

# ALULA

*RIVISTA DI ORNITOLOGIA*

VOLUME XXI (1-2) - 2014

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli



**EVOLUZIONE TRENTENNALE, STATUS E PARAMETRI  
RIPRODUTTIVI DELLE COPPIE DI AQUILA REALE  
*Aquila chrysaëtos* NELL'APPENNINO LAZIALE  
(ITALIA CENTRALE)**

FABIO BORLENGHI<sup>(1)</sup>, MARINA CIANCONI<sup>(2)</sup> & LAMBERTO RANAZZI<sup>(3)</sup>

*Altura – fabioborlenghi@libero.it*

*Altura – marina.cianconi@tiscali.it*

*Università “Sapienza” di Roma – lamberto.ranazzi@live.it*

**INTRODUZIONE**

L'Aquila reale *Aquila chrysaëtos* è specie politipica a corologia oloartica presente in quasi tutti i paesi europei. In Italia si distinguono quattro popolazioni distribuite su Alpi, Appennino, Sicilia e Sardegna. In Europa lo stato di conservazione della specie è “sfavorevole” con classificazione SPEC 3 (BirdLife International, 2004) e una popolazione di circa 6.000-8.000 coppie (Watson, 2010). In Italia l'ultima evidenza della consistenza numerica della specie riporta 492 coppie censite e 561 stimate (Fasce & Fasce, 2007); nella Lista rossa degli uccelli nidificanti la specie è classificata “Quasi minacciata” (NT) (Peronace et al., 2012).

La popolazione appenninica è distribuita in tutte le regioni, dalla Liguria alla Calabria, con la sola eccezione della Puglia. Nell'immediato ultimo dopoguerra la popolazione dell'Appennino centrale raggiunse la sua massima densità (Chiavetta, 1981) che nei successivi decenni diminuì fino a toccare il suo minimo alla fine degli anni '70 con una perdita di circa il 40% delle coppie nidificanti; tutto ciò a causa della persecuzione diretta verso le specie ritenute nocive, il sistematico saccheggio dei nidi, la trasformazione degli habitat di presenza della specie e il forte calo di attività umane favorevoli alla specie quali la pastorizia ovina e l'agricoltura di montagna (Chiavetta, 1981, 1995; Borlenghi & Corsetti, 2002).

L'avvento di una legislazione a tutela degli uccelli rapaci con l'emanazione della legge 968/77 e successivamente della legge 157/92, l'istituzione di aree protette avvenuta con la legge 394/91, l'emanazione delle direttive comunitarie 409/79 (Direttiva Uccelli) e 43/92 (Direttiva Habitat), nonché l'aumentata sensibilità e coscienza delle popolazioni locali verso la conservazione della fauna selvatica e della natura in generale hanno fatto sì che dopo un periodo di stabilità, durato nell'Appennino centrale una quindicina d'anni (anni '80 e '90), molti territori tornassero a essere ricolonizzati.

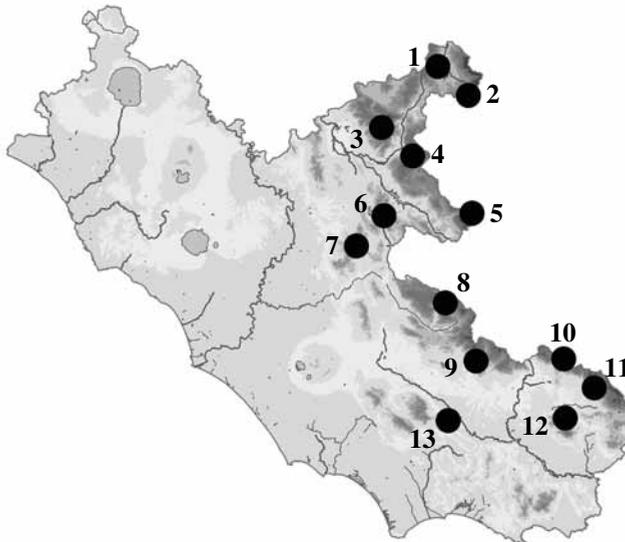
Nel Lazio, dove la specie è considerata “minacciata” (EN) (Calvario et al., 2011), l'ultima coppia scomparsa è stata quella dei Monti Lepini che nidificò per l'ultima volta nel 1980 (Corsetti, 1988). In questa regione già dalla seconda metà degli anni '70 ebbero luogo iniziative di protezione diretta di alcuni siti di riproduzione da

parte di associazioni e volontari appassionati (Monti Lucretili, Monti Ernici e Monti Lepini). Queste iniziative segnarono l'inizio di un'attività di monitoraggio per opera di naturalisti volontari che portò nel tempo sia alla scoperta di coppie che non erano state rilevate in precedenza sia a produrre ricerche riguardanti lo status della specie nella regione e le relative minacce incombenti (Novelletto & Petretti, 1980; Allavena et al., 1987; S.R.O.P.U., 1987; Borlenghi, 1992; Zocchi, 1992; Borlenghi & Corsetti, 1996, 2002, 2004; Borlenghi, 2005; Brunelli et al. 2007; Borlenghi & Brunelli, 2010; Borlenghi, 2012).

È obiettivo del presente studio fare il punto sullo status dell'Aquila reale nell'Appennino laziale esaminando l'evoluzione che ha avuto la specie dal crollo delle coppie presenti nel secolo scorso fino ai nostri giorni e analizzando i parametri riproduttivi delle coppie note unitamente ad altri dati afferenti la popolazione stessa (densità, presenza d'immaturo nelle coppie, esposizione e distribuzione altimetrica dei siti riproduttivi).

#### AREA DI STUDIO E METODI

L'area di studio coincide con l'attuale area di presenza dell'Aquila reale nel Lazio corrispondente ai principali gruppi montuosi delle province di Rieti, Roma, Frosinone e Latina (Di Carlo, 1980; Liberatori, 1995; Borlenghi & Corsetti, 1996; 2004; Borlenghi, 2011a, 2012) (Fig. 1).



*Fig. 1. Area di presenza e studio: Monte Pozzoni (1), Monti della Laga (2), Monti Reatini (3), Monte Giano (4), Montagne della Duchessa (5), Monti Carseolani (6), Monti Lucretili (7), Monti Simbruini (8), Monti Ernici (9), sottogruppo di Monte Cornacchia (10), Monti della Meta (11), gruppo di Monte Cairo (12), Monti Lepini (13).*

I siti di nidificazione della specie sono ubicati in sistemi rupestri, anche di modeste dimensioni, di origine calcarea, fatta eccezione per il comprensorio della Laga dove sono arenacei.

La superficie dell'area di studio si estende per circa 3.800 km<sup>2</sup> ed è stata estrapolata da una precedente ricerca (Borlenghi & Corsetti, 2002).

Per necessità espositiva i dati rilevati nel periodo della ricerca (1983-2014) sono stati suddivisi in otto quadrienni, per un totale di 32 anni di monitoraggio.

I monitoraggi sono stati svolti nei primi otto mesi dell'anno, da gennaio ad agosto, con l'intento di rilevare la presenza territoriale della specie, l'eventuale deposizione, l'allevamento dei pulli e l'involto dei giovani. Al fine di evitare al massimo il disturbo, le osservazioni sono sempre avvenute a distanza di sicurezza (>300 m).

Sono stati rilevati i parametri riproduttivi della produttività (giovani involati/coppie controllate) e del tasso d'involto (giovani involati/coppie di successo) secondo quanto indicato da Cheylan (1981).

Per la valutazione della varianza campionaria (se significativamente maggiore o minore della media) dei valori della produttività, del tasso d'involto e dell'orientamento geografico dei nidi, negli otto quadrienni in cui è stato suddiviso lo studio, è stato utilizzato il test del  $\chi^2$  (cfr. Fowler & Cohen, 1993); lo stesso test ha consentito di stabilire se i campioni delle tre variabili di biologia riproduttiva citate possano distribuirsi in maniera aggregata, casuale o equispaziale.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

### **Consistenza e distribuzione**

Il numero di coppie certe nidificanti nell'Appennino laziale è passato dalle 5 note nel 1983 alle 11 censite nel 2013, tuttavia, al netto dell'incremento di 2 coppie avvenuto negli anni '80 e dovuto a vuoti di conoscenza, l'effettivo aumento della popolazione corrisponde alle 4 coppie in più registrate negli anni 2000 (Monti della Laga, Monti Lepini, gruppo di M. Cairo e Monti Carseolani), rapportando le quali alle 7 coppie stabili degli anni precedenti, si ottiene un aumento complessivo del 57%. In Fig. 2 è riportato l'andamento del numero delle coppie di Aquila reale nidificanti nel Lazio nel periodo studiato. Questo trend positivo interessa da diversi anni sia l'Appennino centrale sia quello settentrionale (Magrini et al., 2013; Schiassi et al., 2013), mentre per quello meridionale la scarsità dei dati non consente valutazioni (Borlenghi, 2011b).

Attualmente rimangono non occupati da coppie stabili 4 dei 15 siti complessivi potenziali, dove la specie era presente fino a circa la metà del secolo scorso: M. Pozzoni, M. Giano, Montagne della Duchessa e Monti Aurunci. Fatta eccezione per i Monti Aurunci, dove ancora non si hanno riscontri positivi di presenza, nei restanti tre territori la situazione della presenza della specie è in evoluzione. Nel sito di Monte Pozzoni nell'inverno del 2014 è stata rilevata una coppia formata da due giovani immaturi (3°- 4° anno); presso le Montagne della Duchessa, dove la specie nidifica-

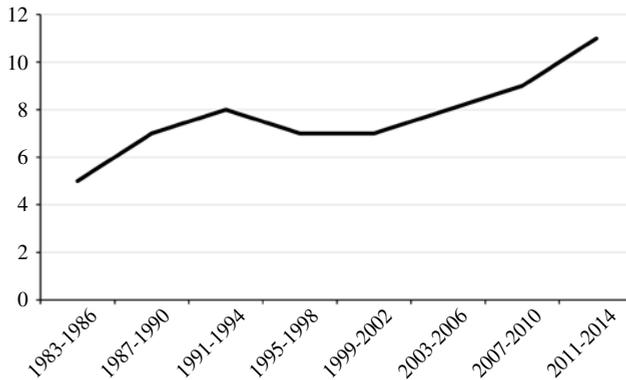


Fig. 2. Evoluzione dello status delle coppie di Aquila reale nell'Appennino laziale nel periodo 1983-2014.

va almeno fino alla metà del secolo scorso (Rossi, 1947; Di Carlo, 1980), alla fine degli anni '80 del secolo scorso venne rilevata per circa un decennio la presenza di una coppia non nidificante (Spinetti, 1997b), mentre da alcuni anni si rileva la presenza di coppie di immaturi che si succedono nel tempo senza riuscire a occupare stabilmente il territorio, pur mostrando in periodo invernale una certa territorialità; per quanto riguarda infine il sito di Monte Giano nell'inverno del 2014 una coppia composta da femmina adulta e maschio subadulto è stata osservata eseguire display territoriali nei pressi del sito stesso (M. Cento, com. pers.). Successive osservazioni invernali hanno confermato la presenza della coppia che tuttavia non è stata più osservata nei mesi successivi.

I motivi del trend positivo della specie nell'Appennino laziale nell'ultimo decennio sono riconducibili a diversi fattori, primo fra questi la fine della persecuzione diretta e sistematica avvenuta nel passato. Altro fattore positivo è stato il significativo aumento di aree protette istituite negli habitat elettivi della specie a partire dagli anni '80 del secolo scorso per un totale di circa 870 km<sup>2</sup> (19% del totale habitat montano laziale). L'assenza di attività venatoria in tali aree ha determinato negli anni un aumento di ungulati selvatici e lagomorfi con ricadute favorevoli alla specie in esame. Il fatto che lo status dell'Aquila reale sia rimasto stabile per circa quindici anni nel secolo scorso, prima dell'inizio della recente fase espansiva, è da ascrivere alla probabile temporanea mancanza di un surplus di individui erratici capaci di ricolonizzare i siti deserti (Borlenghi & Corsetti, 2002).

Rapportando le 11 coppie attuali alla superficie di presenza della specie (3.800 km<sup>2</sup>) si ricava una densità di 2,9 coppie/1.000 km<sup>2</sup>. Tale valore, pur essendo sensibilmente più elevato rispetto a valori rilevati per l'Appennino centrale in anni precedenti (1,8 coppie/1.000 km<sup>2</sup>) (Borlenghi & Corsetti, 2002), è pur sempre un valore piuttosto basso se confrontato con quelli di altre popolazioni (per es.: Spagna/Navarra: 4,7 coppie/1.000 km<sup>2</sup>; Scozia/W. Highlands: 14,5 coppie/1.000 km<sup>2</sup>; Italia/Alpi-

Gran Paradiso: 23,0 coppie/1.000 km<sup>2</sup>; USA/Wyoming max: 29,4 coppie/1.000 km<sup>2</sup> (Mellone, 2007; Watson, 2010).

Nel 2014 la presenza di individui immaturi nelle coppie territoriali è stata del 13,6%, valore corrispondente a una mortalità ancora nella norma (Chiavetta, 2001). L'accertamento di tale presenza ha coinciso sempre con la sostituzione di un individuo adulto della coppia, evento rilevato attraverso l'osservazione della variazione del piumaggio nel nuovo individuo.

### Parametri riproduttivi

Nel periodo in esame sono state controllate 213 coppie che hanno involato 116 giovani con conseguente produttività media di  $0,54 \pm 0,10$  (range dei valori annuali: 0,00-0,90). La varianza campionaria della produttività ( $v = 0,0122$ ), negli otto periodi di studio, è stata significativamente inferiore alla media ( $x = 0,5337$ ), il punto d'intersezione tra i valori del  $\chi^2$  (ordinate) e il valore dei gradi di libertà (ascisse) ricadendo nel livello inferiore dell'asse cartesiano conferma la distribuzione regolare dei valori di produttività ( $\chi^2 = 0,16065$ ; gradi di libertà = 7). Il tasso d'involto medio, calcolato sulle 107 coppie che hanno involato giovani nello stesso periodo, è stato  $1,08 \pm 0,06$  (range dei valori annuali: 1,00-1,33). La distribuzione dei valori dei tassi d'involto subisce lo stesso andamento della produttività; infatti il punto d'intersezione tra il valore del  $\chi^2$  e il valore dei gradi di libertà dimostra una distribuzione equispaziale del tasso d'involto negli otto periodi di studio ( $\chi^2 = 0,02822$ , gradi di libertà = 7), in Fig. 3 è riportato l'andamento dei due parametri riproduttivi. Con i dati a disposizione è stata rilevata la percentuale dei doppi involti (N. doppi involti/N. nidifi-

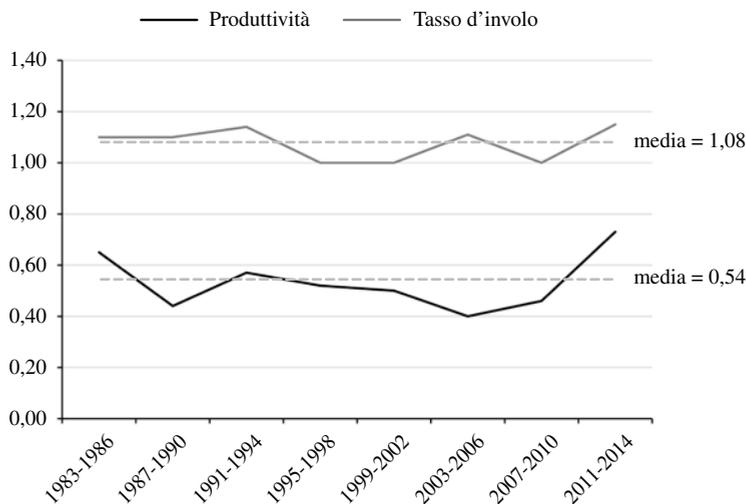


Fig. 3. Andamento della produttività e tasso d'involto delle coppie di Aquila reale nell'Appennino laziale nel periodo 1983-2014.

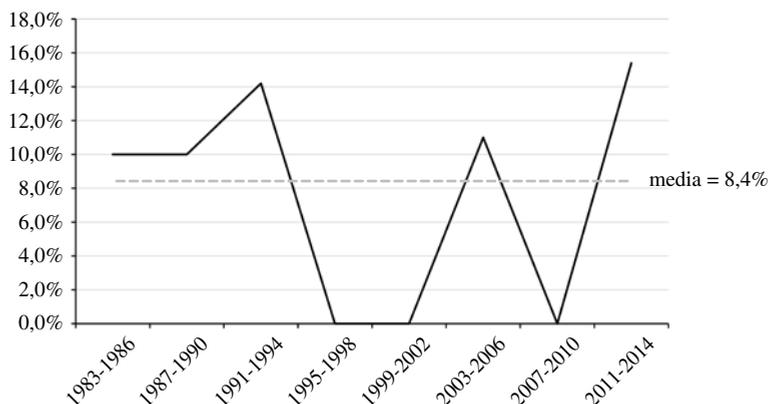


Fig. 4. Andamento % doppi involi di giovani di Aquila reale nell'Appennino laziale nel periodo 1983-2014.

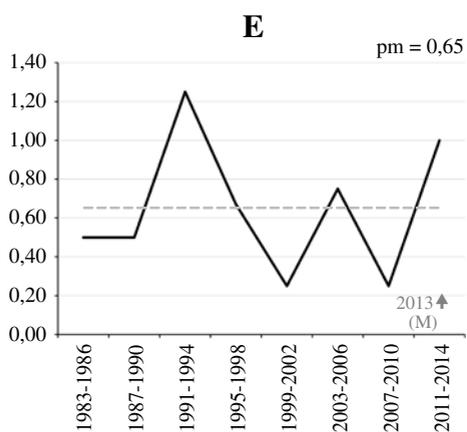
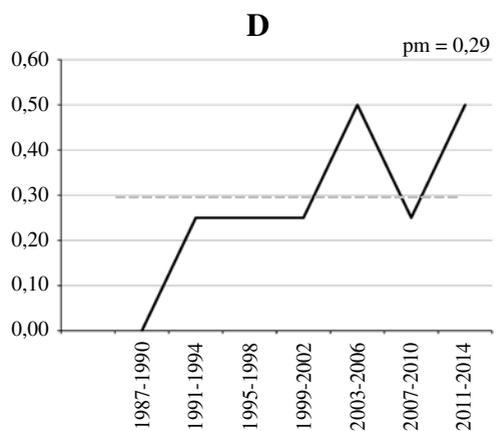
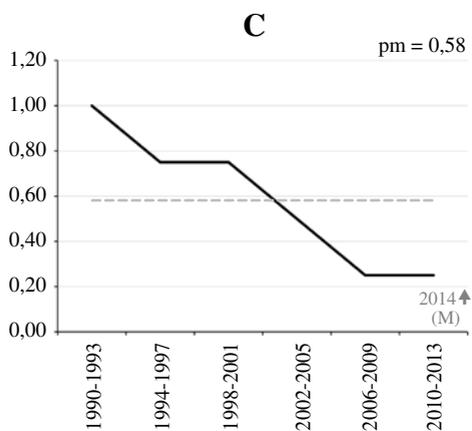
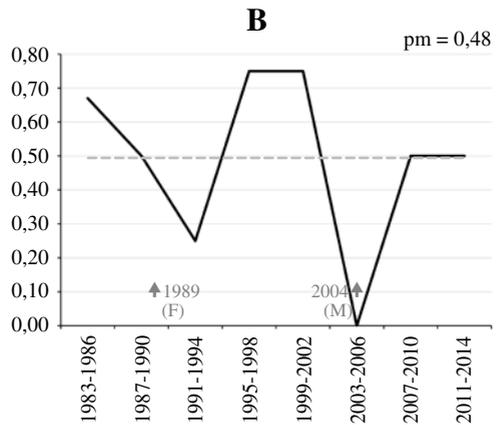
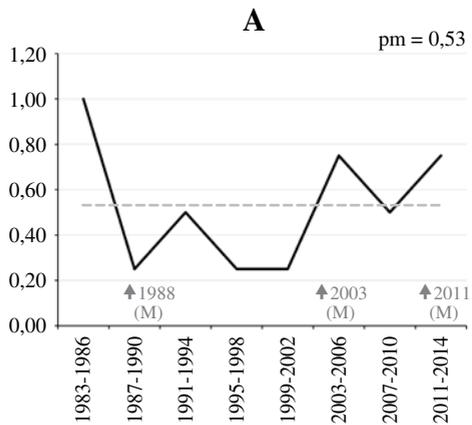
cazioni riuscite) il cui andamento nel tempo è riportato in Fig. 4; il valore medio di questo parametro è stato  $8,4\% \pm 6,0$  (range: 0-15,4%).

La disponibilità di dati di lungo periodo ha consentito di ricavare l'andamento negli anni della produttività di 5 coppie per le quali si disponeva di rilevazioni continue e sistematiche fin dagli anni '80 del secolo scorso (Tab. 1, Fig. 5). La variabilità nel tempo di tale parametro è tipica della specie (Fasce & Fasce, 1984, 1992; Watson, 2010).

In Tab. 2 sono messi a confronto i valori di produttività rilevati da vari autori nell'Appennino centro-settentrionale. Il principale fattore che influenza la produttività di un territorio è la sua capacità trofica, intesa sia come densità di specie preda cacciabili dal rapace e sia come tipologia della dieta che può essere ampia o ristretta secondo i casi (Newton, 1997; Watson, 2010); altri fattori riguardano le condizioni meteorologiche, in determinati periodi critici dell'anno, e il disturbo umano. La combinazione dei diversi fattori, trofici e antropici, determina una correlazione fra le caratteristiche di un territorio e la produttività delle aquile che lo occupano (Chiavetta, 1995). Ciascuno dei grafici di produttività delle coppie in questione manifesta infatti una pro-

Sito	Produttività	Range	DS	Periodo
Monti Lucretili	0,53	0,25-1,00	$\pm 0,26$	1983-2014
Monti Simbruini	0,48	0,00-0,75	$\pm 0,24$	1983-2014
Monti Ernici	0,58	0,25-1,00	$\pm 0,28$	1990-2013
Sottogruppo M.te Cornacchia	0,29	0,00-0,50	$\pm 0,16$	1987-2014
Monti della Meta	0,65	0,25-1,25	$\pm 0,33$	1983-2014

Tab. 1. Produttività di alcune coppie di Aquila reale nell'Appennino laziale.



▲ = cambio individuo (M = Maschio; F = Femmina)

Fig. 5. Andamento produttività delle coppie dei Monti Lucretili (A), Monti Simbruini (B), Monti Ernici (C), sottogruppo di Monte Cornacchia (D) e Monti della Meta (E); pm = produttività media.

Area di studio	Periodo di studio	N. coppie controllate	Produttività media	Fonte
Appennino umbro-marchigiano	1979-1983	26	0,61	Ragni et al., 1986
Dai Monti Sibillini alle Mainarde	1980-1984	53	0,88	Allavena et al., 1987
Appennino umbro-marchigiano	1979-1985	41	0,58	Magrini et al., 1987
MM. Lucretili, Simbruini ed Ernici	1983-1990	18	0,67	Borlenghi, 1992
PNALM e zone limitrofe	1987-1994	40	0,35	Chiavetta, 1995
Dai Monti Sibillini alle Mainarde	1982-1991	166	0,75	Zocchi & Panella, 1996
Appennino settentrionale	1995-2000	150	0,45	Chiavetta, 2001
Appennino laziale	1994-2003	59	0,48	Borlenghi & Corsetti, 2004
Appennino laziale, abruzzese e molisano	1984-2004	198	0,47	Borlenghi, 2005
Appennino umbro-marchigiano	1979-2012	322	0,61	Magrini et al., 2013
Appennino settentrionale	1997-2012	355	0,54	Schiassi et al., 2013
Appennino laziale	1983-2014	213	0,54	Presente studio

Tab. 2. Valori di produttività di Aquila reale nell'Appennino centro-settentrionale.

pria peculiarità. In particolare la coppia dei Monti Ernici merita un commento specifico. Il valore medio della sua produttività cala costantemente dal 1990, anno in cui fu scoperto un nuovo sito di nidificazione con l'involo di 2 giovani. Per questa coppia, nell'intero periodo, non sono mai state rilevate sostituzioni d'individui e ciò rende possibile l'ipotesi di un decadimento delle prestazioni riproduttive delle aquile (Newton, 1997); a ciò si aggiungano episodi di disturbo al nido fatto spesso oggetto di azioni di caccia fotografica troppo ravvicinata. Nella seconda parte del periodo in esame le 'non deposizioni' e successivamente le 'nidificazioni fallite' hanno compromesso la produttività di questa coppia. Nel 2014 è avvenuta la sostituzione del maschio adulto con un individuo immaturo con piumaggio probabile del 4° anno; nello stesso anno la deposizione non è avvenuta.

Le due coppie contigue del sottogruppo di Monte Cornacchia e dei Monti della Meta hanno valori di produttività molto differenti: la prima (0,29) sensibilmente inferiore al valor medio del campione in esame (0,54) e la seconda, al contrario, sensibilmente superiore (0,65). La coppia del sottogruppo di Monte Cornacchia all'inizio del periodo (1987) presentava entrambi gli individui immaturi e questo fattore, unitamente a probabili episodi di disturbo nei pressi del sito riproduttivo (M. Chiavetta, com. pers.), ha significato una produttività nulla nei primi anni del periodo in esame. A tutt'oggi il rischio disturbo ancora sussiste, rimanendo per la coppia un fattore limitante. La coppia dei Monti della Meta, invece, possiede un *home range* che, oltre ad essere in buona parte compreso all'interno del Parco Nazionale di Abruzzo, Lazio e Molise, è contiguo a zone fertili di bassa quota, ritenuto questo un fattore positivo per la produttività della specie (Chiavetta, 1995).

Le coppie dei Monti Lucretili e dei Monti Simbruini presentano produttività di poco inferiori al valor medio del campione. La prima, ubicata nel pre-appennino, presenta

come fattore limitante di lungo periodo la progressiva perdita di aree aperte a causa della riforestazione naturale del territorio; a compensazione di questo fattore le aquile hanno negli anni modificato la loro dieta a favore di specie preda tipicamente forestali, in particolare il Cinghiale (Confaloni et al., 2013). Nel periodo in esame le coppie dei Monti Simbruini e del sottogruppo di Monte Cornacchia non hanno mai involato due giovani.

Nell'ultimo quadriennio (2011-2014) la produttività media dell'intero campione è stata 0,73, valore elevato per l'Appennino centrale. I motivi di ciò sono riconducibili a due fattori concomitanti: l'elevata percentuale di coppie che hanno deposto (78%) in confronto con valori rilevati in anni precedenti (63%) (Borlenghi, 2011b) e l'alto valore della percentuale di doppi involi (15,4%) se confrontato col valor medio complessivo del periodo in esame (8,4%). Entrambi i fattori sono da ritenersi correlati con la disponibilità alimentare degli *home range* occupati e con l'efficacia, nel periodo, dell'azione di caccia delle aquile.

Nel corso degli anni sono stati censiti 42 nidi appartenenti alle 11 coppie nidificanti, registrando così una media di 3,8 nidi/coppia. L'escursione altitudinale è ampia con range di 250-1650 m s.l.m. e valore medio di 1.149 m s.l.m.; il 67% dei nidi è ubicato ad una quota > 1.000 m s.l.m. (Figg. 6 e 7). L'applicazione del test del  $\chi^2$  sull'orientamento dei 42 nidi verso gli otto punti cardinali ( $\chi^2 = 2,19$ ; gradi di libertà = 7) si colloca nel punto critico dell'asse cartesiano e, pertanto, ravvisa un'oscillazione casuale dell'orientamento dei nidi. A riguardo non emerge un orientamento prevalente, nonostante precedenti ricerche effettuate nell'Appennino centrale (Ragni et al., 1986) abbiano evidenziato una selezione della specie verso esposizioni ombreggiate (N, NO, NE e E), essendo un prolungato irraggiamento del sole fattore negativo per le aquile (Watson, 2010). È possibile che, risultando le quote dei nidi dell'Appennino laziale sensibilmente più elevate (+35%) rispetto alla citata ricerca, ciò possa

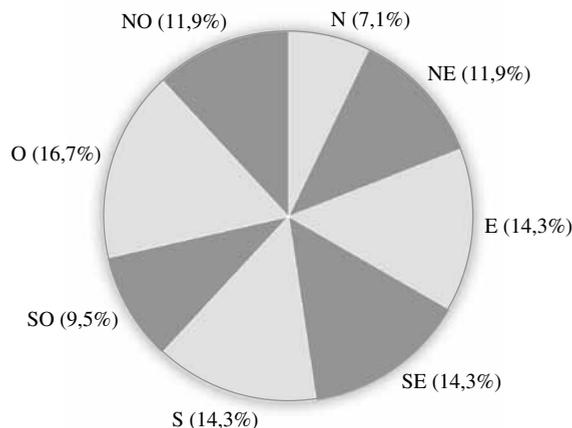


Fig. 6. Distribuzione dell'esposizione dei nidi di Aquila reale nell'Appennino laziale.

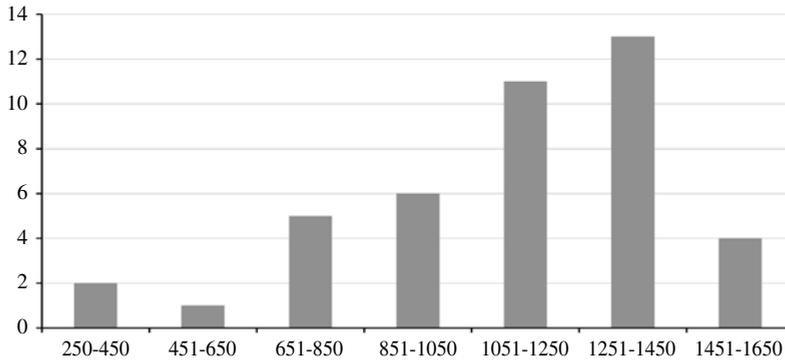


Fig. 7. Distribuzione dell'altitudine dei nidi di Aquila reale nell'Appennino laziale.

influire come fattore di compensazione considerando il gradiente termico funzione dell'altitudine (Watson, 2010). Inoltre un altro aspetto importante da considerare è la morfologia della nicchia del nido sulla quale sarebbe utile effettuare appropriati studi al fine di stabilirne l'influenza nella selezione del sito da parte delle aquile. A riguardo si accenna al fatto che alcuni siti dell'Appennino sono poco più che scogli rocciosi emergenti da un fianco montano nei quali le aquile hanno selezionato una nicchia idonea (F. Borlenghi, S. Schiassi, oss. pers.).

Per quanto riguarda le quote altitudinali dei nidi si evidenzia come esse siano funzione delle quote delle cime montuose che li sovrastano. I valori più elevati nell'Appennino laziale si trovano nei Monti della Laga dove, fatta esclusione per i due nidi in caverna a circa 1.300 m s.l.m. utilizzati nel passato (Di Carlo, 1980) e ora non più praticabili causa la presenza di una strada, l'altitudine media dei rimanenti nidi attivi è di circa 1.600 m s.l.m. (esposizione S-SO), quota che si correla con la cima più prossima di Monte Gorzano di 2.458 m s.l.m.

## CONCLUSIONI

Nonostante lo scenario di ostilità verso la specie nel secolo scorso non esista più, a tutt'oggi sussistono minacce importanti per la conservazione della specie nell'Appennino. Fra queste minacce si ricordano i tanti progetti d'impianti eolici previsti sui crinali montani della nostra penisola; nel Lazio negli anni passati questa minaccia si manifestò con forza riguardando diverse creste montane di alto pregio naturalistico (Borlenghi, 2004), successivamente con il DGR N. 612 (dicembre 2011) furono tutelate le zone ZPS della Rete Natura 2000 vietando al loro interno la costruzione di nuovi impianti eolici. Tuttavia oggi rimane in procinto di realizzazione l'impianto eolico di Monte Croce (Vivaro Romano) a ridosso del Parco dei Monti Lucretili dove vive e si riproduce una coppia di aquile reali.

Rimanendo nel campo delle minacce all'habitat di presenza della specie si evidenzia il progetto faraonico di ampliamento delle piste di sci nel comprensorio del Termi-

nullo, dove si riproducono due coppie di aquile reali. Tale progetto prevede notevoli trasformazioni ambientali in molti territori di caccia delle aquile con probabili conseguenze negative per lo svolgimento dell'attività trofica (Spinetti, 1997a).

La riforestazione naturale di pascoli e praterie secondarie dell'Appennino costituisce un fattore limitante di lungo periodo che lentamente sottrae alle aquile aree aperte idonee alla caccia (Watson, 2010; Borlenghi 2011b).

Circa la metà delle coppie laziali subiscono disturbo umano nelle vicinanze del sito riproduttivo per opera di motocross, fotografi ed escursionisti. Tale problema non è di facile soluzione in quanto la presenza di personale deputato al controllo degli ambienti naturali è largamente insufficiente e inoltre è assente un regime sanzionatorio collegato per esempio con la DGR appena citata che vieti l'avvicinamento ai nidi attivi di Aquila reale in periodo riproduttivo.

Rimane infine il pericolo di bracconaggio per le coppie di aquile che possiedono *home range* al di fuori di aree protette.

In conclusione dopo circa trent'anni la situazione dell'Aquila reale nell'Appennino centrale è senz'altro migliore del passato, tuttavia servono efficaci misure di tutela che contrastino i pericoli presenti. Un ruolo importante riveste l'attività di monitoraggio della specie che, oltre a rilevare dati scientifici, è in grado di valutare i rischi per la conservazione e indicarne le azioni conseguenti.

A inizio 2014 l'Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio (ARP), in collaborazione con le associazioni Altura e SROPU, ha istituito la "Rete regionale di monitoraggio dei rapaci rupicoli d'interesse comunitario nidificanti nel Lazio", fra i quali l'Aquila reale, con l'obiettivo di sistematizzare e rendere efficaci le attività di verifica sul campo delle nidificazioni delle specie di rapaci annoverate nell'allegato I della Dir. 2009/147/CE. Il progetto coinvolge direttamente tutte le aree protette della regione. È auspicabile che tale iniziativa riesca nel migliore dei modi, così da implementare significativamente le conoscenze già acquisite sull'Aquila reale potendone di conseguenza aumentare il livello di conservazione.

**Ringraziamenti.** Si ringraziano tutti coloro che in questi anni hanno contribuito in vari modi all'attività di studio e ricerca di campo nell'Appennino laziale: Stefano Allavena, Carlo Artese, Massimo Brunelli, Mino Calò, Emanuela Castelli, Ciro Castellucci, Michele Cento, Michael Ceruti, Ettore Cervelli, Mario Chiavetta, Laura Confaloni, Luigi Corsetti, Alfredo Cristallini, Bruno D'Amicis, Gaetano De Persiis, Emiliano De Santis, Tommaso Folchetti, Susy Galli, Fabrizio Giucca, Paolo Greco, Mario Grisanti, Roberta Latini, Gianni Lauretti, Roberto Lippolis, Carlo Maniccia, Giorgio Marini, Luigi Marozza, Tommaso Marsella, Gabriele Mastropietro, Luca Palleschi, Marco Panella, Emanuela Peria, Andrea Pieroni, Emanuela Pucci, Annunzio Puglia, Roberto Ragno, Domenico Rossetti, Pietro Santarelli, Silvia Scozzafava, Stefano Sarrocco, Mario Spinetti e Alberto Zocchi.

### Summary

#### **Evolution, status and breeding parameters of Golden Eagle *Aquila chrysaetos* pairs in the Apennines of Lazio (Central Italy) over 32 years**

The Golden Eagle in Lazio occupies the Central Apennines Mountains of the provinces of Rieti, Rome, Frosinone and Latina. In the past century, because of the direct persecution and the great transformations of the territory, the pairs of Lazio reached an historic decrease in the early Eighties with 5 nesting pairs remained in comparison with a potential 15 available sites. At present there are 11 breeding pairs and 3 possible sites in evolution with the presence of not yet breeding pairs. The average productivity in the period 1983-2014 is 0,54 and the average rate of fledging is 1,08. With regard to 5 pairs it has been possible to elaborate the trend of the productivity over the entire period. The trend of each pair is different from the ones of the others. The studied pairs have 42 nesting sites distributed in a range of altitudes between 250 and 1.650 m asl. The distribution of the orientations of the nest sites does not show prevailing directions. The threats and the limiting factors impending now on the Golden Eagle in the Apennines of Lazio are: wind farms on mountain ridges, human disturbance near the breeding sites, expansion of the ski plants, natural reforestation.

#### BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., Panella M., Pellegrini M. & Zocchi A., 1987. Status e protezione dell'Aquila reale nell'Appennino centrale. In: Baccetti N. & Spagnesi M. (a cura di). Rapaci Mediterranei III. Atti del IV Convegno Internazionale sui Rapaci Mediterranei. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 12: 7-15.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, U.K.: BirdLife International. (BirdLife Conservation Series no.12).
- Borlenghi F., 1992. Riproduzione di tre coppie di Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nell'Appennino centrale in confronto con alcuni fattori antropici e di disturbo. Riv. ital. Orn., 62: 29-34.
- Borlenghi F. & Corsetti L., 1996. L'Aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Lazio meridionale (Italia centrale): status, protezione e conservazione. Alula, 3: 37- 47.
- Borlenghi F. & Corsetti L., 2002. Densità e fattori limitanti dell'Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nell'Appennino centrale. Riv. ital. Orn., 72: 19-26.
- Borlenghi F. & Corsetti L., 2004. L'Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, nel Lazio. In: Corsetti L. (a cura di), Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Edizioni Belvedere, Latina: 33-38.
- Borlenghi F., 2004. Impianti eolici nel Lazio: loro impatto sugli uccelli rapaci. In: Corsetti L. (a cura di), Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Edizioni Belvedere, Latina: 155-158.
- Borlenghi F., 2005. Productivity of the Golden Eagle, *Aquila chrysaetos*, in Central Apennines over 21 years. Riv. ital. Orn., 75: 17-22.
- Borlenghi F. & Brunelli M., 2010. L'Aquila reale e gli altri uccelli dei Monti Lucretili. In: G. De Angelis, Ente Parco & Comitato Promotore Parco Naturale Regionale Monti Lucretili (a cura di). I Monti della Lince. Aspetti storico-geografici, geo-paleontologici, floristici, faunistici e paleontologici (nel 20° anniv. della istituzione del Parco Naturale Regionale dei Monti Lucretili), Roma: 221-231.
- Borlenghi F., 2011a. Aquila reale *Aquila chrysaetos*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace S., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 126-127.

- Borlenghi F., 2011b. L'Aquila reale, biologia, status e conservazione. Edizioni Belvedere, Latina, 192 pp.
- Borlenghi, 2012. Aquila reale *Aquila chrysaëtos*. In: Aradis A., Sarrocco S. & Brunelli M. 2012. Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. Quaderni Natura e Biodiversità 2/2012 ISPRA: 80-87.
- Brunelli M., Allavena S., Borlenghi F., Corsetti L., Fanfani S., Simmi F., 2007. L'Aquila reale *Aquila chrysaëtos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* nel Lazio. In: Magrini M., Perna P., Scotti M., (eds). 2007. Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia peninsulare. Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno, Serra San Quirico (Ancona), 26-28 Marzo 2004, Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 103-106.
- Calvario E., Brunelli M., Sarrocco S., Bulgarini F., Fraticelli F. & Sorace A., 2011. Lista Rossa degli Uccelli nidificanti nel Lazio (2010). In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 427-435.
- Cheylan G., 1981. Introduction. In: Cheylan G. & Thibault J.C. (eds.). Rapaces Méditerranéens. Annales du Centre de Recherche Ornithologiques de Provence, 1: 3-5.
- Chiavetta M., 1981. I rapaci d'Italia e d'Europa. Rizzoli, Milano.
- Chiavetta M., 1995. L'Aquila reale, *Aquila chrysaëtos*, nel Parco Nazionale d'Abruzzo - In: Fasola M. & Saino N., (a cura di). Atti VIII Convegno Italiano Ornitologia. Avocetta, 19: 114.
- Chiavetta M., 2001. Sei anni di monitoraggio (1995-2000) dell'Aquila reale (*Aquila chrysaëtos*) dal Colle di Cadibona al Valico di Colfiorito. In: Tellini Florenzano G., Barbagli F. & Baccetti N., (a cura di). Atti XI Convegno Italiano Ornitologia. Avocetta, 25: 43.
- Confaloneri L., Pucci E., Ranazzi L., 2013. Metodologia e dati preliminari sullo studio dell'alimentazione dell'Aquila reale dei Monti Lucretili. In: Workshop di Studi. L'Aquila reale nell'Appennino centrale: strumenti di conoscenza e iniziative per la conservazione della specie e dei suoi ambienti naturali. Parco Naturale Regionale dei Monti Lucretili, 16 Marzo 2013 (documento tecnico non pubblicato).
- Corsetti L., 1988. Gli uccelli dei Monti Lepini. Riv. ital. Orn., 58: 43-48.
- Di Carlo E. A., 1980. Indagine preliminare sulla presenza passata ed attuale dell'Aquila reale, *Aquila chrysaëtos*, sugli Appennini. Gli Uccelli d'Italia, 5: 263-283.
- Fasce P. & Fasce L., 1984. L'Aquila reale in Italia. Ecologia e conservazione. LIPU, Parma.
- Fasce P. & Fasce L., 1992. Aquila reale *Aquila chrysaëtos*. In: Bricchetti P., De Franceschi P. & Baccetti N. (a cura di). Fauna d'Italia. XXIX. Aves. I. Edizioni Calderini, Bologna: 601-611.
- Fasce P. & Fasce L., 2007. Stato delle ricerche sull'Aquila reale *Aquila chrysaëtos* in Italia. In: Magrini M., Perna P., Scotti M., (eds), Aquila reale, Lanario e Pellegrino nell'Italia Peninsulare – Stato delle conoscenze e problemi di conservazione. Atti del Convegno, Serra San Quirico (Ancona), 26-28 Marzo 2004, Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 25-34.
- Fowler J. & Cohen L., 1993. Statistica per ornitologi e naturalisti. Franco Muzio Editore, Padova. 240 pp.
- Liberatori F., 1995. Aquila reale *Aquila chrysaëtos*. In: Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiore A., Sarrocco S. & Visentin M. (a cura di), Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, 2: 35-36.
- Magrini M., Ragni B. & Armentano L., 1987. L'Aigle royal dans la partie centrale des Appennins. In: Actes du 1er colloque International sur l'Aigle royal in Europe. Maison de la nature, Briançon: 33-36.
- Magrini M., Perna P., Armentano I., Angelini J., 2013. Andamento della popolazione di Aquila reale *Aquila chrysaëtos* (Linnaeus, 1758) in un'area dell'Appennino centrale tra il 1979 e il 2012. In: Mezzavilla F., Scarton F. (a cura di), Atti II Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 188-196.

- Mellone U., 2007. Ecologia riproduttiva dell'Aquila reale *Aquila chrysaëtos* nel Parco Nazionale di Gran Paradiso. Tesi di Laurea Università degli Studi di Pavia.
- Newton I., 1997. Population Ecology of Raptors. Poyser, Berkhamsted.
- Novelletto A. & Petretti F., 1980. Ecologia dell'Aquila reale negli Appennini. Riv. ital. Orn., 50: 127-142.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. Avocetta, 36: 11-58.
- Ragni B., Magrini M. & Armentano L., 1986. Aspetti della biologia dell'Aquila reale, *Aquila chrysaëtos*, nell'Appennino Umbro-Marchigiano. Avocetta, 10: 71-85.
- Rossi M., 1947. Risultati di ricerche ornitologiche sulle Montagne d'Abruzzo. Parte I. Gruppo Monti Sirente Velino - anni 1945-1946. Riv. ital. Orn., serie II, vol. XVII. Milano: 87-128.
- Schiassi S., Battaglia A., Bonora M., Campora M., Cottalasso R., Del Chiaro L., Mendi M., Nardelli R., Pastorino A., Pedrelli M., Ricci U., Sesti L., 2013. Monitoring of Golden Eagle *Aquila chrysaëtos* breeding pairs in the northern Apennine (1997-2012). In: Mezzavilla F., Scarton F. (a cura di), Atti II Convegno Nazionale Rapaci Diurni e Nottturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 179-187.
- Spinetti M., 1997a. L'Aquila reale. Biologia, etologia e conservazione. Cogecstre Edizioni, Penne.
- Spinetti M., 1997b. Fauna del Massiccio del Velino-Sirente. Appennino Centrale. Con particolare riferimento alla Riserva Naturale Orientata "Monte Velino" e alla Foresta Demaniale "Montagna della Duchessa". Uccelli, Mammiferi, Anfibi, Rettili. Gruppo Tipografico Editoriale, L'Aquila.
- S.R.O.P.U., 1987. I rapaci nel Lazio. Regione Lazio. Quaderno Lazionatura, n.6.
- Watson J., 2010. The Golden Eagle. Poyser, London.
- Zocchi A., 1992. Dinamica della popolazione di Aquila reale nell'Appennino centrale nel periodo 1982-1991. Alula, 1: 5-10.
- Zocchi A., Panella M., 1996. Monitoring of the Golden Eagle (*Aquila chrysaëtos*) population in the Central Apennines (Italy) in 1982-1991. Proceedings World Conference on Birds of Prey and Owls (WWGBP) "Eagle Study": 495-503.

## REVISIONE DELLE SEGNALAZIONI DI ANATRA MARMORIZZATA *Marmaronetta angustirostris* IN SARDEGNA

MARCELLO GRUSSU & GRUPPO ORNITOLOGICO SARDO

C.P. 160/C – 09045 Quartu Sant’Elena (CA) (mgrussu.gos@gmail.com)

### INTRODUZIONE

L’Anatra marmorizzata *Marmaronetta angustirostris*, è classificata come “Vulnerabile” nella Lista Rossa mondiale degli uccelli dell’IUCN e “in pericolo” a livello Comunitario e nazionale (Iñigo et al., 2008; Peronace et al., 2012). Si tratta di una specie dispersiva e parzialmente migratrice distribuita con quattro popolazioni nel Mediterraneo e in Asia (Birdlife International, 2014; del Hoyo & Collar, 2014).

La popolazione presente nel Mediterraneo occidentale nidifica in Marocco, Algeria, Tunisia e Spagna con una popolazione stimata in 3000-5000 individui (Birdlife International, 2014; Carboneras & Kirwan, 2014).

In Italia, sino alla fine del XIX secolo la specie era nota come migratrice rara e irregolare con indizi di nidificazione alla fine del secolo nel Lago di Massaciuccoli/Lucca (Toscana) (Brichetti & Fracasso, 2003). Nel periodo successivo sono note ca. 20 segnalazioni distribuite in differenti regioni (Sardegna compresa), non tutte attribuibili a individui selvatici anche a causa del rilascio di soggetti nell’ambito di progetti di reintroduzione (Toscana, Lazio, Puglia) e la crescente abitudine di detenere la specie in cattività per fini ornamentali o amatoriali (Brichetti & Fracasso, 2003; Andreotti, 2007).

In Sicilia, dal 1997 sono state osservate presenze regolari nella parte Sud occidentale dell’isola attribuibili a individui selvatici e nel 2000 è stata rilevata la prima nidificazione con una coppia (Sciabica, 2002; Corso, 2005; Andreotti, 2007). La nidificazione è stata poi confermata con 1-3 coppie anche negli anni seguenti (Podda & Grussu, 2014).

In Sardegna la specie era considerata come accidentale, con cinque segnalazioni (Grussu, 2001). A seguito della recente scoperta della nidificazione della specie nel 2013 (Podda & Grussu, 2014) e dell’acquisizione di nuove informazioni storiche, è stata effettuata una revisione delle presenze dell’Anatra marmorizzata in Sardegna, che si ritiene utile divulgare con questa nota.

### SEGNALAZIONI

L’elenco delle segnalazioni seguente è ricavato dall’analisi della bibliografia disponibile dalla fine del 1700 ad oggi, da un’indagine nelle collezioni ornitologiche nonché da informazioni inedite. In particolare, nell’ambito di una ricerca più ampia sull’avifauna della Sardegna, è stata effettuata una indagine specifica nelle collezioni

ornitologiche di svariate decine di Musei pubblici e privati in Italia e all'estero (cfr. anche ringraziamenti) di eventuali soggetti di Anatra marmorizzata di origine sarda. L'elenco degli individui noti per la Sardegna, in ordine cronologico è il seguente:

### ***Secolo XIX***

- 1,2** - due individui (maschio e femmina), senza data, con indicazione "Sardinia"; conservati nel Museo di Berna/ Svizzera (M. Guentert com. pers.).
- 3,4** - due adulti senza data precisa di cattura; secondo il Savi (1873-1876) verso il 1835. Sono stati inviati dal Cantraine al Temminck e poi conservati nel Museo di Leiden/ Olanda, dove sono ancora presenti (Temminck, 1840; Cara, 1842; Schlegel, 1866; Moltoni, 1932; H. van Grouw com. pers.).
- 5** - individuo maschio catturato presso Cagliari nel giugno 1839; conservato nel Museo di Firenze (Cara, 1842; Giglioli, 1886).
- 6** - individuo catturato nel 1876 con indicazione "Sardaigne", inizialmente nella collezione privata Veuve Gaudin; attualmente in quella di Ginevra/Svizzera (A. Cibois com. pers.) (Fig. 1).
- 7** - individuo catturato ante 1890, conservato nel Museo di Pisa (Arrigoni degli Oddi, 1929).

Inoltre, nella collezione F. Baillon nel Museo di La Châtre/ France è presente un individuo senza data, ma sicuramente ante 1855, con indicazione "Sardaigne ?" (C. Gouraud com. pers.).

### ***Secolo XX***

- 8** - individuo femmina catturato a Tortolì (NU) il 5 aprile 1932; conservato nel Museo Civico di Milano (Moltoni, 1932).

### ***Secolo XXI***

- 9** - individuo osservato a breve distanza e fotografato presso Porto San Paolo/ Olbia il 30 agosto 1993 (M. Sanna/GOS).
- 10** - individuo adulto, fotografato nella Palude Sa Masa/ Gonnesa (CI) il 27 maggio 2007. Probabilmente due individui nello stesso sito alla fine del luglio dello stesso anno (P. Cosa & G. Floris in [http://www.infs-acquatici.it/foto\\_gallery.htm#Zonaumida](http://www.infs-acquatici.it/foto_gallery.htm#Zonaumida)).
- 11** - tre individui, fotografati nella Palude Sa Masa/ Gonnesa il 26 agosto 2012 (M. Podda com. pers.; Annuario EBN 2012).
- 12** - due individui, fotografati nella Palude Sa Masa/ Gonnesa il 27 agosto 2012 (M. Podda com. pers.).
- 13** - individuo adulto presso Gonnesa il 30 agosto 2012 (M. Grussu inedito).
- 14** - individuo fotografato nella Palude Sa Masa/ Gonnesa il 6 settembre 2012 (M. Podda com. pers.) (Fig. 2).
- 15** - un individuo presso Portoscuso (CI) l'8 settembre 2012 (M. Podda com. pers.).

**16** - un individuo nello Stagno 'e Forru/ Gonnesa il 16 settembre 2012 (M. Podda com. pers.).

**17** - un individuo nello Stagno 'e Forru/ Gonnesa il 3 ottobre 2012 (R. Corsi com. pers.).

Nel 2013, nel periodo di maggio-giugno ci sono state alcune osservazioni ripetute di almeno due individui in una località del Sulcis che manteniamo segreta per motivi di protezione dove, il 30 giugno è stata accertata la prima riproduzione in Sardegna (Podda & Grussu, 2014). Il monitoraggio della coppia nidificante ha poi messo in

*Fig. 1. Individuo di Anatra marmorizzata Marmaronetta angustirostris, raccolto in Sardegna nel 1876 e conservato nel Natural History Museum di Ginevra/ Svizzera (segnalazione N. 6) - Marbled Duck, killed in 1876 in Sardinia and preserved in the Natural History Museum in Geneva / Switzerland (record No. 6) (Photo Alice Cibois).*



*Fig. 2. Individuo di Anatra marmorizzata Marmaronetta angustirostris nella Sardegna Sud occidentale, 6 settembre 2012 (segnalazione N. 14) - Individual of Marbled Duck in South western Sardinia, 6<sup>th</sup> September 2012 (record No. 14) (Photo Massimiliano Podda).*



evidenza la presenza continua della nidia (almeno 14 pulli nati) sino al 19 agosto, poi, con la probabile dispersione dei giovani nelle zone umide vicine e la folta vegetazione del sito riproduttivo non è stato più possibile rintracciare la specie nell'area (Podda & Grussu, 2014; M. Podda com. pers.; oss. pers.).

## DISCUSSIONE

In totale, dagli inizi del 1800 al 2012 sono note 17 (18) segnalazioni della specie, riferite a 20 (21) individui. Le prime sette (otto) segnalazioni risalgono al XIX secolo e ben cinque (forse sei) individui (segnalazioni no. 3-7 e dato dubbio del Museo di La Châtre/ France) sono stati reperiti nel periodo 1835-1890. Si tratta di un periodo in cui la specie era considerata comune e diffusa nel Mediterraneo. Inoltre, storicamente nidificava anche nel Sud della Francia (Camargue), Ungheria, Grecia (Creta), nell'ex Jugoslavia, Russia (Delta del Volga) e probabilmente anche a Cipro, Isole Canarie e Isole di Capo Verde (Green, 1996; Carboneras & Kirwan, 2014). All'interno dell'areale era considerata una delle anatre più comuni; in particolare, nel Mediterraneo occidentale più prossimo alla Sardegna (Spagna, Paesi del Maghreb) era ritenuta "l'anatra nidificante più comune nelle *marismas* del Guadalquivir" (Spagna) e "molto comune/ abbondante" nel Nord Africa (Martí & del Moral, 2003; Carboneras & Kirwan, 2014). È anche da sottolineare l'indicazione del Temminck (1840), che riguardo alle circostanze che avevamo permesso il reperimento delle segnalazioni no. 3 e 4 sembra indicare che la specie fosse stata reperita in più occasioni, ma sempre in numero molto limitato, lungo le coste della Sardegna: "*M. Cantraine nous a procuré une paire de cette espèce nouvelle de canard, qu'il n'a trouvée que fort rarement sur les côtes de Sardaigne, la seule des parties méditerranéennes où il ait rencontré cette espèce*".

Anche nel resto del territorio nazionale la maggior parte delle circa 60 segnalazioni che hanno preceduto la prima nidificazione in Italia (Sicilia, 2000) sono concentrate nel XIX secolo (Brichetti & Fracasso, 2003). Di queste, l'80% ricade nel biennio 1892-93 quando si verificò una piccola invasione, con un gruppo di almeno 50 individui sul Lago di Massaciuccoli nel giugno 1892 (aumentati poi a 70 individui a fine agosto con permanenza sino ad ottobre dello stesso anno), di "vari branchi" in Sicilia nel periodo di giugno-dicembre dello stesso anno e presenze anche in diverse altre aree della Penisola (Baccetti, 1992; Brichetti & Fracasso, 2003).

Nel XX secolo, le presenze in Sardegna si riducono notevolmente con una sola segnalazione (una cattura nel 1935) a fronte di nove segnalazioni nel resto della Penisola (Brichetti & Fracasso, 2003). Risalgono allo stesso secolo anche le uniche due segnalazioni note per la Corsica, datate intorno il 1910 (Thibault & Bonaccorsi, 1999). In seguito, tutte le segnalazioni in Sardegna sono riferibili a individui osservati e spesso fotografati.

Nell'isola, nel XXI secolo si è riscontrato un notevole incremento delle segnalazioni, con una osservazione di un individuo nel 2003, sette osservazioni per un totale di 10 individui (ma forse attribuibili a non più di tre animali distinti) nel 2012 e ulte-

riori dati nel 2013. L'origine di questi individui sembra naturale. La specie è infatti dispersiva e parzialmente migratrice nel Mediterraneo, dove i movimenti alla ricerca di habitat idonei sono possibili in tutti i periodi dell'anno in reazione ai cambiamenti ambientali che si verificano nelle zone umide occupate (del Hoyo et al., 1992; Ke- ar, 2005; Iñigo et al., 2008). Dalla fine degli anni '90 le osservazioni sono diventate regolari anche in Sicilia, dove è stata riscontrata la prima nidificazione nel 2000, la presenza irregolare di 1-3 coppie nidificanti negli anni successivi nella parte Sud orientale dell'isola e gruppi sino a 15 individui insieme (2012); ma sono rare le presenze invernali (Corso, 2005; Podda & Grussu, 2014).

Un incremento della popolazione è stato riscontrato recentemente anche in Tunisia, con gruppi di migliaia di individui svernanti e nel resto del Mediterraneo occidentale (Carboneras & Kirwan, 2014). Probabilmente gli individui sono stati riscontrati in Sardegna e in Sicilia durante la migrazione dai siti riproduttivi della Spagna a quelli invernali del Nord Africa o nell'ambito dei movimenti dispersivi post riproduttivi caratteristici della specie in relazione alla disponibilità di habitat ottimale (cfr. Green, 1996). È inoltre da sottolineare che la specie non è stata ancora riscontrata in cattività in Sardegna dove, secondo il principale importatore di fauna alloctona dell'isola, la specie non è richiesta in parchi e collezioni private in quanto "poco appariscente" (I. Delogu com. personale).

Le osservazioni più recenti (periodo 2007-2012) in questa isola ricadono tutte in un'area delimitata del Sulcis occidentale (Gonnesa-Portoscuso) dove le osservazioni si sono ripetute anche nel 2013 quando è stata scoperta anche una coppia nidificante (Podda & Grussu, 2014). La regolarità di queste presenze evidenzia che negli ultimi anni nel Sulcis la specie ha riscontrato un habitat idoneo per la sosta e la nidificazione. In questa area sono presenti numerose zone umide naturali e artificiali di piccole dimensioni, non facilmente controllabili e accessibili, che potrebbe nascondere sia la presenza di una popolazione maggiore a quella accertata come nidificante che singoli individui anche nel periodo invernale.

**Ringraziamenti.** Siamo grati a Roberta Corsi (Genova), Massimiliano Podda (Carbonia) e Ivan Delogu (Scano di Montiferro/ Oristano) per i dati inediti; Alice Cibois (Natural History Museum, Geneva/ Svizzera), Marcel Guentert (Natural History Museum, Bern/ Svizzera), Jean-Claude Thibault (Muséum national d'Historie naturelle/ Parigi), Christophe Gouraud (Musée George Sand et de la Vallée Noire, La Châtre/ France) e Hein van Grouw (National Museum of Natural History, Leiden/ Olanda) per la collaborazione nelle ricerche delle collezioni dei loro Musei.

#### *Summary*

#### **Revision of the records of Marbled Duck *Marmaronetta angustirostris* in Sardinia**

The note concerns the investigation of the records of Marbled Duck in Sardinia before the 2013 when nested. The analysis included the available bibliography, the in-

dividuals preserved in the Museums (Italy and foreign countries) and unpublished data. There are at least 17 records: seven (7 birds) in the XIX Century, one (one bird) in the XX century and nine (12 birds) in this Century, with seven records (10 birds) in 2012. The records belonging to XIX and XX Century refer to birds preserved in Museums, those of the actual Century to individuals observed and often photographed. The records of the period 2007-2012 occurred in a circumscribed area of the Sulcis (SW of the island) where in 2013 has been found the first breeding pair.

## BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. (Ed.), 2007. Piano d'azione nazionale per l'Anatra marmorizzata *Marmaronetta angustirostris*. Quad. Cons. Natura 23. Min. Ambiente & INFS.
- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia italiana. Hoepli. Milano.
- Baccetti N., 1992. Anatra marmorizzata *Marmaronetta angustirostris* (Menétriès, 1832). Pp. 360-366 in: Brichetti P. et al. (eds.) 1992. Fauna d'Italia. XXIX. Aves I. Ed. Calderini. Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Cara G., 1842. Elenco degli uccelli che trovansi nell'isola di Sardegna. F.lli Reycend e C. Torino.
- Carboneras, C. & Kirwan, G.M., 2014. Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.), 2014. Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona (da: <http://www.hbw.com/node/52898> on 15 September 2014).
- Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. L'Epos. Palermo.
- del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. & de Juana, E. (eds.), 2014. Handbook of the Birds of the World Alive. Lynx Edicions, Barcelona. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/52898> on 15 September 2014).
- Giglioli H. E., 1886. Avifauna italiana. Succ. Le Monnier. Firenze.
- Green A., 1996. International action plan for the Marbled Teal (*Marmaronetta angustirostris*). In: Heredia B. et al.(Ed.). Globally threatened birds in Europe. Action plans. Council of Europe Publishing. Strasbourg.
- Grussu M., 2001. Checklist of the birds of Sardinia. Updated to December 2001. Aves Ichnusae, 4: 2-55.
- Iñigo A., Barov B., Orhun C. & Gallo-Orsi U., 2008. Species action plan for the Marbled Teal *Marmaronetta angustirostris* in the European Union. BirdLife International for the European Commission.
- Kear J., 2005. Ducks, geese and swans. Vol. II. Oxford University Press. Oxford.
- Martí R. & del Moral C. (Ed.), 2003. Atlas de las Aves Reproductoras de España. Dirección General de Conservación de la Naturaleza- Sociedad Española de Ornitología. Madrid.
- Moltoni E., 1932. Cattura di un'Anatra marmorizzata. Riv. ital. Orn., 2: 249-250.
- Peronace V., Cecere J.C., Gustin M. & Rondinini C. 2012. Lista rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. Avocetta, 36: 11-58.
- Podda M. & Grussu M., 2014. Marbled Ducks breeding in Sardinia and Sicily. British Birds, 107: 485-487.
- Temminck J.C., 1840. Manuel d'ornithologie. Seconde Edition. Quatrième partie. Cousin. Parigi.
- Thibault J.C. & Bonaccorsi G., 1999. The birds of Corsica. BOU Checklist Series No. 17. British Ornithologists'Union. Tring.
- Savi P., 1873-1876. Ornitologia italiana. Succ. Le Monnier. Firenze.
- Schlegel H., 1866. *Anas angustirostris*. In: Anseres. Museum des Pays-Bas 31: 1-122.

## AMPLIAMENTO DELLA DISTRIBUZIONE DEL GRILLAIO *Falco naumanni* IN PUGLIA SETTENTRIONALE E PRIMA NIDIFICAZIONE IN MOLISE

MARCO GUSTIN<sup>(1)</sup>, VINCENZO CRIZEZZI<sup>(2)</sup>, ANTONIO DEMBECH<sup>(2)</sup>,  
MASSIMO NOTARANGELO<sup>(2)</sup>, FILOMENA PETRUZZI<sup>(2)</sup>, CARLO MEO<sup>(3)</sup>  
& ANGELA DAMIANO<sup>(3)</sup>

<sup>(1)</sup> *Dipartimento Conservazione LIPU – Via Udine, 3a – 43121 Parma (marco.gustin@lipu.it)*

<sup>(2)</sup> *LIPU Puglia – C.P.356 – 71100 Foggia (puglia@lipu.it)*

<sup>(3)</sup> *LIPU Molise – Oasi Casacalenda e CRFS Casacalenda*

### INTRODUZIONE

Sebbene il Grillaio *Falco naumanni* non sia considerata una specie minacciata a livello mondiale (BirdLife International, 2014) è tuttavia ancora considerata specie globalmente minacciata in Europa (SPEC 1) (BirdLife International, 2004) e tuttora in Allegato I della Direttiva 2009/147/EC risultando, inoltre, specie prioritaria LIFE. In Europa, attualmente la popolazione è compresa tra 25.000 e 40.000 coppie (BirdLife International, 2004). Nei paesi del Mediterraneo, è dimostrato un calo spesso drammatico della popolazione nidificante (Bux, 2008). La popolazione spagnola, ad esempio, è passata da circa 100.000 coppie negli anni '60 alle più recenti 8.000 coppie (Pomarol, 1993).

In Italia la specie risulta di passo regolare, occasionalmente svernante (Corso & Grussu, 1997) e nidificante principalmente in Puglia e Basilicata con la popolazione più importante, in gran parte sinantropica e concentrata nei centri storici degli abitati delle Murge Baresi, Materane e Tarantine (Sigismondi et al., 2003; Bux, 2008). Nidifica anche in Sicilia (Mascara, 2001; Mascara & Sarà, 2006) e Sardegna con colonie extraurbane e, più recentemente con diverse coppie in Emilia Romagna (Ferrari & Gustin, 2009) e Lazio (Huetting & Molajoli, 2011).

La popolazione appulo-lucana risulta la più importante a livello nazionale con un costante incremento dal centinaio di coppie osservate negli anni '90 (Sigismondi, 1990) alle 3.640-3.840 coppie nel 2001 (BirdLife International, 2004), fino alla più recente stima di 10.000-15.000 individui nel 2008 (Sigismondi, 2008). Nel 2004-2007 si è registrato un incremento in alcune colonie (Matera e Ginosa) (Bux & Pavone, 2005; Bux, 2008), mentre, al contrario, negli ultimi 2-3 anni la popolazione appulo-lucana ha evidenziato una flessione negativa (Giglio & Bux, com. pers.).

Nel Molise sulla presenza del Grillaio si hanno notizie rare e frammentate. Storicamente la specie veniva riportata come nidificante (Altobello, 1920) o nidificante incerta (Brichetti, 1985; Battista et al., 1998). Compare tuttavia nella collezione ornitologica dei Carfagnini a Montorio nei Frentani (CB) con un esemplare abbattuto il 23 settembre 1923. Un caso di svernamento viene segnalato ad Agnone (IS) con un

gruppo di 5 individui osservati il 29 novembre 1988 (Palumbo, 1997). Più recentemente, è stato appurato un tentativo di nidificazione nel centro storico di S. Giuliano di Puglia (CB) a seguito dell'osservazione di una coppia sul tetto di un'antica casa in pietra (Meo, ined.), ma l'avvenuta nidificazione non è stata confermata. In seguito un altro tentativo di nidificazione, non andato a buon fine per cause sconosciute, è avvenuto a Casacalenda (CB) sul retro della parete dell'antica chiesa madre (Meo, ined.).

L'ambiente d'elezione del Grillaio è costituito da distese aperte, preferibilmente a pseudosteppa e prati aridi che utilizza per esigenze trofiche, cacciando insetti e in misura minore piccoli vertebrati (Bux et al., 1997; Pantone et al., 1999). I siti di nidificazione sono costituiti da cavità e sottotetti sugli edifici storici dei centri abitati (colonie appulo-lucane) o su masserie e strutture isolate nelle campagne (piana di Gela) (Mascara & Sarà, 2006) o più limitatamente su ambienti rupicoli (Brichetti & Fracasso, 2003). La specie nidifica anche nelle cassette nido (Bux et al., 2008).

La migrazione post-riproduttiva viene intrapresa da agosto a tutto settembre in gruppi gregari e può essere preceduta da una dispersione pre-migratoria in aree limitrofe per esigenze trofiche (Premuda et al., 2008).

Scopo del presente lavoro è di aggiornare le conoscenze su distribuzione e consistenza della popolazione di Grillaio in provincia di Foggia dove in precedenza la specie era stata accertata come nidificante in una colonia di 4-7 coppie insediata in una maseria abbandonata del comune di Manfredonia (Caldarella et al., 2005) ed evidenziare la prima nidificazione in Molise, regione, per la quale non si hanno prove recenti di riproduzione prima del presente lavoro (Battista et al., 1998).

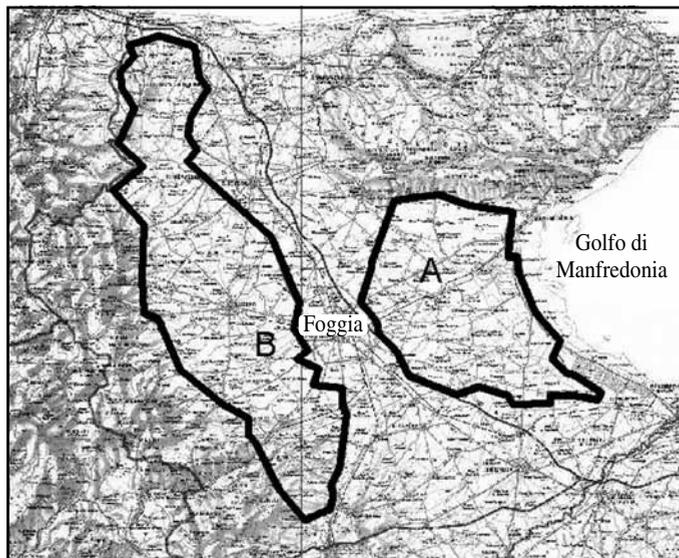
#### AREA DI STUDIO E METODI

La presente indagine è stata condotta in due macro aree poco antropizzate della provincia di Foggia, denominate A (più vicina alla costa) e B (più interna) (Fig. 1). Le aree sono state scelte sulla base di conoscenze pregresse e per l'uso del suolo, eliminando le aree maggiormente caratterizzate da coltivazioni orticole intensive, oliveti e vigneti. I centri abitati non sono stati direttamente oggetto di verifiche sistematiche.

L'area di studio A, si estende per circa 1.160 kmq risultando una zona pianeggiante, basso-collinare, caratterizzata da coltivazioni estensive con tipico ciclo culturale grano/grano/pomodoro ed in parte intensive, costituita soprattutto da pascoli substeppici concentrati essenzialmente nel gradino pedegarganico basso-collinare. In quest'area la mietitura avviene solitamente già ai primi di giugno e in parte anche a fine maggio.

Il comprensorio è attraversato dai torrenti Candelaro, Cervaro e Carapelle, con altitudine compresa tra 5 e 100 m slm. Sono state effettuate 48 uscite nelle stagioni riproduttive dal 2005 al 2009 (mediamente 8-9 uscite stagionali).

L'area di studio B, in ambito pedeappenninico, estesa circa 1.300 Km<sup>2</sup>, è stata oggetto di indagine a partire dal 2008 ed è caratterizzata in gran parte da vaste esten-



*Fig. 1. Aree di studio A e B nella Puglia settentrionale. Study area A and B in northern Apulia.*

sioni cerealicole su morfologia basso collinare, con altitudine compresa tra 100-300 m s.l.m. In quest'area la mietitura avviene in media tra il 10 e il 20 di giugno. Sono state effettuate 18 uscite nelle stagioni riproduttive 2008 e 2009 e con una copertura parziale del comprensorio. Tale area è suscettibile sicuramente di risultati più di dettaglio in relazione ad una maggiore copertura della stessa. In entrambe le aree sono state effettuate osservazioni da aprile ad agosto, percorrendo il reticolo stradale principale e secondario. Transetti e soste sono stati determinati in base alle situazioni ambientali e alla presenza di edifici potenzialmente idonei alla nidificazione della specie, con l'obiettivo di coprire il più possibile il territorio. Ogni uscita ha avuto una media di 30-40 km di percorso stradale utile. La stima del numero minimo e massimo di coppie per colonia, è stata dedotta sulla base del numero di maschi adulti osservati nei siti e, in alcuni casi, dal conteggio di cavità frequentate da maschi e femmine contemporaneamente. Per motivi cautelari si è preferito non frequentare e non accedere direttamente ai siti riproduttivi occupati.

## RISULTATI

### **Area A** (provincia di Foggia)

Nel 2005 è stata appurata la presenza di 5 colonie per un totale di 19-26 coppie. Nel 2006 sono state rilevate 9 colonie ma non è stato possibile stimare le coppie complessive. Nel 2007 sono state riscontrate 12 colonie per un totale di 39-55 coppie. Nel 2008 le colonie identificate sono state 15 per un totale di 61-77 coppie. Nel 2009 le colonie accertate risultano essere 18 per un totale di 83-103 coppie. I conteggi so-

no integrati da un sito di nidificazione in ambiente urbano: una coppia ha nidificato almeno dal 2007 su un edificio nel centro storico di Foggia (la coppia era già stata ripetutamente osservata nella stagione riproduttiva 2006 su un vicino edificio).

### **Area B** (provincia di Foggia)

L'area B è utilizzata in periodo migratorio, soprattutto durante la migrazione post-riproduttiva. La maggioranza delle osservazioni di individui in caccia nelle zone investigate, è stata rilevata in aree post mietitura lasciando presupporre la nidificazione che, tuttavia, anche per la copertura ancora parziale dell'indagine, è stata riscontrata (avulsa dai monitoraggi sistematici effettuati nelle altre aree), solo in ambito urbano: una coppia ha nidificato nell'abitato di Lucera nel 2008, con la presenza da metà luglio di un giovane involato da alcuni giorni.

Inoltre, nei comuni di Castelluccio dei Sauri, Biccari, Lucera, Pietramontecorvino e Torremaggiore, è stata in più occasioni registrata la presenza di gruppi di individui adulti (4-9) in caccia nel periodo giugno-luglio e di giovani dell'anno tra luglio e agosto, fino a settembre. Oltre a Lucera, si sospetta la possibilità di ulteriori nidificazioni nei centri storici degli abitati menzionati o in quelli limitrofi o, ancora, in edifici rurali non ancora individuati. Di particolare rilievo è stata nel 2009 l'osservazione ripetuta di 11-15 individui adulti in caccia nell'area basso collinare di Biccari nei mesi di giugno e luglio. Dai primi di agosto e fino all'8 settembre sono stati osservati nella medesima area 27-31 individui tra cui si è potuta accertare la presenza di diversi giovani maschi. Dopo tale periodo, 12 individui, potenzialmente dello stesso nucleo sono stati osservati in un'area limitrofa dello stesso agro comunale dall'11 al 16 settembre.

Pur essendo il mese di Agosto un periodo coerente con la migrazione post-riproduttiva e/o con i movimenti di dispersione pre-migratoria (Premuda et al., 2008), tali osservazioni potrebbero confermare la nidificazione in quest'area.

Sia nell'area A che B, sono stati osservati grillai, in particolare maschi adulti, cacciare piccoli rettili, lasciando intuire uno spettro alimentare potenzialmente più eterogeneo, rispetto alle popolazioni appulo-lucane, che si alimentano su pascoli step-pici soprattutto sulla componente invertebrata (quasi il 98% di artropodi, Bux et al., 1997). Il Grillaio ha mostrato una forte attrazione per stoppie e pascoli nel momento in cui sono percorsi dal fuoco, con la concentrazione di decine di individui anche in zone distanti dalle colonie 4-7 km.

Nel complesso i siti occupati nel 2009 nell'area A e, al momento, solo in un caso nell'area B risultano così distribuiti:

- 11 (58%) in strutture rurali, abbandonate o in disuso (casolari, poderi, masserie, ecc.), spesso diroccati;
- 3 (16%) in pertinenze abbandonate, semi abbandonate o diroccate di masserie rurali abitate o frequentate abitualmente;
- 3 (16%) in capannoni agricoli/industriali;
- 2 (10%) in ambiente urbano (Foggia, area A, Lucera, area B).

Sei colonie (31%) ricadono in IBA (*Important Bird Areas*) e tre di queste anche in SIC/ZPS.

La caratterizzazione ambientale dei siti di nidificazione nell'area A e nei due centri abitati (intorno di 2 km), è costituita essenzialmente da estensioni cerealicole e secondariamente da foraggio, con scarsa presenza di incolti utilizzati per il pascolo ovino. Solo tre colonie hanno evidenziato la presenza di pseudosteppa.

### **Provincia di Campobasso**

Nel 2009, viene confermata la nidificazione del Grillaio in Molise, nel centro storico di Casacalenda (CB). Il 5 agosto 2009 un immaturo cade su un passante da un tetto del centro storico di Casacalenda. Il giovane di 10-15 giorni di età, viene consegnato al locale Centro Recupero Fauna Selvatica LIPU. Si tratta quindi di una nidificazione certa, seppur il nido non sia stato individuato.

Il sito è costituito da una serie di antiche case in pietra, esposte ad Ovest, ricche di cavità che si affacciano su una valle in cui sono presenti orti, con appezzamenti a grano e orzo, boschetti e grandi alberi isolati. Vi si trovano anche un paio di vecchie costruzioni in pietra e pochi incolti.

Negli anni precedenti la specie era stata già osservata ripetutamente in periodo riproduttivo ma non era stato possibile accertarne la riproduzione. A giudicare dagli individui osservati in alcune zone rurali del comprensorio molisano, si ritiene che questo caso di nidificazione non sia stato isolato, per la potenziale presenza di piccole colonie su casolari abbandonati, in un territorio caratterizzato da un'orografia basso collinare (200-600 m) e dominato da coltivazioni cerealicole, con lembi di pascolo e incolti principalmente lungo i declivi.

Riportiamo di seguito inoltre alcuni avvistamenti pregressi:

- In territorio di Bonefro (CB) in località "Montazzone", osservati 38 esemplari in attività trofica sopra un incolto in periodo post riproduttivo (2003);
- In territorio di Bonefro (CB) nei pressi della stazione ferroviaria, alla fine di agosto 2004 e 2005, sono stati osservati per alcuni giorni da 1 a 3 giovani appollaiati sui fili del telefono al limitare di una strada statale;
- In territorio di Casacalenda (CB) lungo la S.S.87, osservati il 22 settembre 2007, 43 grillai, alcuni dei quali appollaiati sui fili del telefono;
- In territorio di Casacalenda (CB) in località "Strada della Montagna", un esemplare osservato il 6 luglio 2008. In seguito ripetute osservazioni di piccoli gruppi per tutto il mese di agosto. Il 21 agosto 2008 osservati, sempre nel medesimo sito, 13 esemplari giovani e adulti in periodo post-riproduttivo nei pressi di un anemometro. La zona (compresa nell'IBA/ZPS "Valle del Fiume Biferno"), è caratterizzata da un valico collinare posto a 600 m che si affaccia sulla valle del Biferno. Sono presenti coltivazioni cerealicole frammiste a piccoli boschi di querce (Cerro e Roverella), macchie a ginestra e rari incolti in cui sono particolarmente abbondanti gli Ortotteri. In zona sono presenti diverse piccole costruzioni rurali abbandonate in pietra (fienili e ricoveri);

- In territorio di Casacalenda (CB) in località “Crocella”, tre esemplari osservati due volte in periodo riproduttivo (luglio) e due nell’agosto 2008. Tre esemplari in attività trofica a fine giugno a circa 2 km di distanza (2009) e in luglio tre esemplari e due in agosto nello stesso anno e in località Olivoli, 14 esemplari osservati il 14 settembre 2009.

## CONCLUSIONI

Dal 2005 la dinamica della popolazione foggiana e del suo areale riproduttivo ha registrato un’espansione costante, così come avvenuto nella Piana di Gela, in Sicilia (Mascara, 2001; Mascara & Sarà, 2006). Nuovi siti di nidificazione rilevati in altre aree pugliesi come Taranto nel 2007 (Lodeserto P., com. pers.), o la periferia di Bari nel 2007 (Sigismondi A., com. pers.), o gli ultimi riscontri in Molise, evidenziano un recente ampliamento dell’areale distributivo della specie in Puglia settentrionale, più consistente rispetto a quanto già evidenziato da altri autori (Caldarella et al., 2005). Le aree oggetto dell’indagine assumono un notevole interesse anche in relazione all’intensa presenza di individui durante il periodo migratorio e soprattutto post-riproduttivo. In genere le distese cerealicole, pur non paragonabili al valore ecologico dei pascoli steppici (Bux, in Gustin & Celada, 2009), appaiono fondamentali sebbene la bassa disponibilità trofica delle aree cerealicole rispetto a quelle a pseudo-steppa, potranno contribuire in futuro all’ulteriore creazione di micro-colonie, come quelle rilevate nel foggiano settentrionale e distribuite su ampi territori, a differenza delle popolazioni murgiane più concentrate (Bux, 2008).

Dal punto di vista trofico le aree a stoppie risultano di assoluto rilievo, soprattutto se relazionate ai tempi della mietitura e al calendario riproduttivo della specie e alla scarsa presenza, in molte aree pugliesi, di alternative ambientali idonee per la specie come incolti e pascoli. Del resto, è nota l’importanza delle aree cerealicole per le colonie urbane della Murgia pur in presenza di habitat a pseudosteppa (Sigismondi et al., 1996, 2003).

È interessante notare come le colonie oggetto della ricerca siano ubicate in genere in masserie disabitate, rivelando abitudini comportamentali più riservate nei confronti dell’uomo rispetto a quelle sinantropiche murgiane (Bux, 2008). Queste aree risultano al momento quasi ovunque prive di vincoli di tutela ambientale; inoltre, le attuali scarse norme di riferimento per l’insediamento di impianti energetici appaiono insufficienti. Tali trasformazioni sottrarranno, direttamente e indirettamente, notevoli estensioni di territorio utile a questa specie o ad altre presenti come Occhione *Burhinus oediconemus* e Ghiandaia marina *Coracias garrulus* e potrebbero essere un ostacolo ad un’ulteriore espansione dell’areale riproduttivo del Grillaio in Puglia settentrionale e Molise.

La virulenza di questo fenomeno pone in secondo piano le minacce di trasformazione agricola, derivanti dall’intensità delle colture.

È urgente quindi perseguire la tutela di queste aree, anche attraverso l’adozione di serie pianificazioni territoriali e sostenendo il mondo agricolo per favorire la perma-

nenza delle stoppie dopo la mietitura. Nel medio lungo termine, sarebbe importante garantire una pianificazione delle coltivazioni compatibili con la biodiversità rurale, pianificando maggiormente su questa specie in entrambe le regioni prese in considerazione il Piano di Sviluppo Rurale Regionale.

**Ringraziamenti.** Un doveroso ringraziamento al Capitano R. Adriatico, al Reparto Sicurezza Volo del 32° Stormo dell'Aeronautica Militare, al dr. G. Giglio, al Maresciallo I cl. F. Labella e a Don A. Sacco. Un ringraziamento particolare al Sig. P. Ferrara, agli attivisti LIPU e al CRAS LIPU di Casacalenda (Cb).

#### Summary

#### **Updated status on distribution of Lesser Kestrel *Falco naumanni* in northern Apulia (Foggia province) and first breeding in Molise region (Campobasso province)**

During the years 2005-2009 the update on distribution of breeding population of Lesser Kestrel *Falco naumanni* in province of Foggia, concerning the research of colonies on farmhouses in rural areas, mostly cultivated with cereals, and first breeding event in Molise region, was carry out. During breeding period, in two sample areas (A and B) of Foggia province the territory surveyed was respectively of 1160 and 1300 square kilometres, plane and low hills. Positive trend was registered, on reproductive population, increased from some pairs to 83-103 pairs in 2009 (the breeding presence in Foggia (area A) and Lucera city (area B)). A trend of further expansion of breeding areas is predictable in Foggia and Campobasso provinces. Remarkable threats emerge and are going to alterate the rural ecosystems, such as increasing of intensive irrigated cultivations and wind-farm projects on wide scale that will reduce the habitats for the species.

#### BIBLIOGRAFIA

- Altobello G., 1920. Saggio di ornitologia italiana. I rapaci, con speciale riferimento all'Abruzzo e Molise. Tirelli, Acqui.
- Battista G., Carafa M., Colonna N. & De Lisio L., 1998. Check-list degli uccelli del Molise con note sullo status e sulla distribuzione. Riv. ital. Orn., 68: 11-26.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservations Series No. 12 - BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International, 2014. Species factsheet: *Falco naumanni*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 25/11/2014.
- Brichetti P., 1985. Guida degli uccelli nidificanti in Italia. Scalvi, Brescia.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore.
- Bux M., 2008. Grillaio *Falco naumanni*. In: Bellini F., Cillo N., Giaccia V. & Gustin M. (eds.) 2008. L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (TA): 38-41.
- Bux M., Giglio G. & Gustin M., 2008. Nest box provision for lesser kestrel *Falco naumanni* populations in the Apulia region of southern Italy. Conservation Evidence, 5: 58-61.

- Bux M., Pantone N., Massa B., Malacarne G., Rizzi V. & Palumbo G., 1997. Primi dati sull'alimentazione della popolazione di grillaio *Falco naumanni* dell'Italia peninsulare (Puglia e Basilicata). *Avocetta*, 21: 112.
- Bux M. & Pavone A., 2005. Status del grillaio *Falco naumanni* nelle gravine di Puglia e Basilicata. *Avocetta*, 29: 107.
- Caldarella M., Marrese M. & De Lullo L., 2005. Status e distribuzione del Grillaio *Falco naumanni* nella provincia di Foggia. In: Boano G., Cucco M., Pavia M. & Rubolini D. (a cura di). Atti XIII Convegno Italiano di Ornitologia. *Avocetta*, 29: 108.
- Corso A. & Grussu M., 1997. Sardegna e Sicilia: aree privilegiate in Italia per lo svernamento dell'avifauna. *Avocetta*, 21: 34.
- Ferrari E.M. & Gustin M., 2009. Relazione Monitoraggio faunistico. LIFE07 NAT/IT/000499 Pianura parmense, 1-32 pp.
- Gustin M. & Celada C., 2009. Specie steppeiche e qualità ambientale. Fattori che impediscono uno stato di conservazione favorevole: un approccio comparato. Rapporto tecnico finale, MATTM, 1-201 pp.
- Huetting S. & Molajoli R., 2011. Nidificazione di Grillaio *Falco naumanni* nel Lazio. *Alula*, 18: 146-147.
- Mascara R., 2001. Censimento della popolazione nidificante di Grillaio *Falco naumanni* nell'area della Piana di Gela (Sicilia). *Riv. ital. Orn.*, 71: 213-216.
- Mascara R. & Sarà M., 2006. Densità e biologia riproduttiva del Grillaio *Falco naumanni* nella piana di Gela. *Avocetta*, 30: 51-59.
- Palumbo G., 1997. Il Grillaio. Altrimedia Ed., Matera.
- Pantone N., Bux M. & Scillitani G., 1999. Dieta del grillaio *Falco naumanni* nell'Italia peninsulare. *Avocetta*, 23: 171.
- Pomarol M. 1993. Lesser Kestrel (*Falco naumanni*) recovery project in Catatonia. In: M.K. Nichols and R. Clarke (eds.). *Biology and conservation of small falcons: Proceedings of the 1991 Hawk and Owl Trust Conference*. The Hawk and Owl Trust, London, England: 24-28.
- Premuda G., Ceccarelli P.P., Fusini U., Vivarelli W. & Leoni G., 2008. Eccezionale presenza di Grillaio *Falco naumanni* in Emilia Romagna in periodo post riproduttivo. *Riv. ital. Orn.*, 77: 101-106.
- Sigismondi A., 1990. Il Grillaio un falco di rilevanza nazionale. *Umanesimo della pietra Verde n.5* Martina Franca (Taranto).
- Sigismondi A., 2008. Lo stato di conservazione dei rapaci in Puglia. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M. (eds.), 2008. *L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche*. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (Ta): 4-9.
- Sigismondi A., Cassizzi G., Cillo N. & Laterza M., 1996. Utilizzo del territorio a fini trofici del Grillaio *Falco naumanni* nelle Murge. 2<sup>nd</sup> International conference on raptors. Urbino 1996.
- Sigismondi A., Cassizzi G., Cillo N., Laterza M., Losacco A. & Muscianese E., 2003. Status e problemi di conservazione della popolazione di Grillaio *Falco naumanni* nelle Murge. *Avocetta*, 27: 44.

## IL GABBIANO REALE *Larus michahellis* NIDIFICANTE A SALERNO: ANDAMENTO DEMOGRAFICO E BIOLOGIA RIPRODUTTIVA<sup>(\*)</sup>

CLAUDIO MANCUSO

Via Zoccoli snc – 84133 Salerno (claudiomancuso@teletu.it)

<sup>(\*)</sup> Lavoro realizzato con il contributo dell'Ordine dei Medici Veterinari della Provincia di Salerno

### INTRODUZIONE

Il Gabbiano reale *Larus michahellis*, come altre specie di gabbiani di grandi dimensioni, *L. argentatus*, *L. cachinnans*, *L. fuscus*, ha avuto un marcato incremento numerico in tutto il suo areale europeo, per la maggiore protezione accordata alla specie e soprattutto per le aumentate disponibilità alimentari di origine antropica, in particolare nelle discariche di rifiuti urbani e nei terreni coltivati (Cramp & Simmons, 1983; Skornik, 1997). L'accresciuta pressione demografica nei siti di nidificazione tradizionali, ossia le coste marine, è ritenuta alla base dell'espansione dell'areale riproduttivo verso nord e nell'entroterra e della progressiva colonizzazione dei centri urbani (Cramp & Simmons, 1983).

Le nidificazioni in ambiente urbano sono state documentate per la prima volta tra il 1890 ed il 1893 in Bulgaria (Dinetti, 2009), ma è dagli anni '70 del secolo scorso che il fenomeno ha conosciuto una vera e propria esplosione. In Italia la prima nidificazione urbana è avvenuta nel 1971 a Roma (Pratesi, 1975) e attualmente le città interessate dal fenomeno sono 27, sia costiere che interne (Corso, 2005; Dinetti, 2011). Nessuna, tra le colonie insediate in ambito urbano, è scomparsa naturalmente, al contrario, in molti casi esse si sono accresciute a livelli tali da divenire «problematiche» (Dinetti, 2002).

Nella città di Salerno la prima nidificazione è stata rilevata nel 2004. A partire dall'anno successivo è stata seguita la dinamica della popolazione nidificante e l'andamento delle nidificazioni. I risultati dei primi anni di monitoraggio sono riportati in Mancuso e Quarello (2006) e Mancuso (2007).

In questo lavoro si presentano dati relativi al periodo 2005-2012, con particolare riferimento alla distribuzione e alla biologia riproduttiva.

### AREA DI STUDIO E METODI

La città di Salerno (40°40'N, 14°45'E) sorge sull'omonimo golfo del Mar Tirreno, tra la Costiera Amalfitana (a ovest) e la piana del Sele (a sud-est), nel punto in cui la valle del fiume Irno si apre verso il mare. Il territorio comunale è molto esteso (58,96 km<sup>2</sup>) e conta 138.284 abitanti (dati ISTAT 2012), la maggior parte dei quali concentrati nella città, che si sviluppa lungo la costa per 7,4 km e si estende verso l'interno fino alle prime colline retrostanti. La costa nel tratto urbano è per il 65% artificiale e per il 35% costituita da litorale sabbioso. Sono presenti barriere frangiflutti e tre

aree portuali, più un quarto porto di recente realizzazione 2 km a sud-est della città. Nelle stagioni riproduttive dal 2005 al 2012 è stato effettuato un censimento il più possibile esaustivo delle coppie nidificanti, localizzate attraverso osservazioni da punti sopraelevati della città effettuate fin dalle prime fasi della formazione delle coppie, quando gli adulti in corteggiamento o posati sui nidi risultano ben visibili. In rari casi le nidificazioni sono state localizzate dal basso durante l'allevamento dei *pulli* grazie alla loro mobilità e alle frequenti vocalizzazioni e in due casi in seguito a segnalazioni di privati.

Le coppie individuate, mappate su Carte Tecniche 1:2000, sono state visitate con frequenza bisettimanale al fine di desumere, attraverso osservazioni a distanza, le date di inizio della cova, della schiusa e dell'involto, il numero di *pulli* nati e di giovani involati e, nei nidi meglio visibili, il numero di uova deposte. Ogni anno sono stati visitati i siti conosciuti ricercandone al contempo di nuovi. Nell'elaborazione dei dati sono state considerate solo le coppie che hanno deposto.

Si fa inoltre cenno a dati quantitativi raccolti in altri periodi dell'anno, con metodi standardizzati, in un'area di studio comprendente il tratto urbano della costa, dal porto commerciale al quartiere Mercatello ed il tratto urbano del fiume Irno.

## RISULTATI

### **Presenze circannuali ed interannuali**

La città di Salerno è interessata da consistenti presenze di gabbiani reali in tutti i periodi dell'anno.

Durante un ciclo annuale, in base a censimenti quindicinali condotti nel periodo agosto 2006-luglio 2007 nei tratti urbani della costa e del fiume Irno, la popolazione ha avuto una media quindicinale di  $109,5 \pm 90$  individui, con presenze minime tra novembre e marzo (48-64 individui), più consistenti da aprile a ottobre (123-166 individui) e punte massime di 340 e 370 individui registrate nella prima quindicina di settembre e nella seconda di luglio rispettivamente.

La popolazione svernante nella stessa area di studio, censita durante l'IWC relativo alla macrozona Salerno (cod. ISPRA: SA0100), negli inverni dal 2000 al 2008 ha avuto una media annuale di  $52,4 \pm 11,9$  individui (*range*: 40-70), in linea con i censimenti della metà degli anni '90 (36-44 individui nelle tre decadi di gennaio 1996. Mancuso, 1997), mentre è aumentata bruscamente nel successivo periodo 2010-2014 raggiungendo una media di  $168,5 \pm 26,7$  individui/anno (*range*: 135-191).

A questi conteggi vanno aggiunti 40-60 individui che frequentano tutto l'anno altri quartieri della città, distanti sia dalla costa che dal fiume Irno.

Oltre ai contingenti che vi stazionano, la città è attraversata quotidianamente da flussi di centinaia di individui che effettuano movimenti pendolari tra la Costiera Amalfitana e due impianti di trattamento dei rifiuti urbani posti ad est della città. Questi contingenti, o parte di essi, alla fine dell'estate selezionano per il *roosting* la sommità dei container impilati sulle banchine del porto commerciale.

Alcuni conteggi effettuati alla fine dell'estate 2006, in ore notturne alla luce dei lam-

pioni del porto, hanno fornito i valori massimi di 1.040-1.220 individui intorno alla metà di agosto, valori mantenuti fino a metà settembre, dimezzati in ottobre e azzerati entro metà novembre.

La popolazione nidificante costituisce pertanto una frazione minima dei contingenti che in vario modo frequentano i diversi ambiti della città.

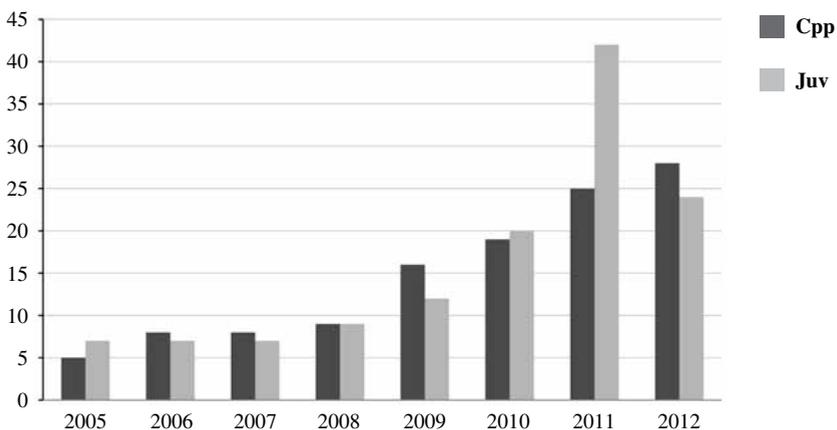
### **Popolazione, densità e distribuzione, fedeltà al sito**

La popolazione nidificante è gradualmente aumentata, da 5 coppie nel 2005 a 28 nel 2012, con incremento medio annuo del 30,4% e incremento massimo del 77,8% nel 2009. A partire da tale anno è iniziata una progressiva crescita del numero di coppie nidificanti, dopo una iniziale stabilità (Fig. 1). Questi valori vanno considerati come stima minima della popolazione nidificante data la difficoltà di censire correttamente la specie in ambito urbano (Fratricelli & Varrone, 2006).

La distribuzione delle coppie ha interessato principalmente un'area compresa tra il centro storico e la parte orientale del porto commerciale (area in cui sono risultati compresi dal 73% all'88% dei nidi rinvenuti negli anni) e in minor misura i settori occidentali della città in cui da 1 a 3 coppie all'anno hanno nidificato su pareti e pendii rocciosi, in continuità con la piccola colonia nidificante sui faraglioni di Vietri sul Mare.

A partire dal 2009 si è resa evidente l'espansione dell'areale secondo una direttrice ovest-est, con la comparsa di coppie nidificanti nei quartieri più moderni, inizialmente nelle vicinanze del fiume Irno, poi nella parte orientale della città (Fig. 2). Tale direttrice di espansione è confermata dall'osservazione, nel 2014, di un nido nel quartiere Mercatello, all'estremo orientale della città.

Contemporaneamente si è sviluppata un'espansione verso nord, lungo la valle del fiume Irno: una coppia ha iniziato a nidificare nel 2010 nella frazione collinare di



*Fig. 1. Numero di coppie nidificanti e di giovani involati nel periodo 2005-2012.*

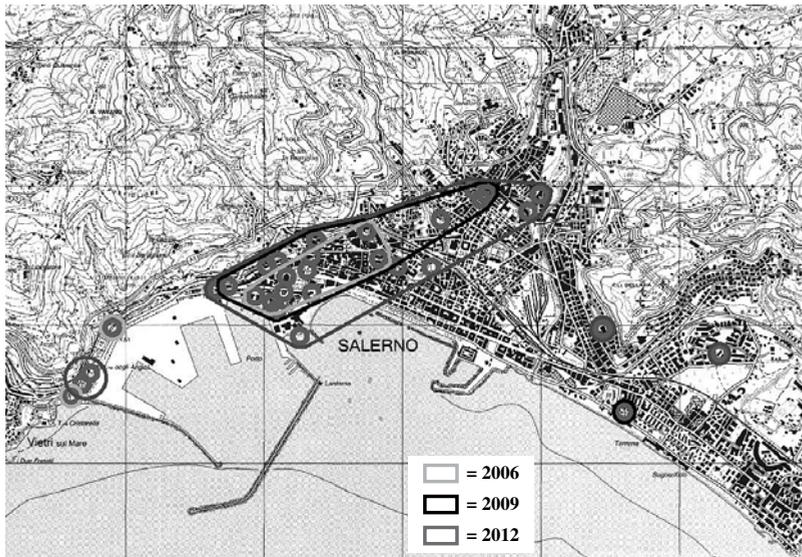


Fig. 2. Distribuzione dei nidi di Gabbiano reale negli anni 2006, 2009 e 2012.

Matierno, a 3,7 km dal mare; a questa se n'è aggiunta una seconda negli anni successivi (queste coppie non sono state considerate nell'elaborazione dei dati). Sono state calcolate per ciascun anno: l'estensione dell'area occupata dai nidi, secondo il metodo delle «nearest-neighbour-distances» escludendo i siti marginali, la densità all'interno di tale area, espressa in coppie/10 ha e la spaziatura dei nidi, espressa come distanza minima media, ottenuta misurando la distanza fra ciascun nido e il nido confinante più vicino ad esso (Penteriani & Pinchera, 1995).

La *core area* della distribuzione della popolazione è andata progressivamente aumentando, da 4,4 a 65,5 ha, mentre i valori di densità e di distanza minima media dei nidi, se si esclude il primo anno, sono rimasti compresi rispettivamente tra 3,5 e 5,1 coppie/10 ha e tra 121 e 139 m. (Tab. 1).

La variazione interannuale nei valori di densità non è statisticamente significativa ( $\chi^2 = 1,69$ ; g.l. = 6; n.s.).

I siti di nidificazione sono in genere occupati per più anni di seguito. La percentuale di rioccupazione dei siti da un anno all'altro, escludendo quelli eliminati da interventi antropici diretti, è risultata compresa tra 75% e 100%, con media dell'88,1%. Quattro siti sono stati occupati in modo discontinuo nei primi anni di insediamento. Su 44 siti utilizzati almeno una volta per la nidificazione, 15 sono stati abbandonati in modo definitivo nel corso degli anni, di cui due per modificazione naturale del sito, dovuta alla crescita della vegetazione in siti rupestri, tre dopo la perdita della covata nel primo anno di insediamento, quattro per intervento antropico diretto, sei per motivi sconosciuti, dopo 2-4 anni di occupazione.

	Core area (ha)	Nidi	Cpp./10ha	Distanza minima nidi (m)		
				media	d.s.	range
2005	4,37	3	6,86	363,33	402,41	131-828
2006	11,76	6	5,10	134,83	7,78	125-142
2007	11,76	6	5,10	134,83	7,78	125-142
2008	22,13	8	3,61	132,26	56,94	55-232
2009	29	13	4,48	124,11	92,62	10-336
2010	34,50	14	4,05	139,14	125,23	10-411
2011	40	19	4,75	124,16	91,75	26-289
2012	65,55	23	3,50	121,77	95,30	26-321
<b>Tot.</b>			<b>4,62</b>	<b>162,80</b>	<b>88,65</b>	<b>10-828</b>

Tab. 1. Estensione dell'area a maggiore concentrazione di nidi, densità e spaziatura nel periodo 2005-2012.

### Tipologia dei siti di nidificazione

L'ampio ventaglio di tipologie di siti che hanno ospitato i nidi è espressione della plasticità ecologica della specie. Dei 44 siti utilizzati, solo quattro sono naturali, su pareti e pendii rocciosi, due dei quali coperti da rete paramassi, 22 sono su edifici recenti, 14 su edifici antichi (chiese, campanili e abitazioni anteguerra), due su ruderi e mura antiche, due su altri manufatti (una gru in un cantiere navale e un argano ancorato nelle acque del porto). I 36 nidi collocati su edifici, relativamente alla posizione e al substrato, sono così distribuiti: 13 su tetti di tegole, posizionati sia sugli spioventi che sul colmo del tetto, nove su tetti piatti in cemento, catramati o con ghiaia, nove su altre superfici piatte in cemento, quali cornicioni, canali di scolo, torrette, tre in fioriere, poste su terrazzi o tetti, due su terrazzi.

Nel 65,9% dei casi il nido è collocato a ridosso di ciuffi di vegetazione o strutture antropiche quali parapetti, comignoli, serbatoi, che forniscono occultamento e protezione, nel restante 34,1% il nido risulta totalmente allo scoperto.

Pur nella varietà dei siti selezionati, la collocazione dei nidi appare rispondente all'esigenza di avere ampia visuale e un vasto spazio aereo circostante. Le caratteristiche di inaccessibilità o assenza di disturbo diretto sono comuni alla maggioranza dei siti, ma non sembrano condizioni imprescindibili considerando le nidificazioni avvenute in terrazzi scarsamente frequentati da persone, e i numerosi siti molto prossimi al traffico veicolare e pedonale.

### Fenologia della riproduzione

L'area comprendente i siti di nidificazione in posizione litoranea è occupata tutto l'anno, i siti più interni vengono rioccupati in febbraio-marzo e disertati a fine giugno-inizio luglio.

I corteggiamenti sono stati osservati principalmente tra fine marzo e metà aprile, in

due casi a fine novembre e metà gennaio, in un caso il 19 e 21 maggio, in seguito alla perdita della covata. I *display* osservati più di frequente sono stati il *Choking*, la *Arch-posture*, e le sollecitazioni della femmina al rigurgito del maschio, con *Hunched-posture* e *Head-tossing* (cfr. Cramp & Simmons, 1983).

Il trasporto di materiali per la costruzione del nido è stato osservato tra il 21 marzo e il 24 aprile, con data mediana 29 marzo (N = 18).

Le copule sono state osservate tra il 28 marzo e il 27 aprile, con data mediana 9 aprile (N = 9). La copula più tardiva, del 27 aprile, si è verificata dopo la perdita della prima covata e non è stata seguita da deposizione.

L'inizio della cova è stato registrato tra il 26 marzo e il 3 maggio, con data mediana 3 aprile (N = 21). Nel 69,4% dei nidi controllati (N = 85), le deposizioni si sono verificate tra l'ultima decade di marzo e la prima decade di aprile (Fig. 3).

Le schiuse sono state registrate tra il 22 aprile e il 6 giugno, con data mediana 3 maggio (N = 50), concentrandosi, nel 65,9% dei casi, tra la terza decade di aprile e la prima di maggio (Fig. 3).

Gli involi sono fortemente asincroni nell'ambito della stessa nidiata, pertanto sono stati considerati gli involi dei singoli individui. In un campione di 92 giovani involati tra il 29 maggio e il 18 luglio, il picco degli involi si è verificato tra la prima e la seconda decade di giugno (71,7%)(Fig. 3).

I giovani ritornano e stazionano al sito di nascita fino all'età di 50-56 giorni. Dopo gli involi si formano concentrazioni di giovani dell'anno alla foce del fiume Irno e nella zona portuale, a cui si aggregano giovani nati altrove, presumibilmente nelle colonie della Costiera Amalfitana. La Figura 3 sintetizza i dati su esposti, suddivisi per decadi. Si può notare una certa incidenza di deposizioni tardive e di covate di sostituzione, queste ultime accertate in tre occasioni, dopo la perdita della prima covata.

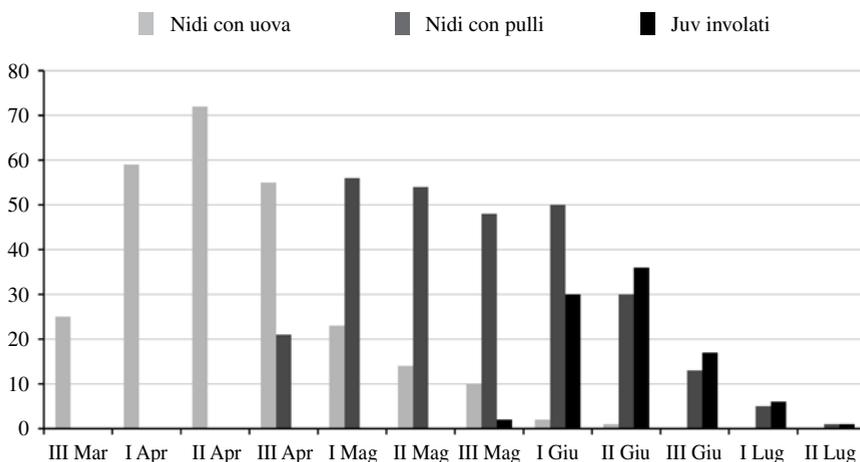


Fig. 3. Fenologia riproduttiva del Gabbiano reale a Salerno nel periodo 2005-2012 (N = 85 nidi).

Rilevante il caso di una femmina che, deponendo in un terrazzo privato in cui venivano sottratte periodicamente le uova, ne ha deposte in totale 13, in nidi diversi, durante tutta la stagione 2013.

### Parametri riproduttivi

Su un limitato campione di 10 nidi con interno visibile, la composizione media della covata è risultata pari a 2,8 uova/nido (*range*: 2-3) con prevalenza delle covate di 3 uova (80%) e il tasso di schiusa è risultato dell'85,7%. Su un campione di 63 nidi, la nidiate media alla schiusa è stata di  $2,3 \pm 0,6$  pulli/nido, mentre su 61 nidiate prossime all'involto, la composizione media è stata di  $1,9 \pm 0,7$  pulli/nido. La Tabella 2 riporta i seguenti parametri riproduttivi rilevati su un totale di 118 deposizioni: percentuale di coppie riprodottesi con successo involando almeno un giovane, percentuale di sopravvivenza dei pulli (giovani involati/pullii nati) e successo riproduttivo, espresso come numero di giovani involati per coppia che ha deposto.

Sul successo riproduttivo incide particolarmente il basso tasso di involto dei pulli. Su 42 insuccessi riproduttivi, il 54,8% è stato determinato dalla perdita dei pulli, il 28,6% da abbandono o perdita della covata, il 16,7% dalla rimozione del nido, intenzionale o conseguente a lavori di ristrutturazione. Alcuni casi di perdita della covata sono da ascrivere a fenomeni atmosferici che hanno comportato la caduta di nidi molto esposti, mentre le perdite dei pulli, tranne un caso di morte al nido, si ritiene siano dovute a cadute da siti poco idonei. Questo si verifica principalmente nelle prime e nelle ultime fasi dello sviluppo dei nidiate. Su 22 casi di perdita totale della nidiate, questa si è verificata nel 50% dei casi entro i primi 10 giorni di vita (quando i pulli muovono i primi passi nei dintorni del nido), in siti appena sufficienti a contenere il nido (colmo del tetto tra spioventi) o con forte pendenza (spioventi privi di protezioni), e nel 31,8% dei casi ad un'età compresa tra 20 e 30 giorni, quando i pulli sono molto mobili e iniziano ad esercitare le ali e possono incorrere in cadute precoci da siti non protetti o con spazio insufficiente.

### DISCUSSIONE

L'inurbamento del Gabbiano reale in Italia è un fenomeno recente che si manifesta con caratteristiche spesso ricorrenti: fa seguito all'espansione di popolazioni limitro-

	% cpp riprodotte con successo	% sopravvivenza (juv/pullii)	successo riproduttivo (juv/cpp)
<b>media</b>	53,17	54,71	1,10
<b>d.s.</b>	14,96	16,14	0,33
<b>range</b>	37,50 - 80	35-88	0,70-1,70
<b>N</b>	118	202	128

Tab. 2. Parametri riproduttivi espressi come media annuale del periodo 2005-2012.

fe alle città e le popolazioni urbane mostrano più o meno rapidi incrementi e tendono a non formare colonie nei centri storici a differenza delle aree costiere o portuali delle stesse città (Dinetti & Fraissinet, 2001).

Nella colonizzazione di Salerno ricorrono tali condizioni. Essa si inserisce in un processo espansivo della popolazione nidificante in Costiera Amalfitana resosi manifesto con un incremento del 143% delle coppie nidificanti nel periodo 1996-2005 e con l'estensione dell'areale riproduttivo in direzione est fino al centro urbano di Salerno (Mancuso & Quarello, 2006). Questa espansione con direttrice est è proseguita all'interno della città ed è confermata dalle nidificazioni più recenti avvenute all'estremo orientale dell'area urbana.

In tutto il suo areale, la distribuzione e la consistenza attuali delle popolazioni di Gabbiano reale sono in larga misura il risultato dell'aumento delle risorse trofiche di origine antropica (Baccetti, 2003). In questo caso un ruolo importante nell'incremento della popolazione nel suo complesso è stato esercitato dalle ampie disponibilità trofiche offerte dalla discarica prima, e dagli impianti di trattamento dei rifiuti poi, posti nell'entroterra, ca. 7 km ad est della città. Non è chiaro se e in che misura le coppie nidificanti utilizzino tali risorse, e se quindi anche la dinamica della loro distribuzione possa essere influenzata dalla forte attrazione esercitata da queste fonti trofiche e dai vantaggi derivanti dalla riduzione della lunghezza dei voli pendolari di foraggiamento. In questa chiave va interpretata la pronta e massiccia colonizzazione, come sito di riposo diurno, del nuovo porto a sud-est della città, che rappresenta attualmente il punto più vicino agli impianti di trattamento dei rifiuti, da cui partano voli di foraggiamento.

Dal punto di vista numerico, la popolazione nidificante ha mostrato un deciso e progressivo incremento 4-5 anni dopo le prime nidificazioni, probabilmente come conseguenza del reclutamento, tra i nidificanti, di parte dei soggetti nati in città arrivati alla maturità.

L'incremento medio annuo delle coppie nidificanti registrato a Salerno (30,4%) è molto elevato e riscontrabile solo in ambiente urbano. Risulta inferiore a quelli registrati in altre città italiane (43,1% a Napoli nel triennio 2005-2007, Fraissinet & De Rosa, 2012; 49,9% a Trieste nel periodo 1988-1992, Benussi et al., 1994), ma nettamente superiore agli incrementi occorsi in colonie naturali (4% l'anno nell'Arcipelago Toscano, dal 1983 al 2000, Arcamone et al., 2001; 2,2% nell'Arcipelago Pontino dal 1984 al 1994, Di Lieto in Varrone & Fraticelli, 2005). Queste differenze indicano che, dopo l'espansione delle colonie naturali, attualmente sono quelle urbane o più in generale quelle di recente insediamento, ad avere i tassi di crescita più elevati (Benussi & Brichetti, 1999; Franceschi, 2012).

Come in altri ambiti urbani, la colonia appare lassa, anche nella sua *core area*, con notevole spaziosità dei nidi, distanti minimo 10 m e mediamente 120-140 m, e nessuna aggregazione propriamente coloniale, con al massimo due nidi sullo stesso edificio. I valori di densità dei nidi sono rimasti pressoché costanti negli anni e l'espansione della popolazione si è espressa con l'incremento della superficie occupata piut-

tosto che della densità. La tendenza alla formazione di colonie lasse nei centri storici delle città viene attribuita ad un minor rischio di predazione ed alla difficoltà di reperimento di siti adatti ad un'aggregazione coloniale in ambito urbano (Dinetti & Fraissinet, 2001; Fraissinet & De Rosa, 2012).

Come in altre città, quali Roma e Livorno, si è evidenziato un *pattern* di distribuzione centrifugo, con l'iniziale colonizzazione del centro storico, a cui è seguita l'espansione in zone periferiche (Fratricelli & Varrone, 2006; Franceschi & Arcamone, 2009).

Pur in assenza di indagini specifiche sul tipo di dieta e sulle aree di foraggiamento delle coppie nidificanti, le osservazioni non sistematiche finora effettuate suggeriscono lo sfruttamento di fonti trofiche differenti in base alla dislocazione delle coppie, con quelle costiere in prevalenza piscivore e quelle interne con dieta basata su altri resti alimentari (mercati rionali, fiume Irno) e sulla predazione a carico di *Columba livia* forma domestica. L'insediamento su edifici a ridosso delle aree portuali è stato favorito verosimilmente dalla facilità di reperimento di scarti del pescato, mentre nei quartieri periferici la distribuzione delle coppie, che si trovano tutte entro 200 m di distanza da importanti concentrazioni di piccioni di città, potrebbe essere determinata dalla prossimità a questa altamente remunerativa risorsa alimentare. Che la densità di nidi di piccione possa incidere sulla selezione dei siti di nidificazione da parte del Gabbiano reale è ritenuto molto probabile per Napoli (Milone, 1996), città in cui le coppie nidificanti in contesti sinantropici hanno una dieta basata per il 75% sulla predazione di piccioni (Fraissinet & De Rosa, 2012).

La fenologia riproduttiva rilevata a Salerno è in linea con quanto riportato per Livorno e Napoli (Franceschi & Arcamone, 2009; Fraissinet & De Rosa, 2012), città accomunate dalla posizione litoranea tirrenica, mentre risulta anticipata di circa un mese rispetto a quanto rilevato a Roma nel 2003 (Varrone & Fraticelli, 2005), tuttavia questo gap appare attualmente superato, sulla base di osservazioni più recenti (Fratricelli et al., 2013).

Il successo riproduttivo riscontrato ( $1,1 \pm 0,3$ juv/cp) è inferiore a quello di popolazioni più numerose e insediate da più tempo, come quelle di Roma ( $1,9 \pm 0,8$ ; N = 182. Varrone & Fraticelli, 2005), Napoli ( $1,7 \pm 0,7$ ; N = 171. Fraissinet & De Rosa, 2012) e Trieste ( $1,6 \pm 1,2$ ; N = 25. Benussi & Bembich, 1998).

Allo stato attuale, le problematiche connesse all'inurbamento dei gabbiani (sporizia, rumore, aggressività) hanno rilevanza molto limitata, e prevale un atteggiamento benevolo della cittadinanza. La presenza continua di gabbiani in città, al contrario, presumibilmente svolge un ruolo importante nel contenimento della popolazione di piccioni, che sono attivamente predati in tutti i periodi dell'anno e in tutte le classi di età (oss. pers.).

È prevedibile in un prossimo futuro un consolidamento della popolazione di Gabbiano reale nidificante, con la colonizzazione dei quartieri orientali dove da anni estivano adulti non nidificanti. Un'altra possibile direttrice di espansione dell'areale riproduttivo è in direzione nord, lungo la valle del fiume Irno, anch'essa regolarmente

frequentata da adulti estivanti, compreso il centro urbano di Baronissi (SA), a 8 km di distanza dal mare.

**Ringraziamenti.** Desidero ringraziare il Consiglio dell'Ordine dei Medici Veterinari di Salerno che sostiene le ricerche sull'avifauna urbana nel cui ambito è stato realizzato il presente lavoro, Valeria Caporale, Gaspare D'Urso, Brunella Cuomo, Ilaria Cammarata e Antonio Ceruso per la disponibilità e le informazioni fornite.

### Summary

#### **The Yellow-legged Gull *Larus michahellis* nesting in Salerno: population trend and breeding biology**

This work documents the first phases of the colonization of the Yellow-legged Gull nesting in the city of Salerno. During the period 2005-2012, the pairs censused increased from 5 to 28, with an annual average growth of 30.4%. The highest density of nests is recorded in the historical part of the city, where the colonization began, while currently an outward expansion is taking place. The peak of laying occurs between 20 March - 10 April and the peak of fledgling between 1- 20 June. On average every year only 53% of pairs which laid managed to reproduce and the breeding success was 1.1 fledglings per pair, rather low values due to the limited survival of the chicks (54.7%), most probably caused by falls from insecure nesting sites.

### BIBLIOGRAFIA

- Arcamone E., Baccetti N., Leone L., Melega L., Meschini E. & Sposimo P., 2001. Consistenza ed evoluzione della popolazione di Gabbiano reale *Larus cachinnans michahellis* nidificante nell'Arcipelago Toscano. Avocetta, 25: 142.
- Baccetti N., 2003. Gabbiano reale mediterraneo. In: Spagnesi M. & Serra L. (a cura di). Uccelli d'Italia. Quad. Cons. Natura, 16, Min. Ambiente -Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Benussi E. & Bembich L., 1998. Caratteristiche, status ed evoluzione della colonia urbana di *Larus cachinnans michahellis* nella città di Trieste. Annales, Koper, 13: 67-74.
- Benussi E. & Brichetti P., 1999. Evoluzione di popolazioni nidificanti di *Larus cachinnans* nell'alto Adriatico (1988-1998). Avocetta, 23: 72.
- Benussi E., Flapp F. & Mangani U., 1994. La popolazione di *Larus cachinnans michahellis* nidificante nella città di Trieste. Avocetta, 18: 21-27.
- Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. L'Epos Editrice, Palermo.
- Cramp S. & Simmons K.E.L. (eds.), 1983. The Birds of the Western Palearctic, Vol. III. Oxford University Press, Oxford.
- Dinetti M., 2002. La gestione delle specie ornitiche problematiche negli ambienti urbanizzati. In: Brichetti P. & Gariboldi A. L. Manuale di Ornitologia, Vol. 3. Edagricole, Bologna.
- Dinetti M., 2009. Biodiversità urbana. Conoscere e gestire habitat, piante e animali nelle città. Tipografia Bandecchi & Vivaldi, Pontedera.
- Dinetti M., 2011. Speciale Gabbiano reale. Manuale pratico di gestione. Ecologia urbana - la natura della città, 23.
- Dinetti M. & Fraissinet M., 2001. Ornitologia urbana. Calderini Edagricole, Bologna.
- Fraissinet M. & De Rosa D., 2012. Distribuzione ed ecologia del Gabbiano reale *Larus michahellis* a Napoli nel triennio 2005-2007. Picus, 73: 5-12.

- Franceschi A., 2012. Distribuzione e consistenza del Gabbiano reale, *Larus michahellis*, lungo la costa toscana. Riv. ital. Orn., 82: 223-226.
- Franceschi A. & Arcamone E., 2009. Urban Gulls: breeding distribution and biology in Livorno. Alula, 16: 449-451
- Fraticelli F., Varrone C., 2006. Il Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma: passato, presente e futuro. Alula, 13: 171-180.
- Fraticelli F., Zocchi A., Battisti C., 2013. Prime nidificazioni a terra di Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma (Italia centrale). Alula, 20: 137-140.
- Mancuso C., 1997. Distribuzione e consistenza invernali di Laridi e Sternidi lungo le coste del Golfo di Salerno. Gli Uccelli d'Italia, 22: 26-38.
- Mancuso C., 2007. Riproduzione del Gabbiano reale *Larus michahellis* e della Taccola *Corvus monedula* a Salerno: aggiornamento 2006. Ecologia urbana-la natura della città, 19: 29-30.
- Mancuso C. & Quarello G., 2006. Espansione dell'areale riproduttivo del Gabbiano reale, *Larus michahellis*, in Campania e prime nidificazioni nella città di Salerno. Gli Uccelli d'Italia, 31: 99-102.
- Milone M., 1996. Modalità di occupazione di siti di nidificazione da parte di Gabbiano reale (*Larus cachinnans*) a Napoli. In: L'avifauna degli ecosistemi di origine antropica. Mon. n° 5 ASOIM. Electa, Napoli.
- Penteriani V. & Pinchera F., 1995. Proposta di standardizzazione del metodo di definizione della densità delle popolazioni di rapaci diurni e notturni. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 22: 159-160.
- Pratesi F., 1975. Clandestini in città. Mondadori, Milano.
- Skornik I., 1997. Yellow-legged Gull. In: Hagemeijer W. & Blair M. The EBCC Atlas of European Breeding Birds. T & AD Poyser, Londra.
- Varrone C. & Fraticelli F., 2005. Studio sulla biologia riproduttiva del Gabbiano reale *Larus michahellis* a Roma. Alula, 12: 241-253.



**CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLA DIETA DEL  
CORMORANO *Phalacrocorax carbo sinensis*  
NELLE LAGUNE DELLA SARDEGNA MERIDIONALE**

CARLO MURGIA<sup>(1)</sup>, FABIO CHERCHI & ALBERTO SANNA

<sup>(1)</sup>*Via San Saturnino, 18 – 09127 Cagliari (carlo.murgia@gmail.com)*

INTRODUZIONE

La consistenza del Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* dai primi anni '80 è andata aumentando in maniera costante fino ai giorni nostri. La specie è stata oggetto di misure di protezione a partire dagli anni '70, quando la popolazione mondiale era stimata in circa 2.500 coppie (Baccetti & Cherubini, 1995). Nel 2006 la popolazione è stata invece stimata in 232.000 coppie nell'EU-27, Norvegia e Svizzera (Pan European Census del Cormorant Research Group) con una popolazione complessiva di oltre 755.000 individui (Van Eerden, 2012).

In Italia la popolazione nidificante nel 2012 è stata stimata in 3.914 coppie ripartite in 48 colonie (Volponi & CorMoNet.it, 2013). Nell'Isola la popolazione svernante è stata valutata attraverso i censimenti invernali IWC in 15.295 (2011) e 18.280 (2012) individui (dati Regione Autonoma Sardegna). In provincia di Cagliari la media dei censimenti effettuati a gennaio dal 2010 al 2014 presso i dormitori è stata di 2.627 ( $\pm 84,06$ ) (Murgia et al., 2013). Questo incremento demografico della popolazione svernante registrato nell'isola ha determinato l'insorgere di una conflittualità crescente con il mondo della pesca professionale e quindi la necessità di quantificare il danno arrecato ai compendi ittici. Dal 2010 l'Amministrazione provinciale di Cagliari ha dato vita ad un Piano per la gestione e il monitoraggio del Cormorano svernante che contempla, oltre al censimento della popolazione presso i dormitori ed all'interno delle aree in concessione di pesca, la realizzazione di interventi di prevenzione tesi a limitare l'accessibilità alle specie ittiche, e la determinazione della dieta attraverso l'analisi delle borre. In merito a quest'ultimo aspetto, la valutazione qualitativa è stata fatta attraverso l'analisi dei boli alimentari, e quindi lo studio degli otoliti, che ha permesso di risalire alle specie di pesci predate e ad una stima della loro abbondanza ponderale.

Al fine di quantificare l'incidenza dei danni provocati dalla fauna selvatica alle produzioni ittiche (Decreto Legislativo 4 giugno 1997, n. 143), la Regione Sardegna nel 2009 ha emanato la Delibera n. 38/39 in cui si stabilisce il DFI (Daily Food Intake) medio di 425 g sulla base di studi condotti in vari Paesi Europei, facendo inoltre propria la composizione qualitativa individuata dal Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali (AA.VV., 1996): Anguille 5,25%, Ghiozzi 6,02%, Muggini 42,16% e nessun valore commerciale 46,57%.

Con il presente contributo si intende fornire dei nuovi elementi specifici circa l'a-

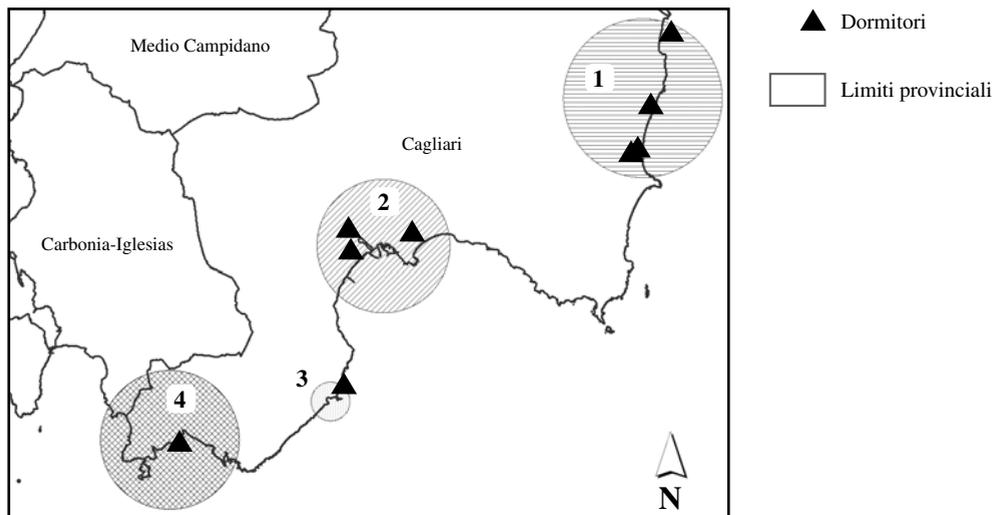


Fig. 1. Area di studio. Aree monitorate: 1. Quirra, Sa Praia, Foce Flumendosa-Riu Gironi, Sa Carina, Peschiera San Giovanni, Feraxi; 2. Molentargius, Laguna S. Gilla, Saline, P. Canale, Stagno di Capoterra, Foce Rio S. Lucia; 3. Peschiera Su Stangioni Sant'Efisio, Isola di San Macario; 4. Stagno P. Pino, Su Stangioni Teulada, Peschiera di Malfatano.

limentazione del Cormorano in Sardegna, utili a definire in maniera più puntuale il ruolo di questa specie ittiofaga all'interno delle catene trofiche delle lagune isolate.

#### AREA DI STUDIO E METODI

La raccolta dei boli alimentari è stata effettuata nelle annualità 2010-11, 2011-12, 2012-13, 2013-14 durante tutti mesi di svernamento (ottobre-marzo) presso i quattro dormitori principali della provincia di Cagliari siti nel Sarrabus (Colostrai e Isola di Quirra) e nell'area di Cagliari (Stagno di Cagliari, Molentargius) (Fig. 1). I due dormitori del Sarrabus ospitano i cormorani gravitanti nei compendi ittici di Feraxi, Colostrai, San Giovanni, Sa Praia, Rio Flumendosa Sa Carina Gironi, Rio Flumini Durci e Pisale; il dormitorio presente nello Stagno di Cagliari ospita invece i cormorani che utilizzano come fonte alimentare gli stagni di Santa Gilla e di Capoterra. Poiché talvolta sono stati osservati spostamenti di contingenti tra quest'ultima area umida e il vicino stagno di Molentargius, si è ritenuto di analizzare anche le borre raccolte in quest'ultima zona umida per quanto non concessione di pesca. Altri due dormitori presenti nell'Isola Rossa (Teulada) e Isola San Macario (Pula) sono di fatto di difficile accesso e comunque ospitano un numero limitato di cormorani (20-80 esemplari). Le borre sono state raccolte la mattina presto, subito dopo l'involto dei Cormorani, ognuna è stata posta in una busta di plastica e conservata a -20°C.

Il metodo utilizzato per la determinazione della dieta del Cormorano è quello dell'analisi dei boli alimentari o borre (Duffy & Laurenson, 1983; Jobling & Breiby, 1986;

Taxon	Formula	Fonte
<i>Mugilidae</i>	$0,047 * LO^{4,127}$	Volponi, 1994
<i>Dicentrarcus labrax</i>	$0,051 * LO^{3,817}$	Volponi, 1994
<i>Sparus aurata</i>	$0,296 * LO^{3,447}$	Volponi, 1994

Tab. 1. Formule di regressione utilizzate per determinazione del peso di mugilidi, orata e spigola.

Gales, 1988; Johnstone et al., 1990; Zijlstra, 1993; Carss et al., 1997) attraverso la determinazione delle otoliti, concrezioni di carbonato di calcio specie-specifiche presenti nell'orecchio interno dei pesci ossei.

Mediante l'uso di uno stereo-microscopio si è provveduto alla divisione per lato di appartenenza delle otoliti e al loro appaiamento ai fini della determinazione del numero minimo di individui attraverso l'indice MNI (*minimum number of individuals*, Pezzo et al., 2005). Per l'identificazione del gruppo tassonomico di appartenenza delle otoliti ci si è avvalsi dell'uso dell'atlante on-line Aforo (Shape Analysis of Fish Otoliths, <http://www.cmima.csic.es/aforo/>), dei lavori di Harkonen (1986) e di Tuset et al. (2008); inoltre, in molti casi, è stato possibile confermare l'identificazione delle otoliti attraverso l'analisi di altre parti dure rinvenute nelle borre (mandibole, opercoli e cartilagini).

Lo studio della dieta del Cormorano attraverso l'analisi delle borre è la tecnica più diffusa ma, come del resto gli altri metodi (analisi contenuto stomacale, fabbisogno energetico giornaliero, rigurgiti), presenta dei limiti oggettivi. Nel caso dello studio delle borre i limiti sono dati dalla valutazione del grado di erosione delle otoliti e quindi la difficoltà nell'attribuire con certezza la taglia della specie ittica e, nel caso delle prede più piccole, la possibilità che le otoliti vengano completamente erose dai succhi gastrici e che quindi non compaiano nel calcolo finale della biomassa stimata. Per limitare questi inconvenienti per la determinazione del peso di muggini, orate e spigole ci si è avvalsi delle formule di regressione riportate in Tabella 1. Per le restanti specie ci si è basati sul confronto con dati inediti di riferimento (Cau A., inedito) ed il peso medio tratto da diversi lavori bibliografici. Un altro limite che può insorgere nel calcolo del fabbisogno giornaliero (Daily Food Intake) deriva dal fatto che non è certo che ogni borra emessa dal cormorano coincida con la quantità di pesce ingerita in un giorno.

## RISULTATI

Nel corso dei quattro anni della ricerca sono state analizzate complessivamente 2.635 borre, prelevate dai quattro dormitori in cui si sono registrate le presenze di cormorani (Tabb. 2 e 3).

Gli otoliti analizzati sono stati 43.545 per un totale di 23.752 individui determinati. Il peso medio degli individui predati è stato di 40,97 g ( $\pm 10,76$ ) mentre il Daily Food Intake medio di 378,85 g ( $\pm 56,67$ ) (Tabb. 3 e 4).

	ottobre	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	marzo
I. Quirra	25 ( $\pm 9,94$ )	312 ( $\pm 194,6$ )	603 ( $\pm 383,69$ )	247 ( $\pm 92,06$ )	205 ( $\pm 21,01$ )	23 ( $\pm 19,44$ )
Colostrai	124 ( $\pm 62,59$ )	498 ( $\pm 126,21$ )	446 ( $\pm 273,4$ )	494 ( $\pm 98,76$ )	302 ( $\pm 188,04$ )	158 ( $\pm 126,15$ )
S. Gilla	580 ( $\pm 199,22$ )	1.482 ( $\pm 287,8$ )	1.387 ( $\pm 430,51$ )	1.278 ( $\pm 194,88$ )	1.042 ( $\pm 186,49$ )	478 ( $\pm 144,98$ )
Molentargius	170 ( $\pm 75,28$ )	521 ( $\pm 178,01$ )	779 ( $\pm 440,07$ )	534 ( $\pm 93,04$ )	562 ( $\pm 196,46$ )	238 ( $\pm 102,39$ )

Tab. 2. Medie dei conteggi dei cormorani nei dormitori in cui sono state prelevate le borre. Annualità 2010/11, 2011/12, 2012/13, 2013/14.

	n° borre	n° otoliti	n° pesci
Santa Gilla	698	13.427	7.227
Molentargius	673	5.234	2.994
Colostrai	654	15.139	8.253
Quirra	610	9.745	5.278
<b>Totali</b>	<b>2.635</b>	<b>43.545</b>	<b>23.752</b>

Tab. 3. Numero di borre, otoliti e pesci per sito di raccolta.

	numero borre	numero otoliti	numero prede	peso totale delle prede	peso medio delle prede	dfi	dfi range
2010-11	897	17.649	9.443	372,76 Kg	26,87 g	415,39 g	291,64 g-521,03 g
2011-12	584	9.398	4.992	254,79 Kg	51,07 g	437,35 g	259,21 g-532,48 g
2012-13	554	7.741	4.320	206,87 Kg	47,38 g	344,78 g	346,21 g-404,90 g
2013-14	600	8.757	4.944	190,72 Kg	38,58 g	317,88 g	272,66 g-507,17 g

Tab. 4. Risultati relativi all'analisi delle borre analizzate.

Dopo aver determinato le specie ittiche sono state accorpate alcune specie nella categoria “non commerciabili o accidentali” (Latterino, Acciuga, Triglia, Boga, Carpa e Tinca, Labridi e Salpa) in quanto trascurabili in termini di biomassa predata o aventi scarso valore commerciale. I risultati relativi al numero ed alla biomassa delle specie rinvenute all'interno delle borre sono riassunte nelle Tabelle 5 e 6. I Muggini *Liza* sp. e *Mugil* sp. costituiscono all'interno della dieta la componente principale sia in termini di frequenza (47%) che di biomassa (75,1%). Il Latterino *Atherina* sp. invece, pur costituendo in termini di frequenza la seconda specie più comune (27,8%), incide solamente per il 3,2% in termini di biomassa. L'Orata *Sparus aurata* ed i Saraghi *Diplodus* sp. rappresentano invece nella dieta rilevata la componente più importante, dopo i muggini, in termini di biomassa. Le Figure 2 e 3 evidenziano per i singoli anni di studio la frequenza delle specie ed i valori di biomassa riscontrati. Per

a	Merops, 2009	S	254,81
b	Buttu et al., 2013	B	288,80
c	Mantovani, 1997	S	297,70
d	Addis et al., 1997	S	300,00
<b>e</b>	<b>Presente ricerca</b>	<b>B</b>	<b>378,85</b>
f	Feltman et al., 1997	V	318-751
g	Carss, 1997	V	522-707

Tab. 5. DFI calcolato in lavori effettuati in Sardegna (a-e) e in ambito internazionale (f-g; min-max) ottenuti mediante l'utilizzo di diverse tecniche. Metodi di analisi: S = stomaci; B = borre; V = vari.

specie	numero	% num	peso	% peso
Acciuga <i>E. encrasicolus</i>	202	0,90%	1.212	0,10%
Anguilla <i>A. anguilla</i>	65	0,30%	12.350	1,20%
Boga <i>B. boops</i>	30	0,10%	900	0,10%
Carpa <i>C. carpio</i>	324	1,40%	16.200	1,60%
Saraghi <i>Diplodus</i> sp.	1.742	7,30%	52.260	5,10%
Ghiozzi <i>G. jozo</i>	1.719	7,20%	34.380	3,30%
Labridi <i>Labridae</i> sp.	149	0,60%	2.980	0,30%
Latterino <i>A. boyeri</i>	6.610	27,80%	33.050	3,20%
Mormora <i>L. mormyrus</i>	68	0,30%	2.040	0,20%
Muggini <i>Liza</i> sp., <i>Mugil</i> sp.	11.167	47,00%	772.130	75,10%
Orata <i>S. aurata</i>	757	3,20%	64.594	6,30%
Salpa <i>S. salpa</i>	476	2,00%	14.280	1,40%
Sogliola <i>S. solea</i>	276	1,20%	8.280	0,80%
Spigola <i>D. labrax</i>	114	0,50%	12.107	1,20%
Tinca <i>T. tinca</i>	12	0,10%	600	0,10%
Triglia <i>M. barbatus</i>	41	0,20%	615	0,10%
<b>TOTALI</b>	<b>23.752</b>		<b>1.027.980</b>	

Tab. 6. Specie ittiche e valori di frequenza rinvenute complessivamente all'interno delle borre esaminate.

i Muggini sp., l'Orata e la Spigola *Dicentrarchus labrax* è stata misurata la distribuzione delle classi di peso dei pesci rinvenuti all'interno delle borre (Figg. 4, 5 e 6).

## DISCUSSIONE

Gli studi sull'alimentazione del Cormorano effettuati fino ad ora in Sardegna hanno riguardato principalmente l'analisi del contenuto stomacale di individui abbattuti nell'area degli stagni dell'oristanese (Cherubini et al., 1996; Addis & Cau, 1997; Mantovani, 1997; Lazzeretti et al., 1999; Merops, 2009). Solo recentemente è stato pubblicato un lavoro (Buttu et al., 2013) relativo all'analisi di 351 borre di una po-

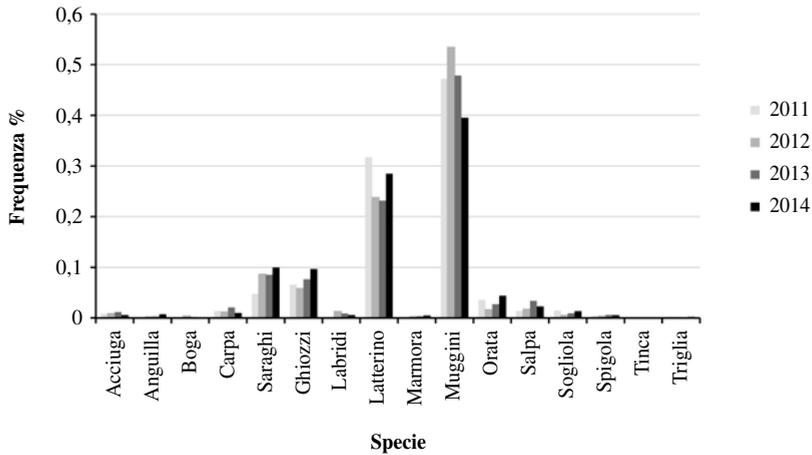


Fig. 2. Percentuali di frequenza delle specie ittiche rinvenute all'interno delle borre nei singoli anni della ricerca.

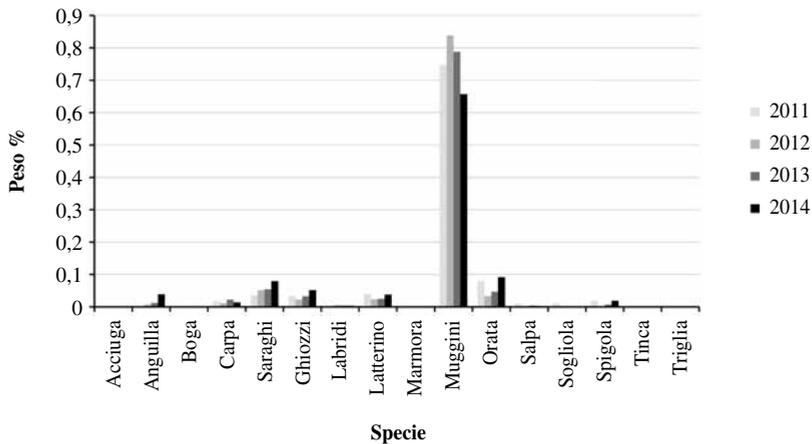


Fig. 3. Percentuali della biomassa delle singole specie ittiche rinvenute all'interno delle borre nei singoli anni della ricerca.

polazione di cormorano presente nella laguna di S. Antioco, nella Sardegna sud-occidentale. Il presente lavoro fornisce pertanto, attraverso l'analisi di un ampio campione, informazioni inedite sulla dieta del Cormorano nelle lagune della Sardegna meridionale.

Il calcolo del consumo giornaliero (Daily Food Intake) può essere condizionato da numerosi fattori in base alla stagione (riproduttiva/non riproduttiva, invernale/estiva) o all'attività (in cova, in pesca, distanza dalle aree di pesca, disponibilità del-

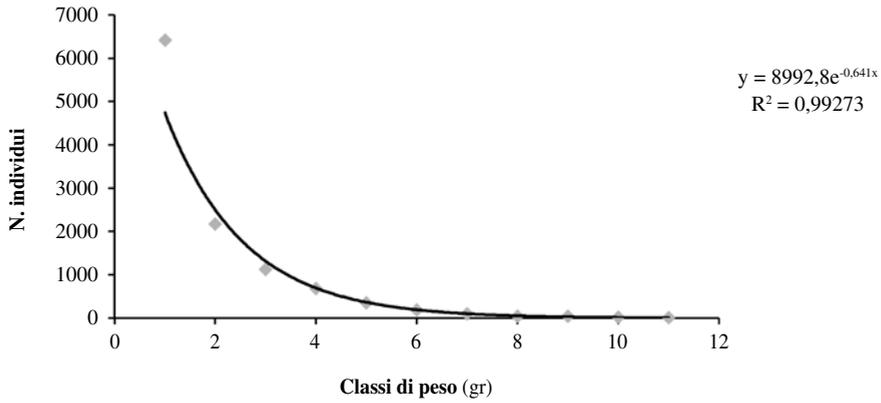


Fig. 4. Distribuzione delle classi di peso dei Mugilidi rinvenuti all'interno delle borre.

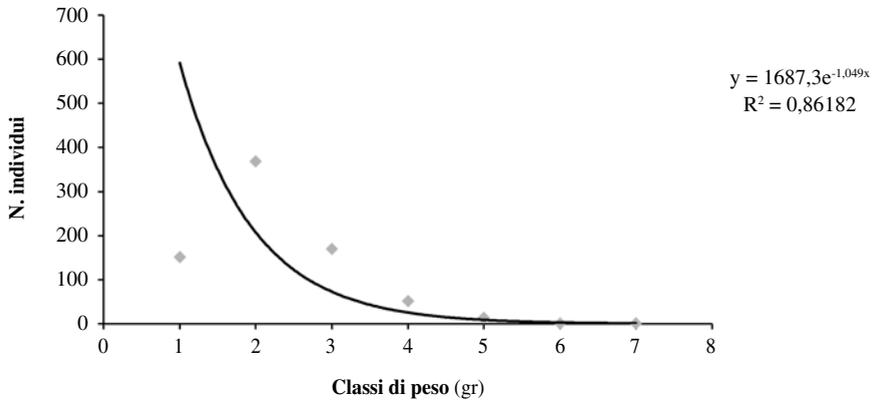


Fig. 5. Distribuzione delle classi di peso delle Orate rinvenute all'interno delle borre.

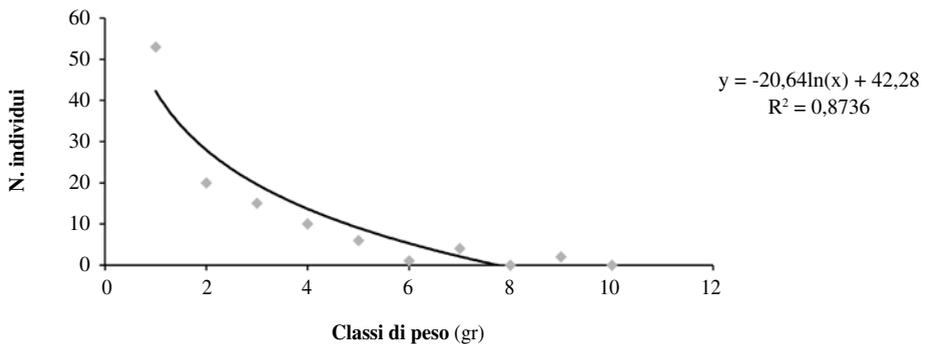


Fig. 6. Distribuzione delle classi di peso delle Spigole rinvenute all'interno delle borre.

le prede, etc). Carss et al. (1997) stimano il consumo giornaliero di un Cormorano adulto durante il periodo invernale, in base al calcolo del fabbisogno energetico ed il DLW (Doubly-Labelled Water, Keller, 1997) in un range compreso tra 522 e 707 g. Feltham & Davies (1997) per *P. c. sinensis* distinguono la stima del fabbisogno giornaliero in base al metodo utilizzato; in particolare il valore medio ottenuto attraverso l'analisi delle borre in 9 ricerche è stato di 318 g, attraverso la misura della temperatura dello stomaco (16 campioni) 336 g, mediante lo studio dei rigurgiti (2 ricerche) 384 g, in cattività 458 g (5 ricerche), calcolo del fabbisogno giornaliero 596 g e DLW 751 g. La media è pari a 473,83 ( $\pm$  169,32) g. I risultati del valore medio del prelievo giornaliero stimato in questi quattro anni (378,85 gr.  $\pm$  56,67) si attesta come valore assoluto nella media se si considerano i risultati complessivi del DFI esposti nella Tabella 5, mentre per ciò che riguarda nello specifico i risultati relativi agli studi effettuati in Sardegna esso risulta il valore di fabbisogno giornaliero più elevato (Tab. 5).

I risultati emersi relativi alla composizione qualitativa della biomassa predata (Tab. 6) hanno permesso di evidenziare l'ampio spettro alimentare ricco di specie ittiche comuni nelle lagune sarde o nel sottocosta confermando la plasticità ecologica della specie, essendo in grado di nutrirsi in acque dolci, salate e salmastre (zone ecotonali). Sono state classificate specie ittiche appartenenti a 11 famiglie. In altri lavori effettuati nell'isola le famiglie individuate sono state 11 (Mantovani, 1997), 16 (Addis & Cau, 1997) e 18 Merops (2009). Le quattro specie/gruppi di specie più rappresentate sono risultate essere i Mugilidi con il 47%, il Latterino con il 27,8% i Saraghi con il 7,3% e il Ghiozzo con il 7,2%. Anche in altri quattro lavori effettuati in Sardegna i Mugilidi hanno rappresentato in assoluto la categoria più abbondante (32,83% in Mantovani et al., 1997; 34% in Lazzaretto et al., 1997; 47,61% in Merops, 2009; 50,39% in Buttu et al., 2013). In Addis & Cau (1997) il Ghiozzo nero *Gobius niger* è stata la specie numericamente più abbondante. In generale si conferma, a livello

	Muggini	Anguilla	Ghiozzi	Spigola	Orata	Sogliola	Saraghi	Sp. non comm.
Np 2010-2011	4.481 (47,2%)	5 (0,1%)	621 (6,5%)	41 (0,4%)	341 (3,6%)	138 (1,5%)	450 (4,7%)	3.417 (36%)
Pp 2010-2011	280,40 (75,2%)	0,95 (0,3%)	12,42 (3,3%)	6,68 (1,8%)	29,93 (8,03%)	4,14 (1,1%)	13,5 (3,6%)	24,74 (6,6%)
Np 2011-2012	2.664 (53,4%)	9 (0,2%)	289 (5,8%)	18 (0,4%)	81 (1,6%)	27 (0,5%)	431 (8,6%)	1.470 (29,5%)
Pp 2011-2012	210,95 (82,8%)	1,71 (0,7%)	5,78 (2,3%)	0,51(0,2%)	8,16 (3,2%)	0,81 (0,3%)	12,93 (5,1%)	13,93 (5,5%)
Np 2012-2013	2.067 (47,8%)	13 (0,3%)	330 (7,6%)	27 (0,6%)	117 (2,7%)	40 (0,9%)	384 (8,9%)	1.342 (31,1%)
Pp 2012-2013	158,85 (76,8%)	2,47 (1,2%)	6,42 (3,1%)	1,35 (0,7%)	9,44 (4,6%)	1,2 (0,6%)	11,52 (5,6%)	15,40 (7,4%)
Np 2013-2014	1.955 (39,5%)	38 (0,8%)	479 (9,7%)	28 (0,6%)	218 (4,4%)	66 (1,3%)	518 (10,5%)	1.642 (33,2%)
Pp 2013-2014	121,92 (63,9%)	7,22 (3,8%)	9,58 (5,02%)	3,56 (1,8%)	17,06 (8,9%)	1,98 (1,04%)	15,54 (8,1%)	13,86 (7,2%)

Tab. 7. Valori assoluti ed in percentuale della biomassa delle principali specie predate dai cormorani nei quattro anni di studio. Np = numero totale di pesci ingeriti; Pp = peso totale degli individui ingeriti (kg).

di individui in svernamento, il numero ridotto di taxa predominanti. Mediamente le specie ritenute non commerciabili ammontano al 32,45% ( $\pm 2,8$ ) con una biomassa pari 6,67% ( $\pm 0,85$ ). Si tratta di un valore inferiore a quello adottato dalla Regione Sardegna nella Delibera n. 38/39 finalizzata a quantificare l'incidenza della predazione sulle specie ittiche da parte del Cormorano (46,57%). Ciò è verosimilmente dovuto al fatto che lo studio cui fa riferimento la delibera non è stato svolto nei compendi ittici isolani dove la fauna ittica delle lagune è sostanzialmente diversa, pertanto la categoria "nessun valore commerciale" della delibera, della quale non si conosce la composizione specifica, nel presente studio viene sostituita con la categoria "specie non commerciabili o accidentali" nella quale rientrano anche specie di alto valore commerciale come la Triglia, ma che si riscontrano saltuariamente nella dieta del Cormorano.

Per quanto concerne la biomassa, la famiglia dei Mugilidi costituisce il 75,10% in peso dei pesci predati, confermando il dato scaturito da tutti gli altri lavori effettuati in Sardegna sull'alimentazione del Cormorano. La seconda specie più importante in termini di peso è stata l'Orata (6,30%) e quindi i Saraghi (5,10%). Altre specie ittiche sono risultate quantitativamente importanti ( $> 1\%$ ), ma comunque al di sotto della soglia del 5% che può venire considerata una misura empirica indicativa dell'ampiezza di nicchia trofica.

Negli studi effettuati sul contenuto stomacale nelle lagune dell'oristanese la seconda preda per importanza di biomassa è stata l'Acciuga (23,01%) (Mantovani et al., 1997), la Salpa (7,33%) (Merops, 2009), il Ghiozzo nero (7,1%) (Addis & Cau, 1997). Nello studio sull'analisi delle borre effettuato nella laguna di S. Antioco (Buttu et al., 2013) i Gobidae hanno costituito il secondo taxon in termini di peso. Utilizzando le rette di regressione è stato possibile stabilire per alcune specie (Muggini *sp.*, Orata e Spigola) il peso delle prede ingerite dai Cormorani (Figg. 4, 5 e 6). Percentualmente il 77,1% del totale appartiene alle prime due classi (0-100 g) e il 55,6% è costituito da pesci al di sotto di 50 g. Ciò conferma il dato secondo cui il Cormorano tende preferibilmente a nutrirsi di esemplari di piccole dimensioni, comunque al di sotto dei 100 g (Van Eerden & Munsterman, 1986; AA.VV., 1996; Lazzeretti et al., 1999; Vasilios & Vassilis, 2007; Žilvinas & Jūratė, 2010). Le tre curve di regressione indicano dei coefficienti di determinazione  $r^2$  rispettivamente pari a 0,992, 0,861 e 0,873, mostrando una chiara correlazione tra l'aumentare della taglia dei pesci e le minori occasioni di cattura.

In conclusione si ritiene che indubbiamente l'impatto della predazione esercitata dal Cormorano nelle aree in concessione di pesca e monitorate in questo studio sia quantitativamente rilevante. Le analisi delle borre mettono infatti in evidenza che i cormorani si alimentano di specie di interesse commerciale per valori prossimi al 90% del peso calcolato. Dall'altra rimane ancora l'incertezza secondo cui ogni borra coincida con il pasto di un giorno. Secondo alcuni studi condotti con cormorani in cattività il numero delle borre prodotto è inferiore a quello atteso, a dimostrazione che possono risultare la somma di più pasti (Cherubini & Mantovani, 1997).

Trauttmansdorff & Wassermann (1997) hanno invece dimostrato che il numero di borre prodotto è influenzato dalle specie di pesce presenti nella dieta. Le specie con scaglie più resistenti e con otoliti più grandi hanno indotto una maggiore produzione di borre.

### Summary

#### **Contribution to the knowledge of diet Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in south Sardinia**

The aim of this study is to assess the wintering diet of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* in six lagoons in south Sardinia. In four years (2010-2014) we have collected 2635 samples in four roost. Those have been photographed, measured, and examined in order to quantify and determine the ingested preys (otoliths). Data collected (43.545 otoliths) were analysed both by the numeric count and the ponderal analysis. A variety of fish taxa were found in the samples, but only three dominated about biomass (*Mugilidae sp.*, *Sparusaurata e Diplodus sp.*). The 77,1% fish body mass was below 100 g. The commercial fish species comprised a large proportion of the Great Cormorant diet (93,33% by biomass).

### BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1996. Relazione finale "Impatto degli uccelli ittiofagi sull'attività di Acquacoltura". Commissione Scientifica Nazionale sugli uccelli ittiofagi, Ministero delle Risorse Agricole, Alimentarie e Foresti, Roma. 98 pp.
- Addis P. & Cau A. 1997. Impact of the feeding habits of the Great Cormorant *Phalacrocorax carbo sinensis* on the lagoon fish-stocks in central-western Sardinia. *Avocetta*, 21: 180-187.
- Baccetti N. & Cherubini G., 1995. Wintering Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in Italy: an updating. *Cormorant research Group Bulletin*, 1: 43-44.
- Buttu S., Bellodi A., Mulas A., Cherchi F. & Follesa M.C., 2013. Impatto di *Phalacrocorax carbo sinensis* sulle risorse ittiche di una laguna sarda. Quarantaquattresimo Congresso della Società Italiana di Biologia Marina. Roma 14-16 maggio 2013.
- Cherubini G., Grattarola A. & Serra L., 1996. Risultati preliminari di un'indagine effettuata sui cormorani abbattuti nel 1995 negli stagni oristanesi. In programma annuale di monitoraggio del cormorano. IVRAM e APM.
- Cherubini C & Mantovani R., 1997. Variability in the results of Cormorant diet assessment by using indices for otolith digestion. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 26: 239-246.
- Carss D.N. & The Diet Assessment and Food Intake Working Group, 1997. Techniques for assessing Cormorant diet and food intake: towards a consensus view. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 26: 197-230.
- Duffy D.C. & Laurenson L., 1983. Pellets of Cape Cormorant as indicators of diet. *The Condor*, 85: 305-307.
- Feltham M. J. & Davies J.M., 1997. Daily food intake of cormorants: a summary. *Proceedings IV European Conference on Cormorants. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 26: 259-268.
- Gales R.P., 1988. The use of otoliths as indicators of Little Penguin *Eudyptula minor* diet. *Ibis*, 130: 418-426.
- Harkonen T., 1986. Guide to the Otoliths of the bony fishes of the Northeast Atlantic. Hellerup, Denmark: Danbiu ApS., 256 pp.

- Jobling M. & Breiby A., 1986. The use and abuse of fish otoliths in studies of feeding habits of marine piscivores. *Sarsia*, 71: 265-274.
- Johnstone I.G., Harris M.P., Wanless S. & Graves J.A., 1990. The usefulness of pellets for assessing the diet of adult Shags *Phalacrocorax aristotelis*. *Bird Study*, 37: 5-11.
- Keller T., 1997. Estimating the Daily Energy Expenditure of wintering Cormorants (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Bvaria, Southern Germany-Methods and Handling. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 26: 269-278.
- Lazzeretti A., Nicolosi P. & Voliani A., 1999. Analisi dei contenuti stomacali del cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* negli stagni di Oristano. *Biol. Mar. Medit.*, 6 (1): 500-503.
- Mantovani R., 1997. Nuovi elementi sulla dieta del cormorano negli stagni oristanesi. IVRAM, APM Regione Autonoma della Sardegna.
- Merops srl., 2009. Valutazione del contenuto stomacale di cormorani *Phalacrocorax carbo sinensis* abbattuti nel 2009 negli stagni della provincia di Oristano. Unpublished Report Provincia di Oristano.
- Murgia C., Sanna A. & Sanna A., 2013. Censimento della popolazione svernante di Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* nella Sardegna meridionale. *Alula*, XX (1-2): 57-63, 2013.
- Pezzo F., Cianchi F., Franceschi A., Olmastroni S., Guzzon C., Corsi I. & Huertas R., 2005. Monitoraggio degli uccelli ittiofagi nella laguna di Orbetello. Regione Toscana.
- Trauttmansdorff J. & Wassermann G., 1997. Diet and pellet production of immature Cormorants *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 26: 231-238.
- Tuset V.M., Lombarte A. & Assis C.A., 2008. Otolith atlas for the western Mediterranean, north and central eastern Atlantic. *Scientia Marina* 72 (S1): 7-198. DOI: 10.3989/scimar.2008.72s17
- Van Eerden M.R. & Munsterman M.J., 1986. Importance of the Mediterranean for wintering Cormorants *Phalacrocorax carbo sinensis*. *NTO ASI Ser. Ecol. Sci.*, 12: 123-141.
- Van Eerden, M., Van Rijn, S., Volponi, S., Paquet, J.-Y. & Carss, D.N., 2012. Cormorants and the european environment; exploring cormorant status and distribution on a continental scale. Inter- CA-FeCoSt Action 635 Final report I.
- Vasilios L. & Vassilis G., 2007. Diet of the great cormorant (*Phalacrocorax carbo* L. 1758) at two Greek colonies. *Journal of Biological Research*, 7: 51-57.
- Volponi S., 1994. Ecologia del Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* nel Delta del fiume Po. Tesi di Dottorato di Ricerca, Università di Ferrara.
- Volponi S. & CorMoNet.it, 2013. Status of the breeding population of Great Cormorants in Italy in 2012. In: Bregnballe, T., Lynch, J., Parz-Gollner, R., Marion, L., Volponi, S., Paquet, J.-Y. & Van Eerden, M.R. (eds.), 2013. National reports from the 2012 breeding census of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* in parts of the Western Palearctic. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Aarhus University, DCE - Danish Centre for Environment and Energy. Technical Report from DCE, 22: 59-64.
- Žilvinas P. & Jūratė Z., 2010. Diet of the Great Cormorant (*Phalacrocorax carbo sinensis*) at the Juodkrantė colony, Lithuania. *Acta Zoologica Lituanica*, 20 (3).
- Zijlstra M., 1993. Pellet production and their usage of fish remains in determining the Cormorants diet. In: 3rd Cormorant Conference. Gdansk, April 1993.



## TENDENZE EVOLUTIVE DELLA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE DELLE SPONDE DEL LAGO TRASIMENO (2004-2014)

FRANCESCO VELATTA<sup>(1)</sup>, MONICA MONTEFAMEGLIO<sup>(2)</sup>, MARIO MUZZATTI<sup>(3)</sup>,  
MARIA MADDALENA CHIAPPINI<sup>(3)</sup>, MARCO BONOMI<sup>(3)</sup> & DANIELA GIGANTE<sup>(4)</sup>

<sup>(1)</sup> *Provincia di Perugia, Servizio Gestione Faunistica e Protezione Ambientale – Via Pievaiola, 140  
06129 Perugia (francesco.velatta@provincia.perugia.it)*

<sup>(2)</sup> *Provincia di Perugia, Ufficio Piano Territoriale di Coordinamento – Via Palermo, 21/C  
06124 Perugia (monica.montefameglio@provincia.perugia.it)*

<sup>(3)</sup> *Società Cooperativa L'Alzavola, Oasi Naturalistica "La Valle" – Via dell'Emissario  
06060 San Savino di Magione (PG) (oasilavalle@gmail.com)*

<sup>(4)</sup> *Università di Perugia, Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie – Borgo XX Giugno, 74  
06121 Perugia (daniela.gigante@unipg.it)*

### INTRODUZIONE

Il Lago Trasimeno è oggi considerato dal punto di vista ornitologico una delle più importanti zone umide italiane (Zenatello et al., 2014). L'avifauna che lo popola è da tempo oggetto di studio: oltre a indagini di carattere generale (Moltoni, 1962; Velatta et al., 2004), monitoraggi pluriennali sono stati infatti realizzati (e sono tuttora in corso) per gli uccelli acquatici svernanti (Ciani et al., 2013), gli Ardeidi nidificanti (Velatta et al., 2010b), i Passeriformi dell'ambiente ripariale (Muzzatti et al., 2010). L'indagine oggetto del presente contributo si inserisce in questo quadro di monitoraggio, completandolo con informazioni sulla recente dinamica della comunità ornitica nidificante dell'ambiente ripariale.

### AREA DI STUDIO

Interamente situato in provincia di Perugia, il Lago Trasimeno è Parco regionale, Zona di protezione speciale e Sito di interesse comunitario. Si tratta di un lago laminare, caratterizzato da una superficie molto estesa (122 km<sup>2</sup>) ma con acque relativamente basse: con riferimento allo zero idrometrico (quota di sfioro dell'emissario artificiale, posta a circa 257 metri s.l.m.) ha infatti una profondità massima di poco superiore ai 6 metri e media di circa 4,5 metri. Per evitare il verificarsi di magre estreme, negli anni '60 del secolo scorso vennero convogliati nel Trasimeno alcuni torrenti, in precedenza tributari del Lago di Chiusi (Mearelli et al., 1990). Nonostante tale operazione, il bacino imbrifero che alimenta il Trasimeno è relativamente poco ampio, essendo pari a 383 km<sup>2</sup>, specchio d'acqua incluso. Tale circostanza fa sì che il livello dell'acqua continui ad essere soggetto ad accentuate variazioni interannuali, in funzione della quantità di precipitazioni che cadono localmente (Dragoni, 2007). Lo specchio d'acqua è interessato da formazioni di idrofite inquadrabili nelle classi *Charetea*, *Lemnetea*, *Potametea*, mentre nella fascia spondale sono insediate comu-

nità elfitiche semisommerse (in particolare l'associazione *Phragmitetum vulgaris*) e boscaglie ripariali, le cui specie dominanti sono *Salix alba*, *Salix purpurea*, *Populus nigra* e *Populus canescens* (Venanzoni & Gigante, 2000; Venanzoni et al., 2006; Landucci et al., 2011, 2013). L'assetto della vegetazione è in costante evoluzione (Venanzoni & Rampiconi, 2001; Lazzzerini, 2011), anche per effetto delle notevoli escursioni interannuali di livello.

## METODI

Lungo l'intero perimetro lacustre sono state distribuite 53 stazioni di campionamento, visitate dal 2004 al 2014 nei mesi di maggio e giugno di ciascun anno. In ogni stazione sono stati effettuati (una sola volta per anno) 10 minuti primi di rilevamento nelle prime ore del mattino, nel corso dei quali sono stati annotati tutti gli uccelli osservati o uditi (senza limiti di distanza dal rilevatore), distinti per specie.

Sono state escluse dall'analisi:

- le specie ritenute non nidificanti in Umbria (Magrini & Velatta, 2010 e successivi dati inediti);
- le specie estremamente mobili che utilizzano per il foraggiamento lo spazio aereo (Apodiformes e Hirundinidae);
- le specie notturne, in quanto la metodica adottata non si presta al loro rilevamento.

Gli andamenti di popolazione delle restanti specie sono stati indagati mediante il *software* TRIM versione 3.53 (Pannekoek & van Strien, 2005). TRIM si avvale di una procedura di regressione log-lineare che fornisce una stima del trend (b). Quest'ultimo è l'esponente del coefficiente angolare di una retta di regressione fra gli anni (più precisamente la variabile indipendente è "anno -1") ed i corrispondenti conteggi annuali trasformati in logaritmo naturale; esso esprime la variazione annuale media del numero di individui contati nel corso del periodo di studio. TRIM fornisce anche l'intervallo di confidenza del valore di b (con un livello di probabilità del 95%), sulla base del quale viene effettuata la classificazione del trend.

Di ciascuna specie è stato anche ricavato il valore di dominanza annuale ( $p_i$ ), dato dal numero di individui contattati appartenenti alla specie considerata diviso la sommatoria degli individui di tutte le specie presenti nel campione annuale. Sono state considerate specie dominanti quelle con  $p_i > 0,05$  (Turcek, 1956). A partire dai valori di  $p_i$  è stata calcolata la diversità complessiva della comunità ornitica ripariale, ricavata mediante la ben nota formula  $H' = -\sum (p_i * \ln p_i)$  (Shannon & Weaver, 1963). Le specie rinvenute sono state attribuite ad una delle seguenti categorie ecologiche:

- specie esclusive delle zone umide (indicate con la sigla U);
- specie tipicamente forestali (F);
- altre specie di ambienti terrestri (T).

Tale classificazione è stata operata sulla base di valutazioni sulla scelta dell'habitat riferite al contesto regionale umbro (Magrini, 2004; Velatta et al., 2010a).

Per ognuna delle tre categorie sopra elencate, è stata calcolata:

- la ricchezza media di specie per anno (numero medio di specie per stazione), denominata rispettivamente  $S_{med} U$ ,  $S_{med} F$ ,  $S_{med} T$ ;
- l'abbondanza annuale (numero totale di individui contattati), denominata rispettivamente  $AbbU$ ,  $AbbF$ ,  $AbbT$ ;
- il valore di dominanza annuale, denominato rispettivamente  $p_i U$ ,  $p_i F$ ,  $p_i T$ . Esso è dato dalla sommatoria dei valori di dominanza delle specie appartenenti alla categoria in esame.

L'esistenza di trend significativi della ricchezza media, dell'abbondanza, del valore di dominanza delle tre categorie e della diversità complessiva della comunità è stata indagata mediante calcolo del coefficiente di correlazione di Spearman fra queste variabili e gli anni.

## RISULTATI

Sono state complessivamente rinvenute 98 specie (Tab. 1), fra le quali 20 non oggetto di analisi. I maggiori valori di ricchezza media sono stati osservati quasi ogni anno nella categoria U (Fig. 1), che però nel 2012 è stata raggiunta e nel 2013 superata dalla categoria T. Trend significativi sono stati osservati (Tab. 2) per  $S_{med} U$  (decremento) e per  $S_{med} F$  (incremento).

Anche l'abbondanza è risultata quasi sempre più elevata nella categoria U (Fig. 2), tranne nel 2011 in cui predominava la categoria T. Come già osservato nel caso della ricchezza media, trend significativi sono stati osservati (Tab. 3) per  $AbbU$  (decremento) e per  $AbbF$  (incremento).

Specie dominanti in almeno una stagione riproduttiva sono risultate le seguenti (Tab. 4): Folaga *Fulica atra*, Storno *Sturnus vulgaris*, Gabbiano reale *Larus michahellis*, Svasso maggiore *Podiceps cristatus*, Germano reale *Anas platyrhynchos*, Cannaiola comune *Acrocephalus scirpaceus*. Tranne lo Storno, esse appartengono tutte alla categoria U. In accordo con tale risultato, la categoria U è quella che ha mostrato (ad eccezione del 2011 - Fig. 3) il valore di dominanza più elevato, che tuttavia ha presentato una tendenza a decrescere negli anni in maniera quasi significativa (Tab. 5); un andamento di senso opposto ha invece riguardato le specie forestali (categoria F), il cui valore di dominanza è andato significativamente aumentando.

La diversità complessiva della comunità ha mostrato una significativa tendenza all'aumento ( $r_s = 0,655$ ;  $P = 0,029$ ;  $N = 11$  - Fig. 4).

I trend delle 78 specie incluse nell'analisi sono mostrati nella Tab. 6. In tutte e tre le categorie considerate vi è stata una prevalenza di "andamenti incerti" (Tab. 7). La categoria U è quella che ha presentato la più alta proporzione di specie in diminuzione (19,4%, contro 6,5% in aumento), mentre la più alta proporzione di specie in aumento è stata osservata nella categoria F (37,5%, contro lo 0% in diminuzione); infine nella categoria T la proporzione delle specie in aumento (12,9%) è risultata non molto diversa da quella delle specie in diminuzione (9,7%).

specie	categoria	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>Cygnus olor</i>	U	1	2	1	0	0	4	0	0	0	0	0
( <i>Anas penelope</i> )		0	11	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Anas strepera</i>	U	0	0	0	1	0	2	8	3	5	1	0
<i>Anas crecca</i>	U	0	0	0	0	0	1	0	1	0	0	0
<i>Anas platyrhynchos</i>	U	561	186	142	95	304	168	146	88	79	66	58
<i>Anas querquedula</i>	U	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
( <i>Aythya ferina</i> )		0	3	0	3	7	1	0	0	0	0	0
<i>Aythya nyroca</i>	U	0	1	6	15	15	22	1	2	2	2	0
<i>Phasianus colchicus</i>	T	9	4	7	3	8	6	4	6	6	7	7
( <i>Phalacrocorax carbo</i> )		5	0	5	2	6	3	1	2	0	1	1
<i>Phalacrocorax pygmeus</i>	U	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Ixobrychus minutus</i>	U	0	1	0	3	0	2	5	2	4	7	6
<i>Nycticorax nycticorax</i>	U	19	9	11	3	6	5	17	5	2	1	10
<i>Ardeola ralloides</i>	U	10	3	5	5	9	6	9	8	1	6	11
<i>Bubulcus ibis</i>	U	7	0	4	3	4	4	2	4	0	8	5
<i>Egretta garzetta</i>	U	77	25	14	20	43	47	21	33	14	15	15
<i>Casmerodius albus</i>	U	0	0	0	0	1	3	0	1	3	0	0
<i>Ardea cinerea</i>	U	13	21	16	17	25	30	36	23	45	19	26
<i>Ardea purpurea</i>	U	14	6	13	10	15	5	9	11	5	10	5
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	U	6	19	10	19	9	6	13	17	11	1	7
<i>Podiceps cristatus</i>	U	404	254	202	160	266	242	163	152	249	111	188
<i>Milvus migrans</i>	T	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Accipiter nisus</i>	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0
( <i>Pandion haliaetus</i> )		0	0	0	0	0	1	0	0	0	1	0
<i>Falco tinnunculus</i>	T	0	0	0	0	3	0	2	0	1	0	3
<i>Rallus aquaticus</i>	U	0	0	3	1	0	1	0	0	0	0	1
<i>Porzana parva</i>	U	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>Gallinula chloropus</i>	U	23	36	32	40	27	20	24	36	24	23	40
<i>Fulica atra</i>	U	631	1346	747	2249	1195	1120	418	804	539	240	453
<i>Himantopus himantopus</i>	U	10	54	6	5	12	0	0	5	2	0	0
( <i>Recurvirostra avosetta</i> )		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Charadrius dubius</i>	U	0	7	0	0	0	0	0	0	0	0	0
( <i>Pluvialis apricaria</i> )		0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
( <i>Philomachus pugnax</i> )		0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0
( <i>Numenius arquata</i> )		0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
<i>Actitis hypoleucos</i>	U	2	0	0	1	0	0	1	1	4	0	0
( <i>Tringa ochropus</i> )		0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	0
( <i>Tringa erythropus</i> )		0	0	0	0	0	0	0	0	2	0	0

continua

Tab. 1. Specie rinvenute e corrispondente numero di individui conteggiati ogni anno nelle 53 stazioni di campionamento. Sono indicate tra parentesi le specie escluse dall'analisi; per le restanti specie viene indicata la categoria di appartenenza (spiegazioni nel testo). List of the species with annual number of recorded birds. Species included in brackets are not considered in the analysis; for the other species the appropriate ecological category is shown (see text for more details).

specie	categoria	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>(Tringa glareola)</i>		0	3	0	0	0	0	0	1	1	0	0
<i>(Tringa totanus)</i>		1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	U	185	36	28	50	52	63	51	76	60	8	39
<i>Larus michahellis</i>	U	354	147	1193	897	415	418	184	141	317	205	334
<i>Chlidonias niger</i>		0	0	0	49	0	0	0	0	0	0	0
<i>(Sterna hirundo)</i>		0	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Columba palumbus</i>	F	11	5	16	7	9	17	9	14	28	54	43
<i>Streptopelia decaocto</i>	T	1	2	5	2	4	7	5	5	8	11	12
<i>Streptopelia turtur</i>	T	47	52	46	60	65	57	55	57	53	73	48
<i>Cuculus canorus</i>	T	43	40	66	35	36	30	45	38	38	50	43
<i>(Athene noctua)</i>		1	0	1	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>(Apus apus)</i>		111	88	118	93	363	113	152	113	88	69	132
<i>Alcedo atthis</i>	U	6	3	3	11	0	3	3	6	0	1	6
<i>Upupa epops</i>	T	4	6	10	4	8	14	5	9	10	7	10
<i>Jynx torquilla</i>	T	2	5	2	5	2	3	0	0	3	0	0
<i>Picus viridis</i>	F	11	3	7	11	15	10	10	17	17	17	23
<i>Dendrocopos major</i>	F	0	0	1	1	2	1	0	1	1	1	0
<i>Dendrocopos minor</i>	F	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1
<i>Alauda arvensis</i>	T	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0
<i>(Riparia riparia)</i>		0	0	0	0	0	2	3	0	1	1	0
<i>(Hirundo rustica)</i>		64	57	75	100	63	49	26	88	56	11	68
<i>Delichon urbicum</i>		13	9	31	11	9	40	24	17	37	115	36
<i>Motacilla flava</i>	T	4	3	0	0	2	0	0	2	1	1	0
<i>Motacilla alba</i>	T	8	9	6	10	10	4	3	0	0	2	3
<i>Troglodytes troglodytes</i>	F	5	0	2	3	7	4	5	8	7	4	7
<i>Erithacus rubecula</i>	F	2	2	4	6	2	4	8	8	14	5	8
<i>Luscinia megarhynchos</i>	T	34	34	33	36	39	25	31	15	30	33	32
<i>Saxicola torquatus</i>	T	3	1	0	1	3	4	4	1	1	0	2
<i>Turdus merula</i>	T	38	42	66	53	56	54	59	56	68	43	69
<i>Cettia cetti</i>	U	49	80	84	73	45	67	71	70	27	28	47
<i>Cisticola juncidis</i>	T	20	37	19	25	19	15	15	21	15	0	6
<i>(Acrocephalus schoenobaenus)</i>		0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	U	129	158	146	132	129	151	148	110	120	111	126
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	U	45	60	83	86	80	78	78	85	83	91	106
<i>Sylvia atricapilla</i>	F	74	62	57	59	53	70	61	62	77	85	80
<i>Sylvia cantillans</i>	T	0	0	0	0	1	1	2	0	1	0	0
<i>Sylvia melanocephala</i>	T	0	0	0	0	0	0	0	1	1	0	3
<i>Phylloscopus collybita</i>	F	1	0	0	1	0	1	0	0	1	0	3
<i>Regulus ignicapilla</i>	F	0	0	0	2	0	2	0	1	0	1	0
<i>Muscicapa striata</i>	T	2	2	0	2	2	4	2	1	3	0	3
<i>Aegithalos caudatus</i>	F	2	19	17	36	34	15	28	23	17	10	55
<i>Cyanistes caeruleus</i>	F	6	3	1	2	8	5	3	10	17	14	20
<i>Parus major</i>	T	2	9	14	9	12	5	8	7	22	13	23
<i>Certhia brachydactyla</i>	F	0	2	0	3	5	7	6	11	6	8	10

continua

specie	categoria	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
<i>Remiz pendulinus</i>	U	13	27	23	31	22	30	16	22	14	21	16
<i>Oriolus oriolus</i>	F	1	2	5	5	8	6	7	4	11	4	14
<i>Lanius collurio</i>	T	1	1	0	1	2	1	1	0	0	1	0
<i>Garrulus glandarius</i>	F	1	1	0	0	0	0	1	0	0	2	0
<i>Pica pica</i>	T	6	8	9	12	26	14	21	22	26	17	15
<i>Corvus monedula</i>	T	5	1	6	22	38	3	6	25	11	32	30
<i>Corvus cornix</i>	T	82	59	65	61	60	58	84	47	65	44	43
<i>Sturnus vulgaris</i>	T	1849	281	123	276	330	579	481	2634	917	489	518
<i>Passer italiae</i>	T	69	81	66	38	47	47	19	82	95	41	49
<i>Passer montanus</i>	T	9	0	5	2	6	7	7	9	4	11	8
<i>Fringilla coelebs</i>	F	12	7	20	7	11	15	17	21	13	12	31
<i>Serinus serinus</i>	T	4	13	12	19	19	20	22	15	26	24	34
<i>Carduelis chloris</i>	T	27	9	21	13	25	23	19	24	31	12	27
<i>Carduelis carduelis</i>	T	28	26	23	25	48	28	31	44	36	18	23
<i>Emberiza cirius</i>	T	2	1	0	3	5	2	1	1	1	3	5
<i>Emberiza calandra</i>	T	0	0	0	0	3	3	0	1	0	0	0

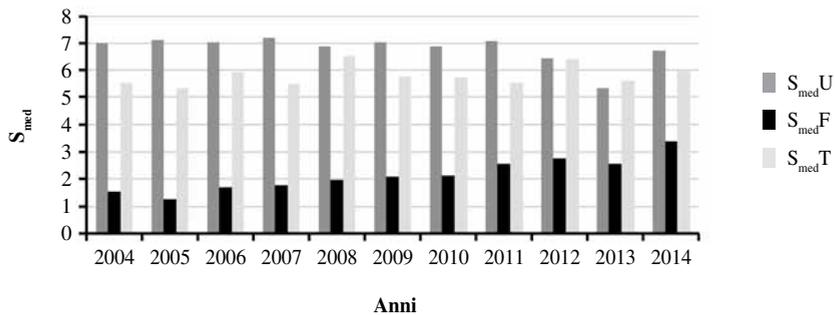


Fig. 1. Andamento della ricchezza media di specie. Trend of  $S_{med}$  by ecological category.

ricchezza media per categoria	$r_s$	P (2-code)	N
$S_{med}U$	<b>-0,655</b>	0,029	11
$S_{med}F$	<b>0,975</b>	0,000	11
$S_{med}T$	0,400	0,223	11

Tab. 2. Ricchezza media ( $S_{med}$ ): trend per ciascuna categoria ornitologica (test di Spearman; in grassetto i valori significativi). Mean number of species by point ( $S_{med}$ ): trend for each ecological category (Spearman test; significant values are shown in bold).

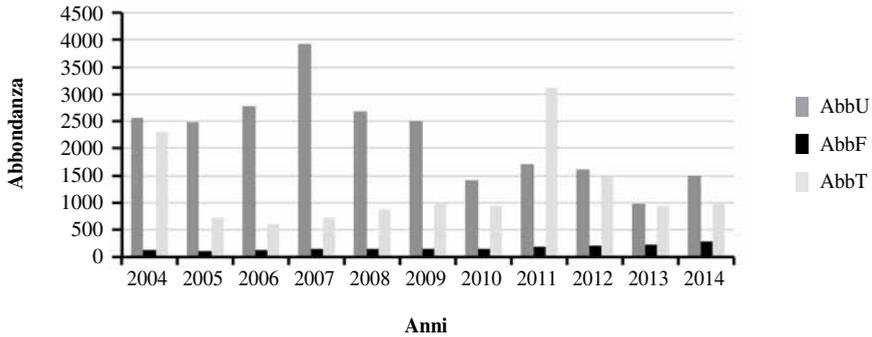


Fig. 2. Andamento dell'abbondanza. Trend of Abb by ecological category.

abbondanza per categoria	$r_s$	P (2-code)	N
AbbU	<b>-0,745</b>	0,008	11
AbbF	<b>0,982</b>	0,000	11
AbbT	0,396	0,228	11

Tab. 3. Abbondanza (Abb): trend per ciascuna categoria ornitologica (test di Spearman; in grassetto i valori significativi). Abundance (Abb): trend for each ecological category (Spearman test; significant values are shown in bold).

## DISCUSSIONE

I risultati ottenuti indicano inequivocabilmente come sia in corso un processo di trasformazione del popolamento ornitico ripariale, nel quale vanno assumendo crescente importanza le specie di ambiente forestale, mentre allo stesso tempo diminuiscono le specie tipiche delle zone umide. Tra queste ultime, trend negativi significativi sono manifestati proprio da alcune delle specie localmente più abbondanti: Folaga, Svasso maggiore, Germano reale, Cannaiola comune. Limitatamente ai Passeriformi, indicazioni della diminuzione dei contingenti nidificanti di alcune specie tipiche dell'ambiente ripariale erano già emerse nel corso di studi condotti con la tecnica dell'inanellamento (Muzzatti et al., 2010).

La diversità complessiva della comunità mostra di risentire positivamente del processo in atto, che ha però come contropartita la diminuzione all'interno del popolamento in esame di specie relativamente rare in Umbria, quali sono appunto le specie tipiche delle zone umide, sostituite da specie forestali, che sono ben più comuni a scala regionale. Di fatto, le specie in aumento presentano una mediana della frequenza regionale (valutata su di un campione di 9971 rilievi puntiformi distribuiti in tutta l'Umbria - Velatta et al., 2010a) sensibilmente superiore alla mediana delle specie in diminuzione (23,8% vs 0,9% - Tab. 8). In definitiva, si sta verificando una "banalizzazione" della comunità ornitica ripariale, inquadrabile nell'ampio fenomeno della

“omogenizzazione funzionale” della biodiversità del quale sono state raccolte numerose evidenze a scala globale (Clavel et al., 2011).

Le ragioni dell’evoluzione in atto sono verosimilmente collegabili a processi di trasformazione dell’ambiente ripariale del Lago Trasimeno. Intorno agli anni ’80 del secolo scorso le cenosi arboreo-arbustive igrofile erano quasi completamente assenti dalle rive del lago (Orsomando & Catorci, 1991), fatta eccezione per alcuni alberi e cespugli isolati; al contrario, le formazioni elofitiche interessavano vastissime estensioni: il solo canneto di *Phragmites australis* occupava una superficie pari a 1048 ettari (Mearelli et al., 1990). Successive indagini relative al periodo 1999-2005 (Cecchetti et al., 2005) rivelavano una situazione sensibilmente diversa: mentre il canneto si era ridotto a 348 ettari (-67%), i boschi igrofilo (prima assenti) erano giunti ad occupare una superficie di 75 ettari.

Pur in assenza di dati quantitativi, si è avuta la netta percezione che le tendenze sopra descritte siano proseguite anche nel periodo di studio da noi considerato, favorendo l’insediamento dell’avifauna forestale a discapito di quella palustre. L’osservazione diacronica di immagini ortofotogrammetriche relative agli anni 1988, 2004, 2008, 2013 (Fonti: Servizio WMS del Geoportale Nazionale, <http://www.pcn.minambien->

	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	media
<i>Anas platyrhynchos</i>	<b>0,113</b>	<b>0,056</b>	0,041	0,020	<b>0,082</b>	0,046	<b>0,058</b>	0,018	0,024	0,031	0,021	0,046
<i>Podiceps cristatus</i>	<b>0,081</b>	<b>0,077</b>	<b>0,058</b>	0,034	<b>0,072</b>	<b>0,066</b>	<b>0,065</b>	0,030	<b>0,076</b>	<b>0,052</b>	<b>0,067</b>	<b>0,062</b>
<i>Fulica atra</i>	<b>0,127</b>	<b>0,406</b>	<b>0,213</b>	<b>0,471</b>	<b>0,324</b>	<b>0,307</b>	<b>0,167</b>	<b>0,161</b>	<b>0,164</b>	<b>0,113</b>	<b>0,161</b>	<b>0,238</b>
<i>Larus michahellis</i>	<b>0,071</b>	0,044	<b>0,341</b>	<b>0,188</b>	<b>0,112</b>	<b>0,115</b>	<b>0,073</b>	0,028	<b>0,096</b>	<b>0,097</b>	<b>0,119</b>	<b>0,117</b>
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0,026	0,048	0,042	0,028	0,035	0,041	<b>0,059</b>	0,022	0,036	<b>0,052</b>	0,045	0,039
<i>Sturnus vulgaris</i>	<b>0,371</b>	<b>0,085</b>	0,035	<b>0,058</b>	<b>0,089</b>	<b>0,159</b>	<b>0,192</b>	<b>0,526</b>	<b>0,279</b>	<b>0,230</b>	<b>0,184</b>	<b>0,201</b>

Tab. 4. Valori di  $p_i$  delle specie dominanti in almeno una stagione riproduttiva. In grassetto i valori superiori a 0,05. Dominant species and their  $p_i$  values. Values exceeding 0.05 are shown in bold.

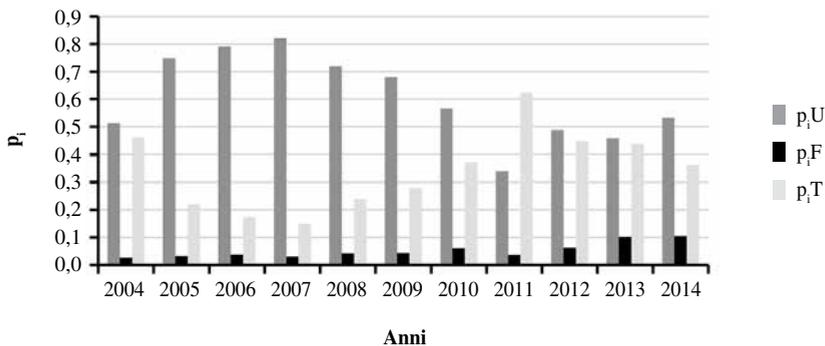


Fig. 3. Andamento dei valori di dominanza. Trend of  $p_i$  by ecological category.

dominanza per categoria	$r_s$	P (2-code)	N
$p_U$	-0,600	0,051	11
$p_F$	<b>0,873</b>	0,000	11
$p_T$	0,400	0,223	11

Tab. 5. Dominanza ( $p_i$ ): trend per ciascuna categoria ornitologica (test di Spearman; in grassetto i valori significativi). Dominance index ( $p_i$ ): trend for each ecological category (Spearman test; significant values are shown in bold).

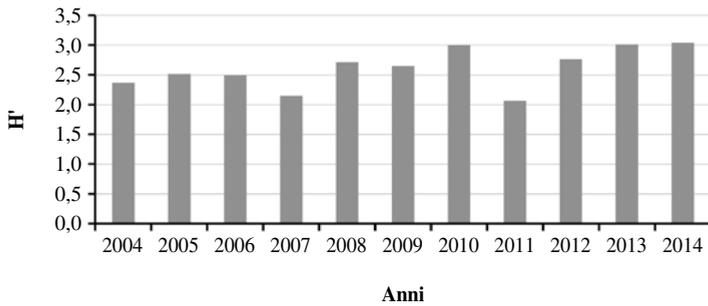


Fig. 4. Andamento della diversità ( $H'$ ) della comunità complessiva. Trend of the Shannon diversity index ( $H'$ ) calculated on the whole breeding bird community.

te.it/GN; Google Earth © 2015) ha infatti evidenziato un forte sviluppo della vegetazione forestale; sulla base di osservazioni preliminari, le specie pioniere in questo fenomeno di colonizzazione sono rappresentate da *Salix purpurea*, *Salix alba*, localmente *Salix cinerea*, sempre accompagnate da vaste colonie di *Rubus ulmifolius*. La comparsa di nuclei di vegetazione forestale e la loro successiva rapida espansione hanno avuto luogo esclusivamente lungo il fronte asciutto del canneto, nella fascia a ridosso delle zone agricole. Tali comunità forestali di neoformazione rappresentano una fase evolutiva successionale più matura rispetto al canneto, inquadrabile all'interno dei processi dinamici che caratterizzano il Geosigmeto peninsulare igrofilo della vegetazione ripariale (Biondi et al., 2010). In assenza di interventi che possano interferire con il naturale dinamismo vegetazionale, il canneto tende infatti ad essere sostituito dalla foresta igrofila ripariale (a dominanza di *Salix alba*) o da quella igrofila palustre (a dominanza di *Salix cinerea*) a seconda del regime idrologico e delle proprietà pedologiche che caratterizzano i siti di insediamento. Fino ad alcuni decenni or sono, l'insediamento della boscaglia igrofila nelle aree periodicamente asciutte (interpretabile come tappa dinamica sostitutiva della vegetazione elofitica) era impedito dalla messa in atto di pratiche tradizionali di gestione del canneto (sfalcio e/o bruciatura), la cui efficacia nel prevenire l'insediamento di alberi e arbusti nelle porzioni di canneto situate su substrati più asciutti è ben nota (Hawke & Josè, 1996).

specie	b	errore standard	trend	specie	b	errore standard	trend
<i>Cygnus olor</i>	0,975	0,110	incerto	<i>Dendrocopos minor</i>	non calcolabile		
<i>Anas strepera</i>	1,086	0,259	incerto	<i>Alauda arvensis</i>	1,000	0,028	incerto
<i>Anas crecca</i>	1,000	0,039	incerto	<i>Motacilla flava</i>	0,919	0,043	incerto
<i>Anas platyrhynchos</i>	0,848	0,025	- -	<i>Motacilla alba</i>	0,899	0,036	-
<i>Anas querquedula</i>	1,000	0,025	incerto	<i>Troglodytes troglodytes</i>	1,058	0,053	incerto
<i>Aythya nyroca</i>	0,936	0,360	incerto	<i>Erithacus rubecula</i>	1,160	0,065	+
<i>Phasianus colchicus</i>	1,011	0,040	incerto	<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,976	0,016	incerto
<i>Phalacrocorax pygmeus</i>	non calcolabile			<i>Saxicola torquatus</i>	0,994	0,087	incerto
<i>Ixobrychus minutus</i>	1,218	0,115	incerto	<i>Turdus merula</i>	1,031	0,015	+
<i>Nycticorax nycticorax</i>	0,872	0,101	incerto	<i>Cettia cetti</i>	0,935	0,014	-
<i>Ardeola ralloides</i>	0,994	0,106	incerto	<i>Cisticola juncidis</i>	0,915	0,022	-
<i>Bubulcus ibis</i>	1,004	0,056	incerto	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0,979	0,008	-
<i>Egretta garzetta</i>	0,914	0,031	-	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	1,055	0,012	+
<i>Casmerodius albus</i>	1,030	0,080	incerto	<i>Sylvia atricapilla</i>	1,026	0,010	+
<i>Ardea cinerea</i>	1,067	0,030	+	<i>Sylvia cantillans</i>	1,006	0,069	incerto
<i>Ardea purpurea</i>	0,944	0,040	incerto	<i>Sylvia melanocephala</i>	1,051	0,042	incerto
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	0,908	0,117	incerto	<i>Phylloscopus collybita</i>	1,051	0,071	incerto
<i>Podiceps cristatus</i>	0,938	0,013	-	<i>Regulus ignicapilla</i>	0,963	0,045	incerto
<i>Milvus migrans</i>	non calcolabile			<i>Muscicapa striata</i>	1,017	0,060	incerto
<i>Accipiter nisus</i>	1,000	0,025	stabile	<i>Aegithalos caudatus</i>	1,125	0,167	incerto
<i>Falco tinnunculus</i>	0,967	0,041	incerto	<i>Cyanistes caeruleus</i>	1,232	0,084	++
<i>Rallus aquaticus</i>	0,971	0,038	incerto	<i>Parus major</i>	1,137	0,072	incerto
<i>Porzana parva</i>	1,000	0,028	incerto	<i>Certhia brachydactyla</i>	1,196	0,105	incerto
<i>Gallinula chloropus</i>	0,998	0,021	stabile	<i>Remiz pendulinus</i>	0,978	0,026	incerto
<i>Fulica atra</i>	0,891	0,028	- -	<i>Oriolus oriolus</i>	1,175	0,105	incerto
<i>Himantopus himantopus</i>	0,911	0,059	incerto	<i>Lanius collurio</i>	0,994	0,076	incerto
<i>Charadrius dubius</i>	1,000	0,025	stabile	<i>Garrulus glandarius</i>	1,026	0,064	incerto
<i>Actitis hypoleucos</i>	1,013	0,047	incerto	<i>Pica pica</i>	1,113	0,046	+
<i>Chroicocephalus ridibundus</i>	0,907	0,065	incerto	<i>Corvus monedula</i>	1,233	0,264	incerto
<i>Larus michahellis</i>	0,935	0,043	incerto	<i>Corvus cornix</i>	0,959	0,017	-
<i>Columba palumbus</i>	1,193	0,039	++	<i>Sturnus vulgaris</i>	1,064	0,078	incerto
<i>Streptopelia decaocto</i>	1,229	0,106	+	<i>Passer italiae</i>	0,976	0,024	incerto
<i>Streptopelia turtur</i>	1,015	0,014	stabile	<i>Passer montanus</i>	1,025	0,059	incerto
<i>Cuculus canorus</i>	0,997	0,013	stabile	<i>Fringilla coelebs</i>	1,078	0,031	+
<i>Alcedo atthis</i>	0,962	0,073	incerto	<i>Serinus serinus</i>	1,148	0,043	++
<i>Upupa epops</i>	1,059	0,044	incerto	<i>Carduelis chloris</i>	1,030	0,025	incerto
<i>Jynx torquilla</i>	0,962	0,071	incerto	<i>Carduelis carduelis</i>	0,996	0,028	incerto
<i>Picus viridis</i>	1,133	0,045	+	<i>Emberiza cirrus</i>	1,029	0,101	incerto
<i>Dendrocopos major</i>	0,994	0,081	incerto	<i>Emberiza calandra</i>	0,980	0,027	incerto

Tab. 6. Risultati dell'analisi del trend effettuata con TRIM. Results of the trend analysis performed by TRIM.

trend	categoria U		categoria F		categoria T		Totale	
	numero specie	%						
non calcolabile	1	3,2	1	6,3	1	3,2	3	3,8
incerto	20	64,5	8	50,0	21	67,7	49	62,8
stabile	2	6,5	1	6,3	2	6,5	5	6,4
aumento	2	6,5	6	37,5	4	12,9	12	15,4
diminuzione	6	19,4	0	0,0	3	9,7	9	11,5
<b>Totale</b>	<b>31</b>	<b>100,0</b>	<b>16</b>	<b>100,0</b>	<b>31</b>	<b>100,0</b>	<b>78</b>	<b>100,0</b>

Tab. 7. Ripartizione delle specie di ognuna delle tre categorie per tipo di trend. Percentage of trend types in the three ecological categories.

specie	trend	frequenza regionale (%)
<i>Podiceps cristatus</i>	diminuzione	0,2
<i>Fulica atra</i>		0,4
<i>Anas platyrhynchos</i>		0,6
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>		0,8
<i>Egretta garzetta</i>		0,9
<i>Cettia cetti</i>		7,0
<i>Motacilla alba</i>		8,6
<i>Cisticola juncidis</i>		12,1
<i>Corvus cornix</i>		65,7
mediana delle specie in diminuzione		0,9
<i>Ardea cinerea</i>	aumento	0,4
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>		0,7
<i>Streptopelia decaocto</i>		6,8
<i>Pica pica</i>		11,7
<i>Picus viridis</i>		17,3
<i>Columba palumbus</i>		17,5
<i>Cyanistes caeruleus</i>		30,0
<i>Erithacus rubecula</i>		38,0
<i>Serinus serinus</i>		45,7
<i>Fringilla coelebs</i>		63,5
<i>Turdus merula</i>	78,1	
<i>Sylvia atricapilla</i>	83,0	
mediana delle specie in aumento	23,8	

Tab. 8. Frequenze a scala regionale (Umbria) delle specie in diminuzione e in aumento nell'area di studio. Regional frequencies of species decreasing and increasing in the study area. The regional frequencies were evaluated over a sample of 9971 point-counts scattered in the whole Umbria (Velatta et al., 2010a).

Le porzioni di canneto sviluppate in acque profonde, interessate solo eccezionalmente dal ritiro delle stesse, non mostrano traccia del dinamismo vegetazionale sopra descritto, in quanto la sommersione prolungata blocca il progredire della successione. Questo secondo tipo di canneto presentava sul Trasimeno un ampio sviluppo soprattutto nell'area localmente denominata "La Valle" (insenatura sud-orientale del Lago), interessata a metà del XX secolo dalle più estese superfici di canneto, in gran parte permanentemente allagato. In tale settore lacustre, un'analisi diacronica basata su immagini ortofotogrammetriche ne ha evidenziato un rapido e drastico ritiro nel trentennio compreso tra il 1954 e il 1992, inquadrabile nel fenomeno di moria dei canneti noto soprattutto in Europa centrale e nord-orientale (Den Hartog et al., 1989; Ostendorp, 1989; Van der Putten, 1997; Gigante et al., 2011; Gigante & Venanzoni, 2012). In questo caso, la scomparsa della vegetazione elofitica non è risultata associata allo sviluppo di altre tipologie di vegetazione emersa: il declino della cenosi elofitica ha lasciato posto ad ampie superfici di specchio lacustre in parte occupate da comunità idrofittiche sommerse inquadrabili nella classe *Potametea*, in parte del tutto prive di vegetazione. La genesi di tale imponente moria è stata almeno in parte chiarita. Gigante et al. (2011, 2013) hanno infatti evidenziato come lo stato di sofferenza di *Phragmites australis* sia strettamente legato al prolungamento del periodo di sommersione del substrato su cui essa vegeta: il perdurare di alti livelli dell'acqua, in assenza di periodi di emersione che favoriscano la mineralizzazione e l'ossigenazione del sedimento lacustre, comporta un indebolimento della popolazione ed una sua progressiva rarefazione. Nel periodo della nostra indagine è stata per l'appunto osservata una tendenza all'aumento del livello dell'acqua (Fig. 5), con conseguente contrazione del canneto, fenomeno che peraltro ha caratterizzato in modo più o meno costante gli ultimi 50 anni (Gigante et al., 2011), successivi all'ampliamento del bacino imbrifero del lago.

Paradossalmente, quindi, elevati livelli dell'acqua hanno finito per nuocere a molte specie ornitiche tipiche delle zone umide, che hanno visto diminuire il loro habi-

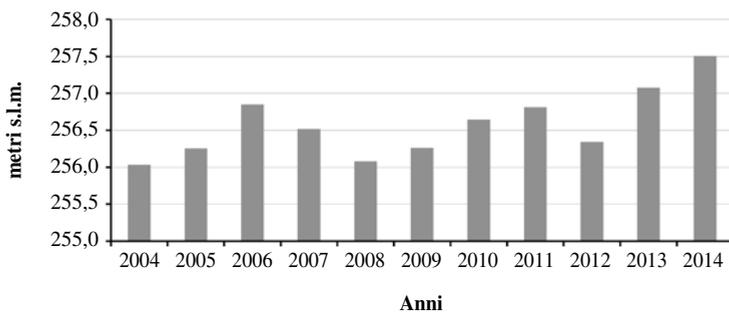


Fig. 5. Andamento del livello del lago, espresso come quota della sua superficie nel bimestre maggio-giugno di ogni anno. Variations of the Trasimeno Lake's levels. Levels are expressed as the mean altitude of the water surface in the months of May and June.

tat caratteristico rappresentato dai canneti a *Phragmites australis*. In definitiva, oggi i canneti del Lago Trasimeno sembrano essere insidiati da tre principali minacce:

- gli alti livelli idrici provocano la morte delle specie vegetali edificatrici dell'ecosistema palustre, se insediate in acque divenute troppo profonde;
- verso monte, le lavorazioni agricole impediscono la traslazione del canneto su terreni rivieraschi nei quali oggi vi sarebbero (in virtù dell'innalzamento del livello del lago) condizioni idonee all'insediamento delle elofite (Venanzoni & Rampiconi, 2001);
- in assenza di interventi "manutentivi" il normale processo di successione ecologica sta provocando la trasformazione dei canneti "asciutti" in boschi e boscaglie igrofile.

Il processo di contrazione del fragmiteto determinato dalle concause sopra elencate può innescare fenomeni di scomparsa delle specie "area-sensitive" dalle tessere di minori dimensioni (Baldi, 2006; Benassi et al., 2009), fino ad arrivare alla sparizione totale di alcune di esse dall'intero biotopo qualora la superficie complessiva del canneto lacustre scenda al di sotto di un valore-soglia critico (Paracuellos, 2008). Quest'ultima è stata probabilmente la causa dell'estinzione locale del Basettino *Panurus biarmicus* sul Trasimeno (Muzzatti et al., 2010); estinzione che è stata preceduta da una progressiva scomparsa della specie dai tratti rivieraschi nei quali il canneto si andava particolarmente assottigliando.

Alla luce di queste considerazioni, è chiaro come la conservazione della tipica avifauna ripariale non possa prescindere dal trovare soluzioni concretamente percorribili per la mitigazione dei fattori avversi sopra descritti.

**Ringraziamenti.** Esprimiamo la nostra gratitudine al personale dell'Ufficio Gestione Fauna Ittica e Centri Ittiogenici della Provincia di Perugia (in particolare al Dott. Mauro Natali e ai Signori Romano Dolciami e Andrea Mezzetti) per aver messo a disposizione e condotto le imbarcazioni di supporto ai censimenti.

#### *Summary*

#### **Tendency of the riparian breeding bird community of Lake Trasimeno (Umbria, Central Italy), years 2004-2014**

We investigated the riparian breeding bird community of Lake Trasimeno by means of an annual repeated survey of 53 point-counts distributed all round the lake's shores. In our study we excluded nocturnal species (Strigiformes) and species feeding high in the air (aerial foragers: Apodiformes, Hirundinidae). All recorded species were classified according to their habitat selection into three different ecological categories: U (species depending on wetland), F (woodland species), T (species depending on other terrestrial habitats). For each category, we calculated on an annual basis: mean number of species by point ( $S_{med}$ ), abundance (Abb = number of recorded individuals), dominance index ( $p_i$  = number of individuals belonging to the

considered category / total number of individuals). Furthermore, we used the software package TRIM to compute population indices of the recorded species and to assess their trends. In the U category, we found significant decreases (Spearman test) of  $S_{med}$ ,  $Abb$  and a near significant decrease of  $p_i$ . On the contrary, in the F category we observed significant increases of  $S_{med}$ ,  $Abb$  and  $p_i$ . U turned out to be the category with the highest proportion of decreasing species and the lowest proportion of increasing ones (19,4% vs 6,5%). We found the opposite in the F category (0% decreasing; 37,5% increasing). The observed changes are related to the local expansion of the riparian woods and the contraction of the reedbeds.

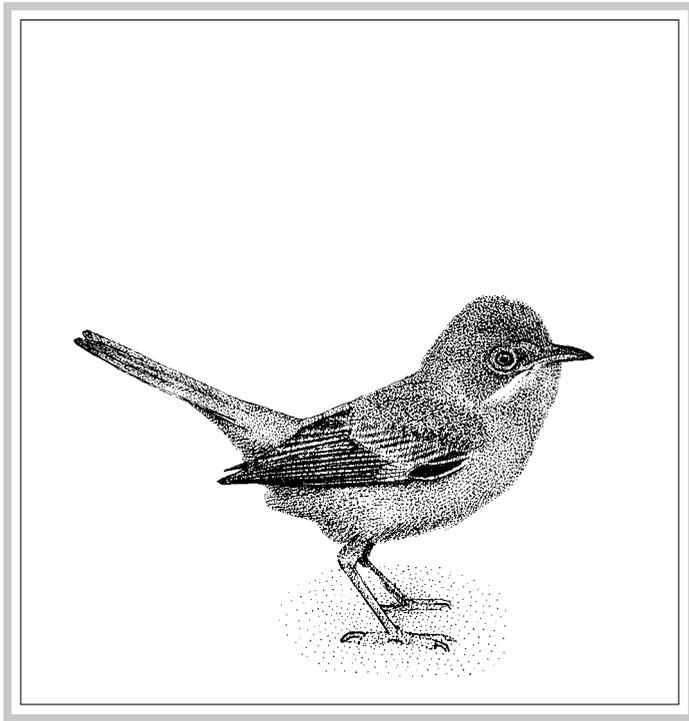
## BIBLIOGRAFIA

- Baldi A., 2006. Factors influencing occurrence of Passerines in the reed archipelago of Lake Velence (Hungary). *Acta Ornithologica*, 41(1): 1-6.
- Benassi G., Battisti C., Luiselli L. & Boitani L., 2009. Area-sensitivity of three reed bed bird species breeding in Mediterranean marshland fragments. *Wetlands Ecol. Manage.*, 17: 555-564.
- Biondi E, Gigante D., Pignattelli S., Rampiconi E. & Venanzoni R., 2010. Le Serie di Vegetazione della Regione Umbria. In: Blasi C. (Ed.). *La Vegetazione d'Italia*: 257-279. Palombi & Partner S.r.l. Roma.
- Cecchetti A., Ficola M., Lazzerini G., Pedini A. & Segantini F., 2005. Vegetazione, habitat di interesse comunitario, uso del suolo del Parco del Lago Trasimeno. Ente Parco del Lago Trasimeno, Passignano sul Trasimeno.
- Ciani A., Porcellati Pazzaglia L., Rocchi L., Velatta F. & Natali M., 2013. The sustainable development of Trasimeno Lake. In: Zongwei Luo (ed.). *Mechanism Design for Sustainability: Techniques and Cases*. Springer Verlag: 193-220.
- Clavel J., Julliard R. & Devictor V., 2011. Worldwide decline of specialist species: toward a global functional homogenization? *Frontiers in Ecology and the Environment* 9: 222-228.
- Den Hartog C., Kvet J., Sukopp H., 1989. Reed. A common species in decline. *Aquatic Botany*, 35(1): 1-4.
- Dragoni W., 2007. Il Lago Trasimeno e le variazioni climatiche. Provincia di Perugia, Assessorato all'Ambiente.
- Gigante D., Landucci F. & Venanzoni R., 2013. The reed die-back syndrome and its implications for floristic and vegetational traits of *Phragmites australis*. *Plant Sociology*, 50 (1): 3-16.
- Gigante D. & Venanzoni R., 2012. Il declino della popolazione di *Phragmites australis* al Lago Trasimeno. In: Martinelli A. (ed.). *Tutela Ambientale del lago Trasimeno*. ARPA Umbria: 109-120. Libri/A.R.P.A. Umbria. ISBN: 978-88-905920-03
- Gigante D., Venanzoni R., Zuccarello V., 2011. Reed die-back in southern Europe? A case study from Central Italy. *Comptes Rendus Biologies* 334: 327-336.
- Hawke C.J. & Josè P.V., 1996. Reedbed Management for Commercial and Wildlife Interests. The Royal Society for the Protection of Birds, The Lodge, UK.
- Landucci F., Gigante D. & Venanzoni R., 2011. An application of the Cocktail Method for the characterization of the hydrophytic vegetation at Lake Trasimeno (Central Italy). *Fitosociologia*, 48 (2): 3-22.
- Landucci F., Gigante D., Venanzoni R. & Chytrý M., 2013. Wetland vegetation of the class Phragmito-Magno-Caricetea in central Italy. *Phytocoenologia*, 43 (1-2): 67-100.
- Lazzerini G. (ed), 2011. *Le idrofite del Lago Trasimeno*. Biologia, ecologia e distribuzione. Parco del Trasimeno, Comunità Montana Associazione dei Comuni "Trasimeno-Medio Tevere".
- Magrini M., 2004. Fauna. In: AA.VV.. *Relazione sullo stato dell'ambiente in Umbria*. Regione dell'Umbria, ARPA Umbria, AUR: 336-355.

- Magrini M. & Velatta F., 2010. Elenco aggiornato degli Uccelli nidificanti in Umbria. In: Velatta F. & Magrini M. (eds), 2010. Atlante degli Uccelli nidificanti nei parchi regionali della Provincia di Perugia: Monte Cucco, Monte Subasio, Fiume Tevere. Regione dell'Umbria, Serie "I Quaderni dell'Osservatorio", Volume speciale.
- Mearelli M., Lorenzoni M. & Mantilacci L., 1990. Il Lago Trasimeno. Riv. Idrobiol., 29 (1): 353-389.
- Moltoni E., 1962. Saggio sull'avifauna del Lago Trasimeno (Umbria). Riv. ital. Orn., 33 : 153-234.
- Muzzatti M., Chiappini M.M., Velatta F. & Bonomi M., 2010. I passeriformi dell'ambiente ripariale del lago Trasimeno: risultati di undici anni di inanellamento a sforzo costante. Avocetta 34 (1): 45-55.
- Orsomando E. & Catorci A., 1991. Carta della vegetazione del Comprensorio Trasimeno. L'Etruria, Cortona.
- Ostendorp W., 1989. "Die-back" of reeds in Europe-a critical review of literature. Aquatic Botany, 35(1): 5-26.
- Pannekoek J. & van Strien A., 2005. TRIM 3 manual. Trends and Indices for Monitoring data. Statistics Netherlands, Voorburg - Disponibile sul sito <http://www.ebcc.info>.
- Paracuellos M., 2008. Effects of long-term habitat fragmentation on a wetland bird community. Rev. Ecol. (Terre Vie), 63: 227-238.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. University Illinois Press, Urbana.
- Turcek F.J., 1956. Zur Frage der Dominanze in Vogelpopulationen. Waldhygiene 8: 249-257.
- Van Der Putten W.H., 1997. Die-back of *Phragmites australis* in European wetlands: an overview of the European Research Programme on reed die-back and progression (1993-1994). Aquatic Botany, 59: 263-275.
- Velatta F., Muzzatti M., Bencivenga G., Chiappini M.M., Romano C., Lancioni T., Lancioni H., Lombardi G., Montefameglio M., Cucchia L. & Paci A.M., 2004. Gli Uccelli del Lago Trasimeno. Check-list 1987-2003. Provincia di Perugia, Assessorato alle Politiche Ambientali, 94 pp.
- Velatta F., Lombardi G., Sergiacomi U. & Viali P. (eds.), 2010a. Monitoraggio dell'Avifauna umbra (2000-2005). Trend e distribuzione ambientale delle specie comuni. Regione dell'Umbria, Serie "I Quaderni dell'Osservatorio", Volume speciale.
- Velatta F., Muzzatti M., Montefameglio M. & Chiappini M.M., 2010b. Monitoraggio di alcune specie di Ardeidi coloniali nidificanti al Lago Trasimeno. Riv. ital. Orn., 80 (2): 95-103.
- Venanzoni R. & Gigante D., 2000. Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria (Italia). Fitosociologia, 37 (2): 13-63.
- Venanzoni R., Gigante D., Montagnoli L. & Frattegiani M. (eds.), 2006. Habitat e specie della Direttiva 92/43/CEE ed altri aspetti di rilevanza naturalistica al Lago Trasimeno. Legambiente Umbria, Università degli Studi di Perugia, Comunità Montana Associazione dei Comuni "Trasimeno-Medio Tevere".
- Venanzoni R. & Rampiconi E., 2001. Utilizzo del G.I.S. nella valutazione spazio-temporale della vegetazione palustre in un settore del Lago Trasimeno in relazione ai fattori antropici. Riv. Idrobiol., 40 (2-3): 69-85.
- Zenatello M., Baccetti N. & Borghesi F., 2014. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti, 206/2014.



# Brevi note



*Sterpazzolina comune (Sylvia cantillans) (Disegno: M. Falchi)*



**PRIMO SVERNAMENTO DI STERPAZZOLINA COMUNE**  
***Sylvia cantillans* NEL LAZIO (ITALIA CENTRALE)**

MASSIMO BIONDI<sup>(1,2)</sup>

GAROL – Via del Castello, 17 – 00119 Roma (mb.garol@tiscali.it)  
 SROPU, c/o Lynx Natura e Ambiente s.r.l. – Via Britannia, 36 – 00183 Roma

La Sterpazzolina comune *Sylvia cantillans* è specie olomediterranea che, su basi genetico-comportamentali, può essere considerata come un complesso di taxa differenti che include almeno due specie, *S. cantillans* e *S. subalpina* (sinonimo di *S. moltonii*) (Brambilla et al., 2006).

Il Lazio risulta essere area di simpatria poco definita con le vicine popolazioni di Toscana ed Umbria (Sorace, 2011). Migratrice e nidificante la specie sverna principalmente in Africa sub-sahariana (Brichetti & Fracasso, 2010). In Sicilia i movimenti pre-riproduttivi sono più evidenti in marzo con picco nella ultima eptade del mese. Durante la migrazione post-riproduttiva nelle Isole Maltesi la Sterpazzolina comune (senza distinzione tra *cantillans/subalpina*) è regolare tra la fine di luglio e metà ottobre con occasionali presenze a fine novembre e febbraio (Brichetti & Fracasso, 2010).

Consultando la Banca Dati del sito web [www.ornito.it](http://www.ornito.it) e contattando gli AA degli avvistamenti ivi inseriti a partire dal 2000, ho rinvenuto altre 10 segnalazioni italiane in un periodo invernale più ampio (1° dicembre/tutto febbraio): 9 in Sicilia ed 1 in Toscana.

Tra le osservazioni elencate in Tab. 1, una sola effettuata a Palermo, conferma per la prima volta lo svernamento completo di 1 ind. di Sterpazzolina comune in Sicilia dal 30 dicembre 2012 al 03 febbraio 2013 (D. e G. D'Amico, *in verbis*).

La prima osservazione è stata casuale e la specie è stata determinata tramite una fotografia ravvicinata (circa 6 m, con ottica 300 mm. + extender 1.4). Successivamente le osservazioni sono state condotte con binocolo 10x40 e quando possibile riprese fotografiche.

L'area di studio è situata a circa 4 km dal mare ad Ostia Antica (RM) (Lat. 41° 45.649'N; Long. 12° 18.019'E). L'area di svernamento era caratterizzata da una serie di villini con giardino posti ad Ovest e confinanti con un parcheggio non asfaltato e campi incolti.

Il 24/11/2013 nel giardino della mia casa su di un Leccio *Quercus ilex* ho potuto osservare e fotografare per la prima volta un piccolo "silvidae" che esplorava il fogliame in manifesta attività trofica (Fig. 1).

Con l'aiuto degli amici e colleghi Fulvio Fraticelli e Stefano Laurenti l'individuo è stato poi determinato come giovane femmina di Sterpazzolina comune. Nei giorni successivi ho potuto osservare e fotografare l'individuo in varie ore del giorno mentre si alimentava tra il fogliame delle seguenti essenze arboreo-arbustive: Arancio

Località	Provincia	Regione	n°	data	osservatore	note
Villafranca Tirrena	ME	Sicilia	1	23/02/2014	C.A. Cusimano e R. Lo Duca	
Ostia Antica	RM	Lazio	1	24/11/2013-04/02/2014	presente nota	juv.
Palermo	PA	Sicilia	1	30/12/2012-03/02/2013	D. D'Amico e G. D'Amico	
Carlentini	SR	Sicilia	1	12/02/2012	G. Leonardi	
Augusta	SR	Sicilia	1	12/01/2012	N. Tringali	
Manciano	GR	Toscana	1	15/02/2008	L. Passalacqua	m. ad.
Paternò	CT	Sicilia	?	23/02/2005	G. Leonardi	
Aidone	EN	Sicilia	?	23/02/2005	G. Leonardi	
Ramacca	CT	Sicilia	1	13/02/2003	G. Leonardi	
Regalbuto	EN	Sicilia	1	03/02/2003	G. Leonardi	
Regalbuto	EN	Sicilia	1	29/01/2003	G. Leonardi	

Tab. 1. Recenti casi di avvistamenti invernali di *Sylvia cantillans* in Italia (dati raccolti da [www.ornitho.it](http://www.ornitho.it)).

*Citrus x sinensis*, Mandarino *Citrus reticulata*, Alloro *Laurus nobilis* e Ligustro *Ligustrum vulgare*.

L'individuo insisteva particolarmente alimentandosi di "Cocciniglia farinosa" *Planococcus citri* presente con elevate densità tra il fogliame degli "agrumi" del mio giardino.

Durante le osservazioni sono state registrate interazioni/aggressioni eterospecifiche con Lui piccolo *Phylloscopus collybita* ed Occhiocotto *Sylvia melanocephala* che spesso utilizzavano la medesima nicchia trofica.



Fig. 1. La Sterpazzolina comune fotografata il 24 novembre 2013 (Foto M. Biondi).



Fig. 2. La Sterpazzolina comune fotografata il 26 gennaio 2014 (Foto M. Biondi).

L'individuo ha progressivamente effettuato una muta parziale ed il 26 gennaio appariva vistosamente "trasformato" dopo soli 63 gg. (Fig. 2). L'ultimo avvistamento è stato effettuato il 04/02/2014 dopo un inverno insolitamente mite e piovoso. La Sterpazzolina, sollecitata più volte tramite *play-back* non ha mai reagito vocalmente né è mai parsa avvicinarsi ulteriormente quando è stata utilizzata la tecnica del "*pishing*". L'osservazione laziale rappresenta la prima segnalazione di svernamento completo per la Sterpazzolina comune nell'Italia continentale. Alcuni degli avvistamenti invernali della specie (Tab. 1), specialmente quelli effettuati in gennaio, farebbero ritenere che, almeno in Sicilia non sia infrequente lo svernamento parziale di isolati individui di *Sylvia cantillans* (in particolare si vedano quelli riportati per le province di Palermo, Enna e Siracusa).

In Italia continentale l'evento appare invece episodico ma non per questo da trascurare poiché è sempre più frequente il fenomeno della mitigazione climatica stagionale mentre, nelle aree costiere in ambiente mediterraneo, sono sempre meno vistose le escursioni termiche marcate.

**Ringraziamenti.** Ringrazio per aver consentito ad utilizzare dati inediti inseriti in *ornitho.it* le seguenti persone: C.A. Cusimano, D. D'Amico, G. D'Amico, G. Leonardi, R. Lo Duca, L. Passalacqua e N. Tringali. Un ringraziamento particolare a F. Fraticelli e S. Laurenti per la corretta identificazione ed i pareri espressi.

#### Summary

**First wintering of Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* in Latium (Central Italy)**  
For the first time in continental Italy a juvenile of Subalpine Warbler wintered at Os-

tia Antica (Rome), near the seaside, from the 24<sup>th</sup> of November 2013 until the 26<sup>th</sup> of February 2014. The site was characterised by an ecotone between uncultivated fields and houses with backyards and gardens, during a mild and rainy winter.

## BIBLIOGRAFIA

- Brambilla M., Tellini Florenzano G., Sorace A. & Guidali F., 2006. Geographical distribution of Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* subspecies in mainland Italy. *Ibis*, 148: 568-571.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2010. Ornitologia italiana Vol.6. Sylviidae-Paradoxornithidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Sorace A., 2011. Sterpazzolina comune *Sylvia cantillans*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. e Roma S. (a cura di ). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 298-299.

Alula XXI (1-2): 76-78 (2014)

---

## PRIMA NIDIFICAZIONE CON SUCCESSO DI CICOGNA NERA *Ciconia nigra* NEL LAZIO

MASSIMO BRUNELLI<sup>(1\*)</sup>, ALESSANDRO MONTEMAGGIORI<sup>(1,2)</sup>, GUIDO PROLA<sup>(3)</sup>  
& LORENZO SESTIERI<sup>(4)</sup>

<sup>(1)</sup> S.R.O.P.U. – Via Britannia, 36 – 00183 Roma (RM)

<sup>(2)</sup> Dip. Biologia e Biotecnologie “C. Darwin” – Univ. di Roma “La Sapienza” (RM)

<sup>(3)</sup> Via Roma, 70 – 00066 Manziana (RM)

<sup>(4)</sup> Piazza Margana, 39 – 00186 Roma (RM)

\*Autore per la corrispondenza: mss.brunelli@tin.it

Nel 2002 fu riscontrato il primo tentativo di nidificazione di Cicogna nera *Ciconia nigra* nel Lazio. Negli anni successivi, nella stessa area, altri tentativi si sono succeduti con relativa regolarità, e almeno quattro sono i nidi che la specie ha costruito *in situ*. L'area interessata è caratterizzata dalla presenza di un vallone fluviale profondamente inciso tra pareti tufacee, in buona parte ricoperte da ricca vegetazione rupicola e circondato da estese aree con foreste di latifoglie termofile, pascoli e colture cerealicole; l'area, posta a circa 150 m s.l.m., ricade all'interno della ZPS “Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate”, in provincia di Viterbo (Brunelli, 2005, 2011).

Il 5 luglio 2014, durante un sopralluogo nella zona, due di noi (A.M. e L.S.) hanno rinvenuto un nuovo nido con 4 pulli di Cicogna nera dell'età di circa 30-35 giorni, uno dei pulli era sensibilmente più piccolo e successivamente è deceduto. L'andamento della nidificazione è stato monitorato fino all'involto dei 3 giovani rimasti, avvenuto intorno al 10 agosto. Il nido è stato costruito su un grosso tronco di Leccio *Quercus ilex* sviluppatosi in modo orizzontale a ridosso di una delle pareti tufacee presenti nel vallone (Fig. 1).



Fig. 1. Il nido di Cicogna nera rinvenuto nel Lazio nel 2014 (Foto L. Sestieri).

Questa è la prima nidificazione con successo di Cicogna nera nel Lazio, in precedenza i tentativi si erano infatti sempre interrotti precocemente e non erano mai andati oltre la fase di costruzione del nido, dal 2002 la specie ha comunque occupato costantemente l'area ma, quasi sempre, con un solo individuo (Bordignon et al., 2007, 2010).

L'evento descritto, oltre a confermare la grande rilevanza ornitologica del comprensorio dei Monti della Tolfa (Cecere et al., 2011; Sarrocco & Sorace, 2011), potrebbe essere propedeutico alla formazione di un nucleo nidificante in Italia centrale. Fino ad ora la Cicogna nera ha infatti nidificato con successo in due sub areali disgiunti e distanti tra loro, uno settentrionale localizzato in Piemonte e uno meridionale localizzato tra Campania, Puglia e Basilicata (Brichetti & Fracasso, 2013).

#### *Summary*

#### **First successful reproduction of Black Stork *Ciconia nigra* in Latium (Central Italy)**

Since 2002 Black stork attempted to breed unsuccessfully in a deep forested canyon in Viterbo's Province (Latium). On 10.08.2014 three juveniles successfully left a big nest built on *Quercus ilex* grown up on a side of the canyon. It is the first time the species successfully reproduces in Central Italy, while present only in Piedmont (N. Italy) and in Campania, Apulia and Basilicata (S. Italy).

## BIBLIOGRAFIA

- Bordignon L., Brunelli M., Caldarella M., Fraissinet M., Marrese M., Rizzi V. & Visceglia M., 2010. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia (2008-2010). Alula, XVII (1-2): 133-134.
- Bordignon L., Brunelli M. & Visceglia M., 2007. Nuovi dati sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Alula, XIV (1-2): 124-125.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2013. Ornitologia Italiana. Vol. 1. Versione elettronica. Oasi Alberto Perdisa, Bologna.
- Brunelli M., 2005. La Cicogna nera nel Lazio. In: Bordignon L. (red). La Cicogna nera in Italia. Parco Naturale del Monte Fenera. Tipolitografia di Borgosesia s.a.s., Borgosesia (VC): 95-109.
- Brunelli M., 2011. Cicogna nera *Ciconia nigra*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 103.
- Cecere J.G., Brunelli M. & Sarrocco S. (a cura di), 2011. La conservazione degli uccelli nei Monti della Tolfa. Edizioni Belvedere (Latina), "le scienze" (14), 128 pp.
- Sarrocco S. & Sorace A., 2011. La ricchezza di specie delle aree protette e delle ZPS ed il loro valore ornitologico. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 417-426.

Alula XXI (1-2): 78-79 (2014)

---

## PROBABILE NIDIFICAZIONE DI STERPAZZOLINA DI MOLTONI *Sylvia subalpina* NEL LAZIO

MICHELE COPPOLA

*mcoppola61@virgilio.it*

La Sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina*, di recente separata come specie valida dalla Sterpazzolina comune *Sylvia cantillans* (Brambilla et al., 2008; Svensson, 2013a, 2013b), ha un areale di distribuzione in Italia che comprende un ampio tratto dalla Liguria alla Toscana, spingendosi nell'entroterra fino al Piemonte e all'Emilia, la Sardegna e le isole dell'Arcipelago Toscano (Festari et al., 2002; Brambilla et al., 2006). Il confine meridionale della distribuzione continentale si colloca approssimativamente nella provincia di Grosseto. Nonostante specifiche ricerche svolte sul confine di questa provincia con quella di Viterbo, la specie non è stata rinvenuta (Fratelli e Meschini, com. pers.). Questo *taxon*, quindi, non era considerato fino ad ora nidificante nel Lazio. Il 19 giugno 2012, nel parco di Monte Orlando nel comune di Gaeta (Latina), ho contattato due individui in canto e che emettevano il tipico e diagnostico verso di allarme di questa specie. Il 17 aprile 2013, sempre nella stessa area contattai invece tre individui che emettevano il verso di allarme. Il 30 aprile 2014 ho contattato vari individui tra cui tre maschi in canto e un quarto che effettuò il display

nuziale in volo. Il 3 giugno 2014, tornato sul sito, ho contattando almeno 5 individui. La zona di osservazione è molto ristretta, tanto che tre individui rinvenuti nel giugno 2014 cantavano ad una distanza fra loro non superiore ai 10 m. L'ambiente è costituito da macchia bassa a Mirto *Myrtus communis*, Lentisco *Pistacia lentiscus*, Cisto *Cistus* sp. e da alcuni giovani esemplari di Leccio *Quercus ilex* non più alti di 3 metri, che venivano usati prevalentemente come posatoio per l'attività canora. Questa tipologia di ambiente corrisponde alla categoria più utilizzata da questa specie anche nel suo areale nel nord dell'Appennino (Brambilla et al., 2007). Mentre le osservazioni di aprile potrebbero essere riferite ad individui in migrazione attiva, quelle di giugno si collocano in pieno periodo riproduttivo (Brambilla et al. 2006). La presente nuova area di nidificazione, di cui si ignora la vastità e il numero delle coppie che la abitano, si trova ad almeno 240 km in linea d'area dalla più vicina popolazione nota presente nel sud della Toscana (Brambilla et al., 2008) ed evidenzia il fatto che la distribuzione di questo *complex* di specie nel nostro Paese ha ancora bisogno di approfondimenti.

**Ringraziamenti.** Ringrazio sentitamente Michele Cento e Fulvio Fraticelli per il supporto fornito nella stesura di questa nota.

#### Summary

#### **Probably nestling of Moltoni's Warbler *Sylvia subalpina* in Latium**

Somesinging individuals of Moltoni's Warbler were discovered in South of Latium in 2012, 2013 and 2014. The area is farmore than 240 km from the nearest known nesting area for this species.

#### BIBLIOGRAFIA

- Brambilla M., Reginato F. & Guidali F., 2007. Habitat use by Moltoni's Warbler *Sylvia cantillans moltonii* in Italy. *Ornis Fennica*, 84: 91-96.
- Brambilla M., Tellini Florenzano G., Sorace A. & Guidali F., 2006. Geographical distribution of Subalpine Warbler *Sylvia cantillans* subspecies in mailland Italy. *Ibis*, 148: 568-571.
- Brambilla M., Vitulano S., Spina F., Baccetti N., Gargallo G., Fabbri F., Guidali F. & Randi E., 2008. A molecular phylogeny of the *Sylvia cantillans* complex: Cryptic species within the Mediterranean basin. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 48: 461-472.
- Festari I., Janni O. & Rubolini D., 2002. Moltoni's Warbler *Sylvia (cantillans) moltonii* breeding in mainland Italy. *Dutch Birding*, 24: 88-90.
- Svensson L., 2013a. A taxonomic revision of the Subalpine Warbler *Sylvia cantillans*. *Bull. B.O.C.*, 133: 240-248.
- Svensson L., 2013b. Sublime Warbler variation and taxonomy. *British Birds*, 106: 651-668.

## OSSERVAZIONI SULLA NETTAROFAGIA DELL'OCCHIOCOTTO *Sylvia melanocephala*

GAIA DE LUCA<sup>(1)</sup>, FULVIO FRATICELLI<sup>(2)</sup> & SARA FRATICELLI<sup>(3)</sup>

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

<sup>(1)</sup> [deluca\\_gaia@yahoo.it](mailto:deluca_gaia@yahoo.it)

<sup>(2)</sup> [fulvio.fraticelli@bioparco.it](mailto:fulvio.fraticelli@bioparco.it)

<sup>(3)</sup> [fraticellisara@gmail.com](mailto:fraticellisara@gmail.com)

Il 20 maggio 2014 S.F., all'interno del centro abitato di Ladispoli (Roma), osservò un individuo maschio nel secondo anno di vita di occhiocotto *Sylvia melanocephala* alimentarsi a lungo, immergendo la testa nella corolla dei fiori di un cespuglio di Fior d'Angiolo *Philadelphus coronarius* (Hydragenaceae). Nei giorni successivi anche F.F. osservò lo stesso comportamento. Il tempo di permanenza con la testa all'interno della corolla dei fiori e il fatto che non effettuasse dei movimenti di cattura farebbe escludere che l'interesse possa essere stato motivato dalla presenza di artropodi all'interno del fiore, ma del nettare e forse del polline della pianta.

Il 23 maggio, sempre S.F., osservò lo stesso individuo di occhiocotto applicare la stessa tecnica alimentare nei confronti dei fiori di un piccolo cespuglio di *Camellia* *Camellia* sp. (Theaceae). Il 22 maggio 2014 G.D.L., sull'isola di Ponza (Latina), osservò un individuo maschio nel secondo anno di vita di occhiocotto alimentarsi del nettare dei fiori di un cespuglio di *Calistemo* *Callistemon* sp. (Myrtaceae).

È noto che l'occhiocotto si alimenti del nettare di molte specie di piante (Schwilch et al., 2001; Merino & Nogueras, 2003; Rodríguez-Gironés & Santamaria, 2004; Ortega-Olivencia et al., 2005, 2012; Cecere et al., 2011), ma non di quello delle tre piante citate, che viene però utilizzato da altre specie (da Silva et al., 2014): *Philadelphus coronarius* dal Merlo *Turdus merula* (Holt, 1992), *Camellia* sp. da Cinciariella *Cyanistes caeruleus* (Visick, 1977) e *Callistemon* sp. da Capinera *Sylvia atricapilla* (Straka, 1989).

*Philadelphus coronarius* è una pianta diffusa come spontanea nelle Alpi orientali e in Toscana, nel resto d'Italia è comunemente coltivata come pianta ornamentale e in alcune aree anche inselvatichita (Pignatti, 1982). Il genere *Camellia* è originario delle zone tropicali dell'Asia (Sealy, 1958), ma con le sue specie a fiore vistoso largamente utilizzato come pianta ornamentale nel nostro Paese. Il genere *Callistemon* è originario dell'Australia (Ladiges et al., 2003) e coltivato nel nostro Paese per scopo ornamentale e, come fronda recisa, per confezionare mazzi di fiori. Le specie appartenenti a questi due ultimi generi non sono inserite nell'elenco delle specie alloctone invasive in Italia (Celesti-Grapow et al., 2010), ma *Callistemon viminalis*, specie ampiamente utilizzata in Italia, lo è in Florida (Florida Exotic Pest Plant Council, 2013). La conoscenza dei meccanismi ecologici che si vanno ad instaurare tra specie vegetali introdotte e l'ornitofauna autoctona è fondamentale per tentare di prevenire

fenomeni di invasioni biologiche che sono una delle principali cause di perdita della biodiversità (Mooney & Hobbs, 2000).

### Summary

#### **Data on nectar-feeding in Sardinian Warbler *Sylvia melanocephala***

The authors describe three new cases of nectar-feeding behavior in Sardinian Warbler towards Sweet Mock-orange *Philadelphus coronarius*, Camellia *Camellia* sp. and Weeping Bottlebrush *Callistemon* sp.

### BIBLIOGRAFIA

- Cecere J.G., Spina F., Jenni-Eiermann S. & Boitani L., 2011. Nectar: an energy drink used by European songbirds during spring migration. *J. Ornithol.*, 152: 923-931.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Carli E. & Blasi C. (eds.), 2010. Flora alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma.
- da Silva L.P., Ramos J.A., Olesen J.M., Traveset A. & Heleno R.H., 2014. Flower visitation by birds in Europe. *Oikos*, doi: 10.1111/oik.01347
- Florida Exotic Pest Plant Council, 2013. List of invasive plant species. Internet: <http://www.fleppc.org/list/list.htm>
- Holt C.W., 1992. Blackbirds consuming flowers. *British Birds*, 85: 617.
- Ladiges P.Y., Udovicic F. & Nelson G., 2003. Australian biogeographical connections and the phylogeny of large genera in the plant family Myrtaceae. *Journal of Biogeography*, 30: 989-998.
- Merino S. & Noguera I., 2003. Loquat *Eriobotrya japonica* as a winter nectar source of birds in central Spain. *Ardeola*, 50: 265-267.
- Mooney H.A. & Hobbs R.J., 2000. *Invasive species in changing world*. Island Press, Washington.
- Ortega-Olivencia A., Rodríguez-Riaño T., Pérez-Bote J.L., López J., Mayo C., Valtueña F.J. & Navarro-Pérez M., 2012. Insects, birds and lizards as pollinators of the largest-flowered Scrophularia of Europe and Macaronesia. *Ann. Bot.*, 109: 153-67.
- Ortega-Olivencia A., Rodríguez-Riaño T., Valtueña F.J., López J. & Devesa J.A., 2005. First confirmation of a native bird-pollinated plant in Europe. *Oikos*, 110: 578-590.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole, Bologna.
- Rodríguez-Gironés M. & Santamaría L., 2004. Why are so many bird flowers red? *PLoS Biol.*, 2: e350. doi:10.1371/journal.pbio.0020350
- Schilch R., Mantovani R., Spina F. & Jenni L., 2001. Nectar consumption of warblers after long-distance flights during spring migration. *Ibis*, 143: 24-32.
- Sealy J.R., 1958. *A revision of the genus Camellia*. Royal Horticultural Society, London.
- Straka U., 1989. Die Mönchsgrasmücke (*Sylvia atricapilla*) als Blütenbesucher. *Egretta*, 32: 22-24.
- Visick P., 1977. Blue Tits taking nectar. *British Birds*, 70: 548-549.

**INDAGINE AD UN ROOST INVERNALE DI CORVO COMUNE  
*Corvus frugilegus* LUNGO IL FIUME PO (MANTOVA-LOMBARDIA)  
NEL PERIODO 2001-2014**

NUNZIO GRATTINI<sup>(1)</sup> & LISA GUARDONE<sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Via Piero Gobetti, 29 – 46020 Pegognaga (MN) (crstatus@virgilio.it)

<sup>(2)</sup> Dipartimento di Scienze Veterinarie, Università di Pisa – Viale delle Piagge, 2 – 56124 Pisa (PI)  
(lisa.guardone@for.unipi.it)

In Italia il Corvo comune *Corvus frugilegus* è svernante con una popolazione fluttuante di 10.000-70.000 individui nel periodo 1990-2010. La distribuzione attuale è vistosamente irregolare con una marcata contrazione dell'areale da sud verso nord nel secolo scorso con le presenze raggruppate nel nord Italia in particolare in Piemonte, Lombardia, Friuli-Venezia Giulia e Veneto orientale (Brichetti & Fracasso, 2011). In passato nel mantovano il Corvo comune veniva indicato come invernale e frequente in qualsiasi periodo dell'anno (Paglia, in Giglioli 1889), anche se in drastico calo nel 1949 (Caterini, 1955). L'arrivo dei corvi nel mantovano almeno alla metà degli anni '80 del secolo scorso, è sempre coinciso con l'ultima decade di ottobre con occasionali presenze ai primi di ottobre. Tali date sono simili a quelle riscontrate per altre regioni italiane (Bogliani, 1985; Brichetti & Fracasso, 2011); mentre tra fine febbraio e la prima decade di marzo si osservano gli ultimi individui presenti (Grattini, 2005; Grattini & Longhi, 2008).

Il dormitorio oggetto della presente indagine è localizzato all'interno di pioppeti coltivati, boschetti, filari di pioppi e salici situati in un'area golendale del tratto mantovano del Po (10°53'24" E / 45°03'22" N), ed appartiene ad un'area più vasta individuata come Zona di Protezione Speciale (ZPS T20B0501 "Viadana, Portiolo, San Benedetto Po e Ostiglia"). I conteggi al dormitorio serale sono stati effettuati mensilmente per 13 inverni nei periodi ottobre-marzo dal 2001-02 al 2013-14, da punti precedentemente individuati, dai quali venivano conteggiati gli uccelli in arrivo al dormitorio. Il dormitorio indagato è noto dal 1994 e da allora l'area del roost ha subito notevoli modificazioni legate alla periodicità degli operazioni di abbattimento dei pioppi tra cui l'escavazione della sabbia per uso industriale. Inoltre, l'argine golendale del Po è stato parzialmente demolito dopo la notevole piena del 2000 ed è tutt'ora interessato da rilevanti opere di manutenzione. Nonostante ciò, gli uccelli non hanno mai abbandonato l'area dimostrando quindi un'alta fedeltà nei confronti del sito. I corvi hanno utilizzato come posatoio serale i pioppeti coltivati o raramente boschetti e filari di pioppo e salice, mentre, diversamente a quanto riportato da Mezzavilla & Martignago (2001), le isole di sabbia presenti all'interno dell'alveo del fiume, sono state utilizzate solo come area di sosta prima dell'ingresso al roost. Nel corso dell'indagine il dormitorio è stato utilizzato da tutte le specie di Corvidi presenti in pianura, nonché da alcuni individui di Cornacchia nera *Corvus corone*. Il numero medio di

individui conteggiato nei 13 inverni è risultato di  $390,54 \pm 211,76$  D.S., con un massimo di 1000 nell'inverno 2001/02 ed un minimo di 240 nell'inverno 2007/08 (Fig. 1). Il presente monitoraggio e la derivante conoscenza dell'uso del territorio da parte dei corvi ha inoltre consentito nel febbraio 2011 la raccolta di 145 campioni di feci di Corvo comune. Tali campioni sono stati analizzati per la ricerca di parassiti e di enterobatteri patogeni antibiotico-resistenti nell'ambito di un progetto nazionale (Guardone et al., 2012) e di un più ampio progetto europeo (Literak et al., 2012). Tali indagini hanno riscontrato la presenza di uova e oocisti di parassiti (*Capillaria* spp. 51,03%, coccidi 10,34%, Spiruridae 5,51%, *Trichostrongylus* spp. 2,78% e *Syngamus* spp. 0,68%) nel 67,58% dei campioni e di batteri Enterobatteri accea resistenti alla ciprofloxacina nel 6,21% delle feci esaminate, con un campione positivo (0,69%) per geni codificanti per la resistenza ai chinoloni mediata da plasmidi (PMQR).

Dall'inchiesta del Giglioli (1889) dove il Corvo comune svernava in tutte le regioni italiane, si è successivamente assistito ad una rilevante riduzione dell'areale di svernamento e ad un progressivo drastico calo nelle presenze in Italia, evidenziato già da Caterini (1955) e successivamente da Bogliani (1985), nonché da questa indagine. Sulle cause si può ipotizzare di escludere una competizione trofica con la Cornacchia grigia e supporre che la contrazione dell'areale in inverno sia dovuta al riscaldamento del clima negli ultimi cento anni, che avrebbe determinato un accorciamento dei percorsi migratori delle popolazioni svernanti in Italia (Bogliani, 1985). Sarebbe auspicabile comunque continuare questo monitoraggio anche nei prossimi anni per censire e successivamente comparare i dati raccolti in un più ampio arco temporale, in modo da avere un quadro più esaustivo sull'andamento dello svernamento della specie nel basso Mantovano.

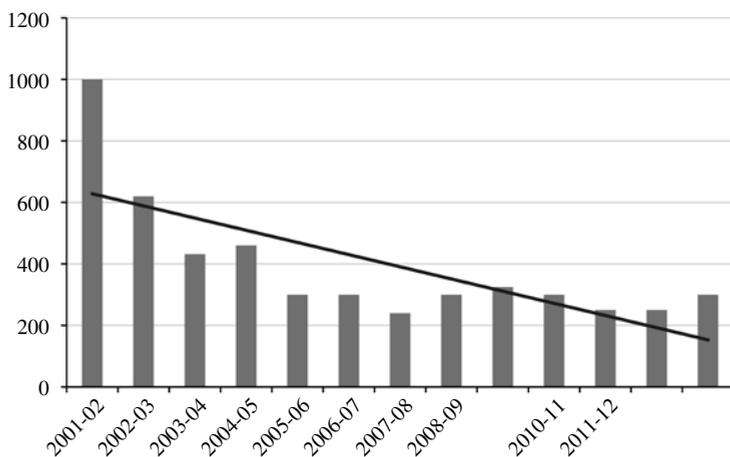


Fig. 1. Andamento della popolazione di Corvo comune *Corvus frugilegus* nel roost censito.

**Ringraziamenti.** Per la collaborazione sul campo ringrazio: Egidio Bacchi, Fausta Lui, Federico Novelli, Maurizio Pirondini, Marco Simonazzi, Debora Trevisan e Irene Zaghini.

### Summary

#### **Winter census of a roost of Common Rook *Corvus frugilegus* along the River Po (Mantova, Lombardia) between 2001 and 2014**

The Common Rook *Corvus frugilegus* winters in Italy, currently with an uneven distribution. In particular, a marked contraction of the geographical range from south to north occurred in the last century. The aim of this note is to report the results of a census carried out on a roost located along the Po river in the province of Mantua, where rooks are widely diffused. Rooks were counted when arriving at the roost in the evening every month from October to March in the years 2001-2014, by previously identified points. The average number of individuals counted in the 13 winters was of  $390.54 \pm 211.76$  DS, with a maximum of 1000 in the winter of 2001/02 and a minimum of 240 in the winter of 2007/08. The progressive drastic drop in the presence of these birds in the study area is in agreement with other studies carried out in the past years in Italy and it seems to be correlated to the shortening of the migration patterns of wintering populations, due to climate warming of the last century.

### BIBLIOGRAFIA

- Bogliani G., 1985. Distribuzione ed Ecologia del Corvo *Corvus frugilegus*, svernante in Italia. Riv. ital. Orn., 55: 140-150.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2011. Ornitologia Italiana. Vol 7. Paridae-Corvidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Caterini P., 1955. Inchiesta sul Corvo comune (*Corvus frugilegus* L.) in Italia. Riv. ital. Orn., 25: 85-104.
- Giglioli E. H., 1889. Primo resoconto dei risultati della inchiesta ornitologica in Italia. Parte Prima. Avifauna italica. Succ. *Le Monnier*, Firenze.
- Grattini N., 2005. Sul Corvo *Corvus frugilegus* svernante in provincia di Mantova. Picus, 59: 25-29.
- Grattini N. & Longhi D., 2008. Consistenza e dinamica di occupazione di un dormitorio invernale di Corvo comune, *Corvus frugilegus*, e Cornacchia grigia, *Corvus corone cornix*, lungo il corso del Po. Riv. ital. Orn., 77: 91-100.
- Guardone L., Magi M., Literak I., Grattini N., Cizek A., Papousek I. & Macchioni F., 2012. Parasitological and microbiological findings in rooks (*Corvus frugilegus*) from Italy. Atti Joint 61st WDA/10th Biennial "Convergence in Wildlife health", Lyon, France.
- Literak I., Micudova M., Tausova D., Cizek A., Dolejska M., Papousek I., Prochazka J., Vojtech J., Borleis F., Guardone L., Guenther S., Hordowski J., Lejas C., Meissner W., Fuertes Marcos B. & Tuckakov M., 2012. Plasmid-Mediated Quinolone Resistance Genes in Fecal Bacteria from Rooks Commonly Wintering Throughout Europe. Microbial Drug Resistance, 18(6): 567-573.
- Mezzavilla F. & Martignago G., 2001. Indagini su un dormitorio di Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* svernante lungo il corso del Piave. In: Tellini Florenzano G., Barbagli F. e Baccetti N. Atti XI Convegno Italiano di Ornitologia. Avocetta, 25 (1): 139.

## NIDIFICAZIONE ANOMALA IN ALLOCCO *Strix aluco*

FRANCESCA MANZIA <sup>(1)</sup> & FULVIO FRATICELLI <sup>(2)</sup>

<sup>(1)</sup> Centro Recupero Fauna Selvatica – LIPU (crfs.roma@lipu.it)

<sup>(2)</sup> Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (f\_fratricelli@hotmail.com)

Il giorno 13 dicembre 2014 fu inoltrata a F.M. una fotografia di un *pullo* di Allocco *Strix aluco* dell'età apparente di circa 25-28 giorni. Era stato rinvenuto in un castagneto in comune di Castel San Pietro Romano (Roma; 12°56'E - 41°51'N; circa 850 m s.l.m.). Alla persona che lo aveva rinvenuto e che aveva ipotizzato fosse stato abbandonato, fu consigliato di rilasciarlo immediatamente nello stesso sito del rinvenimento. Considerando che in questa specie la cova delle uova dura 28-29 giorni (Mikkola, 1983), la deposizione nel caso descritto dovrebbe essere avvenuta, quindi, tra il 18 e il 22 ottobre. In Europa la deposizione delle uova in questa specie inizia generalmente a metà marzo (Galeotti, 2001), anche se in ambiente urbano questa può avvenire anticipatamente a febbraio (Wendland, 1972). Nel nord Italia alcune femmine depongono a fine febbraio e, occasionalmente, a metà gennaio (Galeotti, 2001). Nel Lazio il massimo delle deposizioni si ha nella seconda decade di marzo e le prime nella terza decade di dicembre (Cecere & Fraticelli, 2003). In questa regione è stata riscontrata eccezionalmente una deposizione tra la fine novembre e i primi di dicembre (Fratricelli & Brutti, 2000). La presente nidificazione autunnale non si inquadra nel panorama fenologico di riproduzione della specie e appare quindi assolutamente anomala. La data di deposizione può essere influenzata dalla temperatura atmosferica (Southern, 1970) e dalla disponibilità di roditori come prede (Siivonen, 1943), ma anche questi parametri non sembrano poter giustificare il caso in studio.

### Summary

#### Abnormal nesting in Tawny Owl *Strix aluco*

The authors describe an abnormal nesting case in Tawny Owl with eggs laid in late October.

### BIBLIOGRAFIA

- Cecere J. & Fraticelli F., 2003. Alcuni dati sulla biologia riproduttiva dell'Allocco *Strix aluco* nel Lazio. *Avocetta*, 21: 107.
- Fraticelli F. & Brutti A., 2000. Nidificazione invernale in Allocco *Strix aluco*. *Alula*, 7: 74-75.
- Galeotti P., 2001. *Strix aluco* Tawny Owl. *BWP Update*, 3: 43-77.
- Mikkola H., 1983. *Owls of Europe*. T. & A.D. Poyser, Oxford.
- Siivonen L., 1943. Istunsere Eulenfaunbaim Begrifdfeinenhochboreal en Charakteranzunehmen ? *Ornis Fennica*, 20: 16-21.
- Southern H.N., 1970. The natural control of a population of Tawny Owl *Strix aluco*. *J. Zool. London*, 162: 197-285.
- Wendland V., 1972. Zur Biologie des Valdkauzes *Strix aluco*. *Die Vogelwelt*, 93: 81-91.

## NIDIFICAZIONE PRECOCE DI BALESTRUCCIO *Delichon urbicum* IN PROVINCIA DI REGGIO CALABRIA

GIUSEPPE MARTINO

*Gruppo di Ricerca Avifauna Calabria (GRAC) (ray.86@hotmail.it)*

Il Balestruccio *Delichon urbicum* è una specie politipica a distribuzione paleartico-orientale. In Italia, è migratrice nidificante (estiva) con ampi vuoti di areale in Puglia (Brichetti & Fracasso, 2007). In Sicilia, la specie è stata segnalata anche nel periodo invernale (Iapichino, 1983) e pare sia svernante regolare da fine anni '90, con un primo caso accertato nel gennaio del 1994, mentre, sull'isola maltese le osservazioni invernali sono regolari (Sultana & Gauci, 1982). In Calabria, la specie presenta la stessa fenologia di quella nazionale (Scebba et al., 1993), ma l'osservazione di due individui nel reggino, tra la prima e la seconda decade del dicembre 2013 (oss. pers.), ne suggeriscono un'apparente svernamento.

Il 7 marzo del 2011, grazie alla segnalazione di Antonino Chirico, ho potuto constatare la presenza di due nidi di Balestruccio posti sotto il balcone di un'abitazione di Palizzi Marina (RC) che si distinguevano dagli altri vicini per le ottime condizioni strutturali. I nidi di tipo B, (cfr. Ientile, 1998), erano situati nell'intersezione tra il balcone e la parete esposta a est a un'altezza di 6 m dal suolo e a 18 m slm. Esattamente sotto la verticale dei nidi ho rinvenuto tre *pulli* morti per ragioni sconosciute. Nonostante i *pulli* di balestruccio fossero in parte deteriorati è stato possibile vedere sulle ali gli astucci ben formati. Ripercorrendo a ritroso le diverse fasi della riproduzione è stato possibile risalire, in modo approssimativo, al momento della deposizione delle uova e all'inizio della nidificazione. Se si considerano circa tre giorni dalla morte dei *pulli*, una settimana dalla schiusa delle uova e almeno due settimane di incubazione (cfr. Brichetti & Fracasso, 2007), allora la deposizione è avvenuta probabilmente tra la fine della prima decade di febbraio e l'inizio della seconda. Di conseguenza, la piccola colonia si sarà insediata tra fine gennaio e inizio febbraio. Una nidificazione precoce che lascia pensare alla possibilità che i balestrucci abbiano svernato in zona, come da me osservato successivamente nel dicembre 2013, o poco più a sud, probabilmente in Sicilia o Malta, per ritornare in anticipo nel sito di nidificazione. Non è stato possibile verificare se entrambi i nidi fossero stati occupati da due coppie attive. Nei giorni successivi non è stata rilevata la presenza di balestrucci adulti nei pressi della zona interessata.

Questa nidificazione anticipata di Balestruccio in provincia di Reggio Calabria è di particolare importanza faunistica, poiché, la specie si è riprodotta un mese prima rispetto all'inizio della fase riproduttiva (cfr. Brichetti & Fracasso, 2007). Questo pone l'attenzione sulle probabili variazioni fenologiche della specie in questione che, in risposta alle modificazioni climatiche, dimostra una certa capacità adattativa nello sfruttare condizioni favorevoli.

**Ringraziamenti.** Ringrazio Francesco Sottile per gli utili suggerimenti e Antonino Chirico per la segnalazione.

*Summary*

**Early breeding of House Martin *Delichon urbicum* in the province of Reggio Calabria (Southern Italy)**

March 7<sup>th</sup>, 2011 I found two nests of House Martin in Palizzi Marina (RC). They were under a balcony at 6 m above the ground and at 18 m above sea level. Under the nest I have found three juveniles dead but in good condition. Approximately the deposition of the eggs is happened (occurred) probably at the end of the decade of February. This early nesting is important because the House Martin has nested with a month hasten.

**BIBLIOGRAFIA**

- Bricchetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4. Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Iapichino C. (red.), 1983. Rapporto ornitologico Sicilia 1982. LIPU, Palermo.
- Ientile R., 1998. Nuovi dati sulla biologia riproduttiva del Balestruccio, *Delichon urbica*, in ambiente urbano. Riv. ital. Orn., 68: 51-56
- Scebba S., Moschetti G., Cortone P. & Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. Sitta, 6: 33-45.
- Sultana J. & Gauci C., 1982. A new guide to the birds of Malta. The Ornith. Soc., Malta.

Alula XXI (1-2): 87-89 (2014)

---

**PRIMA NIDIFICAZIONE DI GARZETTA *Egretta garzetta*  
IN CALABRIA**

FRANCESCO SOTTILE

*Gruppo di Ricerca Avifauna Calabria (GRAC) (francescosottile@tiscali.it)*

In Italia la Garzetta *Egretta garzetta* è migratrice nidificante (estiva), forse in parte sedentaria nella Pianura Padana, più scarsa e localizzata nelle regioni centrali, meridionali, Sardegna e Sicilia (Bricchetti & Fracasso, 2003). In Calabria, la specie è considerata migratrice regolare e svernante (Scebba et al., 1993). Tuttavia, dal 1998 alcuni individui vengono osservati regolarmente anche durante il periodo estivo nelle principali zone umide interne e litoranee della regione (Arcidiacono, Balestrieri, Condello, Congi, De Bonis, Di Carlo, Mancuso e Martino, com. pers.; Sottile, 2001). L'8 luglio 2013 ho accertato la nidificazione della Garzetta in una colonia di Nit-ticora *Nycticorax nycticorax* situata in una formazione ripariale giovane di salici e pioppi a dominanza di *Salix alba* e *Populus nigra*, accompagnati da *Populus alba*,

*Populus* sp., *Robinia pseudoacacia* e *Salix purpurea*. È presente un complesso sottobosco con la presenza di *Rubus ulmifolius*, *Sambucus nigra*, *Arundo donax* e altra vegetazione naturale. Il sito (140 m s.l.m.) si trova sul Fiume Crati a 3 km dagli edifici dell'Università della Calabria, sul confine tra i comuni di Rende e Rose (provincia di Cosenza). Questa garzaia dista circa 500 m dall'ex colonia monospecifica di nitticore scoperta il 1999 nel biotopo denominato "lago Coda di Volpe" (Sottile, 2004), che durante l'inverno 2010/2011 ha subito gravi modificazioni ambientali: taglio degli alberi (l'area è di proprietà privata) e scomparsa del laghetto per un cambiamento dell'alveo del Fiume Crati che ora scorre al di sopra. I primi indizi di una possibile nidificazione della Garzetta risalgono al 2006, tra il 22 aprile e il 23 maggio da due a nove garzette hanno usufruito del bosco dell'ex colonia come dormitorio, senza riscontrarvi prove di nidificazione.

Nel luglio 2013, invece, ho osservato un gruppo di 9 giovani garzette atte al volo e regolarmente nutrite dai genitori tra i rami dei pioppi. Le cure parentali sono proseguite fino al mese di agosto. In aggiunta, ho individuato sei nidi di Nitticora: alcuni occupati da adulti in cova, altri con pulli e giovani quasi pronti all'involo. Inoltre, sono stati osservati diversi giovani e del secondo anno frequentare l'area della garzaia; un individuo adulto di Nitticora era inanellato ma non sono riuscito a leggere il codice alfanumerico.

Ipotizzo che in questa nuova garzaia si siano riprodotte 1-2 coppie di Garzetta. Un sopralluogo del 22 dicembre, in condizioni di migliore visibilità, ha permesso di censire circa trenta nidi. Non ho potuto misurare l'altezza degli stessi per l'inaccessibilità del sito, né posso dire quali tra quelli osservati siano stati utilizzati dalla Garzetta. La colonia, per la sua posizione, è particolarmente vulnerabile agli incendi e al taglio degli alberi, com'è già successo per la precedente garzaia.

Questa segnalazione, in provincia di Cosenza, costituisce il primo caso di nidificazione di Garzetta in Calabria ed è di particolare importanza faunistica e zoogeografica, in quanto il sito si trova all'estremo limite sud dell'areale peninsulare italiano.

**Ringraziamenti.** Desidero ringraziare Anna Funaro per la preziosa collaborazione sul campo. Giuseppe Arcidiacono, Rosario Balestrieri, Emanuele Guido Condello, Gianluca Congi, Santino Di Carlo, Antonio Mancuso, Giuseppe Martino, Eugenio Muscianese e Mario Pucci per le informazioni fornite. Carmen Gangale per i suggerimenti botanici.

#### *Summary*

#### **First breeding record of Little Egret *Egretta garzetta* in Calabria (South Italy)**

In July 2013 1-2 pairs of Little Egrets reproduced themselves within a colony of Night Heron. Nine juveniles who were coached by parents were observed. The site which consists of willows and poplars wood, is located upon the Crati river at 140 m above sea level on the boundaries between the villages of Rende and Rose in the province of Cosenza.

## BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Scebba S., Moschetti G., Cortone P. & Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. Sitta, 6: 33-45.
- Sottile F., 2001. L'avifauna della Riserva Naturale Regionale "Lago di Tarsia" - Analisi faunistica e indicazioni conservazionistico-gestionali. Tesi di laurea. Dipartimento di Ecologia, Università della Calabria, 132 pp.
- Sottile F., 2004. Prima nidificazione accertata di Nitticora *Nycticorax nycticorax* in Calabria. Picus, 57: 19-22.

Alula XXI (1-2): 89-90 (2014)

---

## OSSERVAZIONE DI CUTRETTOLA TESTAGIALLA ORIENTALE *Motacilla citreola* NEL LAZIO

DAVIDE VALENTI

Via Traiana, 64 – 00053 Civitavecchia (RM) (dvdvi1971@gmail.com)

Il 26 aprile 2014, sul litorale nord di Civitavecchia (RM), ho osservato e fotografato un individuo di Cutrettola testagialla orientale *Motacilla citreola*, posato a terra su un prato, lungo la sponda destra della foce del fosso di Monna Felicità (Fig. 1). L'esemplare era in attività trofica insieme ad una Ballerina bianca *Motacilla alba*. La distanza di osservazione consentiva di apprezzare subito, anche a occhio nudo, il piumaggio giallo intorno alle guance, tipico di questa specie.

L'area di avvistamento è una zona fortemente antropizzata e degradata, dove scorre un corso d'acqua dolce, parzialmente tombato, tra strutture industriali, energetiche e portuali.

La flora è rappresentata da residui di macchia mediterranea e presenza di alcuni alberi di Eucalipto *Eucalyptus sp.*, siepi di Pitosforo *Pittosporum sp.* e cespugli di Oleandro *Nerium oleander*, un piccolo canneto a Canna comune *Arundo donax* si trova in prossimità della foce del corso d'acqua.

In Italia la Cutrettola testagialla orientale fino alla metà degli anni '90 del secolo scorso era considerata di comparsa accidentale, successivamente le segnalazioni sono divenute decisamente più frequenti e il suo stato fenologico può essere considerato di probabile migratrice irregolare (Brichetti & Fracasso, 2007; Fracasso et al., 2009; AA.VV., 2012).

La presente osservazione è stata la prima di questa specie per il Lazio alla quale è seguita il 4 maggio quella di un individuo osservato a Ventotene (B. Doe, www.ornitho.it).



*Fig. 1. La Cutrettola testagialla orientale Motacilla citreola osservata il 26 aprile 2014 presso Civitavecchia (RM) (Foto D. Valenti).*

#### *Summary*

#### **A Citrine Wagtail *Motacilla citreola* in Latium (Central Italy)**

On the 26<sup>th</sup> April, 2014, on the north coast of Civitavecchia (RM), I observed an individual Citrine Wagtail *Motacilla citreola*. This was the first observation of this particular species in Lazio.

#### **BIBLIOGRAFIA**

- AA.VV., 2012. Dieci anni di Annuari di EBN. Quaderni di Birdwatching, 13: 64-86.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4 - Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Fracasso G., Baccetti N. & Serra L., 2009. La lista CISO-COI degli Uccelli italiani - Parte prima: liste A, B e C. Avocetta, 33 (1): 5-24.

## OSSERVAZIONE DI MONACHELLA NERA TESTABIANCA *Oenanthe leucopyga* NEL LAZIO

DAVIDE VALENTI

Via Traiana, 64 – 00053 Civitavecchia (RM) (dvdvi1971@gmail.com)

Il 30 aprile 2013 durante una escursione lungo il litorale di Civitavecchia (RM), in località Cappelletto, ho osservato e fotografato un individuo adulto di Monachella nera testa bianca *Oenanthe leucopyga* (Fig. 1). Il soggetto era posato sopra una barca rovesciata, prossima alla riva del mare, la colorazione generale era nera lucente, tranne il bassoventre, le timoniere esterne e il vertice bianco che ha attirato subito la mia attenzione. L'area in cui ho effettuato l'avvistamento è una bassa scogliera molto frastagliata ed erosa dal mare, un complesso formato da sabbie, marne, argille e conglomerati. Il sopralitorale è composto da una gariga alofila e piante pioniere, in particolare *Enula marina* *Limbarda crithmoides*. Tutta l'area è sottoposta a una fortissima pressione antropica ed è confinante con un esteso complesso energetico e in-



Fig.1. La Monachella nera testabianca *Oenanthe leucopyga* osservata il 30 aprile 2013 presso Civitavecchia (RM) (Foto D. Valenti).

dustriale. Nei tre giorni successivi all'avvistamento ho cercato invano di contattare nuovamente la specie perlustrando una fascia costiera di circa quaranta chilometri con baricentro il luogo dell'osservazione.

La Monachella nera testabianca occupa le aree desertiche dal Nord Africa fino al Medio Oriente ed è prevalentemente sedentaria pertanto la sua comparsa in Europa è considerata accidentale (Cramp, 1988). In Italia, oltre la presente, sono note altre tre segnalazioni: una già omologata dalla Commissione Ornitologica Italiana (COI), avvenuta l'11 maggio 2010 a Capo Murro di Porco (SR) (Janni & Fracasso, 2012), una avvenuta il 2 maggio 2013 a Merettimo (TP) e una avvenuta il 20 marzo 2013 a Torre di Murtas (OG) (Nicoli et al., 2014). La presente è la prima segnalazione per l'Italia continentale.

#### *Summary*

#### **A White-Rumped Black Wheatear *Oenanthe leucopyga* in Latium (Central Italy)**

On the 30<sup>th</sup> April, 2013, I observed an individual White-Rumped Black Wheatear *Oenanthe leucopyga* adult bird along the coast of Civitavecchia (RM). This is the first report of this particular species in the continental part of Italy.

#### **BIBLIOGRAFIA**

- Cramp S., 1988. The Birds of the Western Palearctic. Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- Janni O. & Fracasso G. (eds.), 2012. Commissione Ornitologica Italiana (COI) - Report 24. Avocetta, 36 (1): 81-87.
- Nicoli A., Di Masso E. & La Grua G., 2014. Annuario 2013. Quaderni di Birdwatching, 15: 63-88.