	10	15
Monzuno	5	11	13
Tollo	6	13	16
Candela	8	16	19

**Conclusioni** - Da questa prima indagine è possibile riconoscere come forte il disturbo provocato dalla presenza di una sede autostradale sull'avifauna vivente negli ambienti limitrofi. Infatti solo il 14.3% del totale di specie rilevate in differenti aree italiane in periodo riproduttivo sembra indifferente a tale disturbo, originato principalmente dal rumore, costante ed elevato nelle ore di luce presso il sito di scorrimento dei veicoli, e attenuantesi con l'aumentare della distanza. Le altre specie, che includono anche un 22.5% molto sensibile, evitano più o meno nettamente la vicinanza alla sede autostradale.

**Bibliografia** - Bibby C. J. et al. 2000. Bird census techniques. Academic Press, London. ● Ghetti P. F. 1999. Le reti ecologiche: struttura e funzioni. In: Dimaggio R., Ghiringhelli R. (eds.), Reti ecologiche in aree urbanizzate. FrancoAngeli, Milano: 19-22. ● Meschini E. e Frugis S. (eds.) 1993. Suppl. Ric. Biol. Selv., 20: 12-13.



## Utilizzo dei dati di ripresa di uccelli acquatici per la formulazione di ipotesi di gestione della zona umida "le Cesine" (Lecce)

GIUSEPPE LA GIOIA

Via D'Annunzio 59, 73100 Lecce (giuseppelagioia@inwind.it)

La gestione delle zone umide non può prescindere dalla conoscenza dell'effettivo utilizzo delle stesse da parte degli uccelli acquatici presenti nei diversi periodi dell'anno, nelle diverse ore della giornata e, quindi, delle attività principali che le varie specie vi svolgono. Appare indubbiamente interessante comprendere perché le specie presenti nell'area si allontanino, anche per limitati periodi di tempo, e dove si rechino.

**Area di studio e metodi** - L'Oasi "Le Cesine", zona umida di importanza internazionale, situata in provincia di Lecce, è nota quale importante area per lo svernamento di anatidi e folaghe. Da La Gioia (in stampa: Atti del IV Convegno Italiano dei Biologi della Selvaggina) è stata ipotizzata la provenienza delle popolazioni di Germani reali e Folaghe svernanti nell'area, ma non sono state formulate ipotesi circa gli spostamenti giornalieri delle specie acquatiche. Per tale motivo si è realizzata l'analisi delle riprese di esemplari inanellati nelle Cesine effettuate nella stessa stagione nelle zone umide limitrofe.

**Risultati** - Dal 1994 al 2000 sono stati inanellati complessivamente 744 esemplari svernanti appartenenti prevalentemente a Folaga *Fulica atra*, Germano reale *Anas platyrhynchos* e Moriglione *Aythya ferina*. Nello stesso periodo sono state registrate 13 riprese in zone umide limitrofe a breve distanza di tempo appartenenti alle seguenti specie: Folaga (3), Germano reale (2) e Moriglione (8). Le riprese sono state effettuate dopo un numero di giorni dall'inanellamento variabile da 2 a 57, in due differenti località, poste rispettivamente 4 e 9 km a nord delle Cesine. Tali aree sono oggetto di intensa attività venatoria e di disturbo antropico, che impediscono la sosta di queste specie nelle ore diurne. Ad eccezione di una Folaga ripresa nella terza decade di novembre tutte le altre riprese sono state effettuate in

dicembre e, soprattutto, gennaio. Nell'inverno 1999-2000 sono state effettuate 11 delle 13 riprese, di cui 8 di Moriglione e 3 di Folaga, pari rispettivamente al 10,96% e 0,97% degli esemplari inanellati nello stesso periodo; dei 57 Germani reali inanellati non sono state, invece, registrate riprese.

**Discussione** - Sebbene il numero e la distribuzione spaziale delle riprese siano fortemente influenzati dalla disponibilità a comunicare il dato da parte di chi effettua la ripresa, si può comunque affermare che, nel tardo inverno, gli uccelli acquatici svernanti nelle Cesine, sebbene in numero variabile da specie a specie, si spostino altrove nelle ore notturne. Tale comportamento è da ricercare molto probabilmente nelle opportunità trofiche fornite dalle aree visitate di notte e dalla concomitante diminuzione delle risorse naturalmente presenti nelle Cesine a causa dell'intenso sfruttamento effettuato nei mesi precedenti. A questo si aggiunge che l'Ente gestore dell'area protetta in autunno fornisce pastura, sotto forma di vinaccia, che viene consumata col passare del tempo e che, comunque, finisce prima del termine del periodo di svernamento degli uccelli acquatici, senza essere integrata. Dai dati sopra esposti sembra essere necessario, affinché Le Cesine assolvano realmente al ruolo di area protetta, l'incremento delle aree idonee per l'attività trofica degli uccelli acquatici, magari attraverso la realizzazione di idonei chiari nella vegetazione palustre, e/o il prolungamento del periodo in cui fornire l'alimentazione sussidiaria a tutti i mesi dello svernamento.

**Ringraziamenti** - Si ringraziano vivamente Angelo Nicoli e Luigi Prato per l'impegno mostrato nella raccolta dei dati di ricattura, Amedeo Leopizzi per l'aiuto offerto durante le operazioni di inanellamento ed il W.W.F. per l'ospitalità offerta nelle Cesine.

## Effetti della costruzione di isolotti sui Charadriiformes nidificanti nella Salina di Cervia

ARIELE MAGNANI\*, NICOLA BACCETTI\*\*, EROS BRUNI\*, LUCIANO CALESINI\*, LORENZO SERRA\*\*, MARCO ZENATELLO\*\*  
 \*AsOER, Via Massa Rapi 3, 40064 Ozzano Emilia BO - \*\*INFS, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia BO

Con il passaggio dal sistema produttivo tradizionale a quello francese negli anni '60 e l'istituzione della Riserva Naturale nel 1979, la Salina di Cervia (RA) acquisisce la connotazione strutturale e i vincoli ambientali che determinano le attuali caratteristiche fisiche ed ecologiche. La presenza di uccelli acquatici era in precedenza limitata dal forte impatto umano legato alla raccolta tradizionale del sale, all'attività venatoria e alla raccolta di uova e pulcini. Le specie di Charadriiformi che nidificavano negli anni '70, anche se con poche coppie, erano Avocetta, Cavaliere d'Italia, Pettegola, Fratino e Fraticello (Brina 1973, Boldreghini *et al.* 1978).

I siti di nidificazione dei Charadriiformi in salina sono limitati alla porzione sommitale e basale degli argini, ad alcune piccole isole e alle aree non sommerse del fondo dei bacini. Tra le principali cause di fallimento della riproduzione si possono elencare: allagamento del sito, predazione da parte di cani e gatti, disturbo causato dai lavori di controllo e movimentazione delle acque, manutenzione degli argini e sfalcio della vegetazione, accesso incontrollato di fotografi naturalistici e turisti. Per aumentare la disponibilità di siti sicuri per la nidificazione, considerato il basso successo riproduttivo delle colonie situate sugli argini e sul fondo dei bacini, sono stati costruiti alcuni isolotti artificiali.

**Metodi** – Regolari censimenti dei Charadriiformi e degli altri uccelli acquatici nidificanti sono stati effettuati dal 1990 (Casini *et al.* 1992). Tra il 1997 e il 1999 sono stati costruiti, senza l'ausilio di mezzi meccanici, cinque isolotti (7-24 m<sup>2</sup>) con materiale prelevato dal fondo del bacino (Tab. 1). I bordi sono stati protetti dall'erosione con tavole di legno o rami. Per evitare l'interramento delle uova, la superficie è stata coperta con uno strato di conchiglie o aghi di pino. A protezione dei pulli dai predatori e come zone d'ombra sono stati posti su ciascun isolotto 2-3 ripari, costruiti con tubi di PVC o di legno.

Tab. 2. Numero di coppie annualmente nidificanti in salina. Il numero di coppie nidificanti su isolotti (preesistenti e di nuova costruzione) è indicato in %

	1990	1991	1993	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000
	senza isole artificiali					con isole artificiali				
<i>H. himantopus</i>	125	145	105	80	85 87%	170 74%	112 90%	162 94%	114 90%	118 84%
<i>R. avosetta</i>	240	235	110	165	135 27%	200	160 33%	180 20%	109 27%	272 43%
<i>C. alexandrius</i>	85	55	45	55	55	45 56%	45	45	20	35
<i>T. totanus</i>	2	3	3	2	4	9	9 50%	8 33%	6 40%	9 43%
<i>L. melanocephalus</i>					2 100%	1 100%		1601 0%	24 92%	651 0%
<i>L. ridibundus</i>	1 100%	2 100%		22 100%	20 90%	46 98%	127 100%	169 85%	169 100%	171 92%
<i>L. cachinnans</i>	25	32	30 0%	52 2%	32 0%	87 0%	90 1%	150 0%	209 0%	249 0%
<i>G. nilotica</i>					7 86%					
<i>S. hirundo</i>	6 100%	80 100%	70 100%	52 100%	235 32%	58 85%	245 73%	191 90%	303 79%	337 57%
<i>S. albigrons</i>	425	425	130	190	190 30%	150 74%	200 90%	190 45%	110 39%	100 16%

**Risultati** - Tutte le specie di Charadriiformi utilizzavano già, in diversa misura, le isole preesistenti per nidificare (Tab. 2). *Recurvirostra avosetta*, *Larus ridibundus* e *Sterna hirundo* hanno colonizzato gli isolotti artificiali già dal primo anno di costruzione (Tab. 1). Tra le specie che hanno mostrato un incremento numerico nel periodo di studio, un effetto positivo sembra evidente solo per *S. hirundo*, nella quale l'incremento coincide con la costruzione degli isolotti e questi ospitano annualmente una percentuale consistente di nidi. *L. ridibundus*, che pure mostra un trend simile, non sembra invece dipendere direttamente dai nuovi siti. L'assenza delle altre specie può essere legata all'azione contemporanea dei seguenti fattori: preferenze ambientali (gli isolotti artificiali sono ancora privi di vegetazione), fenologia dell'insediamento, competizione interspecifica e disponibilità di siti alternativi. Lo studio della sopravvivenza delle nidiate nei nuovi siti potrà contribuire a chiarire il loro ruolo nelle dinamiche di popolazione della salina.

**Ringraziamenti** - L'Ufficio Amministrazione ex-ASFD di Punta Marina e il Comando Stazione Forestale di Cervia hanno fornito le necessarie autorizzazioni e collaborato alla costruzione degli isolotti.

**Bibliografia** - Brina S. 1973. Riv. ital. Orn., 43: 161-167. ● Boldreghini P. *et al.* 1978. Atti II Conv. Siciliano di Ecologia: 125-150. ● Casini L. *et al.* 1992. Ric. Biol. Selvaggina, 92: 1-54.

Tab. 1. Numero di coppie nidificanti su isolotti artificiali. La percentuale è riferita al numero totale di coppie presenti in salina in ciascun anno.

	1997	1998	1999	2000
N isole	3	3	5	4
<i>R. avosetta</i>	13 (8%)	20 (11%)	21 (19%)	0
<i>L. ridibundus</i>	0	0	4 (2%)	3 (2%)
<i>S. hirundo</i>	93 (38%)	125 (65%)	173 (57%)	145 (43%)



## La nidificazione di *Sterna comune* *Sterna hirundo* su un isolotto artificiale nella Riserva naturale regionale della Valle Cavanata, Friuli-Venezia Giulia

DAMIJANA OTA, DANIELE DE LUCA, ROLANDO MARINI

Servizio della Conservazione della Natura, Azienda dei parchi e Foreste Regionali, via Cotonificio 127, Udine

La Riserva Naturale Regionale della Valle Cavanata è stata istituita nel 1996 ed è gestita dall'Azienda dei Parchi e delle Foreste Regionali. È una ex valle da pesca che ha funzionato fino al 1995. Dal 1996 la gestione della valle è mirata a fini naturalistici. La Valle Cavanata ospitava la nidificazione di *Sterna comune* *Sterna hirundo* fino alla fine degli anni 70 (Parodi *et al.* 1993). L'innalzamento del livello dell'acqua all'interno della valle dovuto alle esigenze della vallicoltura, l'aumento della popolazione nidificante di Gabbiano reale *Larus cachinnans* e, probabilmente, altri fattori non conosciuti provocarono l'abbandono del sito da parte della *Sterna comune*. Nell'ambito della gestione mirata a favorire l'incremento delle specie nidificanti, l'Azienda ha fatto realizzare un isolotto artificiale per verificare la possibilità di indurre la nidificazione della *Sterna comune* in vicinanza di una colonia di Gabbiano reale. Attualmente la specie nidifica, con un centinaio di coppie in media, in alcune valli da pesca distanti 2-3 km dalla Valle Cavanata che viene frequentata anche da un limitato numero di soggetti per la ricerca del cibo.

L'isolotto è stato realizzato nel marzo 2000, in un'area della valle denominata Peschiera caratterizzata da acque profonde circa 15 cm. Nel aprile 2000 sono stati contati nella zona adiacente 309 nidi di Gabbiano reale su 857 presenti nell'intera valle. L'isolotto è stato edificato a circa 100 m dalle barene dove è insediata la colonia del Gabbiano reale. Il materiale di costruzione è stato ricavato sul posto e consolidato con tavole perimetrali e geotessuto. Successivamente è stato ricoperto da sabbia, ghiaia fine e detriti vegetali spiaggiati, anche per favorire il drenaggio in caso di forti precipitazioni che possono ruscellare le uova. Complessivamente l'isolotto misura 9.70 m

di lunghezza per 1-1.5 m di larghezza. Quattro zimbelli di *Sterna comune*, realizzati in poliuretano (Perennou *et al.* 1996), sono stati posti in atteggiamento di cova. Per scoraggiare l'insediamento del Gabbiano reale sull'isolotto è stata realizzata una doppia griglia di fili, una a 15 cm dall'acqua, per evitare l'accesso dall'acqua ed una a 70 cm per disturbare l'atterraggio (quest'ultima munita di fili anche trasversali a formare dei quadrati con il lato inferiore a cm 90, sufficiente a consentire l'atterraggio della sterna). Il tutto è stato supportato da tondini di ferro piantati nel fango e da 4 pali di legno adatti anche come posatoio.

Il 14 maggio sono stati osservati due individui di *Sterna comune* difendere l'isolotto da individui di Gabbiano reale. Il 16 maggio un individuo di *Sterna comune* è stato osservato in cova. Il 7 giugno era presente nel nido un *pullus* di pochi giorni e un uovo a circa 10 cm da uno zimbello. L'involo del giovane avveniva intorno al 5 luglio. Nella primavera 2001 l'isolotto si presentava in buone condizioni grazie al geotessuto che ha impedito l'erosione del materiale, nonostante sia stato sommerso dalle acque durante l'inverno. La manutenzione dell'isolotto consiste nel ripascimento di sabbia, ghiaia e di fango lungo il suo perimetro. In conclusione, questa esperienza appare utile a favorire la nidificazione di *Sterna comune*, e probabilmente altri Sternidi, in aree interne o limitrofe a colonie di Gabbiano reale.

**Ringraziamenti** - Si ringraziano Paolo Utmar, Andrea Rocco e Carlo Blason per la preziosa collaborazione.

**Bibliografia** - Parodi R., Perco F., Utmar P. 1993. Fauna 3, 7-38.  
● Perennou C., Sadoul N., Pineau O., Johnson A.A., Hafner H. 1996. Conservation des zones humides méditerranéennes. N. 4, Tour du Valat, Arles (France), 114pp.

## Uccelli e incendi: indagini preliminari<sup>1</sup>

MANUELE PROTTI

Via Montemartini 3, 27100 Pavia

<sup>1</sup> Studio realizzato con contributo della Regione Lombardia

Per la presente ricerca riguardante gli effetti ecologici degli incendi sull'ornitofauna sono state studiate cinque aree bruciate e, per confronto, altre cinque aree, di controllo, che non hanno subito un incendio e si trovano nelle immediate vicinanze. Tutte le aree si trovano in Lombardia e sono state scelte in quanto differenti tra loro per le caratteristiche ecologiche del bosco e perché gli incendi sono avvenuti in anni e stagioni differenti. Segue l'elenco delle aree indagate con la data dell'incendio e gli ettari di bosco interessati dal fuoco:

- Monte Alpe, Oltre Po' Pavese (PV); 27/28 Febbraio 1990; 141 ha;
- Tignalga, Alto Garda (BS); 29 Marzo e 6 Aprile 1997; 573 ha;
- Grigne (LC), 3/9 Aprile 1997; 2327 ha;
- Sellero, Val Camonica (BS); 4/5 Aprile 1997; 720 ha;
- Ardenno, Valtellina (SO); 18/27 Marzo 1998; 390 ha.

La metodologia di censimento utilizzata è quella del "transetto" (Jarvinen e Vaisanen 1977), per una lunghezza di 500 m. Dai dati raccolti sono stati calcolati i seguenti indici: Ricchezza totale di specie (R), Indice di Soerensen (S).

**Risultati e discussione** - Dai dati (Tab.1) emerge che in tre casi su cinque si assiste ad un aumento di R nelle aree colpite dall'incendio. Dai confronti tra gli indici di Soerensen si evince anche che l'ornitocenosi delle aree incendiate è cambiata notevolmente, infatti i valori sono tutti inferiori e prossimi a 0,689, tranne che per l'area di Sellero che mostra un valore ancora più basso. Nella situazione ideale, l'incendio è un agente modificante che porta alla creazione di habitat diversificati in altrimenti omogenee situazioni di climax (Main 1981; Romme e Despain 1990). Nel nostro caso, pur man-

cando la situazione di climax, si può ipotizzare che gli incendi possono aver prodotto un mosaico di habitat, con il conseguente incremento delle fasce ecotonali, per lo meno nelle aree con valori di R superiori alle zone di controllo. Si sono create infatti numerose radure; molti nuclei di alberi, che hanno resistito al fuoco, si sono trovati isolati creando una distribuzione a "macchia di leopardo"; i margini del bosco si sono ampliati e una vasta macchia arbustiva ha potuto crescere dove prima non aveva spazi. Si sono rese quindi disponibili numerose nicchie prima inesistenti ed si è amplificato l'"effetto margine", determinando l'aumento della zona ecotonale con la conseguente sovrapposizione di più comunità e di organismi caratteristici e spesso limitati al solo ecotono. Da rilevare anche che i margini del bosco sono zone con una maggiore predazione (Wilcove 1985; Caughley e Sinclair 1994). Il fenomeno dell'aumento della biodiversità va comunque circoscritto a quelle zone in cui è trascorso un certo numero di anni dall'incendio. Inoltre va tenuto in conto anche il tipo di ambiente che è andato distrutto e la sua rarità, considerando anche che una foresta di latifoglie reagisce meglio al fuoco rispetto ad una di conifere.

**Bibliografia** - Caughley G. e Sinclair A.R.E. 1994. *Wildlife Ecology and Management*. Blackwell Science: 1-334. ● Jarvinen O. e Vaisanen R.A. 1977. *Polish Ecol. Studies*, 3 (4), 11-15. ● Main A.R. 1981. Fire tolerance of heathland animals. In: Specht R.L. (ed). *Heathlands and Related Shrublands of the World*. 9B. Analytical Studies. Elsevier, Amsterdam: 85-90. ● Romme W.H. e Despain D.G. 1990. *Le Scienze*, 257: 44-54. ● Wilcove D.S. 1985. *Ecology* 66: 1211-1214.

Tab. 1. Indici di Ricchezza totale di specie (R) e di Soerensen (S) calcolati per le cinque zone di studio.

	Monte Alpe		Tignalga		Grigne		Sellero		Ardenno	
	Incendio	Bosco	Incendio	Bosco	Incendio	Bosco	Incendio	Bosco	Incendio	Bosco
R	20	12	18	14	22	16	11	18	12	17
S	0,687		0,687		0,684		0,482		0,689	



## Il ritorno della Moretta tabaccata *Aythya nyroca* come nidificante nel Bolognese

ROBERTO TINARELLI

AsOER, via Massa Rapi 3, I-40064 Ozzano dell'Emilia

La Moretta tabaccata *Aythya nyroca* è una specie monotipica a corologia euroturanica con areale frammentato, definita come globalmente minacciata da Collar *et al.* (1994), vulnerabile dallo IUCN (Baille e Groombridge 1996), "near threatened" da BirdLife International (2000) e riportata nell'Allegato I della Direttiva 79/409/CEE. Il declino delle popolazioni di gran parte dell'areale ha stimolato la redazione nel 1997 di un Piano di Azione preparato da BirdLife International su incarico della Commissione Europea e l'avviamento in Europa e in Italia di un'ampia gamma di iniziative di ricerca e conservazione. In questo contesto si ritiene utile riassumere i dati più recenti sulla consistenza della popolazione nidificante in Emilia-Romagna e alcune considerazioni sui fattori ecologici e gestionali che possono aver favorito l'insediamento spontaneo della specie come nidificante nel Bolognese. Nel 2000 sono state rilevate almeno 30 coppie nidificanti in Emilia Romagna. Il sito principale (il più importante a livello nazionale) è quello di Valle Mandriole - Punte Alberete in Provincia di Ravenna con almeno 20 cp. nel 2000 (S. Bondi e M. Costa, ined.). Presso il bacino di Bando (Portomaggiore, FE) hanno nidificato almeno 2 cp. (G. Benini, ined.) discendenti sicuramente dalle decine di individui allevati e rilasciati in loco dal 1997. Anche nel Modenese un progetto di reintroduzione avviato in due siti nel 1995 e successivamente sospeso, ha determinato la liberazione dei giovani nati nei primi anni (C. Giannella, ined.). Nel Bolognese 6 cp. hanno nidificato presso Valle Uccello in comune di Medicina, dove una coppia si era riprodotta con successo già nel 1999, e una cp. è stata rilevata rispettivamente nella Valle Marzara (com. Medicina) e nella Valle La Comune (com. Malalbergo). Le ultime nidificazioni probabili nel Bolognese risalgono al 1991.

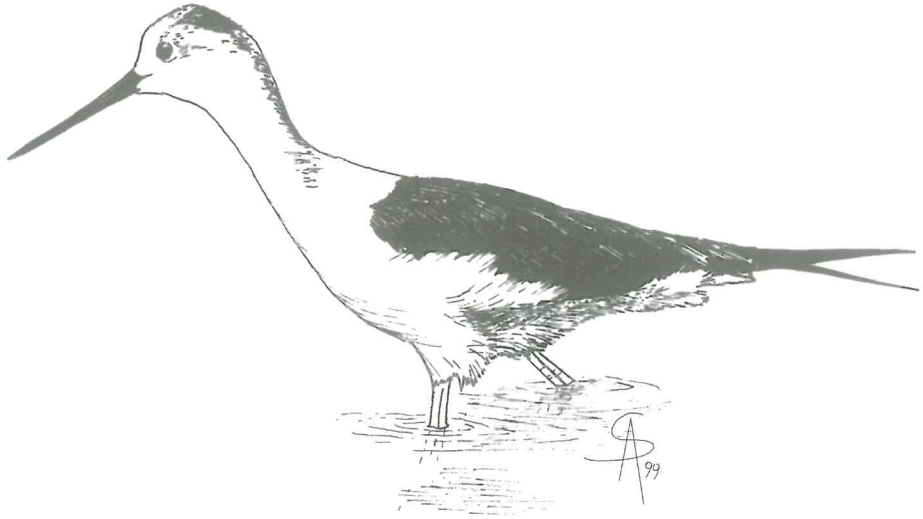
Gli individui che hanno colonizzato il Bolognese sono probabilmente dei giovani prodotti da interventi di reintroduzione della specie (un es. marcato abbattuto presso Bando all'apertura della caccia apparteneva a uno stock immesso nel Grossetano). Le zone umide utilizzate nel 2000 per la nidificazione nel Bolognese sono state create tra il 1995 e il 1997 su seminativi ritirati dalla produzione per venti anni da aziende agricole che hanno aderito al Regolamento CEE 2078/92. Peraltro, creare e gestire condizioni favorevoli per specie orniti-

che minacciate e di interesse comunitario, tra cui la M. tabaccata, tipiche dei canneti e dei chiari con idrofite, costituisce proprio uno dei principali obiettivi del Programma Agroambientale Regionale di attuazione del Reg. CEE 2078/92.

Due zone (La Comune e Valle Marzara) ricadono all'interno di Aziende Faunistiche Venatorie nelle quali la caccia viene effettuata in genere una volta (raramente due) alla settimana. La zona più importante (Valle Uccello) ricade per 81 ha in una A. F. V. e per 24 ha in una Oasi di Protezione all'interno della quale vi è anche un biotopo relitto di 13 ha (Cassa del Quadrone) non utilizzato però dalla M. tabaccata per la riproduzione.

Le tre zone utilizzate dalla specie sono caratterizzate da: canneti disetanei (con *Typha angustifolia* dominante) di almeno 2-4 anni di età su 50-70% della superficie sommersa, profondità dell'acqua tra 20 e 70 cm, canneti alternati a numerosi chiari con cospicuo sviluppo di idrofite quali *Potamogeton* sp., *Ceratophyllum* sp. e *Polygonum amphibium*, svolgimento di interventi di controllo della vegetazione tra l'1 agosto e il 20 febbraio. Il controllo regolare della nutria mediante trap-pollaggio e l'assenza di grandi pesci come carpe e siluri e di conseguenza le rigogliose comunità di idrofite sono i fattori che distinguono le suddette tre zone dal biotopo relitto all'interno dell'Oasi di Protezione e da altri ambiti potenzialmente adatti alla specie come le Valli di Argenta all'interno del Parco del delta del Po. L'attività venatoria è sicuramente un importante fattore limitante, soprattutto alla luce dei frequenti abbattimenti accidentali dovuti alla facile confusione con *Aythya fuligula*; gli individui nidificanti sono almeno in parte sedentari e sembrano quindi preferire i siti con adeguate superfici protette e/o dove la pressione venatoria è bassa.

**Bibliografia** - Baille J. e Groombridge B. 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. ● BirdLife International, 2000. Threatened birds of the world. Lynx Ediciones and BirdLife International. ● Collar N.J., Crosby M.J., Stattersfield A.J. 1994. Birds to watch 2: The World List of Threatened Birds. BirdLife Conservation Series, 4.





**AZIONI DIRETTE  
PER IL CONTROLLO O LA CONSERVAZIONE  
DI SINGOLE SPECIE**

*I due estremi della gestione dell'avifauna*

## Il controllo numerico delle specie ornitiche in Italia

ALESSANDRO ANDREOTTI, LIONELLO BENDINI, ROBERTO COCCHI  
 Istituto Nazionale Fauna Selvatica, via Ca' Fornacetta 9 - 40064 Ozzano Emilia (BO)

In Italia l'attività di controllo dei danni arrecati dall'avifauna selvatica è disciplinata dalla direttiva 79/409/CEE e dalle leggi n. 394/91 e 157/92. In base a quest'ultima norma le regioni (o in caso di delega le province) possono prevedere specifici piani di abbattimento su parere dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS) all'interno degli istituti di gestione faunistico-venatoria. Utilizzando le informazioni contenute nell'archivio INFS, si è analizzato il quadro degli interventi proposti e/o realizzati dalle diverse amministrazioni dall'entrata in vigore della legge (marzo '92) a tutto il 2000.

**Materiali e metodi** - Il set di dati è risultato eterogeneo. Ciò ha reso necessario un processo di analisi critica e di standardizzazione. Le richieste d'intervento e i rendiconti delle azioni effettuate sono stati trattati separatamente pur seguendo analoghe procedure. Il numero di interventi richiesti o attuati in ogni regione è stato calcolato specie per specie, sommando i dati provinciali relativi a ciascun anno solare. Più azioni relative ad una stessa specie in uno stesso anno e in una stessa provincia sono state considerate come un unico intervento. Al contrario, azioni di durata superiore all'anno sono state considerate come più record. Le classi di abbon-

anza in Figg. 1 e 3 sono state calcolate in base al numero medio di interventi per provincia. Le specie oggetto del controllo sono state riunite in 5 gruppi (Figg. 2 e 3).

**Risultati** - Sono pervenute 818 richieste d'intervento a cui hanno fatto seguito 289 azioni di controllo, con l'abbattimento di 693769 soggetti. La distribuzione geografica degli interventi richiesti (Fig. 1) ed effettuati (Fig. 3) mostra un forte squilibrio a favore delle regioni centro-settentrionali. Il gruppo di specie per le quali si sono avute più richieste d'intervento sono i Corvidi, seguiti dagli altri Passeriformi (Fig. 2). Il 99% dei prelievi ha riguardato i Passeriformi (Fig. 3). Lo storno e i passeri sono risultati le specie più abbattute (380000 e 206000 capi rispettivamente) principalmente a causa delle azioni di controllo esercitate secondo modalità assimilabili a prelievo venatorio.

**Discussione** - I dati analizzati, pur non potendo considerarsi esaustivi, forniscono un quadro generale di come viene affrontato il controllo dell'avifauna in Italia; ciò può tornare utile per valutare l'entità del fenomeno, la distribuzione geografica degli interventi e le specie più problematiche.

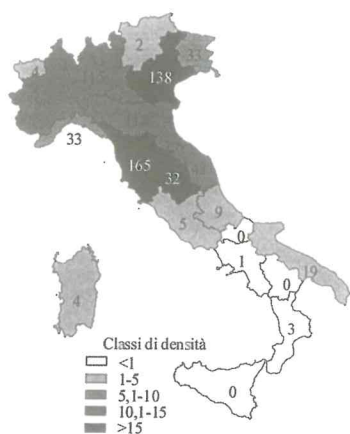


Fig.1. Richieste d'intervento suddivise per regione (n. tot.= 818).

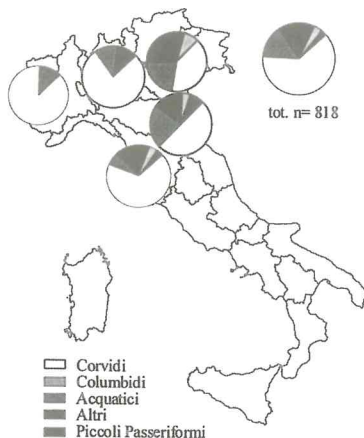


Fig.2. Richieste d'intervento per gruppi di specie.

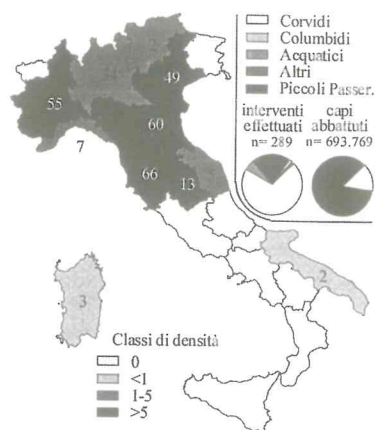


Fig.3. Interventi effettuati (n. tot.= 289).



## Airport 2001: uccelli in pista!

ALESSANDRO MONTEMAGGIORI

*Bird Strike Committee Italy, Via Attilio Friggeri 172 - 00136 Roma; montemaggiori@mclink.it*

Ogni anno, nella sola aviazione civile, avvengono almeno 20.000 impatti tra aerei e uccelli (*birdstrikes*). Dal 1912 ad oggi tali incidenti hanno causato la distruzione di 55 velivoli civili e la morte di oltre 200 persone, con un costo economico annuo di 400 milioni di dollari nei soli USA. Per fronteggiare tale emergenza nel 1966 si è costituito l'*International Bird Strike Committee* (IBSC: sito internet: <http://www.int-bird-strike.com/>), un insieme di varie professionalità con lo scopo di condividere le conoscenze per migliorare la sicurezza aerea attraverso la comprensione e la riduzione del rischio di impatto con gli uccelli.

In Italia dal 1987 opera il *Bird Strike Committee Italy* (BSCI: sito internet: <http://web.tiscalinet.it/birdstrike/>), formalmente riconosciuto nel 1993 come Commissione Tecnica del Ministero dei Trasporti, nata a seguito del comma 3 dell'art. 2 della legge 157/92 che recita: "Il controllo del livello di popolazione degli uccelli negli aeroporti, ai fini della sicurezza aerea, è affidato al Ministro per i Trasporti".

Poiché il 90% degli incidenti civili avviene all'interno o nelle vicinanze degli aeroporti, le attività del BSCI si sono concentrate proprio su tali aree. Emblematico è il caso dell'Aeroporto "Leonardo da Vinci" di Fiumicino, dove da oltre un decennio è in atto una campagna a lungo termine per fronteggiare il problema *birdstrike*.

**Area di studio e metodi** - L'aeroporto di Fiumicino (Roma) è il più importante aeroporto intercontinentale d'Italia, insieme a Malpensa. Nel solo 2000 vi sono stati 283449 movimenti totali (decolli ed atterraggi) che hanno coinvolto 26288135 passeggeri. Nel 1989 la società di gestione Aeroporti di Roma ha dato inizio a una campagna a lungo termine per ridurre il rischio di *birdstrike* a Fiumicino. Una prima indagine ornitologica completa ha permesso di evidenziare innanzitutto le specie presenti, i loro numeri e periodi di presenza, le aree preferite, ecc. (Montemaggiori 1991, 1992). Sulla base di tali risultati è stata sviluppata una metodologia di monitoraggio quotidiano delle specie considerate più rischiose per la navigazione aerea: Gabbiani reale e comune, Pavoncella, Storno (Montemaggiori 1993). A

seguito dei dati di monitoraggio si è quindi proceduto all'applicazione e all'aggiornamento dei sistemi anti-volatili in aeroporto, e alla verifica dei risultati raggiunti (Montemaggiori 1998).

**Risultati e discussione** - I risultati raggiunti attraverso la campagna messa a punto a Fiumicino dimostrano che, attraverso la conoscenza puntuale e aggiornata della situazione ornitologica all'interno dell'aeroporto, è possibile ridurre con successo il rischio di impatto tra uccelli e aerei. Infatti dal confronto della situazione a cinque anni di distanza dall'inizio della strategia si è evidenziato un calo dell'86% delle presenze in aeroporto dei Gabbiani reale e comune, del 75% degli Storni e del 24% delle Pavoncelle (Montemaggiori, 1998). Inoltre da una stima recente (anno 2000) risulta che a Fiumicino avvengono 3,3 casi di *birdstrike* ogni 10000 movimenti (Montemaggiori 2001), un valore che rientra ampiamente negli standard internazionali di sicurezza (accettabilità minima: 5 impatti/10000 movimenti).

Il controllo delle popolazioni di uccelli all'interno degli aeroporti è una problematica destinata a diventare sempre più attuale, ed è anche una notevole opportunità operativa per gli ornitologi italiani. Già oggi, grazie ad una circolare emanata il 20/5/99 dall'Ente Nazionale Aviazione Civile (ENAC - APT 01) quasi tutti gli aeroporti italiani sono di fatto obbligati ad eseguire adeguate campagne di monitoraggio ornitologico, avvalendosi di ornitologi professionisti.

**Bibliografia** - Montemaggiori A. 1991. Relazione finale di studio sui ritmi di occupazione ornitica dell'Aeroporto "Leonardo da Vinci" in un ciclo annuale. Aeroporti di Roma: 1- 300. ● Montemaggiori A. 1992. Avian community at Rome international Airport of Fiumicino. A study for better facing bird hazard. In: Israel Nature Reserves Authority & Israel Airports Authority: IBSC 21 - Working Papers: 303-314. ● Montemaggiori A. 1993. Proposta di metodologia da adottare in aeroporto per conoscerne la realtà ornitologica. BSCI & Assaeroporti: 1-15. ● Montemaggiori A. 1998. The importance of bird monitoring at airports: the case of Fiumicino, Rome. In: IBSC 24: Proceedings and Papers, Starà Lesná, Slovakia, 14-18 Sep. 1998: 205-215. ● Montemaggiori A. 2001. Analisi degli impatti dovuti a volatili nell'Aeroporto di Fiumicino. Anno 2000. Aeroporti di Roma: 1-7.

## Il controllo dei ratti per la conservazione degli uccelli marini nidificanti nelle isole italiane e mediterranee

ANTONIO PERFETTI\* \*\*, PAOLO SPOSIMO\*\*\*, NICOLA BACCETTI\*

\*Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia BO - \*\*E-mail: antonioperfetti@tin.it

\*\*\*NEMO sas, Via Giotto 33, 50121 Firenze. E-mail: nemo.firenze@mclink.it

Tra le numerose specie di mammiferi introdotte nelle isole del Mediterraneo, il ratto nero *Rattus rattus* è quella più diffusa, anche nelle isole più piccole, per le grandi capacità dispersive e adattative (Cheylan 1988). In un campione di 81 isole del Mediterraneo occidentale il 75% risulta occupato dal ratto nero, e solo tra le isole più piccole (media: 1.7 ha, range 0.2-9.9 ha) ve ne sono di non occupate, mentre nelle isole medie e grandi risulta sempre presente (media: 206.4 ha, range 0.3-2148 ha) (Cheylan 1984; De Marinis *et al.* 1996; Aguilar e Amengual 1998; A. Perfetti ined.). Si propone in questa sede una maggiore diffusione dell'applicazione delle metodologie d'eradicazione dei ratti nelle aree insulari italiane.

I dati sul ricambio faunistico dei vertebrati nelle isole mostrano il diverso ordine temporale con cui le introduzioni dei ratti e di altri predatori hanno influito sulle popolazioni di uccelli marini nel Mediterraneo rispetto ai sistemi insulari oceanici (millenni vs. secoli: cfr. Atkinson 1985; Vigne 1992). Tale circostanza ha fatto sottostimare l'entità del problema ma, secondo un numero crescente di studi, sembra che l'effetto negativo sulla riproduzione (Tab. 1) abbia provocato drastiche riduzioni numeriche su vasta scala ed estinzioni locali su piccola e media scala (es. di *Calonectris diomedea* e di *Puffinus yelkouan*, ma anche di *Apus pallidus*) o addirittura estinzioni su vasta scala per specie più sensibili come *Hydrobates pelagicus* (Thibault 1992; Penloup *et al.* 1997; Martin *et al.* 2000).

Per questi motivi, a partire dagli anni '80 sono stati messi a punto metodi di controllo che possono condurre all'eradicazione dei ratti anche su isole di medie dimensioni (max. 3100 ha: Taylor *et al.* 2000). Essi prevedono essenzialmente, da un lato la definizione chiara dell'obiettivo conservazionistico, dall'altro la scelta di metodi di controllo sufficientemente efficaci, economici e con un impatto ambientale accettabile.

Ad oggi nell'Arcipelago Toscano tali eradicazioni sono state portate a termine con successo in 5 isole (e in una sono attualmente in corso) con 4 - 6 interventi. Nell'intero Mediterraneo invece, hanno riguardato almeno 16 isole con un successo prossimo al 90% (Thibault 1992; Aguilar Amengual 1998; Orueta e Aranda 1998; Pascal 2000; Vidal e Zotier 1998; A. Perfetti ined.). Quindi tali operazioni, pur avendo ottenuto successo, sono ancora agli albori nel Mediterraneo, e riguardano isole molto piccole (< 20 ha) ad esclusione dell'Isola di Lavezzi (66 ha; Pascal 2000), generalmente ancora utilizzate come siti di nidificazione dai Procellariiformi.

Questo scarso numero d'interventi effettuati è, almeno in parte, dovuto ad una sorta di "sentimento d'impotenza" verso fatti avvenuti in un passato più o meno lontano. Tuttavia, a differenza ad esempio di mammiferi endemici di alcune isole mediterranee ormai estinti, gli uccelli marini sono in grado di ricolonizzare (seppur non in tempi brevi) siti divenuti nuovamente idonei, rendendo quindi sensati tali interventi. In conclusione, appare quindi utile eradicare i ratti per ripristinare condizioni ecologiche più simili possibile a quelle che hanno determinato la scelta evolutiva della nidificazione su isole da parte degli uccelli marini.

**Bibliografia** - Aguilar e Amengual 1998. IV Symposium méditerranéen des oiseaux marins: 94-121, Arcs Editions. ● Atkinson 1985. ICBP Techn. Publ., 3 :35-84. ● Cheylan 1984. Rev. Ecol., 39: 37-54. ● Cheylan 1988. Bull. Ecol., 19: 417-26. ● De Marinis A. *et al.* 1996. Boll. Mus. Reg. Sci. Nat. Torino, 14: 275-81. ● Orueta e Aranda 1998. T-PVS, 67. ● Pascal 2000. In Genovesi T-PVS 65. ● Penloup *et al.* 1997. Oikos, 80: 78-88. ● Martin *et al.* 2000. Cons. Biol., 14: 1452-1466. ● Taylor *et al.* 2000. Rest. Ecol., 8:151-160. ● Thibault 1992. Avocetta, 16: 114-117. ● Vidal e Zotier 1998. IV Symposium méditerranéen des oiseaux marins: 122-133, Arcs Editions. ● Vigne 1992. Mamm. Rev., 22: 87-96.

Senza ratti				Con ratti			
Colonia	Anno	N	P	Colonia	Anno	N	P
<i>Argentarola</i>	1999	18	.33	<i>Scola</i>	1999	9	.00
<i>Cerboli</i>	1999	14	.64	<i>Scola</i>	2000	22	.00
<i>Argentarola</i>	2000	31	.71				
<i>Cerboli</i>	2000	18	.94				

Tab. 1. Produttività in tre colonie di *C. diomedea*. N = n. nidi controllati; P = n. pulli involati/uova deposte. Fonte: dati raccolti da Baccetti, Melega, Perfetti, Serra e Sposimo nell'Arcipelago Toscano nell'ambito del Progetto LIFE Natura "Capraia e isole minori della Toscana: tutela della biodiversità".



## La riproduzione in cattività per la conservazione dell'ornitofauna italiana

FULVIO FRATICELLI

Bioparco, Viale del Giardino Zoologico 20, 00197 Roma

Recentemente sono stati intrapresi in Italia molti progetti d'immissione (*sensu* Anonimo 1997) di uccelli (Brichetti e Gariboldi 1997). Individuato il livello di minaccia di una specie, ad esempio utilizzando la Lista Rossa Nazionale (LIPU e WWF 1999), dovrebbero essere definite le metodologie per valutare la priorità d'intervento nei confronti delle altre e dovrebbe essere redatto uno specifico piano d'azione che definisca le metodologie da applicare. Nel caso venga individuata come prioritaria la tecnica dell'immissione, sorge il problema del reperimento degli individui da utilizzare per il rilascio: o con la traslocazione o dalla cattività. Questi passaggi dovrebbero essere vincolanti per ogni progetto d'immissione faunistica, ma spesso questa procedura non è stata applicata. Considerando comunque che molte specie di vertebrati avranno bisogno di programmi di riproduzione in cattività per la loro sopravvivenza (Seal 1991) e che la biologia della con-

servazione è una scienza per gestire situazioni di crisi (Soulé 1987), è da valutare l'opportunità di attivare per alcune specie azioni preventive di riproduzione in cattività, anche saltando alcuni passaggi preliminari. L'importanza di questa tecnica è stata recentemente evidenziata anche da Dell'Omo e Gippoliti (1995). La procedura dicotomica qui proposta (Tab. 1) ha lo scopo d'individuare le specie per le quali sarebbe opportuno o no intraprendere allevamenti a fini conservazionistici.

**Bibliografia** – Anonimo 1997. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 27: 897-905. ● Brichetti P., Gariboldi A. 1997. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 27:241-247. ● Dell'Omo G., Gippoliti S. 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22:375-377. ● LIPU, WWF (a cura di) 1999. Riv. ital. Orn., 69:3-43. ● Olney P.J.S., Mace G.M., Feistner A.T.C. (eds.). 1994. Creative conservation. Chapman & Hall, London. ● Seal U.S. 1991. In: Gippis J.H.W. (ed.). Beyond Captive Breeding. Symp. Zool. Soc. Lond. N.62, Oxford Univ. Press:39-55. ● Soulé M.E. (ed.) 1987. Viable populations for conservation. Cambridge Univ. Press, Cambridge.

Tab. 1. Procedura dicotomica per la valutazione dell'opportunità d'intraprendere un'azione di riproduzione in cattività per l'ornitofauna italiana. La X indica l'impossibilità a procedere.

	no	sì
1 Il <i>taxon</i> è inserito nella Lista Rossa Nazionale (LIPU e WWF 1999)?	vai a 2	vai a 4
2 Il <i>taxon</i> è stato elevato recentemente a rango di specie, o è una forma sottospecifica, o appartiene ad una popolazione con differenze eco-etologiche?	X	vai a 3
3 Applicando la procedura IUCN può essere attribuita al <i>taxon</i> una categoria di minaccia?	X	vai a 4
4 E' a disposizione un sufficiente e specifico <i>know-how</i> per la riproduzione in cattività o si ritiene di poter applicare tecniche già note per specie simili?	X	vai a 5
5 Sono a disposizione presso altre strutture esemplari da utilizzare per la riproduzione in cattività?	vai a 6	vai a 8
6 Esistono dati circostanziati, con studi di popolazione di lunga durata, che dimostrino che il prelievo in natura degli esemplari da utilizzare è sostenibile?	vai a 7	vai a 8
7 Il <i>taxon</i> è in immediato e irreversibile rischio di estinzione?	X	vai a 8
8 La zona di origine degli esemplari da utilizzare è nota?	vai a 10	vai a 9
9 La zona di origine degli esemplari da utilizzare è la stessa o è contigua all'area prevista per il rilascio?	vai a 10	vai a 11
10 E' possibile realizzare nel breve/medio periodo un'indagine genetica sugli esemplari da utilizzare e sugli individui in natura nell'area di rilascio o nelle aree contigue per valutarne l'identità?	X	vai a 11
11 Esistono leggi che vietano la cattura e/o la detenzione del <i>taxon</i> ?	vai a 13	vai a 12
12 E' ipotizzabile ottenere deroghe a queste norme nel breve/medio periodo?	X	vai a 13
13 Il <i>taxon</i> ha un tasso di natalità tale da far ipotizzare la disponibilità di un numero di individui sufficiente per le immissioni nel breve/medio periodo, e in caso di reintroduzioni questo numero fa riferimento al calcolo del <i>M. V. P.</i> (Olney <i>et al.</i> 1994)?	X	vai a 14
14 Sono a disposizione una serie di individui non consanguinei per evitare problemi di <i>inbreeding</i> ?	vai a 15	vai a 16
15 Il <i>taxon</i> è un migratore?	vai a 16	X
16 E' possibile una alimentazione con cibi simili a quelli utilizzati in natura?	vai a 17	vai a 18
17 Vi è il fondato sospetto che la tecnica di alimentazione utilizzata possa condizionare le scelte degli individui una volta rilasciati?	vai a 18	X
18 E' nota in letteratura l'esistenza di specifici agenti patogeni per il <i>taxon</i> che potrebbero rappresentare un rischio per le popolazioni selvatiche?	vai a 21	vai a 19
19 E' possibile escludere, attraverso analisi di laboratorio, la presenza di questi agenti patogeni?	vai a 20	vai a 21
20 E' possibile effettuare uno specifico trattamento che elimini il rischio di questi agenti patogeni?	X	vai a 21
21 E' possibile effettuare comunque un'analisi e/o un eventuale trattamento preventivo o di profilassi per le più frequenti patologie conosciute per quel gruppo di uccelli?	X	vai a 22
22 L'operazione è attuabile.		

## La reintroduzione del Gipeto *Gypaetus barbatus* nelle Alpi: sviluppo e stato attuale del progetto

PAOLO E LAURA FASCE\*, LAURA MARTINELLI\*\*, ROBERTO TOFFOLI\*\*, MASSIMO BOCCA\*\*\*,

MAURIZIO AZZOLINI°, FULVIO GENERO°, ANTONIO ROLANDO°°°

\*via di Brera 2/25, 16121 Genova, \*\* Parco Naturale Alpi Marittime, Corso Dante Livio Bianco 5, 12100 Valdieri (CN), \*\*\*Parco Naturale Mont Avic, Loc. Fabbrica 164, 10020 Champdepraz (AO), °LIPU Alto Adige, Via Portici 51, 39100 Bolzano, °°Viale XXIII Marzo 6, 33100 Udine,

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

Vengono esposti, con particolare riferimento al versante italiano delle Alpi, evoluzione e risultati del progetto internazionale di reintroduzione del Gipeto *Gypaetus barbatus* sull'arco alpino, avviato nel 1978 con la partecipazione di Francia, Italia, Germania, Austria e Svizzera. La prima fase del progetto ha previsto la creazione di un consistente stock di individui riproduttori allevati in diversi zoo. Nel frattempo sono state individuate, dopo un'attenta valutazione di numerosi fattori (presenza storica della specie, disponibilità di risorse alimentari, tipo di gestione territoriale, possibilità di monitoraggio degli individui reintrodotti, ecc.), diverse zone adatte ai rilasci, che sono iniziati dopo aver raggiunto un tasso annuale di natalità sufficientemente elevato. Gli zoo coinvolti sono attualmente una trentina e lo stock in cattività è costituito da 123 individui di diversa origine: 54 sono le coppie formatesi e 23 le coppie riproduttrici. Dall'inizio del progetto i giovani Gipeti allevati con successo in cattività sono stati più di 200.

Nel 1986 i primi 4 giovani vennero liberati in Rauristal (Austria). L'anno successivo venne attivato un secondo sito di rilascio in Alta Savoia (Francia), mentre nel 1991 si iniziò la reintroduzione in Engadina (Svizzera). Nel 1993 fu costituito un sito nel complesso Mercantour (Francia) - Argentera (Italia), con l'intesa che i due Parchi coinvolti avrebbero alternato i rilasci. Nel 2000 lo stesso accordo venne raggiunto per lo Stelvio (Italia), in avvicendamento con l'Engadina.

I giovani rilasciati vengono marcati, oltre che con anelli colorati alle zampe, con decolorazione del piumaggio, in modo da essere riconoscibili a distanza per due-tre anni, fino alla prima muta. Dal 1986 sono stati reintrodotti 98 Gipeti, di cui tre sono stati riportati in cattività prima dell'involto per motivi diversi. Sono stati accertati 9 casi di morte, di cui 4 per uccisione diretta. Si sono formati alcuni "nuclei di addensamento" nelle Alpi Marittime, in Val d'Isère, in Alta Savoia, in Engadina-Stelvio ed in Austria, tutti gravitanti attorno a

coppie adulte o subadulte già formate.

Nel 1997 in Alta Savoia una coppia ha allevato il primo giovane nato in libertà e da allora ha involato con regolarità un giovane tutti gli anni. Un'altra coppia ha nidificato con successo nel Parco Nazionale dello Stelvio nel 1998 e nel 2000. Nel 1999 si sono costituite due nuove coppie, una in Vanoise (Francia) ed una in Italia, ancora nel Parco dello Stelvio, ma solo la coppia italiana ha allevato con successo un giovane, nel 2000. A marzo 2001 i giovani nati in libertà sono dunque 7 (di cui 4 nati dalla prima coppia formata in Alta Savoia e 3 nati dalle due coppie dello Stelvio) e 5 coppie (di cui una per la prima volta in Austria) hanno già regolarmente depresso.

E' stata attivata una rete internazionale di raccolta delle osservazioni, oggi in fase di riorganizzazione come Progetto Internazionale di Monitoraggio (IBM-International Bearded Vulture Monitoring). La banca dati già esistente, coordinata per il passato dall'APEGE (Agence pour l'Etude et la Gestion de l'Environnement), verrà trasferita all'IBM, che vi aggiungerà i dati recenti e li renderà disponibili in tempo reale per tutti i partecipanti al progetto.

Tra i risultati più interessanti stanno emergendo nuove indicazioni sulla demografia della specie, con un tasso di sopravvivenza dei giovani molto più elevato di quello stimato in precedenza. Si sono analizzate le osservazioni effettuate sull'arco alpino italiano, nonché le nidificazioni avvenute nel Parco Nazionale dello Stelvio. Sono stati anche analizzati in dettaglio i rilasci italiani e, in particolare, sono stati presentati i dati sul comportamento di 10 giovani rilasciati al sito Argentera-Mercantour. I risultati indicano che lo sviluppo ontogenetico non presenta significative anomalie nonostante la mancanza dei genitori al nido. Molti tratti comportamentali sono probabilmente innati e ciò contribuisce a spiegare perché i giovani Gipeti rilasciati siano felicemente riusciti ad ambientarsi e, una volta adulti, a riprodursi.



## Uccelli e linee elettriche: collisione, folgorazione e ricerca in Italia

DIEGO RUBOLINI\*, MARCO GUSTIN\*\*, ROBERTO GARAVAGLIA\*, GIUSEPPE BOGLIANI\*\*\*

\*CESI, Centro Elettrotecnico Sperimentale Italiano G. Motta SpA, via R. Rubattino 54, 20134 Milano - \*\*LIPU, Settore Conservazione, via Trento 49, 43100 Parma - \*\*\*Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, p.zza Botta 9, 27100 Pavia

Le linee elettriche rappresentano un pericolo per gli uccelli, in particolare per specie di grosse dimensioni e dotate di scarsa manovrabilità nel volo. Le interazioni tra linee elettriche e avifauna sono essenzialmente due: collisione tra uccelli in volo e linee aeree (legata in genere ad elettrodotti alta tensione, AT, 40-380 kV) e folgorazione per chiusura del circuito, quando un animale entra in contatto con due conduttori o con un conduttore e un armamento a terra (legata invece ad elettrodotti media tensione, MT, 1-40 kV). La mortalità associata a queste due cause è specie-specifica (Janss 2000). Contrariamente ad altri Paesi europei (Spagna) e al Nordamerica, dove il problema è molto sentito (Janss e Ferrer 1999), in Italia le interazioni tra uccelli e linee elettriche sono state oggetto di poche ricerche. Questo studio intende costituire una prima rassegna delle conoscenze per l'Italia, per contribuire a migliorare l'integrazione tra il sistema elettrico e l'avifauna.

**Materiali e metodi** – Nel 2000 il CESI, nell'ambito della Ricerca di Sistema (D.M. MICA 26/01/2000) e in collaborazione con il Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Pavia, ha avviato un progetto per la valutazione dell'impatto delle linee elettriche sull'avifauna. Tra gli scopi del progetto rientrano la realizzazione del primo database della mortalità per linee elettriche sul territorio italiano (utilizzando tutte le informazioni disponibili, anche reperite in bibliografia) e l'analisi dei risultati di censimenti. I censimenti (effettuati da CESI e LIPU, con l'aggiunta di informazioni reperite in bibliografia) sono stati effettuati nelle seguenti località: Molentargius (CA), Lomellina (PV), Torre Fossa (FE), Valle Mandriole (RA), Comacchio (FE), Valle Sottolido (FE), pianura piemontese (CN), pianura emiliana.

**Risultati e discussione** – I censimenti hanno consentito di ricavare una stima di minima della mortalità per linee elettriche, non essendo disponibili informazioni sul tasso di sparizione delle carcasse. Per quanto riguarda la mortalità per collisione, durante i censimenti sono stati rinvenuti 631 individui (98% a Molentargius, zona umida attraversata da elettrodotti AT) lungo 4 linee indagate. La mortalità di minima è variata tra 0.0 e 36.3 ind/km/anno. Data l'esiguità e l'elevata pericolosità di alcune delle linee indagate, non è possibile trarre conclusioni sulla mortalità per collisione. La mortalità per folgorazione è stata indagata presso 6 tratti di linee MT (lunghezza 0.5-22 km). Sono stati ritrovati 139 uccelli. La mortalità di minima è variata tra 0.11 e 1.86 ind/palo/anno. Escludendo una situazione estrema (1.86 ind/palo/anno), per le linee indagate si può calcolare una mortalità mediana pari a 0.13 ind/palo/anno (3.0 ind/km/anno). La realizzazione del database ha consentito di catalogare oltre 1200 casi di mortalità: le specie segnalate sono oltre 90, tra cui *Gyps fulvus* (15), *Porphyrio porphyrio* (4), *Botaurus stellaris* (2), *T. tetrax* (1), *Porzana pusilla* (1). Tra le specie più segnalate vi sono *Phoenicopterus ruber* (296), *Bubo bubo* (169), *Buteo. buteo* (80) e *Ciconia ciconia* (57). Questa lista va considerata un utile strumento per l'individuazione delle specie effettivamente colpite sul territorio italiano. Sebbene le linee censite non siano rappresentative dell'intero territorio nazionale, è ragionevole supporre che il numero complessivo di uccelli che annualmente muoiono per folgorazione possa essere elevato.

**Ringraziamenti** – Si ringraziano i segnalatori (tra cui M. Grussu, M. Costa, G. Vaschetti, S. Fasano, M. Aresu, E. Bassi) ed EBN Italia per l'appoggio al progetto.

**Bibliografia** - Janss G. F. E., Ferrer M. 1999. Birds and Power Lines. Quercus, Madrid. ● Janss G. F. E. 2000. Biol. Cons., 95: 353-359.

## Impatto delle linee elettriche sulla produttività di una popolazione di Gufo reale *Bubo bubo*

LUIGI MARCHESI\*, PAOLO PEDRINI\*, FABRIZIO SERGIO\*, ROBERTO GARAVAGLIA\*\*

\*Unità di Conservazione e Ricerche sui rapaci, Museo Tridentino di Scienze Naturali, Via Calepina 14, 38100 Trento - \*\*C.E.S.I., Centro Elettrotecnico Sperimentale Italiano, Via Rubattino 54, 20134 Milano

**Introduzione** - La letteratura europea indica l'elettrocuzione come importante causa di morte per il Gufo reale *Bubo bubo*. In alcuni casi l'elettrocuzione ha inoltre causato la locale estinzione in numerosi territori occupati da questo rapace, con importanti ripercussioni a livello di densità e distribuzione (Penteriani 1996). L'abitudine del Gufo reale di utilizzare i sostegni delle linee, in particolare di media tensione (MT), quali posatoi di caccia si rivela spesso fatale per la specie. Nel 2000 è stata avviata un'indagine volta allo studio della mortalità per elettrocuzione a carico di una popolazione di Gufo reale, tramite una collaborazione tra il CESI e il Museo Tridentino di Scienze Naturali, nell'ambito della Ricerca di Sistema (D.M. MICA 26/01/2000), allo scopo di contribuire a migliorare l'integrazione tra il sistema elettrico e l'avifauna. La presente ricerca fornisce ulteriori elementi per valutare l'impatto dell'elettificazione aerea a carico di questa specie.

**Area di studio e metodi** - L'area di studio si estende per circa 2000 km<sup>2</sup> di fondovalle entro la provincia di Trento (Alpi centro-orientali). Nel 2000 è stata indagata la biologia riproduttiva di 36 coppie di Gufo reale, già precedentemente sotto indagine (Marchesi *et al.* 1999), 18 delle quali si sono riprodotte con successo fornendo il campione di giovani per questa indagine (34 giovani involati). I giovani sono stati nuovamente contati all'età di 120-140 giorni di vita, quindi circa due mesi dopo l'involto. Sparizioni di giovani a questa età sono interpretabili come decessi. Questi dati sono stati utilizzati per verificare eventuali relazioni statistiche tra la mortalità dei giovani (entro 120-140 giorni d'età) e la distribuzione delle linee elettriche MT presenti nell'area. Ipotizzando un'influenza delle linee elettriche sui decessi, sono state rilevate le seguenti quattro variabili: (A) distanza tra il sito di nidificazione e la linea elettrica MT più vicina; (B) estensione delle linee elettriche MT all'interno di un cerchio di 200 m di raggio centrato sul nido; (C) estensione delle linee elettriche MT all'interno di un cerchio di 900 m di rag-

gio centrato sul nido; (D) distanza tra la posizione dei giovani all'età di 120-140 giorni e la linea elettrica MT più vicina. Sono stati inoltre rilevati dati su tutti i casi di ritrovamento di Gufi reali deceduti dal 1993 al 2000 in provincia di Trento.

**Risultati e discussione** - Delle quattro variabili rilevate, tre sono risultate correlate in maniera significativa alla mortalità dei giovani nel periodo post-involto: (A) la distanza tra il nido e la linea MT più vicina ( $r_s = -0,75$ ,  $P = 0,0001$ ); (B) l'estensione delle linee MT entro un'area di 200 m di raggio centrata sul nido ( $r_s = 0,83$ ,  $P = 0,0001$ ); (D) la distanza tra la posizione dei giovani durante il 2° controllo e la linea MT più vicina ( $r_s = 0,68$ ,  $P = 0,002$ ). Una delle quattro variabili ha risposto ai criteri di entrata di un modello di regressione logistica costruito con procedura *stepwise*: la distanza tra la posizione dei giovani durante il 2° controllo e la linea MT più vicina ( $B = 0,47$ ,  $Wald = 4,2$ ,  $P = 0,04$ ). Il modello ha correttamente riclassificato l'80% dei territori che hanno subito eventi di mortalità (4 su 5) e il 92,3% di quelli che non hanno subito perdite (12 su 13), con una percentuale di riclassificazione corretta complessiva dell'88,9%.

Nel periodo 1993-2000 sono state rinvenute le spoglie di 31 esemplari di Gufo reale deceduti in provincia di Trento; il 39% erano deceduti per elettrocuzione, prevalentemente nei mesi di agosto, settembre e ottobre e riguardavano quasi esclusivamente giovani dell'anno. Dei giovani involati nel 2000, il 17,6% sono deceduti già entro i primi due mesi dall'involto (dunque generalmente entro il 15 agosto), a cui vanno ad aggiungersi quelli, di più difficile quantificazione, che avvengono oltre questa data, particolarmente nei primi mesi di dispersione dei giovani (settembre e ottobre).

**Bibliografia** - Marchesi L. *et al.* 1999. Avocetta, 23: 19-23. ● Penteriani V. 1996. Il Gufo reale. Edagricole.



## Il controllo dei Corvidae: un caso di studio nella pianura Alessandrina

CAMILLA ACQUARONE, MARCO CUCCO, GIORGIO MALACARNE  
Università del Piemonte Orientale, via Cavour 84, 15100 Alessandria

**Introduzione** - La ricerca ecologica offre importanti indicazioni per migliorare gli interventi gestionali; in particolare la moderna dinamica di popolazione non considera i soli aspetti numerici delle popolazioni ma è rivolta anche a caratterizzare lo stato di salute delle categorie demografiche in studio (giovani e adulti, maschie e femmine, individui territoriali e non). Questi dati fisiologici, migliorando la conoscenza sullo *status* del popolamento ornitico, permettono di calibrare meglio eventuali interventi di protezione o di contenimento. Tra le specie a maggiore interesse gestionale vanno ricordati i corvidi che, a causa della loro considerevole adattabilità agli ambienti agricoli e la conseguente esplosione demografica, possono provocare danni ingenti alle colture agricole e alla fauna selvatica. Nella provincia di Alessandria la densità di Cornacchie grigie è tra le più elevate della Pianura Padana tanto che dal 1996 l'Amministrazione Provinciale ha iniziato un piano di prelievo. In questo esperimento di sfoltimento si è inserita la nostra ricerca tesa a verificare: 1) l'esistenza di eventuali differenze ecofisiologiche in Cornacchie grigie provenienti da aree con diversa densità o prelevate in diversi anni; 2) le differenti condizioni di salute tra individui adulti e subadulti; 3) l'effetto dell'intervento di sfoltimento.

**Metodi** - I campioni provengono da 8 aree dell'alessandrino di cui si sono ottenute stime di densità col metodo del transetto e misura della distanza con telemetro. Le catture sono state effettuate nel 1997, 1998 e 1999 da personale dell'Assessorato Provinciale (circa 3-4000 ind. per anno). In 530 individui sono state effettuate le misurazioni corporee standard (ala, coda, tarso, becco, peso). Come parametri dello stato di salute si sono utilizzati: a) la frequenza e l'abbondanza di leucociti (eterofili, basofili, linfociti, monociti e eosinofili) e di eritrociti; b) la quantità di immunoglobuline; c) il tasso di eritrosedimentazione; d) la dimensione degli organi

immunocompetenti (milza e, nei giovani, borsa di Fabrizio). La stima diretta dei grassi è stata effettuata su un campione di 36 individui con estrazione Soxhlet mentre, su un più vasto numero di esemplari, è stata effettuata una stima indiretta tramite analisi della conduttività elettrica del corpo in vivo (TOBEC) (Acquarone 2000).

**Risultati e discussione** - Le 8 aree considerate variano notevolmente nell'abbondanza di Cornacchie. Alcune sono definibili ad alta densità ( $>20$  ind/km<sup>2</sup>), altre a bassa densità ( $<6$  ind/km<sup>2</sup>).

In nessuna località e per nessuna categoria demografica si osserva un rilevante accumulo di grassi. La quantità di lipidi è piuttosto costante (in media il 3% della massa) ed è una delle più basse tra quelle riportate negli uccelli.

Esiste un'interessante differenza nelle condizioni corporee di adulti e subadulti. Gli adulti non mostrano significativa variabilità dei parametri ematici, mentre i giovani mostrano variazioni significative nei diversi anni. Questi cambiamenti tuttavia non sono spiegati da un effetto densità (es. maggior densità dell'area e peggiore stato di salute) né dalle condizioni meteorologiche degli anni considerati. Dal punto di vista applicativo si arguisce che la categoria dei giovani è quella più sensibile all'imprevedibilità ambientale anche se non è stata identificata la causa delle variazioni osservate. Dal punto di vista demografico appare inoltre chiaro come il prelievo effettuato, benché sia stato catturato un numero ragguardevole di animali, sia stato compensato da fenomeni di pronta ricolonizzazione da parte di individui di aree adiacenti.

**Bibliografia** - Acquarone C. 2000. Studio delle condizioni fisiologiche e dell'ecologia di una popolazione di Cornacchia grigia. Tesi di dottorato, Università Piemonte Orientale.

## La reintroduzione del Nibbio reale *Milvus milvus* nella Riserva Naturale Statale di Tocchi (Siena, Toscana)

STEFANO ALLAVENA\*, FAUSTO FABBRIZZI\*\*

\*Direzione Generale delle Risorse Forestali, Montane e Idriche, Corpo Forestale dello Stato, via Carducci 5, 00187 Roma, div05@corpoforestale.it

\*\*Corpo Forestale dello Stato, Coordinamento Provinciale di Grosseto, via Aurelia Sud, 58100 Grosseto, faustofabbrizzi@tiscalinet.it

Il Nibbio reale *Milvus milvus* era frequente nella Toscana centro-meridionale fino agli anni '50 come specie sedentaria e nidificante; è stato poi decimato dalle persecuzioni legate all'attività venatoria e dall'uso delle esche avvelenate. Ciononostante vasti territori delle province di Siena e Grosseto conservano ancora oggi habitat potenzialmente idonei alla specie, con pascoli, aree agricole estensive e zone incolte (ad es. calanchi) alternate a formazioni boschive adatte alla nidificazione; altro elemento a favore è una moderata pressione antropica sul territorio. Una serie di verifiche tecniche ed ambientali ha permesso di individuare nella Riserva Naturale di Tocchi, gestita dal Corpo Forestale dello Stato e situata a circa 20 km a sud di Siena, il sito idoneo al progetto di reintroduzione. Lo scopo è quello di ricreare, grazie a ripetute immissioni in natura di soggetti, una popolazione nidificante locale.

### Breve cronistoria del Progetto Nibbio Reale –

La fase operativa è iniziata nel settembre 1995 con l'arrivo dalla Spagna di 5 indd.; a questo primo nucleo si sono aggiunti 2 soggetti provenienti dall'Italia. Dopo un periodo di ambientamento in voliera, durato alcuni mesi, si è proceduto con le liberazioni in natura, nell'area circostante le voliere e prossima al fiume Merse (giugno 1996). Le operazioni di rilascio si sono svolte senza particolari difficoltà; gli individui hanno mostrato una grande fedeltà al sito: difatti le voliere, seppure vuote, hanno funzionato a lungo come un punto di riferimento, tanto che nel 1997 una coppia neoformata ha tentato la nidificazione nei paraggi. Gli spostamenti degli individui liberati, per lo più concentrati nel raggio di 3-5 km, sono stati seguiti con attrezzature di radio-tracking fornite dall'Università di Pisa (*tail-mount tags*), il cui uso si è mostrato non sempre agevole e proficuo; gli esemplari ad oggi liberati sono 7.

**Risultati e conclusioni** – Le tecniche di reintroduzione del Nibbio Reale, affinate nel corso degli anni grazie anche alle vaste esperienze inglesi, non mostrano particolari difficoltà; la specie è ben gestibile in cattività, dove tollera con sufficienza la presenza dell'uomo, e dopo la liberazione sembra adattarsi prontamente alle nuove condizioni ambientali, se favorevoli. L'iniziativa, che pure ha incontrato il favore delle comunità locali opportunamente informate, trova l'ostacolo principale nella difficoltà di reperimento di soggetti idonei da rilasciare in natura; la Spagna, che si è mostrata generosa in passato, oggi cede poco volentieri altri esemplari di *Milvus milvus* (in declino in alcune aree di quel Paese). Come misura alternativa può essere tentata la riproduzione in cattività, riguardo alla quale le conoscenze sono però lacunose. D'altra parte va considerato che negli ultimi anni la specie sembra spontaneamente ricolonizzare la Toscana meridionale: nelle Crete Senesi gli individui svernanti sono in crescita (14-16 indd. nell'inverno 1999-2000 ed almeno 12 indd. nella stagione 2000-2001) ed è probabile la nidificazione di 2-3 coppie (stagione riproduttiva 2000) distribuite in un ampio territorio delle province di Siena e Grosseto, che comprende la media Valle dell'Ombrone (una nidificazione accertata nel 2000; R. Nardi ined.) e la Valle dell'Albegna (dove è pure regolare lo svernamento di alcuni individui). Tale andamento positivo potrebbe essere in parte collegato alle azioni del Progetto e si auspica dunque, per il futuro, di poter effettuare ulteriori immissioni di individui in natura. È fondamentale che questi ultimi appartengano a popolazioni non migratrici.

**Ringraziamenti** – Un ringraziamento particolare a Raffaella Cecchi, Riccardo Galgano ed Anna Parisi per la collaborazione nelle fasi alterne del Progetto; un ringraziamento anche al Personale C.F.S. di Tocchi ed agli operai dell'Azienda Agricola di Santa Rita.



## Reintroduzione del Pollo sultano *Porphyrio porphyrio* in Sicilia: consuntivo del primo rilascio effettuato

ALESSANDRO ANDREOTTI\*, RENZO IENTILE\*\*, ARIEL BRUNNER\*\*\*

\*I.N.F.S., via Cà Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO) - \*\*Dip.to Biol. Animale, via Androne 81, 95124 Catania (CT)

\*\*\*L.I.P.U., via Trento 49, 43100 Parma (PR)

A seguito della proposta presentata al IX CIO (Andreotti *et al.* 1997) si è avviata un'istruttoria per verificare la fattibilità della reintroduzione del Pollo sultano in Sicilia. Le indagini effettuate (Andreotti 1998) e gli ulteriori approfondimenti per la stesura dei piani d'azione europeo e italiano (Gill de Vergara e Ripoll in st.; Andreotti 2001) hanno delineato un quadro in parte diverso rispetto a quello ipotizzato inizialmente. Le caratteristiche ambientali delle zone umide siciliane hanno indotto a ritenere più probabile l'instaurarsi di una dinamica di popolazione riconducibile ad un modello di metapopolazione anziché di tipo *sink-source*, determinando un diverso approccio nella scelta dei siti di rilascio. Inoltre, difficoltà operative hanno sconsigliato la cattura di soggetti sardi, non essendo applicabili in Italia le stesse tecniche di cattura sperimentate in Andalusia. In alternativa, si è preferito utilizzare animali spagnoli allevati presso il Centro de Estudio y Protección del Medio Natural (Valencia), visti i risultati positivi della reintroduzione in Portogallo avviata nel 1999 (Pacheco, com. pers.).

**Materiali e Metodi** - I primi 14 soggetti (Tab. 1) sono stati rilasciati prima dell'alba il 7.X.00 nella R.N.O. Biviere di Gela (CL); erano stati trasportati dalla Spagna in aereo fino a Catania il giorno precedente. Il sito è stato prescelto tra quelli potenzialmente adatti in base alle caratteristiche ambientali e alla possibilità di monitorare i soggetti liberati. Ogni individuo è stato marcato con anello INFS e anello colorato giallo leggibile a distanza.

Per il monitoraggio si sono scelti 4 punti di osservazione, in modo da avere una visione di circa l'80% delle rive del lago. Da tali punti in 25 gg da ottobre a marzo si sono effettuate 108 ore di osservazione, dalle prime luci dell'alba all'imbrunire. Per ogni contatto si sono registrati posizione, durata, attività svolte, spostamenti, comportamento e, quando possibile, sigla dell'anello giallo.

**Risultati** - Si sono avuti 23 contatti in 15 giorni diversi, per un totale di 5h45' (durata max. 50'); le 11 letture di anelli effettuate sono riferite a 4 soggetti. In 3 casi si sono visti più individui insieme (2 il 15.X.00, 4 il 28.X.00 e l'8.XI.00); per il resto le osservazioni sono di singoli individui. Le attività rilevate sono state di forag-

giamento e in alcuni casi di spostamento, comunque di ridotta entità (due volte a nuoto, una volta in volo). Le osservazioni sono avvenute in un raggio di 500 m dal punto di rilascio, ma la gran parte entro 200 m. In ottobre e novembre i contatti sono stati più prolungati, riferiti anche a gruppi; successivamente sono divenuti di breve durata. Da metà marzo si sono intensificati i contatti canori. Il 13.I.01 sono stati trovati i resti (ma non gli anelli) di un individuo predato presso il sito di rilascio. Nelle vicinanze si sono trovati altri uccelli acquatici predati.

Tab. 1. Biometria dei soggetti rilasciati; misure lineari in mm, peso in g.

sigla an.	data nascita	sex	becco + scudo	becco + testa	tarso	ala	peso
DA	28/05/00	0	65.65	85.42	105.21	371	654
DB	01/06/00	M	65.59	82.59	95.21	375	912
DC	03/06/00	0	67.05	82.90	101.10	366	745
DD	13/06/00	M	69.54	8747	100.64	388	975
DF	17/06/00	M	65.20	82.17	101.77	366	681
DH	15/07/00	0	58.00	79.68	96.34	355	566
DJ	10/06/00	F?	55.35	76.22	83.42	347	457
DK	16/07/00	M	60.09	83.16	100.25	362	664
DL	22/05/00	M	61.07	79.65	95.18	362	594
DN	20/05/00	M?	60.59	78.83	92.05	351	633
DP	21/05/00	M	60.75	79.49	91.81	346	603
DS	23/05/00	F?	60.13	78.32	90.78	340	597
DT	27/05/00	M	62.75	82.79	97.96	360	640
DV	11/06/00	F?	59.50	74.31	84.12	344	482

**Discussione** - La difficile contattabilità non ha permesso di stimare quanti soggetti siano ancora presenti nel Biviere; i dati, tuttavia, pur non prestandosi ancora ad analisi statistiche, suggeriscono che gli animali non si siano dispersi, siano diventati più elusivi e abbiano iniziato a manifestare comportamenti territoriali.

**Ringraziamenti** - La reintroduzione è stata possibile grazie al finanziamento dell'Assessorato Ambiente e Territorio della Regione Siciliana e alla collaborazione delle riserve naturali interessate alla realizzazione del progetto.

**Bibliografia** - Andreotti A. (ed.) 1998. Progetto di reintroduzione del Pollo sultano in Sicilia. Piano di Fattibilità. Report INFS. ● Andreotti A. (ed.) 2001. Quad. Cons. Natura, 5. ● Andreotti A. *et al.* 1997. Avocetta 21: 23.

● Gill de Vergara C.V. e Ripoll M.G. (eds.) in st. European Union Species Action Plan for Purple Gallinule *Porphyrio porphyrio*.

## Interventi di miglioramento dell'habitat del Gallo cedrone *Tetrao urogallus* nel Parco delle Orobie Valtellinesi (SO)

MICHELE BOTTAZZO\*, MICHELE CEREDA\*\*, MASSIMO FAVARON\*\*\*

\*via San Carlo 10, 37129 Verona, \*\*via Casati 9/A, 20043 Arcore MI, \*\*\*via Val Cannobina 10, 20152 Milano

La popolazione di Gallo cedrone *Tetrao urogallus* presente nel Parco delle Orobie Valtellinesi è in forte regressione numerica ed al limite dell'estinzione (Brichetti e Fasola 1990). Scopo della presente ricerca è stato quello di valutare la reale distribuzione di questo tetraonide nel territorio, determinarne le cause di regressione e proporre delle idonee misure di salvaguardia.

**Area di studio** - Il territorio in esame si sviluppa lungo tutto il versante orobico della Valtellina, ricadendo all'interno dell'omonimo Parco tra le quote di 1200 e 1900 m, per una superficie complessiva di circa 23200 ha. Dominano le formazioni forestali dove i soli boschi di resinose occupano il 51,7% della superficie totale.

**Metodi** - I lavori di ricerca si sono sviluppati in due fasi, negli anni 1999 e 2000:

Indagini preliminari e di campagna. Allo scopo di acquisire informazioni e dati sull'ambiente e sulla presenza del Gallo cedrone nel territorio sono state effettuati censimenti nei periodi vitali più critici (periodo degli amori e di allevamento della covata), raccogliendo dati sui principali parametri ambientali.

Individuazione modelli colturali. In base ai dati acquisiti si sono messi in evidenza gli habitat e le fasi vitali più critiche della specie. Sono state così messi a punto dei modelli di habitat da perseguire nelle aree più critiche del territorio del Parco.

**Risultati e discussione** - Dai dati raccolti è emersa una distribuzione degli avvistamenti pressoché continua con una netta prevalenza nella fascia altimetrica compresa tra 1400-1600 m dove si è avuto il 55,7% delle segnalazioni. Tuttavia si è constatata una forte disparità di osservazioni nelle fasi vitali della specie con solo quattro segnalazioni di siti di canto attivi, a fronte di un'ampia distribuzione delle osservazioni di nidiate.

I parametri ambientali rilevati hanno evidenziato come tale differenza sia dovuta alla presenza di boschi ten-

denzialmente troppo densi per le arene di canto, con valori di copertura forestale tra 60 e 90%, contro il 55% rilevato in altre aree alpine idonee (De Franceschi e Bottazzo 1988). Per contro, più idoneo è risultato l'habitat nel periodo di allevamento della covata, per la presenza di strutture forestali più intricate e per l'abbondante diffusione di mirtillo, presente in oltre il 50% delle stazioni rilevate e ritenuto essenziale per la diffusione della specie (Storch 1994).

Modelli di bosco e misure selvicolturali - Da quanto è emerso si può affermare che il momento critico per il Gallo cedrone in Valtellina è il periodo degli amori a causa della rarefazione dei siti idonei per le parate. Ciò è in gran parte dovuto all'attuale fase dinamica delle formazioni boscate altomontane che si presentano in forte e contemporanea rinnovazione con conseguente eccessiva omogeneizzazione delle strutture forestali.

Si propone pertanto di intervenire a mosaico nel territorio, su superfici di 15-20 ha, per ripristinare modelli di bosco idonei alle fasi di parata, e che presentino le seguenti caratteristiche:

- copertura forestale rada (densità delle chiome tra 40 e 70%);
- presenza di alberi di grosse dimensioni;
- sottobosco arbustivo con modesta copertura (<15%).

Per ottenere tali modelli di bosco le operazioni selvicolturali da attuare sono il diradamento basso, inteso come intervento per garantire una densità bassa mediante l'eliminazione dei soggetti arborei sottomesi, e gli interventi sulla rinnovazione mediante decespugliamento. Tali misure sono state prescritte per tutti i piani di riordino forestale ricadenti all'interno del Parco delle Orobie Valtellinesi.

**Bibliografia** - Brichetti P. e Fasola M. 1990. Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia 1983-87, Brescia. ● De Franceschi P.F. e Bottazzo M. 1988. Suppl. Ric. Biol. Selv. XIV: 169-181. ● Storch I., 1994. Auerhuhn-Schutz: Aber wie? Wildbiologische Gesellschaft, Munchen.



## Ricerche e attività di gestione del Colombo di città

MARCO DINETTI

LIPU, Dipartimento Conservazione, via Trento, 49, 43100 Parma

Negli ultimi anni la LIPU - Settore Ecologia Urbana, ha curato ricerche sul Colombo di città *Columba livia* forma *domestica*: censimenti delle popolazioni, individuazione delle "zone a rischio", sondaggi di opinione, strategie per la gestione (cfr. Tab. 1).

Nel giugno 2000 è stato organizzato il 2° Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana "Specie ornitiche problematiche: biologia e gestione nelle città e nel territorio", con l'approvazione della risoluzione "Presupposti per le strategie di gestione delle specie ornitiche problematiche".

Sono stati inoltre realizzati: il libro "Colombi e storni

in città: manuale pratico di gestione" (Il Verde Editoriale, Milano, 1998), l'opuscolo "Come convivere con i piccioni di città", ed uno specifico Documento approvato nel 1998 dal Consiglio Nazionale LIPU.

**Ringraziamenti** - Si ringrazia l'ARSIA e la Regione Toscana per il finanziamento del convegno, tutte le Sezioni LIPU che hanno collaborato, la Cooperativa A.R.D.E.A. autore dell'atlante di Livorno, la dr.ssa Marina Macchia che ha elaborato i sondaggi ed i grafici, e le seguenti Amministrazioni Comunali: Ivrea, Nichelino, Bologna, Castel Maggiore, Modena, Castelfranco Emilia, La Spezia, Firenze, Livorno, Pisa, Volterra, Lamporecchio, Castiglion Fiorentino, Caltagirone, Calatafimi.

Tab. 1. Dati sulle popolazioni dei Colombi di alcune città. Censimento = numero individui realmente contati; Stima = proiezione più realistica della popolazione presente; Per ottenere le stime è stato in genere usato un "coefficiente di correzione" x 2, applicato al conteggio più alto.

Città	Metodo	Mese/Anno	Censimento/Stima (n. ind.)	Densità (ind./km <sup>2</sup> ) Censimento/Stima
Ivrea (TO)	Copertura totale centro storico (circa 1,5 kmq); 2 percorsi in aree periferiche	giu - lug 2000	centro 473 - 479/473 - 958 comune ---/995 - 2020	315 - 319/315 - 639
Nichelino (TO)	Percorsi a copertura area urbanizzata (circa 4,5 kmq)	apr - mag 2000	area urbana 2099 - 2211/-- --- comune ---/2100 - 8800	466 - 491/-- --- ---/102 - 426
Bologna	Copertura totale centro storico (4,26 kmq); conteggi speditivi nelle altre aree urbane	mar - apr 1999	161 - 341/264 - 1364	min 850 max 2067
Castel Maggiore (MO)	Copertura totale centri abitati; percorsi nel restante territorio (superficie comune 30,91 kmq)	apr - mag 2000	161 - 341/644 - 1364	5,2 - 11/20,8 - 44,1
Modena	Copertura totale centro storico (1 kmq); 2 percorsi in quartieri esterni	mar - apr 1997	centro 997 - 1424/2848 area urbana ---/17681 - 47792	min 1000 max 2800
Castelfranco Emilia (MO)	Copertura totale centri abitati; percorsi nel restante territorio (superficie area urbana 38,54 kmq)	feb - apr 2000	centri abitati 432 - 462/-- --- comune 1000/2000	9,8/19,5
La Spezia	atlante nidificanti quali-quant. (area urbana 20 kmq)	1994 - 1995	1556/--	77,8 - max 480
Firenze	atlante nidificanti quali-quant. (comune 102,4 kmq)	1997 - 1998	7080/--	69,1 - centro max 813
Livorno	atlante nidif. quali-quant. (area urbana 38,145 kmq)	1992 - 1993	3742/--	98,1 - centro 580
Pisa	atlante nidif. quali-quant. (area urbana 27,388 kmq)	1997 - 1998	2746/---	100,26 - centro max 1600
Volterra (PI)	copertura totale centro storico	gen 1999	491 - 730/600 - 1000	min 1960 max 2900
Lamporecchio (PT)	copertura totale area urbana (0,45 kmq)	mag 1996	37 - 44/50 - 180	min 111 max 400
Castiglion Fiorentino (AR)	copertura totale centro storico (0,12 kmq)	apr - lug 1995	277 - 478/300 - 1000	2252 - 3886/-- ---
Caltagirone (CT)	copertura totale centro storico (circa 1,6 kmq)	feb - mar 2000	centro 1352 - 1556/----- comune 1568 - 1919/3800	845 - 972/1690 - 1945 comune 4,1 - 5/10
Calatafimi (TP)	copertura totale centro storico (circa 0,48 kmq)	lug 1996	773/800 - 3100	min 1666 max 6458

## Densità e demografia del Fagiano di monte *Tetrao tetrix* nelle Valli Pellice e Germanasca (Alpi Cozie, Torino)

FEDERICA GAYDOU, MARCO GIOVO

Comprensorio Alpino TO1, Via Alliaudi 1, Fraz. Cappella Moreri -10060 Bricherasio (TO)

Sono presentati i dati di densità e di demografia del Fagiano di monte (*Tetrao tetrix*) osservati in due aree campione delle Alpi Cozie centrali (Torino).

**Area di studio** – Le aree campione ricadono nel territorio del CA TO1, l'ambito di caccia comprendente le tre valli più meridionali della Provincia di Torino (Chisone, Germanasca e Pellice); il Comprensorio si estende per 74146 ha, interessando una grande varietà di ambienti dai 400 ai 3171 m s.l.m.

**Materiali e metodi** – Per il controllo della densità primaverile e del successo riproduttivo del Fagiano di monte nell'area di studio sono state individuate due aree campione, una in Val Pellice e l'altra in Val Germanasca. Su queste aree, le stesse di anno in anno (con lievi variazioni nella superficie a seconda delle disponibilità di operatori) vengono organizzati sia i censimenti primaverili al canto che quelli estivi con i cani da ferma. I conteggi estivi sono realizzati dal 1996 in Val Pellice e dal 1997 in Val Germanasca, quelli primaverili si svolgono dal 1998 su entrambe le aree. I conteggi primaverili al canto sono eseguiti secondo la metodica descritta da Leonard (1989) nella prima metà di maggio, momento in cui, nell'area di studio, è massima l'attività di canto, mentre quelli estivi, realizzati con l'ausilio di cani da ferma (Leonard 1992), sono svolti verso metà agosto, quando la maggior parte dei giovani sono già atti al volo, ma consentono un'agevole distinzione dagli adulti. Gli operatori sono cacciatori soci del CA, selezionati ed in grado di fornire garanzie in termini di affidabilità e conoscenza del territorio.

**Risultati e discussione** – I risultati dei censimenti primaverili al canto e di quelli estivi sono riportati rispettivamente nelle Tab. 1 e 2. Dai risultati dei conteggi primaverili, si osservano, nella popolazione di Fagiano di monte studiata, valori di densità primaverile costanti e fra i più alti dell'arco alpino occidentale (Bocca 1987; De Franceschi 1992; Leonard 1995). I parametri

Tab 1. Risultati dei censimenti primaverili.

Area campione	Val Pellice			Val Germanasca		
	Anno	1998	1999	2000	1998	1999
Data	16/5	9/5	6/5	17/5	17/5	13/5
Sup. area-campione ha	1104	1156	832	756	841	775
N. settori	12	11	10	6	6	7
N. operatori	28	27	20	17	10	16
N. maschi censiti, N. femmine censite	46,21	46,7	36,6	27,6	42,11	64,14
% maschi visti sul totale dei maschi censiti	76	85	69	59	83	68
Densità (maschi/100ha)	4,2	4,1	4,3	3,6	5	4,4

Tab 2. Risultati dei censimenti estivi.

Area campione	Val Pellice					Val Germanasca			
	Anno	1996	1997	1998	1999	2000	1997	1998	1999
Data	18/8	18/8	16/8	14/8	12/8	16/8	16/8	14/8	12/8
Sup. area-campione ha	410	620	620	713	410	340	578	895	510
N. settori	6	8	8	10	6	6	6	8	5
N. operatori, N. cani	15,17	21,25	25,21	36,33	19,24	15,13	29,23	24,35	17,22
N. covate	9	11	13	13	10	5	9	10	7
Covate/100 ha	2,2	1,8	2,1	1,8	2,4	1,5	1,5	1,1	1,4
Pulli/covata	3,4	3,8	4,8	2,5	3,8	3,8	3,2	5,5	5,1
Giovani/Femmine	2,2	2,1	2,3	1,3	1,9	1,8	1,7	2,1	2,4
Giovani/Adulti	1,2	1,3	1,7	0,8	1,3	0,7	1	1,2	1,6
% Giovani/Totale	54,3	55,3	61,7	44	55,9	40	46,8	54,5	62,1
% Chicce/Femmine	64,3	55	48,1	41,7	50	38,5	41,2	52,9	46,7
Densità (capi/100 ha)	13,9	12,3	16,4	10,4	16,6	17,6	10,7	11,3	13,3

ricavati con i censimenti estivi indicano, come atteso, variazioni anche notevoli fra un anno e l'altro, conseguenza dell'influenza delle condizioni climatiche sul successo riproduttivo di questa specie. I valori sono comunque nella norma per la specie e simili a quelli osservati su altri settori dell'arco alpino occidentale.

**Bibliografia** - Bocca M. 1987. Reg. Aut. Valle d'Aosta, Aosta ● De Franceschi P. 1992. In: Brichetti et al.. (ed.). Fauna d'Italia. Uccelli. Vol. I. Calderini, Bologna. ● Leonard P. 1989. Bull. Mens. Off. Natl. Chasse, 139, note technique n° 59. ● Leonard P. 1992. Bull. Mens. Off. Natl. Chasse, 172, note technique n° 76. ● Leonard P. 1995. Bull. Mens. Off. Natl. Chasse, 203: 8-21.



## Presenza di Gazza *Pica pica* e Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* nel Parco Naturale del Monte Conero

PAOLO GIACCHINI, PIETRO POLITI

*Hystrix S.r.l., via Indipendenza 47, 61032 Fano (PU)*

Le popolazioni di Corvidi con caratteristiche di spiccata sinantropia come Gazza *Pica pica* e Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* possono rappresentare elementi di difficile gestione della componente faunistica di un'area protetta. Questo lavoro rappresenta il primo studio sistematico sullo status delle popolazioni di questi Corvidi nel Parco Naturale del Monte Conero (provincia di Ancona).

**Area di studio e metodi** - Lo studio è stato effettuato sull'intera area del Parco del Conero con esclusione della riserva integrale, per una superficie di 5774 ha, diviso in tre fasi: 1) dicembre 1999-gennaio 2000: censimento dei nidi esistenti su tutta l'area, seguendo la metodologia proposta da Fasola e Brichetti (1983), registrando i gruppi monospecifici di almeno tre individui. 2) marzo-luglio 2000: individuazione di due aree campione (17.8% dell'area di studio) con analisi delle nidificazioni in atto. 3) gennaio-febbraio 2001: censimento su tutta l'area di studio dei nidi esistenti. Ciò ha permesso di calcolare il tasso di sostituzione (rapporto tra numero di nidi costruiti nel 2000 e numero totale di nidi individuati).

**Risultati e Discussione** - *Nidificazioni*. A fine stagione riproduttiva 1999 sono state registrate densità di nidi esistenti pari a 0.26 nidi/km<sup>2</sup> per la Gazza e a 0.64 nidi/km<sup>2</sup> per la Cornacchia grigia; durante la stagione riproduttiva 2000, nelle aree campione i valori sono stati di 0.53 nidificazioni/km<sup>2</sup> per la Gazza e 0.61 nidificazioni/km<sup>2</sup> per la Cornacchia grigia, valori confermati nella terza fase (rispettivamente 0.47 e 0.69 nidi/km<sup>2</sup>). Tutti i valori risultano essere inferiori a quanto riscontrato in aree della Pianura Padana e delle Marche (Fasola *et al.* 1996; Perna 1991; Vigorita 1991). Nella bassa e media pianura reggiana su una superficie di 80920 ha sono stati riscontrati valori simili per quanto riguarda la Gazza (0.51 nidi/km<sup>2</sup>), ma con valori massimi di 12.7 nidi/km<sup>2</sup> (Gustin 1999).

Dalla comparazione delle due stagioni riproduttive è stato registrato un tasso di sostituzione del 55.6% con un incremento dell'80% per i nidi di Gazza mentre per la Cornacchia il tasso di sostituzione è stato del 32.5% con un incremento dell'8.1%. Sono stati confermati 3

casi di riutilizzo di un nido esistente da parte della Cornacchia grigia.

La distribuzione dei nidi ha confermato la segregazione spaziale tra le due specie. In entrambe le stagioni riproduttive la Cornacchia ha costruito nidi a una distanza superiore a 25 m da case o strade in più dell'80% dei casi; la Gazza ha costruito il 55% dei nidi a meno di 20 m dalle case sia nel 1999 che nel 2000, mentre per quanto riguarda la distanza da strade, è stata inferiore a 10 m nel 42% dei casi nel 2000 e nel 55% nel 1999. La Gazza ha costruito i nidi (n.=39) su Roverella (49%), Robinia (33%) e Pioppo nero (13%), con la comparsa di Gelso e Olmo campestre nel 2000; la Cornacchia grigia (n.=58) ha privilegiato Roverella (64%), Pioppo nero (34%), con la presenza di Robinia nel 2000 (2%).

*Gruppi invernali* - Nel periodo invernale i gruppi di Gazza, ad eccezione di uno di 70 individui, hanno una dimensione media di 7.0 individui, quelli di Cornacchia grigia di 13.9. Gazza e Cornacchia grigia hanno dimostrato una segregazione nella distribuzione spaziale, in accordo con quanto osservato durante la fase riproduttiva. La prima è risultata più abbondante in prossimità dei crinali collinari con insediamenti, la seconda più concentrata nei fondovalle con agricoltura intensiva. L'area del Parco è utilizzata come dormitorio da cornacchie che si alimentano prevalentemente fuori dall'area protetta; sono stati individuati 3 dormitori, con un massimo di 243 individui in una sola area.

In conclusione si può affermare che l'area del Parco del Conero viene utilizzata come sito di alimentazione e per il rifugio invernale, mentre appare basso l'utilizzo a fini riproduttivi.

**Ringraziamenti** - Si ringrazia l'Ente Parco Naturale del Monte Conero per il contributo alla ricerca, nonché Filippo Savelli, Marco Piangerelli, Simona Schiaroli e Roberto Pagliarani.

**Bibliografia** - Fasola M., P. Brichetti 1983. Avocetta, 7: 37-84. ● Fasola M., S. Cacciavillani, C. Movalli, V. Vigorita 1996. Avocetta, 20: 125-131. ● Gustin M. 1999. Avocetta, 23: 37. ● Perna P. 1994. In Baldaccini N.E., T. Mingozi, C. Violani (Eds.), Atti VI Conv. Ital. Ornitologia: Mus. reg. Sci. nat. Torino: 507-508. ● Vigorita V. 1991. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XVI: 425-427.

## Il ruolo dei Giardini Zoologici nella conservazione dell'ornitofauna italiana

MYRTA MAFAI, FULVIO FRATICELLI

Bioparco, viale del Giardino Zoologico 20, 00197 Roma

È riconosciuto che per la buona riuscita di un progetto di conservazione è necessario prevedere azioni multidisciplinari. Fra queste la comunicazione, l'educazione e l'informazione sembrano essere prioritarie ai fini della buona riuscita di un programma di conservazione che senza l'approvazione delle amministrazioni pubbliche e delle comunità locali, è destinato probabilmente a fallire (Kleiman *et al.* 1986). L'IUCN (1998) ha messo in risalto come una delle principali azioni di un progetto di conservazione sia proprio quella dell'informazione e della sensibilizzazione del pubblico. In particolare, viene rimarcato il ruolo essenziale e l'importanza della comunicazione ai fini della conoscenza di una specie per rendere partecipe il pubblico e portarlo alla condivisione della necessità della conservazione, soprattutto laddove il progetto comporta limitazioni come quelle legate alla fruibilità dell'area.

Nella *World Zoo Conservation Strategy* (IUDZG/CBSG 1993) vengono definite con chiarezza le motivazioni che giustificano l'esistenza di un Giardino Zoologico. In particolare, viene riconosciuto il ruolo degli zoo nella strategia di conservazione internazionale nell'ambito della quale l'educazione e la sensibilizzazione del pubblico vengono indicate come azioni prioritarie. Dalla Lista Rossa Nazionale (LIPU e WWF 1999) risulta che il 66% degli uccelli nidificanti in Italia è da considerarsi minacciato a vario livello. Confrontando le specie inserite in questo documento con quelle ospitate nei Giardini Zoologici italiani, riportate negli inventari che l'Unione Italiana Zoo e Acquari (1998) redige regolarmente, si può purtroppo osservare la loro quasi totale non sovrapposizione. Negli zoo italiani è ospitato solo il 19% delle specie di uccelli nidificanti in Italia e solo il 14% appartiene a specie minacciate. Questo sta a dimostrare che gli zoo ita-

liani non svolgono ancora quel ruolo fondamentale d'informazione, educazione e conservazione della fauna ornitica italiana. Ospitare nelle proprie strutture uno Psittaciforme dai colori variopinti attira una grande quantità di pubblico, ma è proprio utilizzando queste specie bandiera che si deve arrivare a comunicare messaggi sulle specie ornamentiche che anche il comune cittadino avrà la possibilità d'incontrare in Italia. La totale disinformazione sulle più basilari nozioni che chiunque dovrebbe avere, dimostrano l'estremo bisogno d'informazione e il ruolo che i Giardini Zoologici dovrebbero svolgere. Al contrario, nelle collezioni private sono presenti molti esemplari di specie italiane minacciate, ma spesso sussistono problemi come l'illegalità di detenzione. Inoltre, la non esposizione al pubblico fa decadere una delle motivazioni principali individuate nella *World Zoo Conservation Strategy*: l'educazione.

Il ruolo dei Giardini Zoologici dovrebbe essere quello di recuperare questi esemplari e avviare programmi di informazione e di conservazione attraverso il *captive breeding*, dopo aver definito le priorità d'intervento e aver redatto specifici *action plan*. Si auspica che ciò possa accadere quanto prima e che i Giardini Zoologici italiani, come i più importanti zoo internazionali, vengano concepiti non più solo come luoghi ludici, ma come strutture integrate nell'ambito di una strategia nazionale di conservazione e di educazione del pubblico.

**Bibliografia** – Kleiman D.G. *et al* 1986. In: Benirschke K. (ed.) *Primates: the road to self-sustaining populations*. Springer Verlag, New York: 959-979. ● IUCN 1998. *Guidelines for Re-introductions*. IUCN, Gland. ● IUDZG/CBSG (IUCN/SSC), 1993. *The World Zoo Conservation Strategy*. Chicago Zoological Society, Brookfield. ● LIPU e WWF (a cura di) 1999. *Riv. ital. Orn.*, 69: 3-43. ● UIZA 1998. *Unione Italiana Zoo e Acquari, inventario al 31/12/'98*. Roma.



## Indagini su un dormitorio di Cornacchia grigia *Corvus corone cornix*, svernante lungo il corso del Piave

FRANCESCO MEZZAVILLA, GIANFRANCO MARTIGNAGO

Associazione Faunisti Veneti, Museo civico di Storia Naturale, S. Croce 1730, 30135 Venezia.

La Cornacchia grigia è una specie che nell'ultimo decennio ha manifestato un discreto incremento in provincia di Treviso. Si è insediata in quasi tutta l'area di pianura anche dove nel recente passato risultava assente (Mezzavilla 1989). Per verificare lo status di questa specie, da alcuni anni si stanno svolgendo accurati censimenti nelle zone dove forma dormitori serali costituiti da gruppi compresi tra poche centinaia e alcune migliaia di individui. Lo studio rientra nelle finalità di censimento della specie atte a definire meglio le dinamiche di popolazione ed il tasso di prelievo attuato dall'Ente Provinciale mediante trappole Larsen. Nella gestione infatti, il censimento assume un valore elevato nel verificare l'incidenza del prelievo effettuato (Simonetta e Dessì-Fulgheri 1998).

**Area di studio e metodi** – Il dormitorio è posto lungo il corso del Piave a nord del colle del Montello. In questo ambito la Cornacchia grigia ha utilizzato come posatoio notturno sia il letto del fiume sia i boschi di Pioppo, Ontano nero, Ontano bianco e Robinia che coprono parte del greto e delle sponde. Il dormitorio non si formava in un luogo fisso, ma poteva variare nel tempo in funzione della temperatura e del grado di disturbo antropico. Nel complesso la superficie interessata è stata di circa 1 km<sup>2</sup> ed al suo interno veniva preferita un'area di circa 4-5 ha coperta da un bosco di pioppi ed ontani confinanti con una parete di roccia. Il censimento delle cornacchie è stato svolto negli inverni 2000 e 2001 (21 uscite). I rilievi venivano effettuati prendendo posizione circa due ore prima del tramonto in punti strategici posti nel greto del fiume, da dove venivano contati gli esemplari in arrivo da settori prefissati. Sono stati inoltre effettuati altri 14 controlli, su un raggio di alcune decine di chilometri, per verificare le aree di provenienza.

**Risultati e discussione** - Il dormitorio era formato da Cornacchia grigia ma non si esclude che qualche esemplare di Cornacchia nera possa essersi aggregato dato che gli ultimi conteggi della giornata venivano fatti quasi in assenza di luce. Le cornacchie arrivavano in prossimità del posatoio circa 1-2 ore prima del tramonto, ma il maggior numero di arrivi si rilevava sempre

nell'intervallo tra il tramonto del sole ed il buio completo. In questa fase si assisteva ad un grande trambusto causato spesso da migliaia di individui che si alzavano in volo per unirsi a quelli in arrivo. Mezz'ora dopo il tramonto tutti gli uccelli stavano completamente in silenzio distribuendosi tra i rami degli alberi ad una discreta distanza gli uni dagli altri. Al mattino invece, le cornacchie cominciavano ad involarsi circa un'ora prima dell'alba e con il sorgere del sole se ne potevano contare molto poche. Nei due anni di indagine si è osservato che il dormitorio iniziava a costituirsi nei mesi di settembre e ottobre ed il massimo delle presenze si aveva tra dicembre e febbraio per poi diminuire (Tab. 1).

Tab. 1. Conteggi massimi mensili di Cornacchia grigia nel dormitorio.

Mesi	Dic.	Gen.	Feb.	Mar.	Apr.
Inverno '99-'00	5743	4466	4503	2616	300
Inverno '00-'01	5996	5000	5395	2300	--

Durante i censimenti si è potuto verificare che la posizione del dormitorio dipendeva strettamente dalle condizioni climatiche. Temperature serali rigide, inferiori a -2, -3 °C, spingevano gli uccelli a passare la notte sul greto del fiume mentre con temperature più elevate si portavano sui rami degli alberi. L'analisi di regressione tra temperatura ed altezza media da terra ha dato risultati molto significativi ( $r=0,93$ ;  $p=0,0001$ ). L'indagine relativa al bacino di provenienza delle cornacchie ha mostrato che queste provenivano da un'area di quasi 1080 Km<sup>2</sup>. Considerando i conteggi di dicembre 1999, la densità nell'intero bacino di provenienza poteva essere di 5,3 individui/km<sup>2</sup>. Gli esemplari che attuavano gli spostamenti maggiori provenivano dalla periferia della città di Bassano (VI) distante in linea d'aria 30 km. La velocità massima di volo calcolata seguendo con l'auto i gruppi in arrivo, è stata di 55-60 km/ora.

**Bibliografia** - Mezzavilla F. 1989. Atlante degli Uccelli nidificanti nelle province di Treviso e Belluno. Montebelluna. ● Simonetta A., Dessì-Fulgheri F. 1998. Principi e tecniche di gestione faunistico-venatoria. Greentime, Bologna.

## Densità di nidificazione di Gazza *Pica pica* e Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* in alcune aree delle Marche

PIETRO POLITI, PAOLO GIACCHINI  
Hystrix S.r.l., via Indipendenza 47, 61032 Fano (PU)

Da tempo si assiste alla progressiva espansione delle popolazioni di Corvidi nella penisola italiana, che comporta maggiore attenzione ai problemi della loro gestione, in relazione sia alla fauna di interesse venatorio che conservazionistico. Il presente studio confronta gli indici chilometrici di abbondanza dei nidi di Gazza *Pica pica* e Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* in alcune aree delle Marche.

**Area di studio e metodi** - Lo studio è stato effettuato lungo 11 transetti nei bacini dei fiumi Misa (provincia di Ancona), Tronto e Aso (Ascoli Piceno), Cesano e Metauro (Pesaro e Urbino). In ciascuna provincia sono stati individuati due tipi di transetti: il primo gruppo (lunghezza totale 64.1 km) è rappresentato da aree di fondovalle con alberature stradali e ripariali, caratterizzate da agricoltura intensiva con seminativi e colture orticole. Il secondo gruppo (lunghezza totale 21.3 km) è caratterizzato da aree collinari con agricoltura estensiva, presenza di siepi e filari, incolti e zone calanchive.

I censimenti sono stati effettuati nel periodo gennaio-marzo 2001, utilizzando la metodologia proposta da Fasola e Bricchetti (1983), rilevando tutti i nidi costruiti in precedenza alla stagione riproduttiva in corso. L'Indice Chilometrico di Abbondanza (IKA) è stato espresso come numero di nidi censiti per chilometro percorso.

**Risultati** - I risultati vengono illustrati in Tab. 1 da cui si evidenziano gli alti valori relativi soprattutto alla Gazza nella provincia di Ascoli Piceno in ambito di fondovalle; i valori sono decisamente inferiori nelle altre due province, dove gli ambienti collinari con colture agricole meno intensive sembrano ospitare una maggiore densità riproduttiva. Per quanto riguarda la Cornacchia grigia, non si hanno differenze notevoli come per la Gazza, senza legarsi a particolari ambienti. Gli IKA permangono nel complesso più omogenei ed inferiori ai valori riscontrati per la Gazza.

Nei transetti di fondovalle, i nidi di Gazza (n.=220) sono costruiti su Pioppo nero (36,8%) e Robinia (34,5%), con nidificazioni anche su Roverella (16,8%) e più sporadicamente su Olmo minore e Acero campestre (<6%), mentre in una sola occasione è stato rinvenuto un nido su Salice bianco. In parte confermata la selezione positiva verso la Robinia in aree assimilabili come la pianura Padana (Rolando 1988). Nei transetti collinari (n.=53) dominano i nidi su Olmo minore (37,7%) e Roverella (32,1%), seguite da Pioppo nero

e Robinia (rispettivamente 15,2 e 11,3%); occasionali i nidi su Mandorlo ed Acero campestre, che dimostrano l'ampio adattamento della specie alla disponibilità di piante arboree presenti, tra cui spicca l'Olmo tradizionalmente meno utilizzato. Nel caso della Cornacchia grigia, nei transetti di fondovalle i nidi (n.=81) sono prevalentemente localizzati su Pioppo nero (53,1%), in minor misura su Roverella (28,4%) e Robinia (16,8%), mentre sono state osservate nidificazioni anche su Acero campestre e Olmo minore. Per quanto riguarda la seconda tipologia ambientale, l'esiguo campione (n.=11) è distribuito tra Pioppo nero, Roverella, Robinia, Acero campestre e Salice bianco.

Tab. 1 - Indici chilometrici di abbondanza di Gazza e Cornacchia grigia nelle 11 aree campione.

tran- setto	pro- vincia	tipologia (Fondovalle/ Collina)	lunghezza transetto (km)	IKA Gazza	IKA Cornacchia
1	AN	F	20	0.6	0.7
2	AN	C	5	1.4	0
3	AP	F	5	3.0	2.0
4	AP	F	11	3.3	0.9
5	AP	C	3	4.7	1.3
6	AP	F	8	12.9	1.1
7	AP	F	5	9.2	0.8
8	PU	F	11.5	0	2.8
9	PU	F	3.6	1.1	0.3
10	PU	C	4.8	1.9	0.8
11	PU	C	8.5	2.7	0.4

**Conclusioni** - La metodologia adottata consente di comparare gli IKA, evidenziando diverse densità di nidificanti nelle diverse province e situazioni ambientali. L'entità dei nidi è influenzata negativamente dall'abitudine di costruire falsi nidi da parte della Gazza, positivamente dalle potature effettuate lungo le alberature stradali che eliminano nel giro di alcuni anni tutti i nidi costruiti in precedenza. Tali valori chilometrici possono, quindi, essere utilizzabili in ambito gestionale, considerando le potenzialità riproduttive delle due specie e la reale necessità di intervenire con campagne di controllo.

**Ringraziamenti** - Si ringraziano Filippo Savelli, Stefano Rossi e gli operatori degli ATC AN1 e ATC PS2 per la collaborazione sul campo.

**Bibliografia** - Fasola M., Bricchetti P. 1983. Avocetta, 7: 37-84.  
● Rolando A. 1988. Boll. Zool., 55: 315-321.



**SESSIONE LIBERA**

## Consistenza ed evoluzione della popolazione di Gabbiano reale *Larus cachinnans michahellis* nidificante nell'Arcipelago Toscano

EMILIANO ARCAMONE\* \*\*, NICOLA BACCETTI\*\*\*, LAURA LEONE\*, LUCA MELEGA\*\*\*, ENRICO MESCHINI\*, PAOLO SPOSIMO\*

\* Centro Ornitologico Toscano - \*\*via Ad. Tommasi 20/C, 57124 Livorno, e-mail arcamone@libero.it

\*\*\* Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia BO

*Larus cachinnans michahellis* è in marcato aumento ed in espansione su tutto il proprio areale riproduttivo, con conseguenze negative sulla conservazione di altre componenti degli habitat costieri (Beaubrun 1993; Skornik 1997, Vidal *et al.* 1998). Tale tendenza non è stata finora quantificata con precisione in Italia, mentre per zone relativamente vicine esistono stime precise del tasso medio di incremento delle popolazioni nidificanti (es. 7% all'anno nel sud della Francia, 3,8% in Corsica: Guyot *et al.* 1985, Thibault e Bonaccorsi 1999). Il presente contributo intende presentare i dati raccolti a questo riguardo nel settore insulare toscano.

**Informazioni disponibili e metodi** - Dati relativamente completi sul numero di coppie nidificanti sulle diverse isole toscane sono disponibili soltanto a partire dagli anni 1983-84, grazie al Progetto Laridae - Italia (Fasola 1986). Solo per qualche isola esistono stime ragionevolmente complete o dati ricostruibili anche per anni precedenti (Capraia, circa 500 cp. nel 1967 e 2500 nel 1974: Moltoni 1975; Elba, 2100 cp. nel 1977: Bardi *et al.* 1978; Montecristo, <100 cp. nel 1882, 500 nel 1953, 2165 nel 1981: cfr. Baccetti 1994; Giannutri, circa 2200 cp. nel 1979: Fior 1983). Successivamente al Progetto Laridae, la maggior parte delle isole toscane è stata censita solo nel 1994 durante la crociera ornitologica della MN/Livorno II (Arcamone e Bertolucci, ined.) e negli anni 1998-2000 nell'ambito del Progetto LIFE/UE 'Capraia e isole minori della Toscana: tutela della biodiversità'. La popolazione nidificante è stata in tutti i casi stimata dal mare, conteggiando dalla barca tutte le coppie visibili o i singoli individui in atteggiamento riproduttivo. Per il calcolo del tasso medio di incremento e del totale complessivo sono stati considerati i soli risultati degli anni 1983, 1994 e 2000, colmando eventuali valori mancanti (per un'entità complessiva inferiore al 12%) con la media dei valori temporalmente più vicini disponibili per ciascun sito.

**Risultati e Discussione** - La Tab. 1 mostra nel dettaglio i dati disponibili per il periodo 1983-2000, indicativi di un incremento medio del 4% all'anno. La popolazione è quasi raddoppiata in 17 anni, passando da 8160 a 12380 cp. nel periodo 1983-94 (incremento medio annuo: +3,8%) e da 12380 a 15950 cp. nel 1994-2000 (+4,3%). L'andamento sulle varie isole è tuttavia piuttosto eterogeneo, dato che a fianco di aumenti molto elevati (es. media +18% per anno al Giglio, con consistenza quasi triplicata in un biennio), si sono registrati anche cali vistosi (es. Montecristo, -8,4% per anno). Tale variabilità è in parte spiegabile con trasferimenti da un'isola all'altra. Il calo di Montecristo, di entità assoluta prossima a 2000 cp., parrebbe essere stato compensato, almeno in parte, dall'aumento al Giglio e dovrebbe avere come causa la chiusura della discarica di Teghime sulla costa orientale corsa (Cantera com. pers.), regolarmente utilizzata in precedenza a scopo trofico (Baccetti 1994). La presenza di discariche attive, infatti, costituisce un fattore critico per l'evoluzione numerica delle colonie (Pons 1991, per *Larus argentatus*). Il dinamismo che caratterizza la vita delle discariche italiane sembra lasciare ampio spazio a variazioni nella distribuzione dei nuclei riproduttivi e forse anche ad ulteriori incrementi della popolazione.

**Bibliografia** - Baccetti N. 1994. Quad. Mus. St. Nat. Livorno, 13: 89-101. ● Bardi *et al.* 1978. Avocetta, 1: 41-47. ● Beaubrun P.C. 1993. In: Aguilar *et al.* (eds.) Status and conservation of seabirds. Proceedings 2nd Medit. Seabird Symp., SEO, Madrid: 47-55. ● Fasola M. 1986. Suppl. Ric. Biol. Selv., 11. ● Fior T. 1983. Riv. ital. Orn., 53: 177-182. ● Guyot I., *et al.* 1985. Annales du C.R.O.P. n° 2, Aix-en-P: 31-47. ● Moltoni E. 1975. Riv. Ital. Orn., 45: 97-217. ● Pons J.-M. 1991. Alauda, 59 (1): 31. ● Skornik I. 1997. In: Hagemeyer e Blair (eds) The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Poyser, London: 340-341. ● Thibault J.-C. e Bonaccorsi G. 1999. The birds of Corsica. BOU Checklist No. 17. ● Vidal E. *et al.*, 1998. Biodiversity and Conservation, 7: 1013-1026.

Tab. 1. Numero di coppie nei diversi anni.  
Corsivo: stime indirette (v. testo).

	Argentorola	Capraia	Cerboli	Elba e satelliti	Formica di Burano	Forniche Grosseto	Giannutri	Giglio	Gorgona	Isola Rossa	Isolotto Port'Ercole	Montecristo	Palmaiola	Pianosa	Sparviero	Topi
1983	2	1870	200	793	30	200	1400	100	350	0	200	2502	80	203	220	10
1984		2185							350							
1989			600			100					200		150		250	10
1991	80											2864				
1992					30					30						
1993					30											20
1994	84	2600	312	1383	24	165	4243	633	333	30	250	1569	240	203	275	36
1998	130		500		17	130					250		241		190	50
1999	58	3360	380	1627		176	3151	603	1776				316	203	270	75
2000	80	4097	260	2748	17	280	4047	1663	1003	30	250	565	383	177	270	80



## Il Gabbiano reale mediterraneo *Larus cachinnans* nidificante nella città di Livorno

EMILIANO ARCAMONE\* \*\*, LAURA LEONE\*

\* Centro Ornitologico Toscano - \*\*via Ad. Tommasi 20/C, 57124 Livorno, e-mail arcamone@libero.it

Il Gabbiano reale mediterraneo *Larus cachinnans*, in Italia come in tutto il Mediterraneo, è andato incontro nell'ultimo quarantennio ad un forte incremento numerico (Guyot *et al.* 1985, Fasola 1986). Parallelamente a questo si è registrata un'espansione dell'areale distributivo che ha portato alla colonizzazione di nuovi siti in aree interne lontane dalla costa come ad esempio il Lago di Garda (Cambi 1980), il Lago di Como (Bonvicini *et al.* 1989), il Lago di Bolsena (Arcamone *et al.* 1988). Come avviene normalmente in altri paesi europei, anche in Italia, dagli anni '80 si sono registrati i primi casi di nidificazione in aree urbane (Cignini *et al.* 1985; Spanò 1986; Benussi 1993). Storicamente la nidificazione di questo gabbiano a Livorno non era nota. Soltanto nel 1984 è stato segnalato il primo caso (Dinetti e Coop. Ardea 1994), non più confermato negli anni successivi. Un vero e proprio insediamento si è avuto soltanto a partire dal 1998, come testimoniato dal rinvenimento di alcuni *pulli* raccolti in città e pervenuti al CRUMA (Centro Recupero Uccelli Marini e Acquatici della LIPU; D. Marzi com.pers.).

**Materiali e metodi** - Nel 1999, a seguito di appelli pubblicati sulla stampa locale, la popolazione ha risposto segnalando diversi siti di nidificazione, che sono risultati importanti per la successivo monitoraggio delle coppie. Nel 2000 sono state attraversate tutte le vie cittadine e sono state compiute osservazioni dagli edifici più elevati della città. L'area del porto industriale è stata esclusa dal percorso del rilevamento per problemi legati all'accesso. Oltre all'osservazione diretta dei nidi o dei *pulli*, sono state considerate prove di nidificazione anche i rinvenimenti di coppie con comportamento territoriale o di difesa del nido.

**Risultati e discussione** - Nel 1999 sono stati segnalati 16 casi di coppie nidificanti, mentre il censimento effettuato nel 2000 ha permesso di valutare la consistenza numerica in 49 coppie, distribuite principalmente, in piccole colonie, nella parte sud ovest della città. Il notevole aumento numerico delle colonie dell'Arcipelago Toscano (Arcamone *et al.*, questo vol.) ed una successiva espansione di questa importante popolazione, potrebbe essere il motivo dell'improvvisa colonizzazione in atto a Livorno. L'osservazione di una coppia formata da partners con anelli metallici apposti in colonie della Liguria (uno dei due però era stato liberato in passato a Livorno dopo ricovero al CRUMA), fa ritenere questo fenomeno di più ampia scala, forse anche riconducibile all'andamento delle colonie del Mar Ligure.

**Bibliografia** - Arcamone E, Baccetti N., Leone L., Melega L., Meschini E., Sposimo P. (questo vol.). Avocetta 25. ● Arcamone E., Calvario E., Meschini E., Sarrocco S. 1988. Riv. Ital. Orn., 58: 203-205. ● Benussi E. 1993. La nidificazione di *Larus cachinnans michahellis* in ambito urbano a Trieste. Status della specie (1987-1993). In: Atti del convegno: Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (piccioni e storni): problemi e prospettive. Roma, Istituto Superiore di Sanità, 10-11 Ottobre 1993. ● Bonvicini P. e Viganò E. 1989. Riv. Ital. Orn., 59: 118-119. ● Cambi D. 1980. Riv. ital. Orn., 50: 19-25. ● Cignini B. e Zapparoli M. 1985. Atti III Conv. ital. Om. Salice Terme, La Goliardica Pavese, Pavia: 255-256. ● Fasola M. 1986. Suppl. Ric. Biol. Selv., 11: 53-71. ● Guyot L., Launay G. & Vidal (1985). Oiseaux marins nicheurs du midi de la France et Corse: évolution et importance des effectifs. Oiseaux marins nicheurs du Midi de la France et Corse. Annales du C.R.O.P., 3, Aix en Provence: 31-47. ● Spanò S. 1986. Riv. Ital. Orn., 56: 269-270.





## Dispersione post-natale del Gabbiano reale *Larus cachinnans michahellis* dell'Arcipelago Pontino (Lazio)

FERDINANDO CORBI, GIUSEPPE DI LIETO, FABIO PINOS

Gruppo Pontino Ricerche Ornitologiche, c/o Via Ticino, 12 - 04100 Latina. E-mail: fercor@libero.it

Al termine della stagione riproduttiva i giovani *Larus cachinnans michahellis* dell'anno, ma anche immaturi e adulti, si spostano verso l'Europa continentale dando vita ad un fenomeno classificabile come dispersione post-natale/post-nuziale, che negli ultimi anni, ha assunto caratteri di maggiore regolarità, divenendo una vera e propria migrazione (De Mesel 1990). Nel 1993 si è iniziato a studiare questi spostamenti mediante marcaggi sulla popolazione propria dell'Arcipelago Pontino.

**Area di studio e metodi** - L'Arcipelago Pontino è situato nel medio Tirreno, al largo del Golfo di Gaeta (40°54' N 12°59' E). Tra il 1993 ed il 2000 vi sono stati inanellati 1181 pulli, di cui 83,3% marcati con un anello colorato leggibile a distanza. L'attività d'inanellamento è stata concentrata in 5 delle 18 colonie riscontrate nel censimento dei nidificanti effettuato nel 1994 (tot. ca 1200 coppie). Le segnalazioni degli anelli sono state ottenute sia casualmente, con le letture degli anelli colorati e con i ritrovamenti di soggetti morti (n=118), sia in modo sistematico, con apposite uscite effettuate in tre aree campione (n=661). Per la presente analisi abbiamo usato solo le segnalazioni casuali di soggetti con età non superiore a 18 mesi (n=40), più utili a valutare l'aspetto geografico e temporale della dispersione (Di Lieto 1999) e maggiormente comparabili con studi effettuati altrove.

**Risultati e discussione** - *Distribuzione geografica*. Le segnalazioni sono pervenute dall'area adriatica 60%, nord-europea 12,5%, centro-europea 12,5%, tirrenica 12,5%, atlantica 2,5%. È stata riscontrata una marcata tendenza alla dispersione verso nord e l'abitudine ad allontanarsi verso zone preferenziali da parte di tutte le classi d'età, a conferma del carattere migratorio del fenomeno (De Mesel 1990). Le segnalazioni, inoltre, risultano interessare le stesse aree frequentate dai gabbiani toscani e di altre popolazioni mediterranee (Carrera *et al.* 1993; Leone 1998). Il fenomeno è stato spiegato (Le Mao e Yésou 1993) come tendenza a spostarsi verso

areali con acque climaticamente meno calde, in cui non si manifestano crisi estive di produttività, dovute al riscaldamento degli strati superficiali dell'acqua (Margalef 1994).

*Distanza*. La distanza alla quale vengono segnalati i soggetti segnalati cala progressivamente all'aumentare dell'età ed è significativamente più bassa nella stagione riproduttiva, quando almeno gli adulti rientrano nelle zone riproduttive. La differenza tra le mediane delle distanze percorse da individui del I e IV anno risulta statisticamente significativa (Mann-Whitney U-test,  $p < 0,05$ ), mentre non lo è tra I e II e tra I e III anno. La massima distanza percorsa è di 1423 km, la segnalazione più settentrionale è 52,20 N, apparentemente inesistente la penetrazione a Sud e nel resto del Mediterraneo. L'entità delle distanze mediane nei primi tre anni di vita sono prossime ai 400 km (nei toscani cadono nella categoria 250-400 km: Leone 1998).

*Direzione dello spostamento*. Mostra una forte componente settentrionale. Tra le isole con campioni confrontabili l'orientamento del vettore medio non risulta differire in modo significativo (Watson U<sup>2</sup> test, direzioni medie: Zannone 351°, n=22; S.Stefano 345°, n=11). L'unica segnalazione nell'area ligure (individuo del V anno), regolarmente visitata dai soggetti toscani, fa supporre un diverso orientamento iniziale degli spostamenti dei gabbiani pontini. Questi ultimi si radunano nelle zone umide e lungo il litorale alto-adriatico prima di lasciare la penisola diretti in Europa continentale. Questa ipotetica rotta è stata osservata anche per alcuni gabbiani di Giannutri, l'isola dell'Arcipelago Toscano più meridionale (Leone 1998).

**Bibliografia** - Carrera E., Monbailliu X. & Torre A. 1993. In: Aguilar J.S., Monbailliu X. & Paterson A.M. (ed.) MEDMARAVIS, Proc. 2° Mediterranean seabird symp. Calvia. SEO/BirdLife, Madrid: 181-194. ● De Mesel D. 1990. De Giervalk 80: 25-26. ● Di Lieto G. 1999. Tesi, Univ. degli studi di Roma "La Sapienza": 133. ● Le Mao P. e Yésou P. 1993. In: MEDMARAVIS, op. cit.: 135-145. ● Leone L. 1998. Tesi, Univ. degli studi di Pisa: 98. ● Margalef R. 1994. La Recherche 15 (158): 1082-1094.

## Status del Gabbiano reale del Caspio *Larus cachinnans cachinnans* in Sicilia e cenni per l'Italia

ANDREA CORSO

C.I.R. (Comitato Italiano Rarità), via Camastra 10, 96100 Siracusa

Le segnalazioni per l'Italia riportate in letteratura per il Gabbiano del Caspio o Gabbiano pontico *Larus (c.) cachinnans* sono attualmente solo due (Talamelli 1997; Randler in Arcamone e Brichetti 2000). Allo scopo di definire meglio lo *status* di questa forma in Italia, osservazioni mirate sono state effettuate in Sicilia orientale e in altre zone italiane. I risultati vengono qui riportati.

**Area di studio e metodi** - Osservazioni regolari mirate sono state effettuate in ogni sito idoneo all'osservazione di Laridi in tutta la Sicilia orientale (province di CT, SR, RG). Sono state in particolare preferite le spiagge adiacenti foci di fiumi, i laghi interni e le discariche. I siti più visitati sono stati: Invaso di Lentini (SR), foce del F. Simeto (CT), discariche di Siracusa e Catania. I dati sono stati raccolti in tutti i mesi dell'anno, con maggiore intensità in dicembre-febbraio. Vengono riportati i risultati per gli anni 1998-2001.

**Risultati** - Negli inverni dal 1998-99 al 2000-01 sono stati osservati oltre 450 ind. Di questi, c. 80% erano adulti, 15% individui al 1° inverno e 5% al 2° inv. Nella prima delle tre stagioni di studio gli adulti erano il 60%, nella seconda l'80% e il 90% nella terza. Più dell'80% degli ind. è stato osservato nell'invaso di Lentini. Al di fuori del periodo invernale le osservazioni sono state scarse. Pochi individui sono stati registrati in ottobre e in marzo-aprile. Quasi tutte le osservazioni siciliane sono state effettuate nell'area orientale dell'isola. Nel resto della regione non si hanno osservazioni anche se i rilevamenti mirati sono stati solo occasionali, non consentendo quindi di avere un quadro chiaro e realistico della situazione effettiva. Nel resto d'Italia è stato osservato con 5-30 ind. in Puglia negli inverni 1999-2000 e 2000-01 e con 1-10 ind. in Sardegna, Emilia-Romagna e Veneto (A. Corso ined.; M. Grussu com. pers.; Passarella *et al.* questo vol.). In queste ultime tre

regioni viene osservato più di frequente durante il passo autunnale che non in periodo invernale. Alcune osservazioni probabili sono state effettuate anche in Lazio, Lombardia, Piemonte e Calabria.

Si è reperito un dato di presenza precedente la prima segnalazione italiana, riportata da Talamelli (1997): un ind. al 1° inv. fotografato nel porto di Siracusa nel febbraio 1984 (foto S. Baglieri, identificazione A. Corso e L. Jonsson).

**Discussione** - Alla luce dei dati raccolti e riportati nel presente lavoro si ritiene che il Gabbiano reale del Caspio possa essere considerato uno svernante regolare e migratore regolare in Italia. In particolare, appare in maggior numero in Sicilia dove è più frequente e abbondante in periodo invernale, mentre lo si osserva in numero più limitato lungo la costa adriatica. In quest'area la gran parte delle osservazioni è imputabile ad un flusso migratorio post-riproduttivo e alla dispersione post-giovanile durante la quale un numero cospicuo di individui si sposta verso il centro Europa (Matsievsskaya *et al.* 1998; Jonsson 1998). La Sicilia costituisce uno degli areali di svernamento più importanti d'Europa (K.M. Olsen *in litt.*). La migrazione autunnale non sembra interessare un numero di individui maggiore rispetto al periodo di svernamento. L'incremento delle osservazioni negli ultimi anni è certamente imputabile ad una maggiore conoscenza dei caratteri identificativi della forma. In Sicilia comunque sembra esserci stato un reale incremento dall'inverno 1998 a quello 2001. La *age-ratio* degli individui svernanti in Sicilia di anno in anno sembrerebbe indicare una fedeltà ai quartieri di svernamento con individui di ritorno ogni inverno, in aggiunta a nuovi individui.

**Bibliografia** - Arcamone E. e Brichetti P. 2000. Avocetta, 24: 59-65. ● Jonsson, L. 1998. Alula, 4: 74-100. ● Matsievsskaya *et al.* 1998. Branta, 1: 130-142. ● Talamelli A. 1997. Riv. ital. Orn., 67: 106-107.



## Status del Gabbiano di Pallas *Larus ichthyaetus* in Italia

ANDREA CORSO, ANDREA CIACCIO, VALERIO CAPPELLO

C.I.R. (Comitato Italiano Rarità), via Camastra 10, 96100 Siracusa

Il Gabbiano di Pallas *Larus ichthyaetus* era considerato sino ai primi anni '90 un rarissimo accidentale per l'Italia con solo due dati storici per la Sardegna (Brichetti e Massa 1993). Più di recente gli stessi autori lo danno come Mreg? Wpar (Brichetti e Massa 1998). Allo scopo di definire con precisione lo status in Italia di questa specie vogliamo ora fornire tutti i dati a nostra disposizione.

**Risultati** - Sono state raccolte 18 segnalazioni relative a 29-33 individui (Tab.1). Di questi, 18-22 erano adulti (62%), 6 erano individui al 1° inverno (21%), 3 al 2° inverno e 1 al 3° inverno. Degli adulti, 3 sono stati osservati/catturati in abito estivo e 15-19 in abito invernale.

Stagionalmente le segnalazioni si concentrano nei mesi invernali (31%, n= 9) con 6 in dicembre e 3 in gennaio. Anche il numero di individui osservati è risultato maggiore nei mesi invernali (19-23), in particolare a dicembre (10-13: 36%); un secondo picco si nota però a fine febbraio-marzo (17.2%, n= 5) probabilmente in corrispondenza di un flusso migratorio. Gli anni col maggior numero di segnalazioni sono il 1996 e il 2000 (4) e il 1997 (3); come numero di individui osservati l'anno record è il 2000 con 12-14 ind. (39%), seguito dal 1997 con 4-5 e dal 1996 con 4 individui (Tab. 1).

La regione d'Italia con più segnalazioni è la Sicilia con 13 segnalazioni (72%) seguita da Sardegna con 3 e Toscana con 2. Non ci sono segnalazioni attualmente per le altre regioni italiane. La specie si può ormai considerare regolare come svernante e in minor misura di passo in Sicilia. Le 5 segnalazioni per il medio Tirreno fanno però pensare che una piccola percentuale di individui possa arrivare anche in Italia centrale, sebbene meno di frequente e in numero più limitato.

Tutte le segnalazioni a noi conosciute vengono di seguito riportate:

- 1) 1 maschio e 1 femmina ad. in abito est., 2.3.1901, Isola della Vacca, Cagliari (Arrigoni degli Oddi 1929).
- 2) 1 maschio ad., 6.5.1906, Isola della Vacca, Cagliari (data: 23.6.1906 in Foschi *et al.* 1996).
- 3) 1 adulto, gennaio-marzo 1993, Porto e Biviere di Gela, Caltanissetta.
- 4) 1 adulto in pieno abito estivo, 5.3.1994, Capo Murro di Porco, Siracusa.
- 5) 1 adulto invernale, 26.1.1995, Biviere di Gela, Caltanissetta.

- 6) 1 imm. 3° inv., 31.3. 1996, Lago di Lentini, Siracusa.
- 7) 1 imm. 1° inv., 28. 11. 1996, Marina di Modica, Ragusa.
- 8) 1 imm. 1° inv. 24.9.1996, Saline di Quartu, Cagliari (Grussu 1998).
- 9) 1 adulto in abito inv., svernante osservato da fine dicembre 1996 a fine febbraio 1997, Lago di Lentini, Siracusa (Corso, in Grussu 1998).
- 10) 1 adulto in abito est., 26.7.1997, porto di Livorno (Haas, in Arcamone e Brichetti 2000). Stessa segnalazione attribuita all'Isola di Capraia da Grussu (1998).
- 11) 1 adulto in abito inv., 28.12.1997, Vendicari, Siracusa (Corso, in Grussu 1998).
- 12) 2-3 adulti in abito inv., svernanti osservati da fine dicembre 1997 a metà gennaio 1998, Lago di Lentini, Siracusa (Corso, in Grussu 1998).
- 13) 2-3 adulti in abito inv., svernanti osservati dal 27.12.98 ai primi di gennaio 1999 (1 poi osservato sino ad aprile 1999), Lago di Lentini, Siracusa.
- 14) 1 imm. 1° inv., 11.9.99, Bocca di Serchio, Pisa (Occhiato, in Arcamone e Brichetti 2000).
- 15) 7-8 ind. (2-3 adulti in abito inv., 2 imm. 1° inv., 3 imm. 2° inv.), 6.1.2.000 (5 ancora ai primi di marzo 2000), Lago di Lentini, Siracusa.
- 16) 1 imm. 1° inv., 28.2.00, Saline di Siracusa.
- 17) 3-4 adulti in abito inv., da dicembre 2000 a marzo 2001, Lago di Lentini, Siracusa.
- 18) 1 adulto in abito inv., 31.12.00, Vendicari, Siracusa.

Anno	n. ind.
1901	2
1906	1
1993	1
1994	1
1995	1
1996	4
1997	4 - 5
1998	2 - 3
1999	1
2000	12 - 14
<b>Totale</b>	<b>29 - 33</b>

Tab. 1.

Numero annuo di individui di Gabbiano di Pallas osservati in Italia (1901-2000).

**Bibliografia** - Arcamone E. e Brichetti P. 2000. Avocetta, 24: 59-65. ● Arrigoni Degli Oddi E. 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli, Milano. ● Brichetti P., Massa M. 1993. Riv. ital. Birdwatching, 1 (2): 61-73. ● Brichetti P., Massa M. 1998. Riv. ital. Orn., 68: 129-152. ● Foschi U.F. *et al.* 1996. Ric. Biol. Selvaggina, 97: 1-311. ● Grussu M.1998. Aves Ichnusae, 1: 37-40.

Note sullo status del Gabbiano corso *Larus audouinii* in Campania

FRANCESCA FINAMORE\*, MARIO MILONE\*\*

\*AS.O.I.M., Via Bottegelle 212, S. Giorgio a Cremano NA - \*\*Dipartimento di Zoologia, via Mezzocannone, 8 - 80134 Napoli

Il Gabbiano corso *Larus audouinii*, endemico del Mediterraneo, è indicato come specie vulnerabile a livello internazionale (IUCN 1994). Le principali colonie italiane sono sarde (Serra *et al.* 1999). In Campania un monitoraggio del G. corso è stato effettuato in tutte le stagioni, nel periodo 1983/86, e ha portato a ritenere la specie svernante occasionale (Milone e Grotta 1983; Milone *et al.* 1986). Mancano dati di riferimento relativi al periodo di fine anni '80, per l'assenza di opportune ricerche mirate. Scebba (1993) indica la specie svernante e migratrice scarsa e regolare in Campania. Nell'Atlante degli svernanti il G. corso è segnalato come svernante e nidificante (Milone 1999). In questa nota si opera una sintesi dei dati raccolti negli anni '90 in concomitanza e a seguito del Progetto Atlante Svernanti.

**Area di studio e Metodi** - Si riportano osservazioni condotte lungo la costa tirrenica tra P. Trentaremi (Agropoli) e Sapri. Qui un tratto centrale di costa bassa (da Acciaroli a C. Palinuro), separa due porzioni di litorale alto e roccioso, con rare spiagge. Sono segmenti, l'uno adiacente a P. Licosa e l'altro a sud del promontorio di Palinuro che, per l'aspetto geomorfologico impervio e la copertura vegetale a macchia mediterranea bassa e rada, sono i più adatti per rinvenire il G. corso. Il monitoraggio si è svolto dal 1989 al 2000, con cadenza quindicinale tra marzo ed aprile, poi settimanale fino a luglio, mensile nel resto dell'anno.

**Risultati e Conclusioni** - Osservando la tabella 1 e dal confronto con Milone *et al.* (1983; 1986) emerge una serie storica di dati che mostra un andamento crescente delle presenze di G. corso lungo la costa campana. Da specie occasionale, dal 1990 il G. corso assume in modo proprio lo *status* di svernante anche se in numero limitato e variabile negli anni. Si ritiene che tale tendenza all'aumento abbia avuto inizio alla fine degli anni '80, anche se la mancanza di dati relativi al periodo impedisce una valutazione precisa in merito. Di grande interesse è la nidificazione. Il primo evento riproduttivo si ha nel 1994, quindi prosegue in modo irregolare fino al 1999, con un massimo nel 1996 di tre coppie (C. Infreschi: 1 cp. nel 1994 e 1995, C.

Tab. 1. Osservazioni di Gabbiano corso in Campania (stagione non riproduttiva)

Anno	ind./anno	Mese	Località	n. ind.
1989	1	X	Il Limmo (Capri)	1
1990	7	XII	Ripe Rosse	1
		XII	P. Licosa	2
		XII	Marina Camerota	2
		XII	Acciaroli	2
1991	22	I	P. Licosa	2
		II	P. Tresino	2
		II	Litorale Domitio	1
		IV	Vivara	1
		VIII	P. Licosa	14
		IX	P. Licosa	2
1992	4	I	Caprioli	2
		XII	S. Maria Castel.	2
1993	5	I	Pioppi	1
		XII	Infreschi	4
1994	15	I	P. Licosa	3
		I	P. Cervo	3
		II	Infreschi	2
		XII	C. Palinuro	4
		XII	P. Licosa	3
		II	Acciaroli	3
1995	7	XII	Infreschi	4
		XII	Infreschi	4
1996	13	I	Infreschi	5
		XII	C. Palinuro	8
1997	9	I	C. Palinuro	4
		II	Caprioli	3
		XII	P. Licosa	2
1998	2	II	C. Palinuro	1
		XII	Acciaroli	1
1999	2	XII	C. Palinuro	2
		II	Infreschi	2
2000	4	XI	Caprioli	1
		XI	Foce Mingardo	1

Palinuro: 3 cp. nel 1996 e 1 nel 1999). Possiamo ricondurre la nidificazione all'incremento di presenze riscontrato, con un aumento del n. di individui in loco in periodo pre-riproduttivo. Alcuni di essi, forse già in coppia, vi avrebbero trovato condizioni idonee alla riproduzione. E' da notare come tutti i siti di nidificazione siano localizzati lungo la costa del Cilento. Questo risultato spinge ad intraprendere una ricerca più approfondita in quest'area.

**Bibliografia** - IUCN 1994. Red List categories. ● Milone M. e Grotta M. 1983 (1988). Ann. Ist. Mus. Zool. Univ. Napoli, 26: 85-104. ● Milone M., Grotta M. e Del Monaco G. 1986. Boll. Soc. Naturalisti, Napoli, 95: 289-301. ● Milone M. (ed.). 1999. Atlante degli uccelli svernanti in Campania, Monografia n° 6 ASOIM. ● Serra L. *et al.* 1999. Avocetta 23:72.



## Notes on Laridae and Sternidae wintering along the Cilento coast (Campania – Southern Italy)<sup>1</sup>

CLAUDIO MANCUSO, SUSAN JAI MATTHEWS

Via Zoccoli 9, 84133 Salerno

<sup>1</sup> Work carried out for the Cilento e Vallo di Diano National Park, in the arc of a MURST research project.

Preliminary data on consistence and distribution of wintering Gulls and Terns in Cilento, are presented. The coastline from Agropoli to Sapri was covered from December 2000 to February 2001. Birds present on sea, and in all aggregation sites were censused twice during the season. Data are to be considered underestimated for *L. mel.* and *L. min.* due to their pelagic habits; for *L. cac.*, due to their diurnal dispersion, and the inaccessibility of some sites.

**Mediterranean Gull *Larus melanocephalus*.** Groups are located in almost all sand littorals, particularly near river mouths, ports and sheltered waters. Resting on beaches, moles and breakwaters, in flocks with *L. rid.* and *S. san.*, and feeding from refuse of fishing boats, offshore and on land. Presence is regular throughout the winter.

**Little Gull *Larus minutus*.** 1 ind. ad. on 5 Jan. at Policastro port, contaminated by hydrocarbon, a cause of it's approach to the coast, as frequently recorded in other areas (Serra *et al.* 1997).

**Black-headed Gull *Larus ridibundus*.** Most abundant species, with a non-homogeneous distribution. Biggest concentrations are in ports and anthropic coasts. It is uncommon inland.

**Audouin's Gull *Larus audouinii*.** 1 ad. on 13 Dec. at Ripe Rosse of Montecorice, in flock with *L. cac.*; 1 ad.

on 1 Feb. on the beach of S. Maria di Castellabate, with ca. 250 other gulls among *L. rid.*, *L. cac.*, *L. mel.*, *S. san.*, 22 ad. and 1 imm. 2nd winter on 6 and 7 Febr. at Isola Licosa. Accidental species for the region in the past (Milone *et al.* 1989), migratory and wintering occurrence increased in the 90s. Recorded, in the same places, on Dec., Aug. and Sept. 1990-91 (max of 12 ind. ad.; Scebba 1993). Breeding attempts are also known for the area (Milone *et al.* 1989).

**Yellow-legged Gull *Larus cachinnans*.** Widespread along entire coastline, it frequents different kinds of sea-habitats, highest concentrations on cliffs of rocky coasts, that are breeding colony sites. More common inland than *L. rid.*: on Alento lake 85-90 ind. in Mar. 2000.

**Sandwich Tern *Sterna sandvicensis*.** Small groups widespread along all kinds of coasts, both natural and anthropic, with preference for sand-coasts, ports and breakwaters.

**References** - Milone M. *et al.* 1989. Sitta, 3: 55-66. ● Milone M. 1999. Atlante degli uccelli svernanti in Campania. A.S.O.I.M., Monogr. 6. Regione Campania. ● Scebba S. 1993. Gli uccelli della Campania. Esselibri, Napoli. ● Serra *et al.* 1997. Biol. Cons. Fauna, 101: 283.

Tab. 1. Laridae and Sternidae wintering on Cilento coast: max presence from December 2000 to February 2001. Sectors as in Fig. 1.

Sectors	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12	Tot.
<i>L. melanocephalus</i>	0	7	1	0	0	0	30	0	0	85	0	120	243
<i>Larus minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	1
<i>L. ridibundus</i>	100	590	0	0	283	0	40	0	15	203	0	290	1521
<i>L. audouinii</i>	0	1	23	1	0	0	0	0	0	0	0	0	25
<i>L. canus</i>	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0	1	3
<i>L. fuscus</i>	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>L. cachinnans</i>	12	36	150	60	15	5	140	20	350	15	220	43	1066
<i>L. sandvicensis</i>	0	13	1	0	6	1	7	5	4	4	1	40	82

Tab. 2. Study area characteristics (sectors as in Fig. 1). Coast typology: l.r. = low rocky; h.r. = high rocky; s. = sandy.

Sectors	Length (Km)	Coast typology	Ports	River mouths
1	9	l.r.	1	1
2	5.5	s.	1	2
3	9	l.r.	0	0
4	3	h.r.	0	1
5	6	s.	2	4
6	7.5	l.r.	0	1
7	8	s.	1	2
8	13	l.r.	1	1
9	8.5	h.r.	1	2
10	13	s.	1	1
11	14	h.r.	0	0
12	12.5	s.	3	4

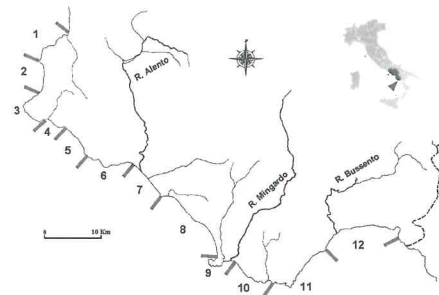


Fig. 1. The Cilento coastline divided into 12 homogeneous sectors.