

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Piero Protti

VOLUME 26 (1-2) - 2019

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

pubblicata dalla
S.R.O.P.U.

Direttore/Editor
Massimo Brunelli

Vice direttori /Associated Editors
Stefano Sarrocco
Alberto Sorace

Segreteria di redazione/Editorial Secretary
Sergio Muratore

Comitato editoriale/Advisory Board

Arianna Aradis
Corrado Battisti
Aldo Boano
Fabrizio Bulgarini
Enrico Calvario
Claudio Carere
Jacopo Giuseppe Cecere
Fulvio Fraticelli
Marco Gustin
Alessandro Montemaggiori
Vincenzo Penteriani
Tommaso Pizzari



S.R.O.P.U.

STAZIONE ROMANA OSSERVAZIONE E PROTEZIONE UCCELLI
Piazza Margana, 40 - 00186 Roma (Italia)
www.sropu.org

Consiglio direttivo

Fulvio Fraticelli (Presidente) - Fabrizio Bulgarini - Alessandro Montemaggiori

La S.R.O.P.U. è un'associazione fondata nel 1965 con lo scopo di promuovere e organizzare gli studi ornitologici, con particolare riguardo per quelli rivolti alla conservazione dell'avifauna. Per l'abbonamento ad ALULA la quota è di Euro 30,00 (35,00 per l'estero) comprese le spese di spedizione. Il pagamento delle quote può essere effettuato tramite versamento sul c.c.p. n. 99211005 oppure tramite bonifico bancario sul conto Banco Posta codice IBAN: IT 21 Z 07601 03200 000099211005 intestati a: S.R.O.P.U. - Piazza Margana, 40 - 00186 Roma. Specificare nella causale l'anno a cui si riferisce il versamento.

Direttore responsabile/Managing Director: Francesco Petretti
Autorizzazione del Tribunale di Roma n. 443 del 1/9/1995

Grafica, impaginazione e stampa/Editing: Luigi Corsetti/Edizioni Belvedere
Via Monte Rosa, 34 - 04100 Latina (Italia) - www.edizionibelvedere.it

ISSN 1126-8468

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME 26 (1-2) - 2019

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

ANDAMENTI STAGIONALI DEGLI UCCELLI ACQUATICI NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE NAZZANO, TEVERE-FARFA (LAZIO) E INDICAZIONI GESTIONALI

CHRISTIAN ANGELICI⁽¹⁾ & MASSIMO BRUNELLI⁽²⁾

⁽¹⁾ Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa (christianangelici@hotmail.it)

⁽²⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (mss.brunelli@gmail.com)

Abstract – Seasonal trends of waterbirds in the Regional Natural Reserve of Nazzano, Tevere-Farfa (Lazio) and management indications. In the 2006-2018 period, fortnightly censuses of aquatic birds in the IWC wetland extended for about 300 ha were carried out within the RNR Nazzano, Tevere-Farfa (ZSC-ZPS IT6030012) located along the middle course of the Tiber River, about 40 km north of Rome (Lat 42 ° 12 'N - Long 12 ° 37' E). Data were aggregated by seasons (winter 1december-28february; spring 1march-31may; summer 1june-31august; autumn 1september-30november). Seasonal trends were verified with the Spearman test. With the exception of summer, trends were down, more marked in winter, mainly due to the reduction of Anatidae, in particular of *Aythya ferina* but also of *Anas crecca* and *A. platyrhynchos*, partly offset by the increases of *Ardea cinerea* and *Bubulcus ibis*. The moderate increase observed in the summer, on the other hand, is largely due to the presence of young Ardeidae born in the heronry that houses *A. cinerea* nests and, from 2018, also of *B. ibis*. In order to counteract the decrease in Anatidae population, environmental improvement are proposed such as the contrasting of settling phenomena and the creation of permanent wet meadows.

INTRODUZIONE

L'avifauna della Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa è stata oggetto di approfondite indagini nel recente passato che ha permesso di delineare un quadro sufficiente delle presenze e delle consistenze (Angelici & Brunelli, 2007, 2008, 2012, 2018; Brunelli & Sorace, 2008; Angelici, 2009; Angelici *et al.*, 2012). Nel presente contributo vengono analizzati gli ulteriori cambiamenti riscontrati nella comunità degli uccelli acquatici nel corso delle stagioni e vengono proposti degli interventi mirati a favorire una maggiore diversità dell'avifauna acquatica nonché di un generale incremento della biodiversità sull'esempio di analoghi interventi realizzati con successo in altre zone umide italiane (Zarri & Bartolini, 2001; Gariboldi *et al.*, 2004; Perco *et al.*, 2006; Marchesi & Tinarelli, 2007).

AREA DI STUDIO E METODI

L'indagine è stata svolta nell'area umida IWC che si estende per circa 300 ha all'interno della R.N.R. Nazzano, Tevere-Farfa situata lungo il medio corso del fiume Tevere, circa 40 km a nord di Roma (Lat 42°12'N - Long 12°37'E). L'area ricade all'interno della Rete europea Natura 2000 con il sito identificato dal codice ZSC/ZPS IT6030012.

Nel periodo 2006-2018 sono stati effettuati censimenti quindicinali dell'avifauna acquatica presente, i dati sono stati aggregati per stagioni (inverno 1 dicembre-28 feb-

braio; primavera 1 marzo-31 maggio; estate 1 giugno-31 agosto; autunno 1 settembre-30 novembre). Per ogni stagione sono state individuate le specie dominanti ($p \geq 0,05$; Turcek, 1956); la significatività statistica degli andamenti stagionali delle specie dominanti è stata valutata mediante il test di correlazione per ranghi di Spearman attribuendo ai valori riscontrati i seguenti livelli di significatività: $P < 0,05$ Significativo; $P < 0,01$ Molto significativo; $P < 0,001$ Altamente significativo (Fowler & Cohen, 1993).

RISULTATI

Complessivamente sono state rilevate 51 specie (min 17: estate 2010; max 41: primavera 2007) (Fig. 1, Tab. 1); *Anas platyrhynchos*, *Gallinula chloropus* e *Fulica atra* sono le specie risultate dominanti in tutte le stagioni (Tab. 2).

Ad eccezione dell'estate, gli andamenti stagionali negli anni del numero di individui sono risultati in decremento (Fig. 2-5), più marcati in inverno, dovuti principalmente alla riduzione degli Anatidi, in particolare di *Aythya ferina* ma anche di *Anas platyrhynchos* e *Anas crecca*, in parte compensati dagli incrementi di *Ardea cinerea* e *Bubulcus ibis*. Il moderato incremento riscontrato in estate è in buona parte da mettere in relazione con la presenza di giovani Ardeidi nati nella garzaia che ospita nidi di *A. cinerea* e, dal 2018, anche di *B. ibis*. I valori dei coefficienti di determinazione, ovunque bassi, indicano comunque una elevata varianza nei dati.

In inverno gli andamenti delle specie dominanti sono risultati tutti negativi con livelli di significatività statistica molto elevati per *A. platyrhynchos*, *A. crecca* e *A. ferina*, in controtendenza solo *B. ibis* in forte incremento (Tab. 3). Nelle altre stagioni, ai decrementi significativi, o molto significativi, di *A. platyrhynchos* e *A. crecca* sono corrisposti gli incrementi molto significativi di *B. ibis* e *A. cinerea* e, in parte, di *Larus michahellis* (Tab. 3).

DISCUSSIONE

I dati presentati confermano il trend negativo della consistenza del popolamento de-

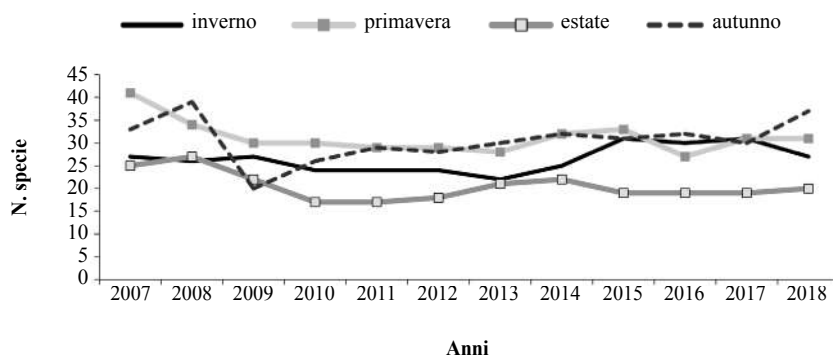


Figura 1. Andamento del numero di specie censite nel periodo 2007-2018.

gli uccelli acquatici presenti nella Riserva già evidenziato per il periodo 2007-2012 (Angelici & Brunelli, 2012).

Come ipotizzato in Angelici & Brunelli (2012) la forte riduzione delle macrofite acquatiche avvenuta nell'area (Izzi, 2011) può essere stato un fattore importante per la riduzione delle specie di avifauna acquatica che utilizzano direttamente questa risorsa per motivi trofici (es. *A. platyrhynchos*, *A. ferina*, *F. atra*) o come materiale per la costruzio-

Tabella 1. Elenco delle specie rilevate. *Specie non conteggiata nelle analisi poiché caratterizzata da elevate fluttuazioni numeriche.

1 <i>Cygnus olor</i>	18 <i>Ixobrychus minutus</i>	35 <i>Grus grus</i>
2 <i>Anser anser</i>	19 <i>Nycticorax nycticorax</i>	36 <i>Himantopus himantopus</i>
3 <i>Tadorna tadorna</i>	20 <i>Ardeola ralloides</i>	37 <i>Recurvirostra avosetta</i>
4 <i>Anas penelope</i>	21 <i>Bubulcus ibis</i>	38 <i>Vanellus vanellus</i>
5 <i>Anas strepera</i>	22 <i>Egretta garzetta</i>	39 <i>Philomachus pugnax</i>
6 <i>Anas crecca</i>	23 <i>Casmerodius alba</i>	40 <i>Gallinago gallinago</i>
7 <i>Anas platyrhynchos</i>	24 <i>Ardea cinerea</i>	41 <i>Limosa limosa</i>
8 <i>Anas acuta</i>	25 <i>Ardea purpurea</i>	42 <i>Actitis hypoleucos</i>
9 <i>Anas querquedula</i>	26 <i>Ciconia ciconia</i>	43 <i>Tringa ochropus</i>
10 <i>Anas clypeata</i>	27 <i>Threskiornis aethiopicus</i>	44 <i>Tringa erythropus</i>
11 <i>Netta rufina</i>	28 <i>Platalea leucordia</i>	45 <i>Tringa nabularia</i>
12 <i>Aythya ferina</i>	29 <i>Tachybaptus ruficollis</i>	46 <i>Tringa stagnatilis</i>
13 <i>Aythya nyroca</i>	30 <i>Podiceps cristatus</i>	47 <i>Tringa glareola</i>
14 <i>Aythya fuligula</i>	31 <i>Podiceps nigricollis</i>	48 <i>Tringa totanus</i>
15 <i>Aythya marila</i>	32 <i>Rallus aquaticus</i>	49 <i>Larus ridibundus</i> *
16 <i>Phalacrocorax carbo</i>	33 <i>Gallinula chloropus</i>	50 <i>Larus fuscus</i>
17 <i>Botaurus stellaris</i>	34 <i>Fulica atra</i>	51 <i>Larus michahellis</i>

Tabella 2. Elenco delle specie dominanti e loro valori.

Specie	Inverno	Primavera	Estate	Autunno
<i>Anas platyrhynchos</i>	0,18	0,21	0,25	0,23
<i>Anas crecca</i>	0,13	0,07	-	0,06
<i>Aythya ferina</i>	0,13	-	-	-
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	-	-	0,06	-
<i>Podiceps cristatus</i>	-	0,05	0,06	-
<i>Bubulcus ibis</i>	0,08	0,05	-	0,08
<i>Ardea cinerea</i>	-	0,09	0,13	0,06
<i>Gallinula chloropus</i>	0,05	0,10	0,15	0,10
<i>Fulica atra</i>	0,23	0,18	0,17	0,19
<i>Larus michahellis</i>	-	0,06	0,07	0,05

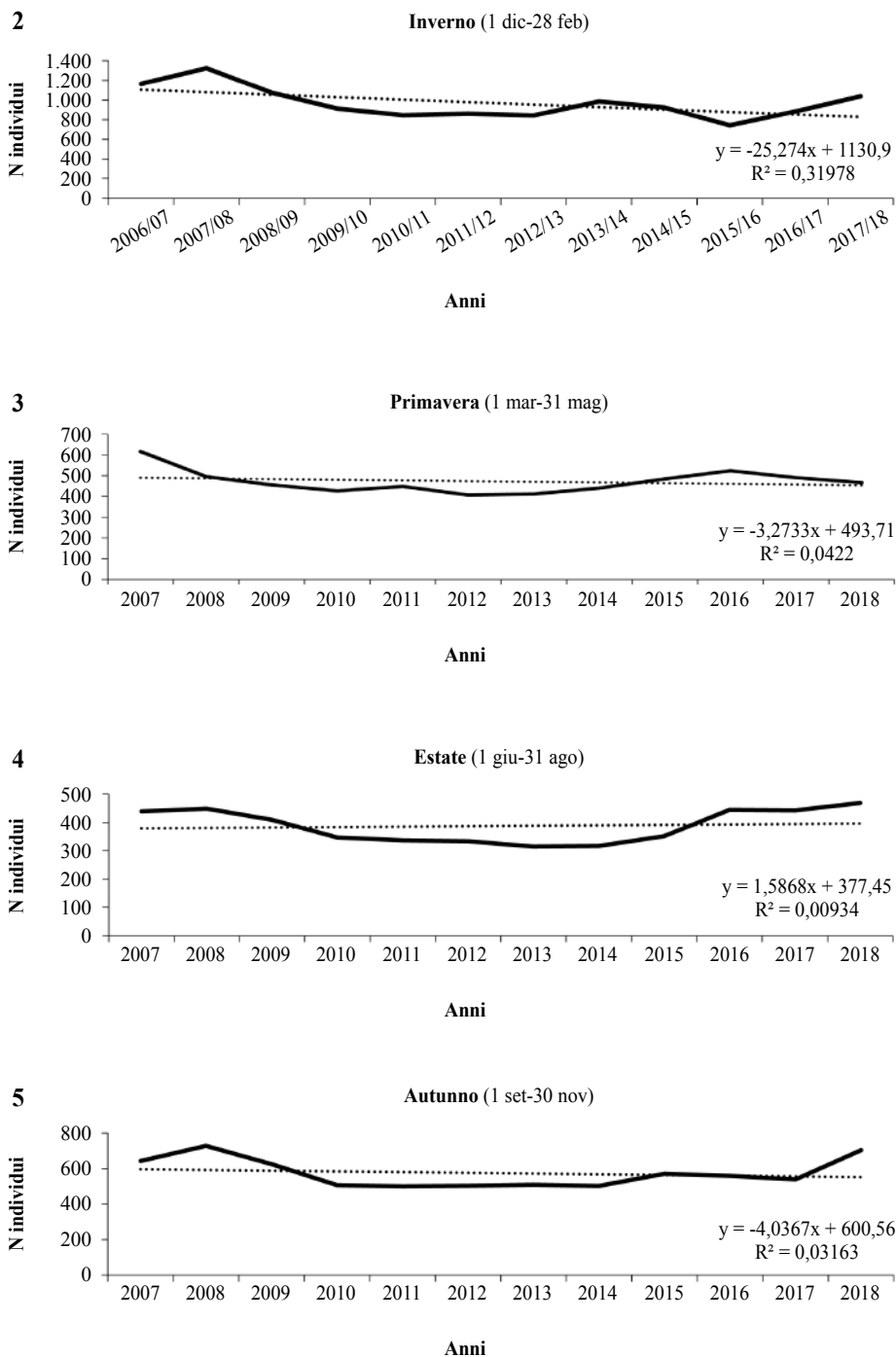


Figure 2-5. Andamento del numero di individui presenti.

Tabella 3. Risultati del Test di Spearman sulla significatività statistica degli andamenti stagionali delle specie dominanti. In corsivo i valori significativi ($P < 0,05$), in grassetto i valori molto significativi ($P < 0,01$), in grassetto corsivo i valori altamente significativi ($P < 0,001$).

Specie	Inverno		Primavera		Primavera		Primavera	
	R	P	R	P	R	P	R	P
<i>Anas platyrhynchos</i>	-0,774	<i>0,0031</i>	-0,592	0,0428	-0,777	<i>0,0030</i>	-0,755	<i>0,0045</i>
<i>Anas crecca</i>	-0,860	<i>0,0003</i>	-0,698	0,0116	-	-	-0,720	<i>0,0083</i>
<i>Aythya ferina</i>	-0,719	<i>0,0084</i>	-	-	-	-	-	-
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	-	-	-	-	-0,285	0,3698	-	-
<i>Podiceps cristatus</i>	-	-	-0,286	0,3671	-0,140	0,6635	-	-
<i>Bubulcus ibis</i>	0,851	<i>0,0004</i>	0,774	0,0031	-	-	0,956	1,1769
<i>Ardea cinerea</i>	-	-	0,811	0,00003	0,898	0,00007	0,818	<i>0,0012</i>
<i>Gallinula chloropus</i>	-0,177	0,5828	0,081	0,8021	-0,570	0,0528	-0,781	<i>0,0027</i>
<i>Fulica atra</i>	-0,224	0,4845	-0,341	0,2781	-0,886	<i>0,0001</i>	-0,881	<i>0,0002</i>
<i>Larus michahellis</i>	-	-	0,642	0,0244	0,448	0,1441	0,763	<i>0,0039</i>

ne dei nidi (es. *Tachybaptus ruficollis* e *Podiceps cristatus*). La quasi scomparsa di *A. ferina*, dopo una fase di incremento e di un successivo periodo di stabilità riscontrata fino agli inizi degli anni 2000 (Brunelli & Sorace, 2008), potrebbe essere imputabile invece alla rarefazione in corso delle popolazioni di questa specie svernanti in Italia (Zenatello *et al.*, 2014).

Il decremento anche in periodo estivo di specie nidificanti non particolarmente selettive come *A. platyrhynchos*, *G. chloropus* e *F. atra* potrebbe essere stato causato, inoltre, dalla presenza di una consistente popolazione di *Sus scrofa*. Indagini effettuate nel 2011 e nel 2012 hanno evidenziato una predazione del 33-47% dei nidi di uccelli acquatici posti a terra (Angelici, 2016), dati che confermano come il Cinghiale costituisca un fattore limitante importante per le specie che si riproducono a terra (cfr. Carpio *et al.*, 2014; 2016). Anche la presenza di numerosi individui di *Myocastor coypus* esercita un impatto probabilmente non trascurabile, con la distruzione di almeno il 10% dei nidi di uccelli acquatici posti a terra (Bertolino *et al.*, 2011), come evidenziato anche in altre aree (Tinarelli, 1999; Angelici *et al.*, 2012). Per entrambe queste specie sarebbero auspicabili efficaci azioni di contenimento delle popolazioni.

In controtendenza gli incrementi fatti registrare da *A. cinerea* e *B. ibis*, presenti nell'area tutto l'anno e nidificanti in una garzaia con una consistenza rispettivamente di 63 coppie (anno 2016 - Biancolini *et al.*, 2017) e di 9 coppie (anno 2018 - Angelici & Brunelli, 2018). Entrambe queste specie non risentono delle problematiche enunciate e seguono l'incremento in corso anche in ambito regionale (Biancolini *et al.*, 2016).

Trattandosi di una zona umida di origine artificiale, la R.N.R. Nazzano, Tevere-Farfa risente delle problematiche tipiche di queste aree, in particolare dell'interramento progressivo e della fluttuazione del livello idrico, entrambi fenomeni che determinano

una banalizzazione della biocenosi (Montemaggiore, 1996), per contrastare tali fenomeni si renderebbero necessari interventi di miglioramento ambientale (Genghini, 1994; Tinarelli, 2000).

Come già auspicato in Angelici & Brunelli (2008; 2012) e Brunelli & Sorace (2008) per favorire un incremento delle specie legate alle acque basse e ai prati umidi (anatre di superficie e limicoli), si propongono interventi gestionali che contrastino i fenomeni di interrimento, in particolare nelle aree prossime alla confluenza tra il fiume Tevere e il torrente Farfa con interventi di apertura di canali che favoriscano la circolazione delle acque tra la zona paludosa e il fiume per favorire lo sviluppo delle macrofite acquatiche; la creazione di prati umidi permanenti dove venga mantenuto uno strato d'acqua variabile da pochi centimetri ad un massimo di 30 centimetri per un periodo da ottobre a marzo per favorire lo svernamento e la sosta in periodo migratorio, da estendere eventualmente anche al periodo aprile-luglio per la nidificazione; infine, la creazione di bacini a profondità diversificate non superiori a 150-200 centimetri nei quali siano presenti sia superfici di acque libere idonee alla ricerca di cibo per specie tuffatrici, sia sponde

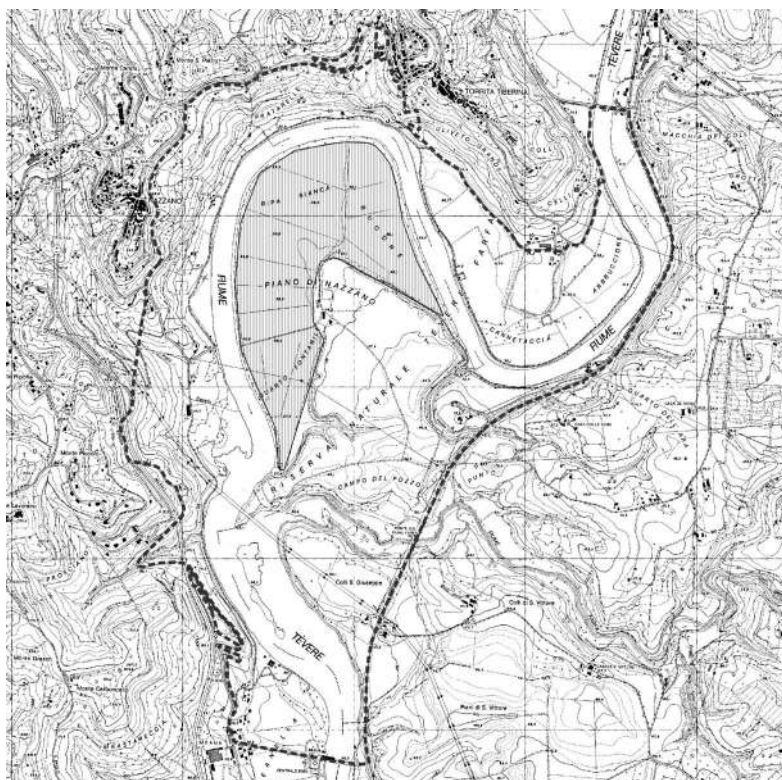


Figura 6. Area di studio all'interno della Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa. Tratteggiata l'area idonea ad interventi finalizzati alla creazione di prati umidi e bacini.

con ricca vegetazione ripariale idonee come zone di rifugio e nidificazione. Prati umidi e bacini potrebbero essere realizzati nelle aree idonee attigue all'asta fluviale del Tevere, in particolare nell'area denominata Piano di Nazzano (Fig. 6). Interventi di questo tipo realizzati in altre aree hanno evidenziato come questi possano determinare incrementi significativi delle popolazioni di uccelli acquatici (Zarri & Bartolini, 2001; Perco *et al.*, 2006; Marchesi & Tinarelli, 2007).

Ringraziamenti – Desideriamo ringraziare Corrado Battisti per la revisione critica del manoscritto, Stefano Sarrocco e Alberto Sorace per i suggerimenti e l'aiuto fornito.

BIBLIOGRAFIA

- Angelici C., 2009. Monitoraggio dell'avifauna acquatica nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa. Tesi di Laurea Università di Roma «La Sapienza», Anno Accademico 2008-2009.
- Angelici C., 2016. Piano per la riduzione del danno da Cinghiale *Sus scrofa* nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa. Rapporto tecnico non pubblicato.
- Angelici C. & Brunelli M., 2007. Prima nidificazione accertata di Airone cenerino *Ardea cinerea* nel Lazio. Alula, 14 (1-2): 123-124.
- Angelici C. & Brunelli M., 2008. Gli Uccelli della Riserva Naturale Tevere-Farfa. Edizioni Belvedere, Latina.
- Angelici C. & Brunelli M., 2012. Year-round use of the Regional Nature Reserve of Nazzano, Tevere-Farfa (Latium, central Italy) by waterbirds. Avocetta, 36 (2): 113-120.
- Angelici C. & Brunelli M., 2018. Prima nidificazione di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa. Alula, 25 (1-2): 123-124.
- Angelici C., Marini F., Battisti C., Bertolino S., Capizzi D., Monaco A., 2012. Cumulative impact of rats and coypu on nesting waterbirds: first evidences from a small Mediterranean wetland (central Italy). Vie et Milieu, 62: 137-141.
- Bertolino S., Angelici C., Monaco E., Monaco A., Capizzi D., 2011. Interaction between Coypu *Myocastor coypus* and bird nest in three Mediterranean wetlands of central Italy. Hystrix, 22 (2): 333-339.
- Biancolini D., Angelici C., Biondi M., Brunelli M., Demartini L., Mantero F., Muratore S., Papi R., Sterpi L., Sterpi M. & Sarrocco S., 2017. Le garzaie nel Lazio, aggiornamento al 2016. Alula, 24 (1-2): 13-27.
- Angelici C., Brunelli M. & Battisti C., 2012. Breeding birds in agro-forest habitat types (Nazzano, Tevere-Farfa Nature Reserve, central Italy): evidencing patterns following a dominance/diversity approach. Avocetta, 36 (2): 97-102.
- Brunelli M. & Sorace A., 2008. Cambiamenti dell'avifauna acquatica svernante nella Riserva Naturale Tevere-Farfa (Lazio) tra i periodi 1970-1983 e 1991-2005. Avocetta, 32 (1-2): 73-75.
- Carpio A.J., Guerrero-Casado J., Tortosa F.S., Vicente, J. 2014. Predation of simulated red-legged partridge nests in big game estates from South Central Spain. European Journal Wildlife Research, 60: 391-394.
- Carpio A.J., Hillstrom L., Tortosa F.S., 2016. Effects of wild boar predation on nests of wading birds in various Swedish habitats. European Journal of Wildlife Research, 62 (4): 423-430.
- Fowler J. & Cohen L., 1993, Statistica per ornitologi e naturalisti. Franco Muzio Editore. Bologna.
- Gariboldi A., Andreotti A. & Bogliani G., 2004- La conservazione degli uccelli in Italia. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Genghini M., 1994. I miglioramenti ambientali a fini faunistici. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, 16.
- Izzi D., 2011. Il monitoraggio delle macrofite acquatiche per l'individuazione delle minacce nel sito di importanza comunitaria (SIC) "Tevere-Farfa" IT6080012. Tesi di Laurea, Università di Roma "La Sapienza".

- Marchesi F. & Tinarelli R., 2007. Risultati delle misure agroambientali per la biodiversità in Emilia-Romagna. Regione Emilia Romagna, Bologna.
- Montemaggiori A., 1996. Le zone umide in Italia. WWF Italia, Roma.
- Perco F., Merluzzi P. & Kravos K., 2006. La Foce dell'Isonzo e l'Isola della Cona. Edizioni della Laguna, Mariano del Friuli (GO).
- Tinarelli R., 1999. La Nutria quale fattore limitante delle popolazioni nidificanti di Svasso maggiore, Tuffetto e Mignattino piombato in Emilia Romagna. Atti IV Conv Naz Biol Selvaggina, Bologna, 28-30/10/1999.
- Tinarelli R. & Marchesi F., 2000. Le zone umide d'acqua dolce. Conservazione, ripristino e gestione. Il Divulgatore, 23 (11): 1-96.
- Turcek F.J., 1956. Zur Frage der Dominanze in Vogelpopulationen. Waldhygiene, 8: 249-257.
- Zarri E. & Bartolino A., 2001. Riserva Naturale del Padule di Fucecchio (PT-FI): effetti della gestione ambientale sull'avifauna svernante e nidificante. Avocetta, 25 (1): 109.
- 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.

PRESENZA DI PICCIONE DOMESTICO *Columba livia* FORMA DOMESTICA SU MURA DI CONTENIMENTO STRADALE: NOTE SU ESPOSIZIONE, DISPONIBILITÀ E OCCUPAZIONE DI CAVITÀ

CORRADO BATTISTI⁽¹⁾, DAVIDE LAPROVITERA⁽²⁾,
MARINO PAOLETTI⁽²⁾ & DANIEL PAULO ROSSI TASSI⁽²⁾

⁽¹⁾Servizio Aree protette, parchi regionali, Città Metropolitana di Roma Capitale – Via Ribotta 41
00144 Roma (c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it)

⁽²⁾Università degli studi Roma Tre, Facoltà di Ingegneria
(davide.laprovitera@gmail.com; marino.paoletti@yahoo.it; pauloynorah@gmail.com)

Abstract – Feral Pigeon *Columba livia* domestic form on road embankments: a note on the cavity exposure, availability and use. Some ecological characteristics related to the presence of domestic Pigeon on two sides of a road containment wall located along a high traffic road in urban environment (Rome, central Italy) were investigated. Pigeons (39-82 ind.) occupy a high percentage (> 50%) of the available cavities present along the two sides of the walls parallel to the road axis, significantly selecting those located along the East-facing side (presumably for the best exposure with respect to sunlight and for the presence of climbing plants) and at a height > 3 m from the ground (presumably due to the need to move above the vehicles in transit). The number of individuals varies significantly between sampling days, probably due to the high dynamism of the animals. Vehicle traffic does not seem to interfere with the number of pigeons present. These types of investigations can be used to define appropriate direct and indirect control interventions for this problematic species.

INTRODUZIONE

La presenza di gruppi familiari, nuclei e sub-popolazioni di Piccione domestico *Columba livia* forma domestica (per la nomenclatura: Battisti & Zapparoli, 2011) in ambiente urbano può rappresentare motivo di preoccupazione per le implicazioni sia di carattere ecologico, sia igienico-sanitario e legate alla sicurezza stradale (Dinetti & Gallo-Orsi, 1998; Sacchi *et al.*, 2002; Haag-Wackernagel & Spiewak, 2004; Magnino *et al.*, 2008). Il Piccione domestico predilige, negli ambienti urbani, cavità artificiali per nidificare o come sito di sosta e dormitorio (Sacchi *et al.*, 2002), costituendo un fattore di minaccia su tali strutture (es. a causa della corrosione acida dovuta agli escrementi, dello sviluppo di flora micotica, ecc.; Spennemann *et al.*, 2017). In particolare la presenza di gruppi di individui di questo *taxon* domestico stabilmente collocati presso infrastrutture stradali e relative pertinenze (cavalcavia, massicciate e muraglioni) può interferire con il traffico veicolare (l'attraversamento di animali o la distrazione dei conducenti di autoveicoli può essere causa di rallentamenti e incidenti per impatto diretto; Giunchi *et al.*, 2012; Grosso & Battisti, 2018). Per questo motivo è importante localizzare i contesti critici e indagare localmente le popolazioni di questo columbide, al fine di predisporre opportuni interventi diretti e indiretti di controllo (cfr. Baldaccini & Giunchi, 2006).

In questo lavoro preliminare sono state indagate la numerosità e alcune caratteristiche sulla disponibilità, esposizione e occupazione di cavità di un nucleo di Piccione domestico localizzato presso due lati di un muro di contenimento collocato lungo una arteria stradale ad elevato volume di traffico in ambiente urbano.

AREA DI STUDIO

L'area di studio comprende due murature di contenimento (terrapieni) collocate su lati opposti lungo via Anastasio II (all'altezza del cavalcavia di via Aurelia), una arteria stradale ad elevato volume di traffico che collega il quartiere Aurelio con il Rione Prati (Roma; 41°53'55.1"N 12°26'33.6"E). Tali murature, collocate in posizione frontale ai due lati della carreggiata (distanze meno di 2 m; doppia corsia in entrambi i sensi di marcia), lunghe ca. 20 m e alte ca. 6 m, sono esposte diametralmente verso Est e verso Ovest e su entrambe sono presenti cavità rettangolari di dimensione simile (approssimativamente 20x10 cm), disposte regolarmente. La parete esposta a Est è ricoperta da una specie vegetale rampicante (*Parthenocissus* sp.; Fig. 1), mentre la parete Ovest è priva di vegetazione. La porzione sottostante il cavalcavia di via Aurelia non è stata interessata dal campionamento. A livello del suolo è presente vegetazione erbacea sinantropica (prevalentemente *Parietaria* sp.).

MATERIALI E METODI

Sono state condotte 30 sessioni di rilevamento, ciascuna della durata di 10 minuti per un totale quindi di 5 ore di sforzo di campionamento, articolate in cinque campionamenti giornalieri (dal 25 al 29 aprile 2019) in diverse ore del giorno (9-10, 10-11, 15-



Figura 1. Particolare di uno dei due lati del muro di contenimento (lato esposto a Est, con vegetazione rampicante: *Parthenocissus* sp.). Sono visibili individui di Piccione domestico *Columba livia* forma domestica posati sia esternamente, sia nelle cavità.

16, 16-17, 18-19). In ciascun rilevamento è stato registrato, con il metodo della conta diretta, il numero massimo di individui nel raggio di 100 m senza distinzione in sesso o classe di età, ottenendo il numero medio di individui e deviazione standard sia per campionamento giornaliero, sia per sessione. Durante le sessioni è stato anche calcolato il numero di veicoli in transito in entrambe le direzioni, ottenendo il numero medio di veicoli per campionamento giornaliero.

Sono stati conteggiati il numero di cavità disponibili e il numero di cavità occupate, ovvero con presenza di almeno un individuo osservato nell'intero periodo di studio, presenti lungo le pareti della muratura di contenimento collocata ai due lati della strada. Le cavità sono state suddivise in due classi di altezza dal suolo (0-3 e > 3 metri) per testare una eventuale selezione in base a questo parametro. Una parte delle cavità, risultata coperta da vegetazione rampicante lungo il muro, non è stata conteggiata né per la disponibilità né per l'occupazione. È stata ottenuta la frequenza di cavità disponibili e occupate per ciascuna delle due fasce di altezza.

È stato applicato il test del χ^2 per comparare le frequenze delle cavità disponibili e occupate; è stato applicato il test di Friedman per comparare le medie tra campioni appaiati; infine, il numero di piccioni e di veicoli nelle sessioni sono stati tra loro correlati con il test non parametrico dei ranghi di Spearman (2 code; Fowler & Cohen, 1993). Sono stati usati i software SPSS 13.0 per Windows e Primer. Il livello di probabilità alfa è stato fissato a 0,05.

RISULTATI

Sono stati ottenuti in totale 1755 contatti di Piccione domestico (media: $58,5 \pm 14,34$ per sessione; range min-max: 39-82; $n=30$) e 1057 di veicoli in transito (media: $35,23 \pm 17,43$ per sessione; range min-max: 9-63; $n=30$). Sia il numero medio di piccioni domestici, sia il numero medio di veicoli in transito sono risultati significativamente differenti tra le giornate di campionamento (rispettivamente $\chi^2 = 21,008$, $p < 0,001$ e $\chi^2 = 19,933$, $p = 0,001$; 4 g.d.l., Friedman test). Il numero di piccioni domestici non è risultato correlato al numero di veicoli in transito ($r_s = -0,192$, $p = 0,310$, $n=30$).

Su 45 cavità disponibili (21 nella classe 0-3 m, 24 nella classe >3 m), 25 (55,6 %; 5 nella classe 0-3 m; 20 nella classe >3 m) sono state occupate almeno una volta durante i cinque campionamenti.

La frequenza di cavità occupate è risultata significativamente più elevata ($\chi^2 = 13,751$, $p < 0,001$) nella classe di altezza >3 m (20 cavità occupate su 24 disponibili; 83,3%) rispetto alla classe 0-3 m (5 occupate su 21 disponibili; 23,8%).

La frequenza di occupazione è risultata maggiore lungo il muro esposto a Est con la presenza di vegetazione rampicante rispetto all'altro, esposto a Ovest (16 occupati su 21 disponibili: 76,2 % vs. 9 occupati su 24 disponibili: 37,5 %; $\chi^2 = 5,314$, $p=0,021$).

DISCUSSIONE

La presenza di gruppi familiari, nuclei e sub-popolazioni di Piccione domestico localizzati lungo arterie stradali urbane può rappresentare motivo di preoccupazione per

la sicurezza del traffico veicolare. In questo caso i risultati evidenziano la presenza di un cospicuo numero di individui (mediamente > 50), presenti in modo continuativo ai margini di un importante asse stradale. Il numero di individui varia significativamente tra giornate e orari di campionamento, probabilmente a causa di un elevato dinamismo degli animali (es., tra siti di sosta/nidificazione e siti di foraggiamento). I piccioni occupano una elevata percentuale (>50%) delle cavità disponibili presenti lungo i due lati delle mura parallele all'asse stradale e a pochissima distanza da esso, selezionando attivamente sia quelle collocate lungo il lato rivolto a Est, presumibilmente sia per la migliore esposizione rispetto alla luce solare che per la presenza di piante rampicanti con funzione di rifugio e termoregolazione, sia quelle collocate ad una altezza superiore ai 3 m, aspetto probabilmente da mettere in relazione con la necessità di spostarsi al di sopra dei veicoli in transito e di non essere disturbati da pedoni o da predatori. La preferenza per le cavità collocate nelle fasce più alte era stato già evidenziato a Roma per mura di interesse storico, sempre adiacenti a strade a traffico intenso (Grosso & Battisti, 2018).

L'entità del traffico veicolare non sembra interferire nella numerosità dei piccioni presenti nelle diverse fasce orarie, non osservando una correlazione significativa tra queste due variabili. Questo aspetto andrebbe comunque indagato con dati più rappresentativi e stratificati su un arco temporale più ampio.

Questi tipi di indagini, atte a valutare la numerosità e le preferenze ecologiche di gruppi individuali di questa specie collocati presso specifici e puntiformi contesti artificiali, possono essere utilizzate sia per predisporre opportuni interventi locali di controllo sia per l'adozione di misure indirette contesto-specifiche atte ad impedire la frequentazione del sito da parte di questa specie problematica (ad es., uso di dissuasori sonori e/o meccanici su superfici di appoggio; es., Albonetti *et al.*, 2002; Giunchi *et al.*, 2012; Harris *et al.*, 2016).

Ringraziamenti – Questo lavoro, preliminare ed esplorativo, è stato condotto come caso studio progettuale nell'ambito del corso in Ecologia applicata (corso di laurea in Ingegneria), Università degli studi Roma Tre, anno accademico 2018-2019. Un anonimo revisore ha riletto il lavoro, migliorandolo.

BIBLIOGRAFIA

- Albonetti P., Bozzano M., Causa A., Fidora S., Orecchia S., Petroni P., Zanardi S. & Zanoni G., 2002. Strategie di monitoraggio e contenimento delle popolazioni di *Columba livia* a Genova. *Biologi Italiani*, 8: 58-61.
- Baldaccini N. E. & Giunchi D., 2006. Le popolazioni urbane di colombo: considerazioni sulla loro genesi e sulle metodologie di gestione. *Biologia Ambientale*, 20(2): 125-141.
- Battisti C. & Zapparoli M., 2011. Sulla nomenclatura delle popolazioni urbane di *Columba livia* J.F.Gmelin, 1789: una revisione critica della letteratura in Italia. *Avocetta*, 35: 23-29.
- Dinetti M. & Gallo-Orsi U., 1998. Colombi e storni in città: manuale pratico di gestione. Il Verde Editore, Milano.
- Fowler J. & Cohen L. 1993. Statistica per ornitologi e naturalisti. Franco Muzzio & C. Editore, Padova.
- Giunchi D., Albores-Barajas Y., Baldaccini N., Vanni L. & Soldatini C., 2012. Feral pigeons: problems, dynamics and control methods. In: Soloneski S. (ed), *Integrated pest management and pest control—current and future tactics*. InTech, pp. 215–240.

- Grosso G. & Battisti C., 2018. Presenza di *Columba livia* forma domestica lungo mura di interesse storico: disponibilità, uso e selezione di siti e implicazioni gestionali. Alula 25 (1-2): 61-66.
- Haag-Wackernagel D. & Spiewak R., 2004. Human infestation by pigeon leas (*Ceratophyllus columbae*) from feral pigeons. Ann. Agric. Environ. Med., 11 (2): 343–346.
- Harris E., de Crom E.P., Labuschagne J. & Wilson A., 2016. Visual deterrents and physical barriers as non-lethal pigeon control on University of South Africa's Muckleneuk campus. SpringerPlus 5:1884.
- Magnino S., Haag-Wackernagel D., Geigenfeind I., Helmecke S., Dovc A., Prukner Radovic E., Residbegovic E., Ilieski V., Laroucau K., Donati M., Martinov S. & Kaleta E.F., 2008. Chlamydial infections in feral pigeons in Europe: Review of data and focus on public health implications. Veterinary Microbiology, 135(1-2): 54-67.
- Sacchi R., Gentili A., Razzetti E. & Barbieri F., 2002. Effects of building features on density and flock distribution of feral pigeons *Columba livia* var. *domestica* in an urban environment. Canadian Journal of Zoology, 80: 48-54.
- Spennemann D.H., Pike M. & Watson M.J., 2017. Effects of acid pigeon excreta on building conservation. International Journal of Building Pathology and Adaptation, 35(1): 2-15.

ANALISI DEGLI IMPATTI DI UN EVENTO MUSICALE (JOVA BEACH PARTY, CAMPO DI MARE, ITALIA CENTRALE) SU COMUNITÀ ORNITICHE URBANE E DI MOSAICO AMBIENTALE: PRIME EVIDENZE

CORRADO BATTISTI⁽¹⁾, FRANCESCA MARINI⁽¹⁾, STEFANO SARROCCO⁽²⁾,
EMILIANO DE SANTIS⁽²⁾ & ENZO SAVO⁽³⁾

⁽¹⁾“Torre Flavia” LTER (Long Term Ecological Research) Station, Città Metropolitana di Roma Capitale
Servizio Aree protette - parchi regionali – Viale G. Ribotta 41 – 00144 Roma

(e.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it; f.marini@cittametropolitanaroma.gov.it)

⁽²⁾Direzione Capitale Naturale Parchi e Aree Protette, Regione Lazio – Via del Tintoretto 432
00142 Roma (ssarrocco@regione.lazio.it, emdesantis@regione.lazio.it)

⁽³⁾SROPU – Piazza Margana 40 – 00186 Roma (e.savo@tin.it)

Abstract – Impacts due to a music event (Jova Party Beach, 16 July 2019) on bird species and communities (urban and mosaic habitats; Campo di Mare, central Italy): first evidence. We carried out a first assessment of the short-term effects on the bird communities and species after the Jova Beach Party event (16 July 2019; Cerveteri, central Italy), adopting a BACI (Before-After-Control-Impact) approach on treatment sites (T; where the concert was held) and control sites (C; similar but distant from the concert), both in urban (U) and mosaic (M) habitats. Comparing before and after (point counts), (i) in TU sites the species richness and diversity decreased; these parameters increased in CU; (ii) the averaged abundance also increased significantly in CU; (iii) the frequency of *Sturnus vulgaris* decreased in TU, while other species (e.g., *Delichon urbicum*) increased. The transect method showed a reduction of diversity and evenness after the event, due to the dominance of only two species (*Delichon urbicum* and *Passer italiae*). These data suggest, as a first hypothesis, a shift of species and individuals from the event area to the surrounding areas. However in both methods the disappearance of *Sturnus vulgaris* emerges in TU after the event, suggesting the hypothesis of a sensitivity of the species to this impact. Regarding *Delichon urbicum*, the increase observed after the event may be due to the early fledging by the nests of the young individuals of the first brood, due to acoustic stress.

INTRODUZIONE

Malgrado esistano evidenze sul ruolo svolto dai rumori antropogeni sul comportamento e l'ecologia degli uccelli (Baldaccini, 2015), sono ancora scarsi gli studi sugli effetti di eventi musicali (concerti) tenuti al di fuori di aree urbane. Tali ricerche possono essere di grande interesse per valutare l'impatto di questo tipo di disturbo sulla componente ornitica: infatti, il dimensionamento di tali eventi in termini di superficie occupata, emissioni sonore e presenza massiva di partecipanti può indurre una serie di impatti sull'avifauna, sia nelle fasi preparatorie di cantiere che di smantellamento, sia nella fase di esercizio (es., inquinamento acustico e luminoso, rimozione/calpestio della vegetazione, compattamento di suolo, movimenti terra, transito di veicoli e velivoli, accumulo di rifiuti).

In modo particolare, se tali eventi vengono tenuti presso aree di rilevanza ornitologica è necessario focalizzare l'attenzione sugli effetti che questo fattore di impatto può determinare su specie e comunità, predisponendo opportune misure di mitigazione e provvedendo ad un monitoraggio.

A seguito del Concerto di Lorenzo Cherubini – Jova Beach Party, tenutosi il 16 Luglio 2019 (organizzato dal comune di Cerveteri e dalla Società The Base) in località Campo di Mare, si è ritenuto necessario provvedere ad un campionamento dell'avifauna finalizzato a verificare eventuali cambiamenti nell'abbondanza, ricchezza e diversità di specie ornitiche, comparando questi stessi parametri prima e dopo l'evento musicale.

L'area individuata dall'evento è prossima a due siti della Rete europea Natura 2000, la ZPS IT6030020 "Torre Flavia" e la ZSC marina IT6000009 "Secche di Torre Flavia". Per tale motivo il Servizio Aree protette, tutela della flora e della biodiversità della Città Metropolitana di Roma Capitale in qualità di Ente gestore del Monumento naturale "Palude di Torre Flavia" (D.P.G.R. 613/1997), compreso all'interno di uno dei due siti Natura 2000, considerando la vicinanza dell'area protetta al sito del concerto (250 m dal palco e circa 150 metri dalle strutture del backstage), ha ritenuto opportuno svolgere un monitoraggio *ante* e *post* evento, sollecitato anche dal parere di Valutazione di Incidenza della Regione Lazio espresso ai sensi del D.P.R. n. 357/1997 ss.mm.ii.

Pur se con i limiti riportati in discussione, questa indagine ha lo scopo di fornire una prima valutazione degli effetti a breve termine derivanti da questo evento sulla componente ornitica, comparando il sito oggetto della manifestazione sia prima (fase: Before) e dopo (fase: After), sia con un analogo sito di controllo, non interessato dall'evento (approccio BACI; Smith, 2002).

AREA DI STUDIO

L'area di studio è compresa tra la loc. Campo di Mare (41°58'N, 12°02'E), la Palude di Torre Flavia (Zona di Protezione Speciale IT6030020; Dir. 147/2009/147/CE; 41°57'N, 12°02'E) e l'abitato di Cerenova Costantica (41°58'N 12°03'E), in Comune di Cerveteri (Roma, Italia centrale). L'area si mostra paesaggisticamente molto eterogenea ed è stato necessario procedere ad una stratificazione almeno secondo due tipologie ambientali (ambienti urbani e a mosaico ambientale; per approfondimenti, cfr. Battisti 2006).

METODI

Disegno sperimentale

Sono stati utilizzati due metodi di indagine: il primo basato su stazioni di campionamento e il secondo sul metodo del transetto (Bibby *et al.*, 2000).

Solo per il metodo delle stazioni di campionamento (vedi descrizione nel par. successivo) è stato seguito un disegno sperimentale di tipo BACI (Before-After-Control-Impact), adottabile per monitorare gli effetti di eventi di disturbo su determinate componenti ambientali, controllando per l'influenza di possibili altri fattori ambientali non direttamente collegati all'evento stesso (Smith, 2002).

Le stazioni di campionamento sono state stratificate in un sito Trattamento (T; loc. Campo di Mare e aree agricole limitrofe, distante da 0 a 300 m ca. dall'evento) e un sito Controllo (C; affine dal punto di vista ambientale ma nel quale non si è manifestato l'evento). Entrambi questi siti sono stati sottoposti a campionamento sia prima (fase Before) che dopo (fase After) il manifestarsi dell'evento.

A causa della sua eterogeneità ambientale il sito Trattamento è stato a sua volta stratificato in ambiente urbano (TU, corrispondente all'abitato di Campo di Mare) e in ambiente a mosaico (TM; Palude di Torre Flavia e mosaico ambientale circostante). Un'area urbana (Cerenova Costantica) distante >1 km dall'evento è stata scelta come sito di Controllo in ambiente urbano (CU). Per la limitatezza delle risorse (tempi, uomini e attrezzature) e per una difficoltà oggettiva nel raggiungimento di siti idonei, non è stato possibile definire un sito di controllo negli ambienti a mosaico.

Protocollo

Stazioni di campionamento: è stato utilizzato il metodo delle stazioni d'ascolto a raggio e tempo fisso (Bibby *et al.*, 2000). Nell'area di studio sono state posizionate 25 stazioni (6 in TU, 9 in TM, 10 in CU; Fig. 1), distanti tra loro almeno 100 m, ripetute due volte: la prima in tre date precedenti all'evento (4, 11, 15, luglio 2019), la seconda in tre date successive all'evento (17, 19 e 24 luglio e). In ogni stazione d'ascolto, della durata di 2 minuti, sono stati registrati tutti gli uccelli, nidificanti e non, visti o uditi nel raggio di 50 m (sforzo totale: 100 minuti). Gli individui in volo ad una altezza superiore a 25 m dal suolo non sono stati conteggiati. I contatti al di fuori del periodo di rilevamento e del raggio fisso non sono stati analizzati.

Transetti lineari: come supplemento di indagine, solo nel sito Trattamento sono stati collocati anche tre percorsi lineari prima (4 luglio) e dopo l'evento (24 luglio; T1: 200 m; T2 e T3: 300 m ciascuno, per complessivi 800 m; Fig. 1), applicando il metodo del transetto lineare (Bibby *et al.*, 2000).

Sono state escluse dal campionamento (per entrambi i metodi) le specie ad attività crepuscolare e notturna.

Analisi dei dati

Per le stazioni di campionamento i dati raccolti sono stati successivamente elaborati come segue. Per ciascuna specie e per ciascun sito (TU, TM, CU, ciascuno con sessioni Before e After) è stata calcolata la numerosità del campione (abbondanza, n) e la frequenza relativa (fr). Le specie con $fr > 0,05$ sono state considerate dominanti.

A livello di comunità sono stati calcolati i seguenti parametri strutturali: (i) numero di specie (non normalizzato: S); (ii) ricchezza di specie (indice di Margalef: numero di specie normalizzato al campione, calcolata come $Dm = (S-1)/\ln(N)$, con S il numero di specie non normalizzato e N , la numerosità del campione (o abbondanza); (iii) numero medio di specie nelle stazioni (S_{med} , e deviazione standard, d.s.); (iv) numerosità del campione (n individui contattati; N); (v) abbondanza media (N_{med} , e deviazione standard, d.s.); (vi) indice di diversità di Shannon e Wiener (H'); (vii) indice di evenness (e ;

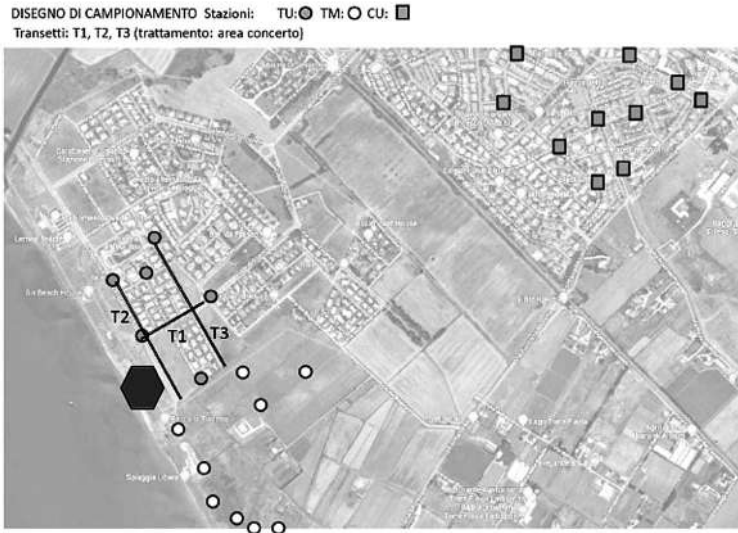


Figura 1. Cartografia dell'area di studio (base Google Map) con indicazione delle stazioni di campionamento e dei transetti lineari. L'esagono rappresenta il sito del concerto (palco e strutture annesse).

cfr. Magurran & McGill, 2011, per una revisione delle metriche uni-variate di diversità). Per i transetti lineari è stata calcolata la numerosità del campione (n. individui contattati) e l'Indice kilometrico di abbondanza (IKA: $n/\text{lunghezza del transetto} \times 1000 \text{ m}$); il numero di specie di uccelli (S, non normalizzato); la ricchezza di specie (Dm, indice di Margalef: numero di specie normalizzato al campione); l'indice di diversità di Shannon e Wiener (H') e indice di evenness (e; cfr. Magurran & McGill, 2011).

I contatti occasionali di individui di *Fulica atra*, *Gallinula chloropus*, *Platalea leucorodia*, *Anas platyrhynchos*, *Tringa* sp., *Casmerodius albus*, *Ardea cinerea*, *Egretta garzetta*, *Emberiza schoeniclus*, *Acrocephalus scirpaceus*, non rappresentativi a causa del basso numero, non sono stati inseriti nei protocolli dei due metodi e non sono stati considerati per l'analisi e le comparazioni. Per la comparazione dei valori medi di abbondanza e numero di specie (dati appaiati) è stato usato il test non parametrico di Wilcoxon (1 g.d.l.). Per la comparazione delle frequenze (solo considerando le specie con numero di contatti complessivi > 10) è stato utilizzato il test del χ^2 (1 g.d.l.; con correzione di Yates; Dytham, 2011). Le analisi statistiche sono state condotte utilizzando il software SPSS 13.0 per Windows. Il livello alfa di probabilità considerato è stato di 0,05.

RISULTATI

Stazioni di ascolto

Nelle 50 sessioni di campionamento, sono stati ottenuti 551 contatti validi appartenenti a 24 specie di uccelli (tra queste una, *Larus michahellis*, è l'unica localmente non nidificante; Tab. 1).

Tabella 1. Specie contattate nelle stazioni di campionamento (in ordine alfabetico), abbondanza di ciascuna specie (n) e totale (N) e frequenza relativa (fr) nei siti Trattamento (T: area del concerto) e Controllo (C), prima (Before) e dopo (After) l'evento musicale. U: ambienti urbani; M: Mosaico ambientale (aree agricole e umide). In basso è riportata l'abbondanza media (Nmed; e deviazione standard, dev. st.) in ogni sito; con (*) sono indicate le specie nidificanti. In grassetto le specie dominanti (con $fr > 0,05$).

Specie	BEFORE (PRIMA)						AFTER (DOPO)					
	CAMPO DI MARE				CERENOVA		CAMPO DI MARE				CERENOVA	
	TU		TM		CU		TU		TM		CU	
	n	fr	n	fr	n	fr	n	fr	n	fr	n	fr
Balestruccio <i>Delichon urbicum</i> *	30	0,323			7	0,095	37	0,407	4	0,046	20	0,127
Ballerina bianca <i>Motacilla alba</i> *			1	0,021								
Beccamoschino <i>Cisticola juncidis</i> *	1	0,011	9	0,188					11	0,126		
Cannaiola <i>Acrocephalus scirpaceus</i> *			5	0,104					3	0,034		
Cappellaccia <i>Galerida cristata</i> *	3	0,032	2	0,042								
Cardellino <i>Carduelis carduelis</i> *	6	0,065	4	0,083					5	0,057	1	0,006
Cinciallegra <i>Parus major</i> *											1	0,006
Cornacchia grigia <i>Corvus cornix</i> *	1	0,011	1	0,021					4	0,046	2	0,013
Gabbiano reale <i>Larus michahellis</i>							4	0,044	1	0,011		
Gazza <i>Pica pica</i> *					3	0,041			2	0,023	3	0,019
Merlo <i>Turdus merula</i> *	2	0,022	1	0,021	5	0,068	2	0,022	2	0,023	3	0,019
Parrocchetto monaco <i>Myiopsitta monachus</i> *											4	0,025
Occhiocotto <i>Sylvia melanocephala</i> *			2	0,042			1	0,011	4	0,046	1	0,006
Passera d'Italia <i>Passer italiae</i> *	21	0,226	14	0,292	22	0,297	22	0,242	20	0,230	41	0,259
Passera mattugia <i>Passer montanus</i> *							1	0,011			2	0,013
Piccione di città <i>Columba livia</i> f. domestica*	5	0,054			5	0,068	15	0,165			27	0,171
Rondine <i>Hirundo rustica</i> *	2	0,022	3	0,063	7	0,095			21	0,241	18	0,114
Rondone <i>Apus apus</i> *	1	0,011									2	0,013
Sturno <i>Sturnus vulgaris</i> *	12	0,129			6	0,081					7	0,044
Tortora dal collare <i>Streptopelia decaocto</i> *	4	0,043			7	0,095	5	0,055			11	0,070
Usignolo di fiume <i>Cettia cetti</i> *			1	0,021					2	0,023		
Verdone <i>Chloris chloris</i> *	5	0,054	3	0,063	12	0,162	4	0,044	7	0,080	13	0,082
Verzellino <i>Serinus serinus</i> *			2	0,042					1	0,011	2	0,013
N	93		48		74		91		87		158	
N med (e dev. st.)	15,5	±5,47	5,33	±3,78	7,4	±2,63	15,17	±7,19	9,67	±4,72	15,8	±6,39

Passer italiae, è risultata l'unica specie sempre presente e dominante in tutti i siti. Sono risultati dominanti negli ambienti urbani: *Passer italiae*, *Delichon urbicum* e *Chloris chloris*; negli ambienti a mosaico: *Cisticola juncidis*, *Carduelis carduelis*, *Passer italiae*, *Hirundo rustica* e *Chloris chloris*.

In TU, la comparazione Before-After (escludendo le specie occasionali con <15 contatti complessivi) evidenzia come una specie (*Sturnus vulgaris*), registrata prima dell'evento come dominante ($fr > 0,05$), non sia stata successivamente ricontattata. Questa riduzione in frequenza è risultata significativa ($\chi^2 = 10,534$, $p = 0,001$). *Columba livia*

forma domestica ha mostrato un incremento significativo ($\chi^2 = 4,767$, $p=0,029$). In ambiente a mosaico (TM), *Hirundo rustica* ha mostrato un incremento significativo comparando prima e dopo ($\chi^2 = 5,603$, $p=0,018$).

Comparando il controllo (CU) prima e dopo emerge quanto segue: *Delichon urbicum*, *Passer italiae*, *Hirundo rustica* incrementano ma non in modo significativo (rispettivamente $\chi^2 = 0,239$, $p=0,625$; $\chi^2 = 0,198$, $p=0,656$; $\chi^2 = 0,046$, $p=0,829$).

L'analisi dei parametri strutturali delle comunità evidenzia che comparando prima e dopo, (i) nei siti di trattamento urbano (TU) diminuiscono la ricchezza normalizzata (Dm), la ricchezza media e l'indice di diversità di Shannon-Wiener; viceversa tali parametri aumentano nel sito di controllo (CU; Tab. 2).

Non sono state rilevate differenze statisticamente significative comparando prima e dopo i valori medi di abbondanza e di numero di specie in TU (rispettivamente, $Z=-0,135$, $p=0,893$ e $Z=-1,382$, $p=0,167$) e TM ($Z=-1,542$, $p=0,123$ e $Z=-1,054$, $p=0,292$) mentre esse aumentano significativamente in CU per entrambi i parametri ($Z=-2,451$, $p=0,041$ e $Z=-2,003$, $p=0,045$).

Transetti

Con il metodo del transetto sono stati contattati complessivamente 226 uccelli appartenenti a 18 specie tutti nell'area dell'evento in ambiente urbano (TU; Tab. 3). Escludendo le specie occasionali (<15 contatti complessivi), i dati preliminari ottenuti con il metodo del transetto mostrano come *Hirundo rustica* e *Sturnus vulgaris* diminuiscano le frequenze in modo significativo tra prima e dopo (rispettivamente: $\chi^2 = 20,803$ e $\chi^2 = 67,458$, $p<0,001$; *Sturnus vulgaris*, prima dominante, non è stato più contattato dopo

Tabella 2. Parametri di struttura delle comunità ornitiche per i siti sottoposti a indagine. T: trattamento, C: controllo; U: ambienti urbani; M: Mosaico ambientale (aree agricole e umide). Per ogni sito e sessione vengono riportati: il numero di stazioni di campionamento (staz); il numero di specie di uccelli (S, non normalizzato); la ricchezza di specie (Dm, indice di Margalef: numero di specie normalizzato al campione); il numero medio di specie nelle stazioni (Smed, e deviazione standard, d.s.); la numerosità del campione (n. individui contattati; N); l'abbondanza media (Nmed, e deviazione standard, d.s.); l'indice di diversità di Shannon e Wiener (H') e l'indice di evenness (e).

	staz	S	Dm	Smed	d.s.	N	Nmed	d.s.	H'	e
TUbefore	6	13	2,65	6	$\pm 2,19$	93	15,5	$\pm 5,47$	2,01	0,785
TUafter	6	9	1,77	4,33	$\pm 2,07$	91	15,17	$\pm 7,19$	1,62	0,739
TMbefore	9	13	3,1	3,55	$\pm 2,3$	48	5,33	$\pm 3,77$	2,18	0,851
TMAfter	9	14	2,91	4,67	$\pm 1,87$	87	9,67	$\pm 4,72$	2,21	0,837
CUbefore	10	9	1,86	4,1	$\pm 0,99$	74	7,4	$\pm 2,63$	2,02	0,919
CUafter	10	17	3,16	5,7	$\pm 1,34$	158	15,8	$\pm 6,39$	2,2	0,777
TOT	50	24				551				

Tabella 3. Specie contattate considerando complessivamente i dati dei tre transetti lineari T1, T2, T3 in sito Trattamento urbano (TU) prima (Before) e dopo (After) l'evento musicale, abbondanza (di ciascuna specie in ordine alfabetico, n, e totale, N) e frequenza relativa (fr). Le specie dominanti (fr>0,05) sono state riportate in grassetto. IKA: Indice Kilometrico di Abbondanza.

specie	Before (Prima)			After (Dopo)		
	n	fr	IKA	n	fr	IKA
Gabbiano reale <i>L. michahellis</i>	4	0,039	5	3	0,024	3,75
Tortora dal collare <i>S. decacoto</i>				3	0,024	3,75
Piccione di città <i>Columba livia</i> f. domestica				5	0,040	6,25
Rondone <i>Apus apus</i>	5	0,049	6,25			
Rondine <i>Hirundo rustica</i>	25	0,245	31,25	4	0,032	5
Balestruccio <i>Delichon urbicum</i>	1	0,010	1,25	59	0,476	73,8
Scricciolo <i>Troglodytes troglodytes</i>	6	0,059	7,5			
Merlo <i>Turdus merula</i>				2	0,016	2,5
Canapino <i>Hippolais polyglotta</i>	3	0,029	3,75			
Beccamoschino <i>Cisticola juncidis</i>				1	0,008	1,25
Occhiocotto <i>Sylvia melanocephala</i>				1	0,008	1,25
Cornacchia grigia <i>Corvus cornix</i>				2	0,016	2,5
Gazza <i>Pica pica</i>	7	0,069	8,75	2	0,016	2,5
Storno <i>Sturnus vulgaris</i>	46	0,451	57,5			
Passera d'Italia <i>Passer italiae</i>	1	0,010	1,25	35	0,282	43,8
Verzellino <i>Serinus serinus</i>	4	0,039	5	1	0,008	1,25
Verdone <i>Carduelis chloris</i>				5	0,040	6,25
Cardellino <i>Carduelis carduelis</i>				1	0,01	1,25
N	102		127,5	124		155

l'evento) mentre *Delichon urbicum* e *Passer italiae* incrementano le loro frequenze nel rilevamento successivo all'evento (rispettivamente: $\chi^2 = 59,956$ e $\chi^2 = 29,020$, $p < 0,001$). A livello di parametri di comunità, comparando prima e dopo l'evento si assiste ad un incremento di IKA_{tot} e di numero di specie sia normalizzato che non; mentre l'indice di diversità e di evenness mostrano una diminuzione (Tab. 4).

DISCUSSIONE

La diminuzione di ricchezza normalizzata e di diversità in T (sito dell'evento) e l'aumento in C, evidente con il metodo delle stazioni di campionamento, potrebbe suggerire come prima ipotesi che si possano essere verificati degli spostamenti di specie e

Tabella 4. Parametri strutturali di comunità (metodo del transetto lineare in sito TU). Vengono riportati: la numerosità del campione (n. individui contattati); il numero di specie di uccelli (S, non normalizzato); la ricchezza di specie (Dm, indice di Margalef: numero di specie normalizzato al campione); l'indice di diversità di Shannon e Wiener (H') e l'indice di evenness (e). IKA: Indice Kilometrico di Abbondanza.

	Before (Prima)	After (Dopo)
Numero individui contattati	102	124
IKA tot	127,5	155,0
S (numero di specie di uccelli)	10	14
Dm (Indice di Margalef)	1,946	2,697
H' (indice di Shannon e Wiener)	1,65	1,58
e (indice di evenes)	0,717	0,599

individui dall'area dell'evento alle zone circostanti, anche se questi risultati contrastano con quanto rilevato utilizzando il metodo del transetto (aumento di ricchezza assoluta e normalizzata (Dm). Tale incongruenza richiederà pertanto approfondimenti su campioni più rappresentativi in future manifestazioni.

La riduzione in diversità e evenness, stavolta evidenziata sia con il metodo del transetto sia con le stazioni d'ascolto, può essere fatta risalire ad una concentrazione delle frequenze totali in poche specie (solo due: *Delichon urbicum* e *Passer italiae*) successivamente all'evento.

Comunque in entrambi i metodi emerge in TU la scomparsa di *Sturnus vulgaris* dopo l'evento, suggerendo l'ipotesi di una sensibilità della specie all'impatto da emissioni sonore. Questa specie viene controllata a Roma utilizzando 'gridi di allarme' (recorded distress call; Mott, 1980) che provocano l'immediata reazione di fuga negli stormi di questa specie (Cignini *et al.*, 1995). Un analogo fenomeno potrebbe essersi verificato a seguito di questo evento.

Riguardo a *Delichon urbicum*, è stato riscontrato un incremento sia nell'area del concerto (TU) che nell'area controllo (CU) che merita un approfondimento. L'inquinamento acustico può aver provocato l'abbandono anticipato dei giovani della prima covata dai nidi; in questo caso gli effetti del disturbo sonoro si sarebbe manifestato anche nel sito CU. Non può essere però escluso un effetto del caso o di manifestazioni comportamentali della specie indipendenti dall'evento.

Per altre specie i dati ottenuti non consentono di definire un quadro chiaro a causa della non significatività dei cambiamenti o della limitatezza del campione.

Questi primi dati evidenziano una probabile riduzione in diversità nell'area (urbana) dell'evento facendo ipotizzare uno spostamento di alcune specie e individui verso le

aree di mosaico e i siti di controllo urbano, esterne all'area dell'evento. Pur non avendo ottenuto evidenze con i metodi utilizzati, è probabile che questo spostamento abbia interessato individui/coppie di alcune specie (es., *Galerida cristata*, *Cisticola juncidis*), legate ad ambienti che, a seguito del concerto, sono stati pesantemente trasformati o del tutto distrutti (aree dunali e incolti limitrofi a Campo di Mare, adibiti a parcheggio e a posizionamento del palco e delle aree fruite dal pubblico).

La risposta di *Sturnus vulgaris* (scomparsa nell'area dell'evento e incremento nell'area controllo) meriterebbe un approfondimento, analogamente a quella di *Delichon urbicum* (incremento di contatti, probabilmente indotti dall'abbandono anticipato dei giovani della prima covata dai nidi a causa dello stress acustico).

Comunque le considerazioni espresse devono tenere conto dei limiti di questo lavoro. Il campionamento è stato svolto in un periodo fenologico (estate) non ottimale per ottenere dati attendibili su molte specie di uccelli, in quanto: (i) al di fuori del periodo di nidificazione (l'attività canora di molte specie è meno marcata e i metodi di rilevamento utilizzati mostrano una limitata efficacia); (ii) le condizioni ambientali ecologicamente non idonee (alte temperature) diminuiscono la contattabilità di molte specie; (iii) gli ambienti umidi limitrofi (Palude di Torre Flavia) si trovavano in periodo di stress idrico: pertanto i contatti delle specie acquatiche, alcune delle quali di interesse conservazionistico, sono stati estremamente occasionali a causa del ridotto numero di individui e della loro elusività (i pochi contatti occasionali di uccelli legati agli ambienti umidi non hanno consentito una adeguata comparazione tra prima e dopo e una conseguente trattazione statistica, né tanto meno, interpretazioni sugli effetti dell'evento). Inoltre questa indagine non ha riguardato gli effetti a livello di singole specie particolarmente sensibili (es., *Charadrius alexandrinus*, presente nell'area con 1-2 coppie che, alla data del concerto avevano già completato la nidificazione; M. Biondi, com. pers.). Tali indagini richiedono approcci metodologici differenti.

Tutte queste circostanze hanno condizionano fortemente la capacità di ottenere dati rappresentativi. Pertanto questa analisi deve essere considerata esplorativa, finalizzata a sviluppare ipotesi da testare in futuro, in circostanze analoghe e con più robusti disegni di campionamento e uso di tecnologie più avanzate (es., drone su ambienti umidi, fotocamere su siti sensibili).

Infine deve essere sottolineato come questo protocollo abbia consentito di ottenere dati utili limitatamente alla valutazione di potenziali effetti a breve termine sulla componente ornitica; gli effetti a medio e lungo termine potranno essere indagati con approcci differenti, condotti su scale temporali più ampie.

Ringraziamenti – Gli Operatori Specializzati Ambiente (OSA) del Monumento naturale Palude di Torre Flavia (Carlo Galimberti, Egidio De Angelis, Narciso Trucchia) e i volontari 'Amici di Torre Flavia' Annamaria e Piergiorgio Borrelli hanno collaborato ai sopralluoghi e fornito supporto logistico. Un ringraziamento anche ai volontari LIPU (LIFE Choona) in servizio presso l'area protetta e ad Alessia Colle (LIPU) presente durante alcuni campionamenti. Un anonimo revisore ha fornito utili consigli e suggerimenti che hanno migliorato la prima versione del lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Baldaccini N.E., 2015. Effetti dei rumori antropogenici e degli infrasuoni sul comportamento e e l'ecologia degli uccelli. *Rivista Italiana di Acustica*, 3: 69-89.
- Battisti C. (a cura di), 2006. Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Gangemi editore – Provincia di Roma, Assessorato alle politiche agricole e dell'ambiente, 496 pp.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S., 2000. Bird census techniques. Elsevier.
- Cignini B., Battisti C., Buscemi A. & Martina A., 1995. Prima campagna di controllo della popolazione di storni *Sturnus vulgaris* svernanti nella città di Roma (1994-1995). *Atti del VIII Conv. Ital. Ornit.*, Avocetta, 19(1): 20.
- Dytham C., 2011. Choosing and Using Statistics. A Biologist's Guide. Wiley-Blackwell, UK.
- Magurran A.E. & McGill B.J. (eds), 2011. Biological Diversity: Frontiers in Measurement and Assessment, Oxford University Press, Oxford.
- Mott D.F., 1980. Dispersing blackbirds and starlings from objectionable roost sites. In: *Proceedings of the 9th Vertebrate Pest Conference*: 38-42.
- Pielou E.C., 1969. An Introduction to Mathematical Ecology. Wiley-Interscience, New York.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1963. Mathematical Theory of Communication. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- Smith E.P., 2002. BACI design. In: El-Shaarawi A.H. & Piegorsch W.W. (Eds.), *Encyclopedia of Environmetrics Volume 1*, John Wiley & Sons, Ltd, Chichester: 141–148
- SPSS Inc., 2003. SPSS for Windows release 13.0 (1st Sep 2004). Leadtools ©, Lead Technologies Inc.

DISTRIBUZIONE DELLE POPOLAZIONI DI ZIGOLO GIALLO *Emberiza citrinella* NIDIFICANTI NELLE ZONE COLLINARI E PIANEGGIANTI DELL'ITALIA SETTENTRIONALE: VARIAZIONI NEL PERIODO 1980-2018

PIERANDREA BRICHETTI⁽¹⁾ & NUNZIO GRATTINI⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Vittorio Veneto 30 – I-25029 Verolavecchia (BS) (pbrichetti@alice.it)

⁽²⁾ SOM, Stazione Ornitologica Modenese “Il Pettazzurro” – Via Montirone, 3
41037 Mortizzuolo Mirandola (MO) (cristatus@virgilio.it)

Abstract – Distribution of Yellowhammer *Emberiza citrinella* breeding in the hilly and lowland areas of Northern Italy: changes during the period 1980-2018. During the period 1980-2018 the breeding range of Yellowhammer *Emberiza citrinella* has undergone a general contraction, accompanied by a moderate decrease in numbers. The decline has been particularly severe since the mid-1990s in the hilly and lowland areas of the northern regions, especially in central-western sectors (Piedmont, Lombardy and W Emilia Romagna), where many breeding sites have been abandoned, particularly along the Ticino and Po rivers. In the eastern regions (Friuli-Venezia Giulia) range contraction has been more limited, and localised in the lowland areas of the Pordenone and Udine provinces. The causes of the decline are attributable to loss of habitat, in particular to natural regeneration of woodland in the mountainous and hilly areas, and to the disappearance of bushy uncultivated areas in the lowlands, due to modern agricultural practices.

INTRODUZIONE

Lo Zigolo giallo *Emberiza citrinella* è specie politipica a distribuzione eurosiberica, con una popolazione europea attualmente stimata in circa 18-28 milioni di coppie (BirdLife International, 2017) e consistenti popolazioni in Russia, ex Cecoslovacchia, Ucraina, Polonia, Germania e Scandinavia (Hagemeijer & Blair, 1997). È specie parzialmente migratrice e sedentaria. Sverna a sud dell'areale, fino a Nord Africa e Medio Oriente.

Le popolazioni europee hanno subito un declino moderato tra il 1980 e il 2013 (BirdLife International, 2015). Le cause della riduzione sono imputabili alla perdita di habitat per l'aumento delle coltivazioni cerealicole e l'intensificazione della meccanizzazione agricola. È probabile che la rimozione di siepi, il riempimento o la rimozione di fossati e il pascolo o l'aratura fino al bordo del campo abbiano influito negativamente sulla specie (Bradbury *et al.*, 2000). Inoltre, la specie soffre indirettamente dall'uso di insetticidi ed erbicidi, che determinano una riduzione dell'abbondanza di Artropodi e della disponibilità di macchie erbacee ricche di semi (Perkins *et al.*, 2002, Morris *et al.*, 2005, Hart *et al.*, 2006).

In Italia è specie parzialmente sedentaria, migratrice e nidificante con una popolazione stimata in 20.000-60.000 coppie a fine anni 2010. Nidificante sulle Alpi, più scar-

sa e localizzata sugli Appennini, a sud fino alla Basilicata, con nuclei isolati e in progressiva contrazione o scomparsa sul Carso Triestino e nelle zone pianeggianti della Pianura Padana occidentale e nord-orientale. Presenta ovunque una distribuzione frammentata, più evidente in Pianura Padana e nei settori centro-settentrionali e meridionali appenninici, dove le presenze sono tendenzialmente instabili. Da confermare in Calabria (Pollino e Sila) e in alcune aree extra-appenniniche di Marche, Puglia e Campania (Brichetti & Fracasso, 2015).

La distribuzione potenziale della specie a fine XXI secolo (2070-2099), ricostruita in base ad una simulazione che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, denota uno spostamento verso nord dell'areale attuale, con frammentazione dei settori centrali e locali sparizioni in quelli meridionali, inclusi gli Appennini (Huntley *et al.*, 2007). Nel periodo 1983-1986, oltre che sulle Alpi, la nidificazione era stata accertata o ritenuta probabile sugli Appennini, a sud fino alla Calabria settentrionale, sul Carso Triestino e in Pianura Padana, ad esclusione dei settori centrali e sud-orientali (Meschini & Frugis, 1993).

Storicamente era nidificante sulle Alpi e forse sull'Appennino centrale, a sud sino al Lazio (Arrigoni degli Oddi, 1929). In Calabria ritenuta forse nidificante sull'Appennino a fine XIX secolo (Lucifero, 1898), con presenze in periodo riproduttivo confermate negli anni '40-'50 del secolo scorso nell'area del Pollino cosentino (Jany, 1944; Stresemann, 1957). In Lombardia comune nelle zone montane e più raramente in pianura nella metà del XIX secolo (Bettoni, 1865). In provincia di Rovigo considerata frequente come sedentaria e nidificante nei luoghi acquitrinosi del Polesine a fine XIX secolo (Dal Fiume, 1897).

Nidifica in ambienti ecotonali, in spazi aperti misti, con successione di spazi erbosi, siepi, macchie arbustive, boschetti, filari e alberi sparsi (Alnete subalpine, ginepreti, rodoro-vaccinieti con giovani conifere, pascoli alberati, laricete rade, giovani peccete, e piantagioni, coltivi in quota con arbusti sparsi, giovani robinieti, incolti cespugliosi, boschi planiziali e pioppeti golenali). Presenta una distribuzione altitudinale propriamente bimodale, con presenza localizzate al di sotto dei 400-500 metri (in riduzione o sparizione) e più comunemente tra 800-1900 metri con indizi di nidificazione probabile sino a 2000-2300 metri sulle Alpi occidentali e centrali (Brichetti & Fracasso, 2015). Sulle Alpi frequentemente condivide l'habitat con *Anthus trivialis* e *Saxicola rubetra*, localmente con *Emberiza cia*, rilevando una netta predilezione per le boscaglie ecotonali.

Le popolazioni della pianura sono probabilmente sedentarie ed erratiche in inverno, mentre quelle alpine e prealpine tendono ad abbandonare in inverno i siti riproduttivi.

Per quanto riguarda le categorie di tutela a livello internazionale, la specie è inserita nell'Allegato di Berna II. La popolazione europea era ritenuta stabile nel periodo 1970-1990 e in moderato declino tra il 1990-2000, di conseguenza non era classificata come specie SPEC (BirdLife International, 2004). Successivamente viene considerata come specie in declino e rivalutata come SPEC 2 (BirdLife International, 2017). Nella Lista Rossa italiana è classificata come specie LC a "Minore Preoccupazione" (Peronace *et*

al., 2012). Mostra un range “inadeguato” con un “cattivo” stato di conservazione (Gustin *et al.*, 2010). A livello nazionale la specie risulta in “declino moderato” (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015).

MATERIALI E METODI

La ricerca bibliografica delle informazioni storiche e recenti sulla distribuzione delle popolazioni dell'Italia settentrionale, al di fuori delle zone alpine e prealpine, si è avvalsa della Banca Dati Ornitologica, versione 1900-2015 (Brichetti, 2015). Sono stati consultati, oltre a periodici e atti di convegni nazionali ed esteri, Atlanti degli uccelli nidificanti, liste faunistiche e resoconti ornitologici nazionali e regionali, piani di gestione faunistica, integrati con informazioni inedite avute da collaboratori. In totale si sono consultati 177 lavori, pubblicati tra la fine del XIX secolo ed il 2018.

RISULTATI

Di seguito vengono elencati i dati di nidificazione certi e probabili, oltre alle osservazioni di adulti in periodo riproduttivo raccolti nell'area considerata, che include le regioni settentrionali (Valle d'Aosta, Piemonte, Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Friuli-Venezia Giulia, Emilia-Romagna, Liguria) ad esclusione delle aree alpine e prealpine, che rappresentano tuttora l'areale primario della specie. I dati si riferiscono al periodo compreso tra l'inizio degli anni '80 del secolo scorso ed il 2018 e nella costruzione dell'areale storico e recente sono stati suddivisi in due periodi, 1980-1999 e 2000-2018 (Fig. 1).

Piemonte-Valle d'Aosta: per le due regioni sono state stimate 10.000-30.000 coppie (Boano & Pulcher, 2003) in decremento già nel corso degli anni '80, in particolare a quote inferiori ai 400 metri (Mingozzi *et al.*, 1988), anche se la distribuzione rilevata nel periodo 1994-1998 non ha mostrato sostanziali differenze rispetto a quella verificata nella prima indagine degli anni '80 (Aimassi & Reutena, 2007). In Valle d'Aosta è presente e ben distribuito tra i 1000-1800 metri con maggiori presenze sui versanti esposti a sud della media valle centrale (Maffei *et al.*, 2018). Sul Monte Bianco frequenze chilometriche di 5-7,5 ♂♂ cantori in siti ottimali a 1550-1770 metri e densità max. di 0,3 ♂♂ cantori/10 ha negli anni più favorevoli (Ruggieri, 2006).

Nel Verbano-Cusio-Ossola è stato registrato un'importante decremento dalla metà degli anni '90 con l'abbandono di molti siti frequentati abitualmente (Bionda & Bordignon, 2006); nel P.N. della Val Grande e valli limitrofe (Verbano, Cusio, Ossola) rilevate presenze scarse e localizzate, stimate in 5-10 coppie (Casale *et al.*, 2014).

In provincia di Biella nidificante principalmente sulle Prealpi tra i 1200-1700 metri, con abbandono di alcune aree di baraggia convertite in risaia; nel periodo 1987-1996 sono state stimate 87-90 coppie di cui 17 nelle brughiere umide della porzione orientale e 7-9 coppie lungo i gerbidi erbosi del Sesia a metà anni '90 (Bordignon, 1998); in Valsessera nel periodo 1992-1994 poco numeroso, con una popolazione stimata in una ventina di coppie. Nel periodo 2003-2005 la specie ha dimostrato un buon dinamismo e la popolazione si è triplicata superando la sessantina di coppie, negli ultimi anni invece è

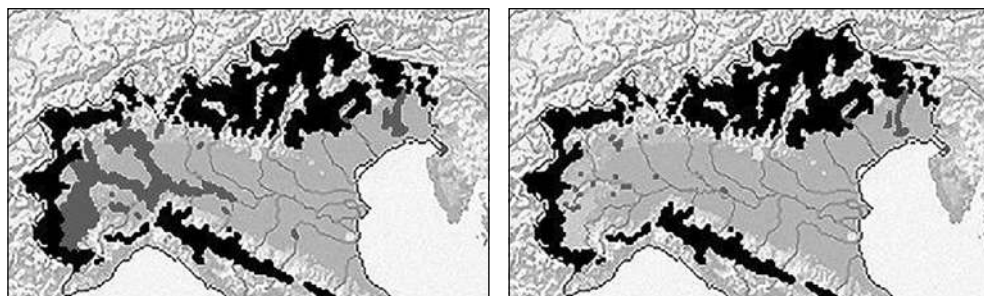


Figura 1. A sinistra: areale di nidificazione in Italia settentrionale nel periodo 1980-1999, ricostruito sulla base di dati certi e probabili; si tenga conto che nell'ambito delle aree con copertura continua la reale distribuzione è più frammentata di quanto illustrato in quanto la nidificazione ha luogo solo nelle località adatte. A destra: siti di nidificazione certa e probabile nel periodo 2000-2018. Appare evidente la quasi totale sparizione dei siti riproduttivi collinari e pianeggianti delle regioni centro-occidentali rispetto a quelli del Friuli-Venezia Giulia, dove l'areale ha subito contrazioni più limitate. Si tenga presente che sono cartografate solo le variazioni di distribuzione avvenute nelle aree collinari e pianeggianti, mentre non viene evidenziata la contrazione di areale rilevata tra i due periodi anche nell'areale primario (Alpi e Prealpi) e sull'Appennino settentrionale, soprattutto nelle zone marginali e in quelle poste alle quote più basse, dove alcuni siti sono stati progressivamente abbandonati.

in leggera flessione per la perdita di aree aperte (Bordignon, com. pers.). L'area più favorevole alla specie è localizzata nell'alpe Peccia, dove nel luglio del 2003 erano presenti 4 ♂♂ territoriali su un percorso di 1,2 km. Un'altra zona ottimale si trova intorno a Bielmonte dove l'espansione da 12 a 23 unità di rilevamento è legata all'aumento della superficie delle zone di margine tra pascolo e bosco (Bordignon, 2007), specie poco comune ma in apparente leggero aumento (Bordignon, com. pers.).

In provincia di Novara è nidificante scarsa e localizzata. Tra la fine degli anni '90 e l'inizio degli anni '2000 nidificava sul Mottarone, nella Baraggia del Piano Rosa con due ♂♂ in canto il 20 aprile 2002, nel greto del Sesia, 4 ♂♂ a Carpignano Sesia il 12 maggio 1996 e nel greto del Ticino (Bordignon, 2004). Negli ultimi anni 2009-2016, la presenza in periodo riproduttivo è stata confermata solo nell'area Mottarone-Monte Falò con 7-8 territori il 10 aprile 2015; nidificazione accertata sul Monte Falò, con una coppia intenta ad imbeccare almeno 4 juv il 7 giugno 2015 e nella Baraggia del Piano Rosa, almeno due ♂♂ in canto il 10 aprile 2014, un ♂ in canto il 24 maggio 2016, con un'evidente contrazione dell'areale riproduttivo (Casale, 2017).

In provincia di Torino, al di fuori dell'area alpina, rilevate 1,6 coppie 10/ha nel 1992 e 1,2 coppie nel 1997-99 in un'area di 40 ha della Vauda canavesana (Cattaneo & Biddau, 2000). In aree planiziali durante la nidificazione: un ♂ in canto il 18 giugno 2005 presso il Torrente Meletta, San Bernardo, Carmagnola (GPSO, 2007) e 3 ind. il 7 luglio 2006 presso il Torrente Sangone, Beinasco (GPSO, 2008); al di fuori delle consuete aree di nidificazione, tre ♂♂ in canto il 15 giugno 2009 presso Bobbio Pellice (GPSO, 2010).

In provincia di Asti al di fuori delle consuete aree di nidificazione: un ♂ in canto l'1 giugno 2010 presso La Chiesetta in comune di Calliano (GPSO, 2011).

In provincia di Alessandria un ind. il 19 giugno 2005 presso Frassineto (GPSO, 2007).

In provincia di Cuneo nidificante diffuso in area alpina tra 1400-1800 metri, più raro fino a 2000 metri e ♂♂ cantori fino a 2200 metri, con una popolazione stimata in 1000-2000 coppie nel 2005; attualmente rara e localizzata in pianura e sui rilievi prealpini e nei fondovalle più ampi, dove si possono rilevare buone densità di cantori (per es. Valle Stura). Nelle zone di pianura la popolazione, ancora abbastanza diffusa fino ai primi anni '90, soprattutto nelle zone golenali della porzione centro-settentrionale della provincia, è attualmente quasi totalmente scomparsa. Le segnalazioni più recenti riguardano un ♂ cantore il 15 luglio 2001 lungo il torrente Varaita a Scarnafigi, con concentrazione di 5 e 3 ♂♂ cantori in 25 ettari rilevata rispettivamente nel 2003 e 2006 nei pressi del Po presso l'Abbazia di Staffarda di Revello, dove nel 2010 e 2011 erano presenti solo singoli ♂♂; nella stessa area singoli cantori a Barge nel 2004 e nelle Langhe meridionali presso Montezemolo nel 2006 (Caula & Beraudo, 2014).

Lombardia: in Lombardia l'areale primario coincide con l'arco alpino e l'Appennino Pavese, con presenze localizzate e instabili lungo il corso dei maggiori fiumi della pianura occidentale (Po e Ticino) confermando una continuità verso ovest (Brichetti & Fasola, 1990). Nel periodo 1992-2007 venivano stimate 2000-3000 coppie, con tendenza al leggero calo evidenziato nelle aree pianiziali, ma senza casi di nidificazione nella pianura orientale e lungo il corso del Ticino (Vigorita & Cucè, 2008). Non rilevata nidificante nel periodo 1994-1999 in una vasta area di pianura nelle province di Brescia, Cremona e Mantova (Brichetti & Gargioni, 2005).

In provincia di Sondrio è presente tutto l'anno e nidificante regolare nelle zone alpine e prealpine (C.R.O.S., 2017; Bassi, com. pers.).

In provincia di Varese nel periodo 1983-1987 rinvenuto nidificante certo nel settore settentrionale in Val Veddasca e in quello meridionale nella zona di Gorla Minore, Cislago, Gerenzano e nella pineta di Tradate (Guenzani & Saporetto, 1988); nel periodo 2003-2005 rinvenuto nidificante probabile nell'estremo settore settentrionale sopra i 1200 metri (Val Veddasca, Monte Polà), con piccoli nuclei localizzati nel settore sud-orientale dell'alta pianura tra 200-400 metri nei pressi del confine con le province di Como e Milano; rispetto alla precedente indagine non più rilevato dalle brughiere parzialmente alberate del settore pianiziale sud-occidentale (Gagliardi *et al.*, 2007); nel periodo 2010-2013 la specie si conferma solo come nidificante probabile (Aletti & Carabella, 2015). Nel territorio del parco lombardo del Ticino rilevato nel periodo 2010-2014 un solo ♂ cantore a Besnate nel 2012 (Casale, 2015).

Nelle province di Como e Lecco nidifica regolarmente nelle zone montane (Bonvicini & Agostani, 1993; C.R.O.S., 2017); sul Monte Cornizzolo (situato tra le province di Como e Lecco) frequenta versanti soleggiati con buona copertura arbustiva, passaggi ecotonali tra margini boschivi e radure aperte con praterie e pascoli. Presenza costante negli ultimi tre decenni con due picchi registrati nel 1989-90 e nel 2000. Da allora la

specie si è rarefatta e il numero delle osservazioni si sono attestate a 1-2 ind. riscontrati in alcune delle ultime stagioni riproduttive (2013-2015) (C.R.O.S., 2015).

In provincia di Bergamo nidifica nella fascia montana compresa tra 1000-1750 metri (Bassi *et al.*, 2015). Nel Parco dei Colli di Bergamo rinvenuto nidificante nel 1983 (Galeotti *et al.*, 1985); in pianura, lungo il Serio, nidificazione accertata nel giugno 1999 presso Cologno al Serio (Mastrorilli, 1999).

In provincia di Brescia stimate 300-600 coppie, nidificanti regolarmente in area alpina e prealpina (Brichetti & Cambi, 1985; Brichetti, 1994); nel 1983-1984 sulla Corna di Savallo, dove la specie colonizza la fascia della boscaglia termofila a *Ostrya* e *Quercus*, si sono rilevate densità medie di due coppie/10/ha (Cambi & Micheli, 1986); sul Monte Guglielmo censiti 2,5/territori km² nel 2004-2008, con 4 ♂♂ cantori in un transetto di 3,5 km (Bertoli, 2011). Nel periodo 1994-1999 nessuna osservazione in periodo riproduttivo in un'area di pianura di circa 1081 km² delle province di Brescia, Cremona e Mantova (Brichetti & Gargioni, 2005).

In provincia di Pavia nidificante scarsa e localizzata, in evidente contrazione territoriale e numerica negli ultimi decenni. Attualmente la popolazione è concentrata nell'Oltrepò con una dozzina di coppie sopra i 1000 metri (Conca, 2017); nel comune di Voghera stimate 20-30 coppie nel periodo 2008-2010 (Gatti, 2011). Nel territorio del parco lombardo del Ticino rilevato un solo ♂ cantore nel periodo 2010-2014 a Borgo San Siro nel primo anno (Casale, 2015).

In provincia di Cremona negli anni '90 è stata stimata una popolazione di 1-10 coppie concentrata nella golena del Po con un decremento evidente rispetto al passato, in apparente ripresa negli ultimi anni, con presenze regolari di 1-4 ♂♂ cantori nell'Iso-la Mezzadra presso Spinadesco (Allegri, 2000); 4 ♂♂ in canto il 10 e il 25 luglio nella golena del Po tra Solarolo Monasterolo e Motta Baluffi (Mantovani, 2005); nel giugno 2011 tre ♂♂ in canto nella golena del Po presso Torricella del Pizzo e due ♂♂ in canto presso Motta Baluffi (Balbo, com. pers.).

In provincia di Mantova possibili nidificazioni sono state segnalate a metà anni '80 lungo il Po (Brichetti & Fasola, 1990), ma non sono state confermate negli ultimi 30 anni (Grattini *et al.*, 2016).

Veneto: l'areale riproduttivo, limitato ai settori alpini e prealpini fino a 1800 metri, con vuoti di areale nella parte settentrionale del Bellunese, comprende il settore meridionale della provincia di Belluno e quello settentrionale della provincia di Treviso, con presenze localizzate sull'Altopiano di Asiago, in Lessinia e sul Monte Baldo (Mezzavilla *et al.*, 2016).

In provincia di Verona nel periodo 1983-1987 risultava nidificante nelle aree montane al limite superiore della vegetazione arborea in Lessinia e sul Monte Baldo, anche se in diminuzione dagli anni '50 per perdita di habitat (De Franceschi, 1991). Attualmente la specie è ancora abbastanza presente e diffusa sul Monte Baldo e in Lessinia anche se si è ulteriormente rarefatta (Sighele, com. pers.).

In provincia di Vicenza nidifica in zone montane tra i 400 metri e i 1200-1300 metri

di altitudine, con una stima di alcune centinaia di coppie nel periodo 1983-1988 (NISO-RIA, 1994); la specie non è più stata trovata nidificante nelle zone di pianura e collina almeno dalla seconda metà degli anni '90 (Fracasso, com. pers.).

In provincia di Treviso nel periodo 2003-2006 è risultato nidificante sul Monte Grappa e sul Monte Cesen con max. 10 coppie e possibili nidificazioni sul Colli Asolani (Mezzavilla & Bettiol, 2007). La specie appare in leggero aumento rispetto al 1989, quando furono censite max. 6 coppie (Mezzavilla & Scarton, 2005); nell'inchiesta 1983-1988 la specie risultava nidificante probabile anche sul Montello e lungo il Piave in Comune di Sernaglia della Battaglia (Mezzavilla, 1989); attualmente risulta apparentemente scomparso dalla prima località, mentre nella seconda la nidificazione è irregolare (Mezzavilla, com. pers.).

In provincia di Belluno nidifica nelle zone alpine e prealpine, incluso il Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi, dove nel 2007-2008 è stata trovata solo un indizio di nidificazione possibile (Gustin *et al.*, 2011; Mezzavilla *et al.*, 2016).

In provincia di Venezia nidificante probabile nel periodo 1996-1998 in un'area golendale del Tagliamento dove sono stati uditi in canto un ♂ il 6 luglio 1998 e due ♂♂ in canto il 10 luglio 1998 (Bon *et al.*, 2000); rilevato nello stesso sito nel periodo 2007-2012 (Bon *et al.*, 2014).

Trentino-Alto Adige: in provincia di Bolzano rilevato come nidificante certo in 59 quadrati su 116 censiti nel periodo 1987-1991; presente soprattutto tra gli 800 e 1600 metri e in Val Venosta sino a 1800 metri (Niederfriniger *et al.*, 1996). Nel periodo 2010-2015 è stata riscontrata una evidente diminuzione su tutto il territorio con sparizione in alcuni siti. Il calo della popolazione è risultato allarmante (Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz-Südtirol, 2018).

In provincia di Trento è abbastanza diffusa, ma con basse densità nelle zone aperte di media montagna e molto localizzata nel fondovalle; a metà anni '90 del secolo scorso sono state stimate 100-1000 coppie, risultando in diminuzione rispetto al passato (Pedrini *et al.*, 2005).

Friuli-Venezia Giulia: nel periodo 1986-1990 ritenuta nidificante certa o probabile sia nei settori alpini e prealpini sia in quelli planiziali lungo il corso del Tagliamento in ambiente di risorgiva e nelle zone più alte del Carso Triestino (Musi, 1991). L'attuale popolazione nidificante è stimata per l'intero territorio Regionale in 2000-4000 coppie (Guzzon, com. pers.). La specie si riproduce da pochi metri sul livello del mare fino a 1800 metri. È distribuita in modo discontinuo su Alpi e Prealpi, lungo le aste fluviali del Tagliamento, del Meduna e Cellina, ed in alcune zone di risorgiva della pianura pordenonese e udinese, con un residuo nucleo isolato, e in progressiva contrazione, sul Carso Triestino. Negli ultimi 30 anni, ha mostrato una contrazione di areale nella bassa pianura udinese e nelle zone pianeggianti e collinari della provincia di Pordenone, dove risale al 2001 la scomparsa di una discreta popolazione che nidificava almeno dal 1980 nei pressi dei boschi planiziali di Muzzana del Turgnano (Guzzon, com. pers.).

In provincia di Pordenone nel periodo 1981-1986 nidificante negli ambienti adatti dalla pianura fino a 1200 metri, è risultato nidificante certo e probabile nel 38,4% delle unità di rilevamento; in pianura, dove frequenta soprattutto boschi golenali e planiziali in prossimità di zone umide di risorgiva risulta in leggera contrazione negli ultimi anni (Parodi, 1987, 2004); nei magredi di Basaldella presso Vivaro osservati 25 ind. posati su un cespuglio il 15 maggio 2004 (Castellani *et al.*, 2007).

In provincia di Udine, al di fuori delle zone alpine e prealpine, nidificante in siti planiziali lungo il corso del Tagliamento tra Osoppo a nord e Varmo a sud; nel SIC risorgive dello Stella nel periodo 2007-2009 sono state stimate 10-15 coppie nidificanti nell'area tra Flambro e Codroipo (Parodi & Castellani, 2011). Non rilevate nidificazioni nel territorio comunale di Udine (Parodi, 2008).

In provincia di Trieste è specie ritenuta nidificante localizzata già negli anni '80 (Benussi, 1983; Perco & Utmar, 1989). Un indagine svolta nel 2010-2013 nella ZPS "Aree carsiche della Venezia Giulia" ha evidenziato una distribuzione prevalentemente concentrata nel settore meridionale della ZPS, dove è stato contattato in 9 diversi quadranti, in particolare nelle zone cespugliate alternate con tratti a landa del Monte Stena, di Pese/Grozzana e presso le pendici del Monte Cocusso, in corrispondenza dell'area dove è attivo un progetto di ripristino della landa e dove si stima siano presenti 6-8 coppie (Campedelli *et al.*, 2017).

Emilia Romagna: in provincia di Piacenza nel periodo 1995-2000 è risultata specie poco diffusa, rilevata nidificante certa e probabile nella fascia collinare e basso montana nel 29% delle unità di rilevamento provinciali (Ambrogio *et al.*, 2001).

In provincia di Parma nidificante poco comune nei settori collinari e montani, raro nell'alta pianura, dove risultata in sensibile diminuzione (Tornielli, 1982, 1988; Ravasini, 1995). Nel periodo 1980-1995 la consistenza provinciale è stata valutata in 300 coppie in decremento nelle zone di pianura e collina; censimenti effettuati nella primavera 1990 hanno accertato una densità di due coppie/10 ha in pascoli montani sui 1110 metri (Ravasini, 1995).

In provincia di Reggio Emilia nel periodo 2003-2007 nidificante probabile in alcuni siti dell'Appennino reggiano (Giannella, com. pers.); negli anni successivi presente con 3-4 ♂♂ in canto in periodo riproduttivo tra i 1200-1300 metri, tra Pratizzano e Passo Scallucchia, dove appare in calo. Inoltre in primavera sono note poche osservazioni, isolate, che riguardano l'alta Val d'Enza presso il Lago Paduli (Bagni e Fontanesi, com. pers.).

In provincia di Modena nidificante dalla fascia collinare fino verso i 2000 metri, assente in pianura (Rabacchi, 1984). Nel periodo 1982-1990 rinvenuto nidificante solo sull'Appennino tra i 1000-1500 metri, principalmente negli arbusteti a ginestra e ginepro e presso i margini dei boschi (Giannella & Rabacchi, 1992), situazione confermata nel periodo 2003-2007 (Giannella, com. pers.); un ♂ in canto in località Taburri in val Fellicarolo presso Fanano a 1200 metri il 16 luglio 1994 (Leoni, com. pers.) e 4 coppie osservate regolarmente dal 2015, tre intorno al Monte Cimoncino (Fanano) ed almeno una coppia nei pressi di Passo del Lupo presso Sestola (Ravagnani, com. pers.).

Nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna nel periodo 1995-1997 la specie è risultata presente nel settore dell'alto Appennino forlivese in due zone distinte: nei prati del Poggio del Carnaio a 750-850 metri e, in modo più consistente, attorno a tutta l'area del Monte Fumaiolo fino al Colle Peschiera e al Monte Comero tra i 900-1250 metri, mentre è risultato scomparso intorno a Premilcuore e Spinello, aree occupate nel decennio precedente (Foschi & Gellini, 1987; Gellini & Ceccarelli, 2000); nel periodo 2004-2007 è stato rilevato solo nella zona dei pianori attorno al Monte Fumaiolo tra 850 a 1110 metri, dove la popolazione ha subito un calo del 90% rispetto a quella rilevata a metà anni '90 (Ceccarelli & Gellini, 2011).

Liguria: secondo i risultati dell'Atlante regionale (1981-1986) la specie risulta scarsa e localizzata sull'Appennino preferibilmente tra 800-1000 metri, con segnalazioni sui versanti meridionali ad altitudini minime di 300-500 metri; la nidificazione è stata accertata in una sola unità di rilevamento sull'Appennino spezzino nei pressi del confine con la provincia di Parma (comuni di Varese Ligure e Tornolo), mentre le nidificazioni probabili sono 4 distribuite nelle province di Genova e Savona (AA.VV., 1989; Roscelli, com. pers.); più di recente sono note solo osservazioni in periodo riproduttivo in zone montane e collinari nelle province di Imperia (Rezzo, Triora, Stellanello), Savona (Sassello) e Genova (Masone) (Fasano, com. pers.).

DISCUSSIONE

In Italia nel corso degli ultimi decenni, ed in particolare tra la metà degli anni '90 e l'inizio del 2000, l'areale dello Zigolo giallo ha subito una contrazione generalizzata, continuata negli anni successivi, accompagnata da un decremento medio annuo del 2,8% tra il 2000 e il 2014 (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015). Nelle regioni settentrionali, dove l'areale primario coincide con le zone alpine e prealpine, secondariamente con l'Appennino, molti siti localizzati a quote inferiori a 500-600 metri sono stati progressivamente abbandonati. Tale fenomeno è stato più vistoso in Piemonte, Lombardia ed Emilia Romagna occidentale, soprattutto nelle zone collinari, dell'alta pianura e lungo il corso di alcuni fiumi (Po, Ticino), mentre in Friuli-Venezia Giulia l'areale ha subito contrazioni più limitate, a parte la zona del Carso Triestino e la bassa pianura nelle province di Pordenone e Udine, dove per esempio, la zona dei boschi planiziali di Muzzana del Turgnano è stata abbandonata dal 2001 (Guzzon, com. pers.). Negli ultimi due decenni circa i siti a bassa quota occupati si rilevano in modo discontinuo in Piemonte, tra la parte settentrionale della provincia di Cuneo e quella di Novara, e in modo ancora più localizzato in Lombardia, in provincia di Varese e in provincia di Cremona lungo il Po, oltre che in Veneto in provincia di Treviso lungo il Piave (presenza irregolare), mentre in Friuli Venezia Giulia la distribuzione appare più uniforme, anche se localizzata lungo il corso di alcuni fiumi (Meduna, Cellina, Tagliamento) e in zone di risorgiva delle province di Pordenone e Udine, oltre che in pochi siti del settore meridionale del Carso Triestino (Monte Stena e Monte Cocusso). Anche l'areale alpino e prealpino e quello appenninico hanno subito locali contrazioni, soprattutto nelle zone marginali e

in quelle poste alle quote più basse, dove alcuni siti sono occupati irregolarmente o sono stati abbandonati (variazioni non riportate nella mappa).

Il declino della specie è imputabile principalmente alla perdita di habitat, causata dall'imboschimento naturale nelle zone montane e collinari, e dalla scomparsa di arbusteti e siepi intercalati a zone erbose aperte (prati da sfalcio, incolti erbosi) in pianura, determinata dalle moderne pratiche agricole, che prevedono inoltre un massiccio uso di prodotti chimici. L'uso di pesticidi, in particolare durante il periodo riproduttivo, può provocare effetti letali alle popolazioni, come evidenziato in uno studio nel sud-est dell'Inghilterra nel 2000-2001 (Morris *et al.*, 2005). Per la conservazione futura della specie dovranno essere messe in campo misure atte al recupero e ripristino di aree incolte, sia tramite il set-aside sia prevedendo forme controllate di utilizzo agro-pastorale degli ambienti aperti, come suggerito da uno studio condotto in Inghilterra e Galles (Whittingham, 2005).

In Europa risulta in decremento in alcuni stati dal 2000: Inghilterra, Danimarca, Francia, Germania, Austria, Polonia, Slovenia, Spagna e Grecia, dove la specie viene considerata SPEC 2 (cfr. BirdLife International, 2017); dal 2005 risulta in calo anche in Svizzera (Knaus *et al.*, 2018).

Ringraziamenti – Per le informazioni ricevute e i dati inediti ringraziamo: Luca Bagni, Simone Balbo, Enrico Bassi, Lucio Bordignon, Sergio Giuseppe Fasano, Giovanni Fontanesi, Giancarlo Fracasso, Carlo Giannella, Carlo Guzzon, Giorgio Leoni, Francesco Mezzavilla, Andrea Ravagnani, Franco Roscelli, Diego Rubolini, Maurizio Sighele.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1989. Atlante degli uccelli nidificanti in Liguria. Regione Liguria.
- Aimassi G. & Reteuna D., (eds), 2007. Uccelli nidificanti in Piemonte e Valle d'Aosta. Aggiornamento della distribuzione di 120 specie. Memorie Associazione Naturalistica Piemontese, 7: 80-81.
- Allegri M., 2000. Prospetto degli uccelli nidificanti nella provincia di Cremona. Pianura, 12: 117-140.
- Ambrogio A., Figoli G. & Zioti L., 2001. Atlante degli uccelli nidificanti nel Piacentino. LIPU Sezione Piacenza: 153.
- Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz-Südtirol (ed.), 2018. Atlas der Brutvögel Südtirols 2010-2015. Union, Merano.
- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli, Milano.
- Bassi E., Cairo E., Facchetti R. & Rota R. (a cura di), 2015. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Bergamo. Rivista del Museo Civico di Scienze Naturali "E. Caffi" Bergamo, 28. Edizioni Belvedere, Latina.
- Benussi E., 1983. Contributo allo studio dell'ornitofauna nidificante in Provincia di Trieste. Atti Mus. civ. St. nat. Trieste 34 (3): 127-41.
- Bertoli R., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti sul massiccio del Monte Guglielmo (Prealpi bresciane, Lombardia) (Italia settentrionale). Natura Bresciana, 37: 71-133.
- Bettoni E., 1856-1868. Storia Naturale degli uccelli che nidificano in Lombardia. Edizione 1982, 2 voll. Editoriale Ramperto, Brescia.
- Bionda R. & Bordignon L., (Eds.) 2006. Atlante degli uccelli nidificanti del Verbano Cusio Ossola. Quad. Natura e Paesaggio del VCO n. 6: 344 pp.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe. BirdLife Conservation Series No. 12, Cambridge.

- BirdLife International, 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International, 2016. *Emberiza citrinella*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2016:e.T22720878A89289181. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016.3.RLTS.T22720878A8928918en>.
- BirdLife International., 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities Cambridge, UK: BirdLife International.
- Boano G. & Pulcher C., 2003. Check-list degli Uccelli di Piemonte e Val d'Aosta aggiornata al dicembre 2000 .Boll. Mus. Reg. Sci. Nat. Torino, 20: 177-230.
- Bon M, Cherubini G., Semenzato S. & Stival E., 2000. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Venezia. Provincia di Venezia.
- Bon M., Scarton F., Stival E., Sattin L. & Sgorlon G., 2014. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Venezia. Associazione Faunisti Veneti, Museo di Storia Naturale di Venezia.
- Bonvicini P., & Agostani G., 1993. Elenco degli uccelli delle province di Como e di Lecco. Atti Mus. Civ. Orn. Sc. Nat. Varenna, 1: 5-19
- Bordignon L. 1982. Osservazioni ornitologiche nelle Baragge Biellesi. Riv. Piem. St. Nat., 3: 113-126.
- Bordignon L., 1998. Gli Uccelli del Biellese. Collana Ambiente Assessorato Tutela Ambientale Provincia di Biella: 201 pp.
- Bordignon L., 2004. Gli Uccelli della Provincia di Novara. Provincia di Novara: 272 pp.
- Bordignon, 2007. Aquile, argento, carbone. Indagine sull'Alta Valsessera. L'avifauna nidificante. Arti Grafiche Biellesi, Candelo (BI).
- BirdLife International, 2017. Europeanbirds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities Cambridge, UK: BirdLife International.
- Bradbury R. B., Kyrkos A., Morris, A. J., Clark S. C., Perkins A. J. & Wilson J. D., 2000. Habitat associations and breeding success of yellowhammers on lowland farmland. *Journal of Applied Ecology*, 37: 789-805.
- Brichetti P. & Cambi D., 1985. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Brescia (Lombardia) 1980-1984. *Natura Bresciana*, Monografie N. 8.
- Brichetti P. & Fasola M., 1990. Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia 1983-1987. Editoriale Ramperto, Brescia.
- Brichetti P. & Gariboldi A., 1992. Un "valore" per le specie ornitiche nidificanti in Italia. *Riv. ital. Orn.*, 62: 73-87.
- Brichetti P., 1994. Situazione dell'Avifauna della Provincia di Brescia. *Natura Bresciana* 29, (1993): 221-249.
- Brichetti P. & Gargioni A., 2005. Atlante degli uccelli nidificanti nella "bassa" pianura lombarda (Italia settentrionale). *Natura Bresciana*, 34: 67-146.
- Brichetti P., 2015. Banca Dati Ornitologica - BDO. Bibliografia italiana, 1900-2015. Versione elettronica.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. *Ornitologia Italiana*. Vol 9. *Emberizidae-Icteridae*. Edizioni Belvedere, Latina.
- Cambi D. & Micheli A., 1986. L'avifauna nidificante della «Corna di Savallo» (Prealpi bresciane, Lombardia): censimento ed ecologia. *Natura Bresciana*, 22: 103-178.
- Campedelli T., Buvoli L., Bonazzi, P., Calabrese L., Calvi G., Celada C. & Florenzano G. T., 2012. Andamenti di popolazione delle specie comuni nidificanti in Italia: 2000-2011. *Avocetta*, 36 (2): 121-143.
- Campedelli T., Benussi E., Calvi G., Londi G., Vitulano S., Cutini S., Bonazzi P., Buvoli L., Tonetti J., Florit F. & Florenzano G. T., 2017. Atlante degli uccelli nidificanti nella ZPS IT334100 "Aree Carsiche della Venezia Giulia". *Gortania, Botanica, Zoologia* 39, 41-188 pp.
- Casale F., Movalli C., Bionda R., Laddaga L., Mosini A. & Piana M., 2013. Gli uccelli del Parco Nazio-

- nale della Val Grande e delle aree limitrofe (Verbanò Cusio Ossola, Piemonte, Italia). Riv. ital. Orn., 83 (1/2): 3-52.
- Casale F., 2015. Atlante degli Uccelli del Parco Lombardo della Valle del Ticino. Parco Lombardo della Valle del Ticino e Fondazione Lombardia per l'Ambiente: 438 pp.
 - Casale F., Rigamonti E., Ricci M., Bergamaschi L., Cennamo R., Garanzini A., Mostini L., Re A., Toninelli V. & Fasola M., 2017. Gli uccelli della provincia di Novara (Piemonte, Italia): distribuzione, abbondanza e stato di conservazione. Riv. ital. Orn., 87: 3-79.
 - Casini L. & Gellini S. (red.), 2008. Gli Uccelli nidificanti. In: "Atlante dei Vertebrati tetrapodi della provincia di Rimini". Provincia di Rimini: 356-357.
 - Castellani R., Kravos K. & Sava S., 2007. 1° Resoconto ornitologico del Friuli Venezia Giulia: anni 2003, 2004 e 2005. Pub. N. 2 ASTORE-FVG.
 - Cattaneo G. & Biddau L., 2000. La comunità di Passeriformi nidificanti in un'area campione della Vauda canavesana (TO). Riv. Piem. St. Nat., 21: 303-314.
 - Caula B., Peraudo P. L. & Toffoli R., 2005. Gli uccelli della Provincia di Cuneo. Lab. Terr. Ed. Amb., Museo Civico Craveri di Storia Naturale, Bra.
 - Caula B. & Beraudo P. L., 2014. Ornitologia Cuneese. Indagine bibliografica e dati inediti. Primalpe, Cuneo: 694 pp.
 - Ceccarelli P. P. & Gellini S., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna. (2004-2007). S.T.E.R.N.A., Forlì.
 - Conca G., 2017. Avifauna della Provincia di Pavia. Edizioni Belvedere, Latina, "le scienze" (28): 336 pp.
 - Costa M., Ceccarelli P.P., Gellini S., Casini L. & Volponi S., 2009. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco del Delta del Po Emilia-Romagna (2004-2006). Parco del Delta del Po Emilia-Romagna.
 - Ceccarelli P.P., Gellini S. & Londi G., 2019. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (2012-2017). P. N. delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna.
 - C.R.O.S. 2015. L'Avifauna della dorsale del Monte Cornizzolo. (Monti Pesora, Cornizzolo, Rai, Prasantò, Corno Birone) Ricerca ornitologica: marzo 2013 - marzo 2015. Associazione Culturale "Luigi Scanagatta, Varenna.
 - C.R.O.S. (a cura di Bonvicini P., Barattieri M.), 2017. Annuario CROS 2016. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna. Associazione Culturale "L. Scanagatta", Varenna.
 - Dal Fiume C., 1897. Contributo allo studio dell'avifauna del Polesine: Elenco delle specie d'Uccelli osservate, coi nomi volgari locali e Colle notizie sulla frequenza - Stab. Tip. Prosperini.
 - De Franceschi P., 1991. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Verona (Veneto) 1983-1987. Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona. II Serie. Sez. A: Biologica, 9: 93-94.
 - Foschi U.F. & Gellini S. (a cura di) 1987. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Forlì (1982-1986). Maggioli Editore, Forlì: 176 pp.
 - Galeotti P., Brichetti P. & Prigioni C., 1985. Avifauna nidificante del Parco dei Colli di Bergamo (Lombardia). Uccelli d'Italia, 10: 23-29.
 - Gagliardi A., Guenzani W., Preatoni D.G., Saporetto F. & Tosi G. (a cura di) 2007. Atlante Ornitologico Georeferenziato della provincia di Varese. Uccelli nidificanti 2003-2005. Prov. di Varese, Civ. Museo Insubrico di St. Nat. di Induno Olona e Univ. dell'Insubria di Varese.
 - Gatti F., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nel comune di Voghera - PV. Opis Pubblicità, Voghera.
 - Gellini S. & Ceccarelli P.P. (red.) 2000. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (1995-1997). Province di Forlì-Cesena e Ravenna.
 - Giannella C. & Rabacchi R., 1992. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Modena (1982-1990). Relazione sullo stato dell'ambiente in Provincia di Modena N. 3. Provincia di Modena e SOM.
 - GPSO (red. Alessandria G., Della Toffola M. & Fasano S.), 2007. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte – Valle d'Aosta, 2005. Rivista piemontese di Storia naturale 28, 2007: 383-426.

- GPSO (red. Alessandria G., Della Toffola M. & Fasano S.), 2008. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte – Valle d’Aosta, 2006. Rivista piemontese di Storia naturale, 29: 355-398.
- GPSO (red. Alessandria G., Della Toffola M. & Fasano S.), 2010. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d’Aosta, 2009. Rivista piemontese di Storia naturale, 31, 2010: 279-329.
- GPSO (red. Alessandria G., Della Toffola M. & Fasano S.), 2011. Resoconto Ornitologico per la Regione Piemonte - Valle d’Aosta, 2010. Rivista piemontese di Storia naturale, 32: 297-351.
- Grattini N., Novelli F. & Bellintani S., 2016. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia-settentrionale). Aggiunte a tutto il 2015. Natura Bresciana, 40: 99-116.
- Gruppo Vicentino Studi Ornitologici “NISORIA” 1994. Atlante degli uccelli nidificanti nella Provincia di Vicenza. Gilberto Padovan Ed., Vicenza: 206 pp.
- Guenzani W. & Saporetto F., 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Varese (Lombardia) 1983-1987. Edizioni Lativa, Varese: 176 pp.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C. (a cura di), 2010. Valutazione dello Stato di Conservazione dell’avifauna italiana. Volume II. Passeriformes. Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Lega Italiana Protezione Uccelli (LIPU).
- Gustin M., Vettorazzo E., Cassol m., De Faveri A., Tormen G. & Zenatello M., (eds) 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi. Collana Rapporti n. 8, pp 272.
- Guzzon C., 2003. Monitoraggio ornitologico e check-list delle specie della Riserva Naturale Regionale delle Foci dello Stella, Marano Lagunare 1998-2002 - Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia.
- Jany E., 1944. Der Goldammer im Sommer in Calabrien. Orn. Monatsberichte, 52: 47.
- Hagemeyer W. J. M., & Blair M. J., 1997. The EBCC Atlas of European breeding birds. T. e A.D. Poyser, London.
- Hart, J.D., Milsom T.P., Fisher G., Wilkins V., Moreby S.J., Murray A.W.A. & Robertson P.A., 2006. The relationship between yellowhammer breeding performance arthropod abundance and insecticide applications on arable farmland. Journal of Applied Ecology, 43: 81-91.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G., 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB & Lynx Edicions, Barcelona.
- Londi G., Suzzi Valli A., Casali S., Campedelli T., Cutini S., Santolini R., Pruscini F. & Tellini Florenzano G. 2011. Atlante degli Uccelli nidificanti nella Repubblica di San Marino (2007-2011). Centro Naturalistico Sammarinese: 112 pp.
- Lucifero, A. (1898-1901). Avifauna calabra. Elenco delle specie di Uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Avicula, 2 (1898).
- Knaus P. S., Antoniazza S., Wechsler J., Guélat M., Kéry N., Strebel & T. Sattler T. 2018. Atlante degli uccelli nidificanti in Svizzera 2013-2016. Distribuzione ed evoluzione degli effettivi degli uccelli in Svizzera e nel Liechtenstein. Stazione Ornitologica Svizzera, Sempach: 648 pp.
- Maffei G., Baroni D. & Bocca M., 2018. Uccelli nidificanti in Valle d’Aosta. Distribuzione, ecologia, fenologia, conservazione. Testolin Editore, Sarre (AO): 422 pp.
- Mantovani S. 2005. Interessanti osservazioni ornitologiche nel Cremonese nel corso del 2004. Pianura, 19: 121-135.
- Mastrotrilli M. 1999. Interessanti nidificazioni nel Parco del Serio nel 1998-1999. Pianura, 11: 173-176.
- Meschini E. & Frugis S. (red.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20: 280.
- Mezzavilla F., 1989. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Treviso e Belluno (Veneto) 1983-1988. Museo civico Storia naturale Montebelluna. D4 Industrie Grafiche, Casier: 116 pp.
- Mezzavilla F. Scarton F., 2005. Status in Veneto degli Uccelli nidificanti ed applicazione di indici in alcune Zone di Protezione Speciale (ZPS) del Veneto. Natura Vicentina, 7 (2003): 17-26.
- Mezzavilla F. & Bettiol K., 2007. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006). Associazione Faunisti Veneti.

- Mezzavilla F., Scarton F. & Bon M., 2016. Gli uccelli del Veneto. Biologia, distribuzione e abbondanza. Danilo Zanetti Editore, Montelluna: 436 pp.
- Mingozzi T., Boano G., Pulcher C. & coll., 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta 1980-1984. Monografie VIII. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino.
- Morris A.J., Wilson J.D., Whittingham M.J. & Bradbury, R.B., 2005. Indirect effects of pesticides on breeding yellowhammer (*Emberiza citrinella*). *Agriculture, Ecosystems and Environment*, 106: 1-16.
- Niederfriniger O., Schreiner P. & Unterholzner L., 1996. Atlas der Vogelwelt Südtirols (Edizione italiana 1998). Arbeitsgemeinschaft für vogel kunde und Vogelschutz Südtirol. Tappeiner/Athesia, Bolzano.
- Parodi R., 1987. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Pordenone (Friuli-Venezia Giulia). Quad. N. 1 Museo Civ. St. Nat. Pordenone.
- Parodi R., 1999. Gli uccelli della provincia di Gorizia. Pubblicazione N. 42. Museo Friulano di Storia Naturale. Comune di Udine.
- Parodi R., 2004. Avifauna in provincia di Pordenone. Provincia di Pordenone.
- Parodi R., 2008. Avifauna del Comune di Udine. Pubbl. N. 51. Museo Friulano Storia Naturale. Comune di Udine.
- Parodi R. & Castellani R., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti del SIC Risorgive dello Stella. Regione autonoma Friuli Venezia Giulia – Uffici studi faunistici, Udine.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S., 2005. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in Provincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica, 80 (2003), suppl. 2: 692 pp.
- Perco F. & Utmar P., 1989. L'avifauna delle province di Trieste e Gorizia, fino all'Isonzo. *Biogeographia*, 13: 801-43.
- Peronace V., Cecere J. G., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11-58.
- Perkins A.J., Whittingham M.J. Morris, A.J. & Bradbury, R.B., 2002. Use of field margins by foraging yellowhammers *Emberiza citrinella*. *Agriculture, Ecosystems and Environment* 93: 413-420.
- Rabacchi R., 1984. Guida agli uccelli e alla natura della provincia di Modena. LIPU e Amm. Prov. Modena, Vignola.
- Ravasini M., 1995. L'Avifauna nidificante nella provincia di Parma. Ed. Tipolitotecnica, Sala Baganza.
- Rete Rurale Nazionale & Lipu (2015). Uccelli comuni in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2014.
- Stresemann E., 1957. Ein ornithologischer Streifzug durch Calabrien. *J. Ornithol.*, 98: 372-388.
- Tinarelli R., Bonora M. & Balugani M., 2002. Atlante degli Uccelli nidificanti nella Provincia di Bologna (1995-1999) - Comitato per il Progetto Atlante Uccelli Nidificanti nella Provincia di Bologna. Su CD-ROM.
- Tornielli A., 1982. Osservazioni sugli Uccelli lungo la fascia costiera del fiume Po in provincia di Parma. *Gli Uccelli d'Italia*, 7: 3-44.
- Tornielli A., 1988. Gli uccelli del Parmense. Situazione ecologica e dinamica delle specie nidificanti nell'ultimo ventennio. *Ambiente e Natura*, 4 (3): 10-17.
- Vigorita V. & Cucè L., 2008. La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia.
- Whittingham M.J., Swetnam R.D., Wilson J.D., Chamberlain D.E. & Freckleton R.P., 2005. Habitat selection by yellow-hammers *Emberiza citrinella* on lowland farmland at two spatial scales: implications for conservation management. *J. Appl. Ecol.*, 42: 270-280.

CHECK-LIST DEGLI UCCELLI DEL LAZIO AGGIORNATA AL 2019

MASSIMO BRUNELLI ^(1,*), FULVIO FRATICELLI ⁽¹⁾ & RICCARDO MOLAJOLI ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli – Piazza Margana 40 – 00186 Roma

^(*) Autore per la corrispondenza: mss.brunelli@gmail.com

Abstract – Check-list of birds of Lazio updated to 2019. This check-list includes all birds species recorded in Lazio, updated to 2019. According to AERC categories, 415 species are included in the Lists A, B and C, 12 species in the List D, 99 in the List E and 7 in the List X. 92 species are accidental in Lazio, 12 of them no longer observed since 1950. For each species the conventional categories are mentioned, in addition to the AERC categories.

INTRODUZIONE

A dieci anni dalla pubblicazione dell'ultima edizione della lista degli uccelli del Lazio (Brunelli & Fraticelli, 2010a) abbiamo ritenuto opportuno presentare una nuova versione aggiornata a tutto il 2019. L'aggiornamento ci è parso necessario sia alla luce delle significative variazioni avvenute a livello tassonomico in seguito allo sviluppo delle ricerche filogenetiche e di biologia molecolare sia in conseguenza dell'incremento delle segnalazioni, favorito dallo sviluppo dei portali web, in particolare EBN, GRoB! e Ornitho.it.

Per la sistematica e la nomenclatura abbiamo adottato la recente Lista CISO-COI (Baccetti *et al.*, 2019) che a sua volta si rifà alla lista HBW-BirdLife Checklist (del Hooy & Collar, 2014, 2016; HBW & BirdLife International, 2018), a quest'ultima lista abbiamo fatto riferimento anche per la sistematica e la nomenclatura scientifica delle specie esotiche, mentre per la nomenclatura italiana abbiamo adottato quella proposta da Baccetti *et al.* (2014).

A tutto il 2019 sono state segnalate 415 specie facenti parte a pieno titolo dell'avifauna regionale, ovvero appartenenti alle Liste A, B e C. Nella precedente check-list (Brunelli & Fraticelli, 2010a) erano 397, con un aumento nell'attuale del 4,3%; queste rappresentano circa il 76% dell'intera ornitofauna italiana. Quelle presenti regolarmente sono risultate 275, quelle irregolari 48, le accidentali 92, di cui 12 non più segnalate dopo il 1949. Le specie nidificanti regolari sono risultate 159, a nidificazione irregolare 6, a nidificazione accidentale 22; infine sono 3 quelle la cui nidificazione non è stata più accertata negli ultimi dieci anni.

Nella presente versione compaiono 22 nuove specie: 20 dovute a nuove osservazioni e/o elevazione a rango di specie di sottospecie (Berta balearica *Puffinus balearicus*, Berta di Bulwer *Bulweria bulwerii*, Corriere di Leschenault *Charadrius leschanaultii*, Piovanello violetto *Calidris maritima*, Falaropo beccolargo *Phalaropus fulicarius*, Aquila imperiale *Aquila heliaca*, Sparviere levantino *Accipiter brevipes*, Cincia dal ciuffo

Lophophanes cristatus, Canapino pallido occidentale *Iduna opaca*, Canapino levantino *Hippolais olivetorum*, Lui bianco orientale *Phylloscopus orientalis*, Lui iberico *Phylloscopus ibericus*, Lui siberiano *Phylloscopus tristis*, Lui verdastro *Phylloscopus trochiloides*, Bigia grossa orientale *Sylvia crassirostris*, Sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina*, Codazzurro *Tarsiger cyanurus*, Monachella testabianca *Oenanthe leucopyga*, Passera d'Italia *Passer italiae* e Cutrettola testagialla orientale *Motacilla citreola*; ulteriori 2 per la modifica della categoria di appartenenza (Ibis sacro *Threskiornis aetiopicus* e Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea*).

Le specie scomparse sono 4, 3 in conseguenza di modifiche tassonomiche (Falcone della Barberia *Falco (peregrinus) pelegrinoides*, Cornacchia nera *Corvus (coronae) coronae* e Passera europea *Passer domesticus*; cfr. Baccetti et al., 2019) e una a seguito di revisione critica delle osservazioni riportate in letteratura (Cincia alpestre *Poecile montanus*; Brunelli & Fraticelli, in stampa).

Le segnalazioni avvenute nel 2019 di ulteriori 2 nuove specie, accidentali anche per l'Italia, (Sula fosca *Sula leucogaster* e Calandro di Blyth *Anthus godlewskii*) sono al momento in corso di verifica da parte della Commissione Ornitologica Italiana (COI) e pertanto non vengono inserite nella presente lista.

Sono state aggiornate anche le Liste D ed E, relative rispettivamente alle specie di incerta origine selvatica e a quelle introdotte o sfuggite da cattività. Abbiamo inoltre inserito la Lista X relativa alle specie escluse dall'avifauna regionale (cfr. Baccetti et al., 2014). Quelle in Lista D sono risultate 12, in Lista E 99 e 7 nella Lista X.

TERMINI FENOLOGICI

Per continuità con la precedente Lista regionale (Brunelli & Fraticelli, 2010a) abbiamo deciso di utilizzare anche in questa nuova versione sia i codici AERC (AERC TAC, 2003) sia quelli tradizionali (Fasola & Brichetti, 1984):

Categorie AERC (codice alfabetico)

- A specie di origine apparentemente selvatica, osservata almeno una volta a partire dal 1950.
- B specie di origine apparentemente selvatica, osservata almeno una volta tra il 1800 ed il 1949.
- C specie introdotta dall'uomo o sfuggita dalla cattività, che ha formato almeno una popolazione nidificante in grado di autosostenersi; la categoria C vale anche per individui giunti spontaneamente da popolazioni aventi le medesime caratteristiche, insediate al di fuori del Lazio.
- D specie di origine selvatica possibile ma non certa; la sua presenza può essere dovuta a fuga o immissione deliberata dalla cattività, a trasporto passivo ecc.; oppure specie che, per qualche motivo, non può essere inserita in una delle altre categorie.
- E specie introdotta o sfuggita alla cattività, priva dei requisiti previsti per la categoria C.
- X specie escluse poiché relative a segnalazioni non omologate dalla COI o non sottoposte ad essa, o non sufficientemente documentate.

In un numero molto limitato di casi è risultato ammissibile e necessario l'utilizzo contemporaneo delle lettere A e C per specie diffuse con popolazioni naturali e non.

Categorie di status generale (codice numerico, prima colonna)

- 1 regolare: presenza constatata in almeno 9 degli ultimi 10 anni.
- 2 irregolare: presenza constatata più di 10 volte e in almeno 6 anni dopo il 1950, ma in meno di 9 degli ultimi 10 anni.
- 3 accidentale: presenza constatata 1-10 volte o in 1-5 anni dopo il 1950.
- 4 storico: presenza constatata almeno una volta, ma non dopo il 1950.

Categorie di status riproduttivo (codice numerico, seconda colonna)

- 1 regolare: nidificazione accertata in almeno 9 degli ultimi 10 anni.
- 2 irregolare: nidificazione accertata in 4-8 degli ultimi 10 anni.
- 3 accidentale: nidificazione accertata solo in 1-3 degli ultimi 10 o più anni.
- 4 storico: nidificazione apparentemente regolare in un qualsiasi periodo, ma mai negli ultimi 10 anni.
- 0 specie per la quale mancano prove certe di nidificazione.

Categorie tradizionali derivate da Fasola & Brichetti (1984)

- S Sedentaria (*Sedentary*): specie o popolazione presente per tutto il corso dell'anno che porta regolarmente a termine il ciclo riproduttivo.
 - B Nidificante (*Breeding*): specie o popolazione che porta regolarmente a termine il ciclo riproduttivo.
 - M Migratrice (*Migratory*): specie o popolazione che compie annualmente spostamenti dalle aree di nidificazione verso i quartieri di svernamento.
 - W Svernante (*Wintering*): specie o popolazione migratrice che si sofferma a passare l'inverno, o parte di esso.
 - E Estivante (*Non-breeding summer visitor*): specie o popolazione migratrice che si trattiene durante il periodo estivo o per buona parte di esso, senza portare a termine il ciclo riproduttivo.
 - A Accidentale (*Accidental*): specie segnalata fino a 10 volte al 31 dicembre 2019.
 - (A) Accidentale storico (*Historical accidental*): specie segnalata fino a 10 volte ma mai dopo il 31 dicembre 1949. Il numero che segue i simboli A e (A) si riferisce a quante volte la specie è stata segnalata nel Lazio. Per le specie accidentali anche per il territorio italiano sono state considerate valide solo le osservazioni accettate dalla COI.
- reg regolare (*regular*) per indicare una costante ricorrenza annuale nel tempo.
- irr irregolare (*irregular*) per indicare invece una saltuarietà.
- ? può seguire ogni simbolo, esprime dubbi su quello stato fenologico.
- Si segnala che nel caso di utilizzo di più categorie fenologiche queste sono riportate in ordine di importanza; mentre per descrivere situazioni complesse è stata inserita una nota al termine dell'elenco.

ELENCO IN ORDINE SISTEMATICO

LISTE A-B-C

Galliformes

Phasianidae

1	Quaglia	<i>Coturnix coturnix</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	
2	Coturnice	<i>Alectoris graeca</i>	A	1	1	SB	
3	Pernice rossa	<i>Alectoris rufa</i>	C	2	3	SB ?	
4	Francolino di Erckel	<i>Fringilla erckelli</i>	C	1	1	SB ?	1
5	Fagiano comune	<i>Phasianus colchicus</i>	C	1	1	SB	
6	Starna	<i>Perdix perdix</i>	C	1	3	SB t?	

Anseriformes

Anatidae

7	Gobbo della Giamaica	<i>Oxyura jamaicensis</i>	C	3	0	A 5	
8	Gobbo rugginoso	<i>Oxyura leucocephala</i>	A	3	0	A 5	
9	Cigno reale	<i>Cygnus olor</i>	AC	1	1	M reg, W, SB	
10	Cigno selvatico	<i>Cygnus cygnus</i>	A	3	0	A 6	
11	Oca colombaccio	<i>Branta bernicla</i>	A	3	0	A 2	
12	Oca collaroso	<i>Branta ruficollis</i>	B	4	0	(A 1)	
13	Oca del Canada	<i>Branta canadensis</i>	C	1	1	SB	
14	Oca selvatica	<i>Anser anser</i>	AC	1	0	M reg, W	
15	Oca granaia	<i>Anser fabalis</i>	A	2	0	M irr, W irr	
16	Oca zamperosee	<i>Anser brachyrhynchus</i>	A	3	0	A 1	
17	Oca lombardella	<i>Anser albifrons</i>	A	2	0	M irr, W irr	
18	Oca lombardella minore	<i>Anser erythropus</i>	A	3	0	A 6	
19	Moretta codona	<i>Clangula hyemalis</i>	A	2	0	M irr, W irr	
20	Edredone	<i>Somateria mollissima</i>	A	2	0	M irr, W irr	
21	Orco marino	<i>Melanitta fusca</i>	A	1	0	M reg, W	
22	Orchetto marino	<i>Melanitta nigra</i>	A	1	0	M reg, W	
23	Quattrocchi	<i>Bucephala clangula</i>	A	2	0	M irr, W irr	
24	Pesciaiola	<i>Mergellus albellus</i>	A	2	0	M irr, W irr	
25	Smergo maggiore	<i>Mergus merganser</i>	A	2	0	M irr, W irr	
26	Smergo minore	<i>Mergus serrator</i>	A	1	0	M reg, W	
27	Volpoca	<i>Tadorna tadorna</i>	A	1	2	M reg, W, B irr	
28	Casarca	<i>Tadorna ferruginea</i>	AC	2	0	M irr	
29	Anatra marmorizzata	<i>Marmaronetta angustirostris</i>	A	3	0	A 2	
30	Fistione turco	<i>Netta rufina</i>	AC	1	1	M reg, W, SB	
31	Moriglione	<i>Aythya ferina</i>	A	1	3	M reg, W, E, B irr	
32	Moretta tabaccata	<i>Aythya nyroca</i>	A	1	3	M reg, W, E, B irr	
33	Moretta dal collare	<i>Aythya collaris</i>	A	3	0	A 1	
34	Moretta	<i>Aythya fuligula</i>	A	1	3	M reg, W, E, B irr	
35	Moretta grigia	<i>Aythya marila</i>	A	2	0	M irr, W irr	
36	Marzaiola	<i>Spatula querquedula</i>	A	1	3	M reg, B irr, W irr	
37	Mestolone	<i>Spatula clypeata</i>	A	1	3	M reg, W, B irr	
38	Canapiglia	<i>Mareca strepera</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
39	Fischione	<i>Mareca penelope</i>	A	1	0	M reg, W, E	

40	Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>	AC	1	1	M reg, W, SB	
41	Codone	<i>Anas acuta</i>	A	1	0	M reg, W E irr	
42	Alzavola	<i>Anas crecca</i>	A	1	3	M reg, W, B irr	

Podicipediformes**Podicipedidae**

43	Tuffetto	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
44	Svasso collaroso	<i>Podiceps grisegena</i>	A	2	0	M irr, W irr	
45	Svasso maggiore	<i>Podiceps cristatus</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
46	Svasso cornuto	<i>Podiceps auritus</i>	A	2	0	M irr, W irr	
47	Svasso piccolo	<i>Podiceps nigricollis</i>	A	1	0	M reg, W, E irr	

Phoenicopteriformes**Phoenicopteridae**

48	Fenicottero	<i>Phoenicopus roseus</i>	A	1	0	M reg, W, E	
----	-------------	---------------------------	---	---	---	-------------	--

Columbiformes**Columbidae**

49	Piccione selvatico	<i>Columba livia</i>	AC	1	1	SB	2
50	Colombella	<i>Columba oenas</i>	A	1	3	M reg, W, SB ?	
51	Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
52	Tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>	A	1	1	SB	
53	Tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>	A	1	1	M reg, B	

Pteroclitiformes**Pteroclitidae**

54	Sirratte	<i>Syrhaptes paradoxus</i>	B	4	0	(A 3)	
----	----------	----------------------------	---	---	---	-------	--

Caprimulgiformes**Caprimulgidae**

55	Succiacapre	<i>Caprimulgus europaeus</i>	A	1	1	M reg, B	
56	Succiacapre isabellino	<i>Caprimulgus aegyptius</i>	A	3	0	A 1	

Apodidae

57	Rondone maggiore	<i>Tachymarptis melba</i>	A	1	1	M reg, B	
58	Rondone indiano	<i>Apus affinis</i>	B	4	0	(A 1)	
59	Rondone pallido	<i>Apus pallidus</i>	A	1	1	M reg, B	
60	Rondone comune	<i>Apus apus</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	

Cuculiformes**Cuculidae**

61	Cuculo dal ciuffo	<i>Clamator glandarius</i>	A	1	1	M reg, B	
62	Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	A	1	1	M reg, B	

Gruiformes**Rallidae**

63	Porciglione	<i>Rallus aquaticus</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
64	Re di quaglie	<i>Crex crex</i>	A	2	0	M irr, W irr	

65	Voltolino	<i>Porzana porzana</i>	A	1	3	M reg, W, B irr	
66	Schiribilla	<i>Zapornia parva</i>	A	1	0	M reg, W irr	
67	Schiribilla grigiata	<i>Zapornia pusilla</i>	A	2	0	M irr	
68	Pollo sultano	<i>Porphyrio porphyrio</i>	A	3	0	A 4	3
69	Gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
70	Folaga	<i>Fulica atra</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
Gruidae							
71	Damigella della Numidia	<i>Anthropoides virgo</i>	A	3	0	A 2	
72	Gru	<i>Grus grus</i>	A	1	0	M reg, W irr, E irr	
Otididae							
73	Gallina prataiola	<i>Tetrax tetrax</i>	A	2	0	M irr	
74	Otarda	<i>Otis tarda</i>	A	3	0	A 2	
75	Ubara africana	<i>Clamydotis undulata</i>	B	4	0	(A 2)	
76	Ubara asiatica	<i>Clamydotis macqueenii</i>	B	4	0	(A 2)	
Gaviiformes							
Gaviidae							
77	Strolaga minore	<i>Gavia stellata</i>	A	2	0	M irr, W irr	
78	Strolaga mezzana	<i>Gavia arctica</i>	A	1	0	M reg, W	
79	Strolaga maggiore	<i>Gavia immer</i>	A	3	0	A 8	
Procellariiformes							
Hydrobatidae							
80	Uccello delle tempeste	<i>Hydrobates pelagicus</i>	A	2	0	M irr	
Procellariidae							
81	Berta grigia	<i>Ardenna grisea</i>	A	3	0	A 1	
82	Berta maggiore	<i>Calonectris diomedea</i>	A	1	1	M reg, SB, W	
83	Berta minore	<i>Puffinus yelkouan</i>	A	1	1	M reg, SB, W	
84	Berta balearica	<i>Puffinus balearicus</i>	A	3	0	A 2	4
85	Berta minore fosca	<i>Puffinus lherminieri</i>	A	3	0	A 1	5
86	Berta di Bulwer	<i>Bulweria bulwerii</i>	A	3	0	A 1	
Ciconiiformes							
Ciconiidae							
87	Cicogna nera	<i>Ciconia nigra</i>	A	1	2	M reg, W irr, B irr	
88	Cicogna bianca	<i>Ciconia ciconia</i>	A	1	0	M reg, W irr, E	
Pelecaniformes							
Threskiornithidae							
89	Spatola	<i>Platalea leucorodia</i>	A	1	0	M reg, W, E	
90	Ibis sacro	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	C	2	0	M irr, W irr	
91	Mignattaio	<i>Plegadis falcinellus</i>	A	1	0	M reg, W irr, E irr	
Ardeidae							
92	Tarabuso	<i>Botaurus stellaris</i>	A	1	4	M reg, W	
93	Tarabusino	<i>Ixobrychus minutus</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	
94	Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>	A	1	1	M reg, B, W	
95	Sgarza ciuffetto	<i>Ardeola ralloides</i>	A	1	3	M reg, B irr, W irr	

96	Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>	A	1	1	M reg, SB, W
97	Airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>	A	1	1	M reg, W, SB
98	Airone rosso	<i>Ardea purpurea</i>	A	1	1	M reg, B
99	Airone bianco maggiore	<i>Ardea alba</i>	A	1	0	M reg, W, E
100	Airone bianco intermedio	<i>Ardea brachyrhyncha</i>	A	3	0	A 1
101	Garzetta	<i>Egretta garzetta</i>	A	1	1	M reg, W, SB
102	Airone schistaceo	<i>Egretta gularis</i>	A	2	0	M irr, W irr
Pelecanidae						
103	Pellicano comune	<i>Pelecanus onocrotalus</i>	A	3	0	A 8
Suliformes						
Sulidae						
104	Sula	<i>Morus bassanus</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
Phalacrocoracidae						
105	Marangone minore	<i>Microcarbo pygmaeus</i>	A	1	0	M reg, W
106	Marangone dal ciuffo	<i>Gulosus aristotelis</i>	A	1	1	SB, M irr, W
107	Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>	A	1	1	M reg, W, SB
Charadriiformes						
Bhurinidae						
108	Occhione	<i>Burhinus oedicephalus</i>	A	1	1	M reg, SB
Haematopodidae						
109	Beccaccia di mare	<i>Haematopus ostralegus</i>	A	1	0	M reg, E, W irr
Recurvirostridae						
110	Avocetta	<i>Recurvirostra avosetta</i>	A	1	3	M reg, W, B irr
111	Cavaliere d'Italia	<i>Himantopus himantopus</i>	A	1	1	M reg, B
Charadriidae						
112	Pivieressa	<i>Pluvialis squatarola</i>	A	1	0	M reg, W, E
113	Piviere dorato	<i>Pluvialis apricaria</i>	A	1	0	M reg, W
114	Piviere orientale	<i>Pluvialis fulva</i>	A	3	0	A 3
115	Piviere tortolino	<i>Eudromias morinellus</i>	A	1	0	M reg
116	Corriere grosso	<i>Charadrius hiaticula</i>	A	1	0	M reg, W
117	Corriere piccolo	<i>Charadrius dubius</i>	A	1	1	M reg, B, W
118	Fratino	<i>Charadrius alexandrinus</i>	A	1	1	M reg, W, SB
119	Corriere di Leschenault	<i>Charadrius leschenaultii</i>	A	3	0	A 2
120	Pavoncella	<i>Vanellus vanellus</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
121	Pavoncella gregaria	<i>Vanellus gregarius</i>	A	3	0	A 7
Scolopacidae						
122	Piro piro codalunga	<i>Bartramia longicauda</i>	B	4	0	(A 1)
123	Chiurlo piccolo	<i>Numenius phaeopus</i>	A	1	0	M reg, W irr, E irr
124	Chiurlottello	<i>Numenius tenuirostris</i>	A	3	0	A
125	Chiurlo maggiore	<i>Numenius arquata</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
126	Pittima minore	<i>Limosa lapponica</i>	A	1	0	M reg, W irr
127	Pittima reale	<i>Limosa limosa</i>	A	1	0	M reg, W irr, E irr
128	Volta pietre	<i>Arenaria interpres</i>	A	1	0	M reg, W
129	Pivanello maggiore	<i>Calidris canutus</i>	A	1	0	M reg, W irr
130	Combattente	<i>Calidris pugnax</i>	A	1	0	M reg, W irr, E irr

131	Gambecchio frullino	<i>Calidris falcinellus</i>	A	2	0	M irr
132	Piovanello comune	<i>Calidris ferruginea</i>	A	1	0	M reg, W irr, E irr
133	Gambecchio nano	<i>Calidris temminckii</i>	A	1	0	M reg, W reg
134	Piovanello tridattilo	<i>Calidris alba</i>	A	1	0	M reg, W
135	Piovanello pancianera	<i>Calidris alpina</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
136	Piovanello violetto	<i>Calidris maritima</i>	A	3	0	A 1
137	Gambecchio di Baird	<i>Calidris bairdii</i>	A	3	0	A 2
138	Gambecchio comune	<i>Calidris minuta</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
139	Piro piro fulvo	<i>Calidris subruficollis</i>	A	3	0	A 1
140	Piovanello pettorale	<i>Calidris melanotos</i>	A	3	0	A 3
141	Limnodromo pettorossiccio	<i>Limnodromus scolopaceus</i>	A	3	0	A 3
142	Beccaccia	<i>Scolopax rusticola</i>	A	1	0	M reg, W
143	Croccolone	<i>Gallinago media</i>	A	1	0	M reg
144	Beccacino	<i>Gallinago gallinago</i>	A	1	0	M reg, W
145	Frullino	<i>Lymnocyrtus minimus</i>	A	1	0	M reg, W
146	Falaropo beccosottile	<i>Phalaropus lobatus</i>	A	3	0	A 8
147	Falaropo beccolargo	<i>Phalaropus fulicarius</i>	A	3	0	A 3
148	Piro piro del Terek	<i>Xenus cinereus</i>	A	2	0	M irr
149	Piro piro piccolo	<i>Actitis hypoleucos</i>	A	1	3	M reg, W, E, B irr
150	Piro piro culbianco	<i>Tringa ochropus</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
151	Totano zampegialle minore	<i>Tringa flavipes</i>	A	3	0	A 1
152	Totano moro	<i>Tringa erythropus</i>	A	1	0	M reg, W, E
153	Pantana	<i>Tringa nebularia</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
154	Pettegola	<i>Tringa totanus</i>	A	1	3	M reg, W, B irr
155	Piro piro boschereccio	<i>Tringa glareola</i>	A	1	0	M reg, E, W irr
156	Albastrello	<i>Tringa stagnatilis</i>	A	1	0	M reg, E irr

Glareolidae

157	Corrione biondo	<i>Cusorius cursor</i>	A	3	0	A 3
158	Pernice di mare	<i>Glareola pratincola</i>	A	1	0	M reg

Laridae

159	Gabbianello	<i>Hydrocoloeus minutus</i>	A	1	0	M reg, W
160	Gabbiano tridattilo	<i>Rissa tridactyla</i>	A	2	0	M irr, W irr
161	Gabbiano roseo	<i>Larus genei</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
162	Gabbiano comune	<i>Larus ridibundus</i>	A	1	0	M reg, W, E
163	Gabbiano corallino	<i>Larus melanocephalus</i>	A	1	0	M reg, W, E irr
164	Gabbiano corso	<i>Larus audouinii</i>	A	1	2	M reg, W, B irr
165	Gavina	<i>Larus canus</i>	A	1	0	M reg, W irr
166	Zafferano	<i>Larus fuscus</i>	A	1	0	M reg, W
167	Gabbiano reale nordico	<i>Larus argentatus</i>	A	2	0	M irr, W irr
168	Gabbiano reale	<i>Larus michahellis</i>	A	1	1	SB, M reg
169	Gabbiano reale pontico	<i>Larus cachinnans</i>	A	2	0	M irr, W irr
170	Mugnaiaccio	<i>Larus marinus</i>	A	2	0	M irr, W irr
171	Fratello	<i>Sternula albifrons</i>	A	1	3	M reg, B irr
172	Sterna zampanere	<i>Gelochelidon nilotica</i>	A	1	0	M reg, E
173	Sterna maggiore	<i>Hydroprogne caspia</i>	A	1	0	M reg, E irr, W irr
174	Mignattino piombato	<i>Chlidonias hybrida</i>	A	1	0	M reg, W irr
175	Mignattino alibianche	<i>Chlidonias leucopterus</i>	A	1	0	M reg

176	Mignattino comune	<i>Chlidonias niger</i>	A	1	0	M reg, W irr
177	Sterna comune	<i>Sterna hirundo</i>	A	1	2	M reg, B reg ?
178	Sterna di Rueppell	<i>Sterna bengalensis</i>	A	3	0	A 2
179	Beccapesci	<i>Sterna sandvicensis</i>	A	1	0	M reg, W, E

Stercorariidae

180	Labbo codalunga	<i>Stercorarius longicaudus</i>	A	3	0	A 4
181	Labbo	<i>Stercorarius parasiticus</i>	A	1	0	M reg, W
182	Stercorario mezzano	<i>Stercorarius pomarinus</i>	A	1	0	M reg, W
183	Stercorario maggiore	<i>Catharacta skua</i>	A	2	0	M irr

Alcidae

184	Pulcinella di mare	<i>Fratercula arctica</i>	A	2	0	M irr ?
185	Gazza marina	<i>Alca torda</i>	A	2	0	M irr ?

Strigiformes**Tytonidae**

186	Barbagianni	<i>Tyto alba</i>	A	1	1	SB, M irr
-----	-------------	------------------	---	---	---	-----------

Strigidae

187	Civetta	<i>Athene noctua</i>	A	1	1	SB, M irr
188	Assiolo	<i>Otus scops</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
189	Gufo comune	<i>Asio otus</i>	A	1	1	M reg, W, SB
190	Gufo di palude	<i>Asio flammeus</i>	A	1	0	M reg, W irr
191	Allocco	<i>Strix aluco</i>	A	1	1	SB, M irr
192	Gufo reale	<i>Bubo bubo</i>	A	2	3	M irr ?, SB ?

Accipitriformes**Pandionidae**

193	Falco pescatore	<i>Pandion haliaetus</i>	A	1	0	M reg, W irr
-----	-----------------	--------------------------	---	---	---	--------------

Accipitridae

194	Falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
195	Capovaccaio	<i>Neophron percnopterus</i>	A	2	4	M irr
196	Biancone	<i>Circus gallicus</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
197	Grifone	<i>Gyps fulvus</i>	C	1	1	SB
198	Avvoltoio monaco	<i>Aegypius monachus</i>	C	3	0	A 2
199	Aquila anatraia minore	<i>Clanga pomarina</i>	A	3	0	A 9
200	Aquila anatraia maggiore	<i>Clanga clanga</i>	A	2	0	M irr, W irr
201	Aquila imperiale	<i>Aquila heliaca</i>	A	3	0	A 1
202	Aquila reale	<i>Aquila chrysaetos</i>	A	1	1	SB
203	Aquila di Bonelli	<i>Aquila fasciata</i>	A	3	0	A 5
204	Aquila minore	<i>Hieraaetus pennatus</i>	A	1	0	M reg, W
205	Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	A	1	3	M reg, W, E, B irr
206	Albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>	A	1	0	M reg, W
207	Albanella pallida	<i>Circus macrourus</i>	A	1	0	M reg, W irr
208	Albanella minore	<i>Circus pygargus</i>	A	1	1	M reg, B
209	Sparviere levantino	<i>Accipiter brevipes</i>	A	3	0	A 1
210	Sparviere	<i>Accipiter nisus</i>	A	1	1	SB, M reg, W
211	Astore	<i>Accipiter gentilis</i>	A	1	1	SB, M irr
212	Aquila di mare	<i>Haliaeetus albicilla</i>	A	2	0	M irr, W irr

213	Nibbio reale	<i>Milvus milvus</i>	A	1	1	M reg, W, SB
214	Nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
215	Poiana calzata	<i>Buteo lagopus</i>	A	2	0	M ir
216	Poiana	<i>Buteo buteo</i>	A	1	1	SB, M reg, W
217	Poiana codabianca	<i>Buteo rufinus</i>	A	2	0	M reg, W irr

Bucerotiformes**Upupidae**

218	Upupa	<i>Upupa epops</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
-----	-------	--------------------	---	---	---	-----------------

Coraciiformes**Meropidae**

219	Gruccione	<i>Merops apiaster</i>	A	1	1	M reg, B
-----	-----------	------------------------	---	---	---	----------

Coraciidae

220	Ghiandaia marina	<i>Coracias garrulus</i>	A	1	1	M reg, B
-----	------------------	--------------------------	---	---	---	----------

Alcedinidae

221	Martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>	A	1	1	SB, M reg, W
-----	------------------	----------------------	---	---	---	--------------

Piciformes**Picidae**

222	Torricollo	<i>Jynx torquilla</i>	A	1	1	M reg, B, W	
223	Picchio verde	<i>Picus viridis</i>	A	1	1	SB, M irr	
224	Picchio nero	<i>Dryocopus martius</i>	A	3	0	A 2	
225	Picchio rosso mezzano	<i>Leiopicus medius</i>	B	4	0	(A)	7
226	Picchio rosso minore	<i>Dryobates minor</i>	A	1	1	SB	
227	Picchio dorsobiano	<i>Dendrocopos leucotos</i>	A	1	1	SB	
228	Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>	A	1	1	SB, M irr	

Falconiformes**Falconidae**

229	Grillaio	<i>Falco naumanni</i>	A	1	1	M reg, B	
230	Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
231	Falco cuculo	<i>Falco vespertinus</i>	A	1	0	M reg	
232	Falco della regina	<i>Falco eleonorae</i>	A	1	0	M reg, E	
233	Smeriglio	<i>Falco columbarius</i>	A	1	0	M reg, W	
234	Lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>	A	1	1	M reg, B	
235	Lanario	<i>Falco biarmicus</i>	A	1	2	SB, M irr, W irr	
236	Sacro	<i>Falco cherrug</i>	A	1	0	M reg, W	
237	Falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	A	1	1	SB, M reg, W	8

Psittaciformes**Psittacidae**

238	Parrocchetto monaco	<i>Myiopsitta monachus</i>	C	1	1	SB
239	Parrocchetto dal collare	<i>Psittacula krameri</i>	C	1	1	SB

Passeriformes**Oriolidae**

240	Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>	A	1	1	M reg, B
-----	----------	------------------------	---	---	---	----------

Laniidae

241	Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	9
242	Averla isabellina/codirossa	<i>Lanius isabellinus/phoenicuroides</i>	A	3	0	A 1	
243	Averla cenerina	<i>Lanius minor</i>	A	1	1	M reg, B	
244	Averla maggiore	<i>Lanius exubitor</i>	A	1	0	M reg, W	
245	Averla capirossa	<i>Lanius senator</i>	A	1	1	M reg, B	

Corvidae

246	Gracchio corallino	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	A	1	1	SB	10
247	Gracchio alpino	<i>Pyrrhocorax graculus</i>	A	1	1	SB	
248	Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>	A	1	1	SB, M irr	
249	Gazza	<i>Pica pica</i>	A	1	1	SB	
250	Nocciolaia	<i>Nucifraga caryocatactes</i>	A	3	0	A 4	
251	Taccola	<i>Corvus monedula</i>	A	1	1	SB, M irr	
252	Corvo comune	<i>Corvus frugilegus</i>	A	2	0	M irr	
253	Corvo imperiale	<i>Corvus corax</i>	A	1	1	SB	
254	Cornacchia	<i>Corvus corone</i>	A	1	1	SB, M irr	

Paridae

255	Cincia mora	<i>Periparus ater</i>	A	1	1	SB, M reg, W	11
256	Cincia dal ciuffo	<i>Lophophanes cristatus</i>	A	3	0	A 2	
257	Cincia bigia	<i>Poecile palustris</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
258	Cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	A	1	1	SB, M irr, W	
259	Cinciallegre	<i>Parus major</i>	A	1	1	SB, M irr, W	

Remizidae

260	Pendolino	<i>Remiz pendulinus</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
-----	-----------	-------------------------	---	---	---	--------------	--

Alaudidae

261	Calandrina	<i>Alauda rufescens</i>	A	3	0	A 2	
262	Calandra	<i>Melanocorypha calandra</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
263	Calandrella	<i>Calandrella brachydactyla</i>	A	1	1	M reg, B	
264	Allodola golagialla	<i>Eremophila alpestris</i>	A	3	0	A 3	
265	Tottavilla	<i>Lullula arborea</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
266	Calandra siberiana	<i>Alauda leucoptera</i>	B	4	0	(A 1)	
267	Allodola	<i>Alauda arvensis</i>	A	1	1	M reg, SB, W	
268	Cappellaccia	<i>Galerida cristata</i>	A	1	1	SB, M reg, W	

Timaliidae

269	Basettino	<i>Panurus biarmicus</i>	A	2	0	M irr, W irr	
-----	-----------	--------------------------	---	---	---	--------------	--

Cisticolidae

270	Beccamoschino	<i>Cisticola juncidis</i>	A	1	1	SB, M irr, W	
-----	---------------	---------------------------	---	---	---	--------------	--

Acrocephalidae

271	Canapino pallido orientale	<i>Iduna pallida</i>	A	3	0	A 4	
272	Canapino pallido occidentale	<i>Iduna opaca</i>	A	3	0	A 4	
273	Canapino levantino	<i>Hippolais olivetrum</i>	A	3	0	A 1	
274	Canapino comune	<i>Hippolais polyglotta</i>	A	1	1	M reg, B	
275	Canapino maggiore	<i>Hippolais icterina</i>	A	1	0	M reg	
276	Pagliarolo	<i>Acrcephalus paludicola</i>	A	2	0	M irr	
277	Forapaglie castagnolo	<i>Acrcephalus melanopogon</i>	A	1	0	M reg, W, E irr	
278	Forapaglie comune	<i>Acrcephalus schoenobaenus</i>	A	1	0	M reg	
279	Cannaiola di Blyth	<i>Acrcephalus dumetorum</i>	A	3	0	A 2	

280	Cannaiola verdognola	<i>Acrocephalus palustris</i>	A	1	3	M reg, B irr
281	Cannaiola comune	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	A	1	1	M reg, B
282	Cannaiola di Jerdon	<i>Acrocephalus agricola</i>	A	3	0	A 3
283	Cannareccione	<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	A	1	1	M reg, B
Locustellidae						
284	Salciaiola	<i>Locustella luscinioides</i>	A	2	0	M irr
285	Forapaglie macchiettato	<i>Locustella naevia</i>	A	1	0	M reg
Hirundinidae						
286	Balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
287	Rondine rossiccia	<i>Cecopris daurica</i>	A	1	3	M reg, B irr
288	Rondine	<i>Hirundo rustica</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
289	Rondine montana	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	A	1	1	SB, M reg, W irr
290	Topino	<i>Riparia riparia</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
Phylloscopidae						
291	Lui bianco orientale	<i>Phylloscopus orientalis</i>	A	3	0	A 2
292	Lui bianco	<i>Phylloscopus bonelli</i>	A	1	1	M reg, B, W irr
293	Lui verde	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	A	1	1	M reg, B
294	Lui forestiero	<i>Phylloscopus inornatus</i>	A	1	0	M reg, W irr
295	Lui di Hume	<i>Phylloscopus humei</i>	A	3	0	A 5
296	Lui di Pallas	<i>Phylloscopus proregulus</i>	A	3	0	A 4
297	Lui scuro	<i>Phylloscopus fuscatus</i>	A	3	0	A 4
298	Lui grosso	<i>Phylloscopus trochilus</i>	A	1	0	M reg
299	Lui iberico	<i>Phylloscopus ibericus</i>	A	3	0	A 2
300	Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	A	1	1	M reg, SB, W
301	Lui siberiano	<i>Phylloscopus tristis</i>	A	1	1	M reg, W
302	Lui di Radde	<i>Phylloscopus schwarzi</i>	A	3	0	A 7
303	Lui verdastro	<i>Phylloscopus trochiloides</i>	A	3	0	A 2
Scotocercidae						
304	Usignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>	A	1	1	SB, M reg, W
Aegithalidae						
305	Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>	A	1	1	SB, M irr
Sylviidae						
306	Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	A	1	1	SB, M reg, W
307	Beccafico	<i>Sylvia borin</i>	A	1	0	M reg
308	Sterpazzola del deserto	<i>Sylvia deserti</i>	B	4	0	(A 1)
309	Bigia padovana	<i>Sylvia nisoria</i>	A	3	0	A 4
310	Bigia grossa occidentale	<i>Sylvia hortensis</i>	A	2	3	M irr, B ?
311	Bigia grossa orientale	<i>Sylvia crassirostris</i>	A	3	0	A 1
312	Bigiarella	<i>Sylvia curruca</i>	A	1	0	M reg
313	Occhiocotto di Menetries	<i>Sylvia mystacea</i>	A	3	0	A 1
314	Occhiocotto di Cipro	<i>Sylvia melanothorax</i>	A	3	0	A 1
315	Occhiocotto	<i>Sylvia melanocephala</i>	A	1	1	SB, M reg, W
316	Sterpazzolina comune	<i>Sylvia cantillans</i>	A	1	1	M reg, B
317	Sterpazzolina di Moltoni	<i>Sylvia subalpina</i>	A	1	1	M reg, B
318	Bigia di Rueppell	<i>Sylvia rueppellii</i>	A	2	0	M irr
319	Sterpazzola	<i>Sylvia communis</i>	A	1	1	M reg, B
320	Sterpazzola della Sardegna	<i>Sylvia conspicillata</i>	A	1	1	M reg, SB, W

321	Magnanina sarda	<i>Sylvia sarda</i>	A	2	4	M irr, B irr	
322	Magnanina comune	<i>Sylvia undata</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
Leiotrichidae							
323	Usignolo del Giappone	<i>Leiothrix lutea</i>	C	1	1	SB	12
Certhiidae							
324	Rampichino comune	<i>Certhia brachydactyla</i>	A	1	1	SB, M irr	
325	Rampichino alpestre	<i>Certhia familiaris</i>	A	1	1	SB	
Sittidae							
326	Picchio muratore	<i>Sitta europaea</i>	A	1	1	SB, M irr	
327	Picchio muraiolo	<i>Tichodroma muraria</i>	A	1	1	W, M reg, SB	
Troglodytidae							
328	Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
Cinclidae							
329	Merlo acquaiolo	<i>Cinclus cinclus</i>	A	1	1	SB, M irr	
Sturnidae							
330	Sturno	<i>Sturnus vulgaris</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
331	Sturno nero	<i>Sturnus unicolor</i>	A	3	0	A 2	
332	Sturno roseo	<i>Pastor roseus</i>	A	3	0	A 9	
Turdidae							
333	Tordo dorato	<i>Zoothera aurea</i>	B	4	0	(A 2)	
334	Tordela	<i>Turdus viscivorus</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
335	Tordo bottaccio	<i>Turdus philomelos</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
336	Tordo sassello	<i>Turdus iliacus</i>	A	1	0	M reg, W	
337	Merlo	<i>Turdus merula</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
338	Tordo oscuro	<i>Turdus obscurus</i>	B	4	0	(A 1)	
339	Cesena	<i>Turdus pilaris</i>	A	1	0	M reg, W	
340	Merlo dal collare	<i>Turdus torquatus</i>	A	1	0	M reg, W irr	
341	Tordo golanera	<i>Turdus atrogularis</i>	B	4	0	(A 2)	
Muscicapidae							
342	Usignolo d'Africa	<i>Cercotrichas galactotes</i>	A	2	0	M irr	
343	Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>	A	1	1	M reg, B	13
344	Pettirosso	<i>Erithacus rubecula</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
345	Pettazzurro	<i>Cyanecula svecica</i>	A	1	0	M reg, W	
346	Usignolo maggiore	<i>Luscinia luscinia</i>	A	2	0	M irr	
347	Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	
348	Codazzurro	<i>Tarsiger cyanurus</i>	A	3	0	A 2	
349	Pigliamosche pettirosso	<i>Ficedula parva</i>	A	2	0	M irr, W irr	
350	Balia caucasica	<i>Ficedula semitorquata</i>	A	2	0	M irr	
351	Balia nera	<i>Ficedula hypoleuca</i>	A	1	0	M reg	14
352	Balia dal collare	<i>Ficedula albicollis</i>	A	1	1	M reg, B	
353	Codiroso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochruros</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
354	Codiroso comune	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	
355	Codiroso algerino	<i>Phoenicurus moussieri</i>	A	3	0	A 1	
356	Codirossone	<i>Monticola saxatilis</i>	A	1	1	M reg, B	
357	Passero solitario	<i>Monticola solitarius</i>	A	1	1	SB, M reg, W irr	
358	Stiaccino	<i>Saxicola rubetra</i>	A	1	0	M reg, W irr	
359	Saltimpalo	<i>Saxicola torquatus</i>	A	1	1	M reg, W, SB	

360	Culbianco	<i>Oenanthe oenanthe</i>	A	1	1	M reg, B	
361	Culbianco isabellino	<i>Oenanthe isabellina</i>	A	3	0	A 5	
362	Monachella del deserto	<i>Oenanthe deserti</i>	A	3	0	A 5	
363	Monachella	<i>Oenanthe hispanica</i>	A	1	2	M reg, B irr	
364	Monachella testabianca	<i>Oenanthe leucopyga</i>	A	3	0	A 2	
Regulidae							
365	Regolo	<i>Regulus regulus</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
366	Fiorrancino	<i>Regulus ignicapillus</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
Bombycillidae							
367	Beccofrusone	<i>Bombycilla garrulus</i>	A	2	0	M irr, W irr	
Prunellidae							
368	Sordone	<i>Prunella collaris</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
369	Passera scopaiola	<i>Prunella modularis</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
Estrildidae							
370	Bengalino comune	<i>Amandava amandava</i>	C	1	3	SB ?	15
Passeridae							
371	Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>	A	1	1	SB	
372	Passera sarda	<i>Passer hispaniolensis</i>	A	1	0	M irr ?	16
373	Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>	A	1	1	SB, M reg	
374	Passera lagia	<i>Petronia petronia</i>	A	1	1	SB, M irr, W irr	
375	Fringuello alpino	<i>Montifringilla nivalis</i>	A	1	1	SB	
Motacillidae							
376	Prispolone	<i>Anthus trivialis</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	
377	Prispolone indiano	<i>Anthus hodgsoni</i>	A	3	0	A 9	
378	Pispola golarossa	<i>Anthus cervinus</i>	A	1	0	M reg, W irr	
379	Pispola	<i>Anthus pratensis</i>	A	1	0	M reg, W	
380	Spioncello	<i>Anthus spinoletta</i>	A	1	1	M reg, W, B	
381	Calandro maggiore	<i>Anthus richardi</i>	A	1	0	M reg, W	
382	Calandro	<i>Anthus campestris</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	
383	Cutrettola	<i>Motacilla flava</i>	A	1	1	M reg, B, W irr	
384	Ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>	A	1	1	M reg, SB, W	
385	Cutrettola testagialla orientale	<i>Motacilla citreola</i>	A	3	0	A 6	
386	Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
Fringillidae							
387	Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
388	Peppola	<i>Fringilla montifringilla</i>	A	1	0	M reg, W	
389	Frosone	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	A	1	1	M reg, W, SB	
390	Ciuffolotto scarlatto	<i>Carpodacus erytrinus</i>	A	2	0	M irr	
391	Ciuffolotto	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
392	Trombettiere	<i>Bucanetes githagineus</i>	A	3	0	A 7	
393	Verdone	<i>Chloris chloris</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
394	Fanello nordico	<i>Linaria flavirostris</i>	A	3	0	A 1	
395	Fanello	<i>Linaria cannabina</i>	A	1	1	SB, M reg, W	
396	Organetto	<i>Acanthis flammea</i>	A	3	0	A 3	
397	Crociera delle pinete	<i>Loxia pytyopsittacus</i>	A	3	0	A 2	
398	Crociera	<i>Loxia curvirostra</i>	A	1	3	M reg, W irr, B irr	
399	Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	A	1	1	SB, M reg, W	

400	Venturone corso	<i>Carduelis corsicana</i>	A	3	0	A 6
401	Verzellino	<i>Serinus serinus</i>	A	1	1	SB, M reg, W
402	Lucherino	<i>Spinus spinus</i>	A	1	0	M reg, W

Calcariidae

403	Zigolo della Lapponia	<i>Calcarius lapponicus</i>	A	3	0	A 3
404	Zigolo delle nevi	<i>Plectrophenax nivalis</i>	A	3	0	A 7

Emberizidae

405	Zigolo capinero	<i>Emberiza melanocephala</i>	A	1	1	M reg, B
406	Strillozzo	<i>Emberiza calandra</i>	A	1	1	SB, M reg, W
407	Zigolo muciatto	<i>Emberiza cia</i>	A	1	1	SB, M reg, W
408	Ortolano	<i>Emberiza hortulana</i>	A	1	1	M reg, B
409	Ortolano grigio	<i>Emberiza caesia</i>	A	3	0	A 3
410	Zigolo nero	<i>Emberiza cirlus</i>	A	1	1	SB, M reg, W
411	Zigolo giallo	<i>Emberiza citrinella</i>	A	1	1	M reg, SB, W
412	Zigolo golarossa	<i>Emberiza leucocephalos</i>	A	2	0	M irr
413	Migliarino di palude	<i>Emberiza schoeniclus</i>	A	1	0	M reg, W
414	Zigolo boschereccio	<i>Emberiza rustica</i>	A	3	0	A 7
415	Zigolo minore	<i>Emberiza pusilla</i>	A	3	0	A 7

LISTA D**Anseriformes****Anatidae**

1	Oca facciabianca	<i>Branta leucopsis</i>
2	Oca delle nevi	<i>Anser caerulescens</i>
3	Oca indiana	<i>Anser indicus</i>
4	Oca egiziana	<i>Alopochen aegyptiacus</i>
5	Anatra sposa	<i>Aix sponsa</i>
6	Anatra mandarina	<i>Aix galericulata</i>
7	Marzaiola americana	<i>Anas discors</i>

Columbiformes**Columbidae**

8	Tortora delle palme	<i>Streptopelia senegalensis</i>
---	---------------------	----------------------------------

Pelecaniformes**Peeicanidae**

9	Pellicano rossiccio	<i>Pelecanus rufescens</i>
---	---------------------	----------------------------

Passeriformes**Corvidae**

10	Ghiandaia siberiana	<i>Perisoreus infaustus</i>
----	---------------------	-----------------------------

Muscicapidae

11	Monachella del Finsch	<i>Oenanthe finschii</i>
----	-----------------------	--------------------------

Passerellidae

12	Junco occhiscuri	<i>Junco hyemalis</i>
----	------------------	-----------------------

LISTA E

Per le specie contrassegnate con l'asterisco sono stati riscontrati occasionali casi di nidificazione (Biondi *et al.*, 2005; Brunelli *et al.*, 2011; Brichetti & Fracasso, 2013, 2015a)

Galliformes**Odontophoridae**

- | | | |
|---|-------------------------|-------------------------------|
| 1 | Colino della Virginia | <i>Colinus virginianus</i> |
| 2 | Colino della California | <i>Callipepla californica</i> |

Phasianidae

- | | | |
|---|--------------------------|--------------------------------|
| 3 | Pavone | <i>Pavo cristatus</i> |
| 4 | Quaglia giapponese | <i>Coturnix japonica</i> |
| 5 | Quaglia cinese | <i>Synoicus chinensis</i> |
| 6 | Coturnice orientale | <i>Alectoris chukar</i> |
| 7 | Pernice sarda | <i>Alectoris barbara</i> |
| 8 | Francolino di Clapperton | <i>Pternistis clappertoni</i> |
| 9 | Francolino | <i>Francolinus francolinus</i> |

Anseriformes**Anatidae**

- | | | |
|----|--------------------------|--------------------------------|
| 10 | Dendrocigna facciabianca | <i>Dendrocygna viduata</i> |
| 11 | Dendrocigna fulva | <i>Dendrocygna bicolor</i> |
| 12 | Dendrocigna indiana | <i>Dendrocygna javanica</i> |
| 13 | Cigno nero | <i>Cygnus atratus</i> |
| 14 | Cigno tronbettiere | <i>Cygnus buccinator</i> |
| 15 | Cigno minore | <i>Cygnus colombianus</i> |
| 16 | Oca delle Hawaii | <i>Branta sandvicensis</i> |
| 17 | Oca imperatore | <i>Anser canagicus</i> |
| 18 | Oca cigno | <i>Anser cygnoid</i> |
| 19 | Oca di Magellano | <i>Chloephaga picta</i> |
| 20 | Casarca del Sudafrica | <i>Tadorna cana</i> |
| 21 | Anatra muta | <i>Cairina moschata</i> |
| 22 | Alzavola spallerosse | <i>Callonetta leucophrys</i> |
| 23 | Anatra dalla criniera | <i>Chenonetta jubata</i> |
| 24 | Alzavola dell'Amazzonia | <i>Amazonetta brasiliensis</i> |
| 25 | Codone delle Bahamas | <i>Anas bahamensis</i> |

Phoenicopteriformes**Phoenicopteridae**

- | | | |
|----|----------------------|------------------------------|
| 26 | Fenicottero del Cile | <i>Phoenicopus chilensis</i> |
| 27 | Fenicottero minore | <i>Phoeniconaias minor</i> |

Columbiformes**Columbidae**

- | | | |
|----|------------------------------|---------------------------------|
| 28 | Tortora dal collare africana | <i>Streptopelia roseogrisea</i> |
| 29 | Tortora diamantina | <i>Geopelia cuneata</i> |

Gruiformes

Gruidae

- 30 Gru coronata *Balearica regulorum*

Musophagiformes

Musophagidae

- 31 Turaco violetto *Musophaga violacea*

Pelecaniformes

Threskiornithidae

- 32 Ibis eremita *Geronticus eremita*

Cathartiformes

Cathartidae

- 33 Avvoltoio collorosso *Cathartes aura*

Accipitriformes

Accipitridae

- 34 Aquila pescatrice *Haliaeetus vocifer*
35 Poiana di Harris *Parabuteo unicinctus*

Coraciiformes

Alcedinidae

- 36 Martin pescatore pettazzurro *Halcyon malimbica*

Falconiformes

Falconidae

- 37 Gheppio americano *Falco sparverius*
38 Falco laggar *Falco jugger*

Psitaciformes

Cacatuidae

- 39 Calopsitta *Nymphicus hollandicus*
40 Cacatua delle Molucche *Cacatua moluccensis*

Psittacidae

- 41 Pappagallo cenerino *Psittacus erithacus*
42 Pappagallino caposcuro *Psilopsigon aymara*
43 Amazzone frontegialla *Amazona ochrocephala*
44 Amazzone fronteblu *Amazona aestiva*
45 Amazzone farinosa *Amazona farinosa*
46 Caicco ventrebianco *Pionites leucogaster*
47 Ararauna *Ara ararauna*
48 Ara macao *Ara macao*
49 Aratinga nanday *Aratinga nenday*
50 Aratinga del sole *Aratinga solstitialis*
51 Aratinga testablu *Psittacara acuticaudatus*
52 Aratinga mitrata *Psittacara mitratus*

53	Vasa maggiore	<i>Coracopsis vasa</i>
54	Parrocchetto gropparossa	<i>Psephotus haematonotus</i>
55	Rosella rossa	<i>Platyercus elegans</i>
56	Rosella guancegialle	<i>Platyercus icterotis</i>
57	Parrocchetto ondulato	<i>Melopsittacus undulatus</i>
58	Inseparabile dell'Abissinia	<i>Agapornis taranta</i>
59	Inseparabile facciarosa	<i>Agapornis roseicollis</i>
60	Inseparabile di Fischer	<i>Agapornis fischeri</i>
61	Inseparabile mascherato	<i>Agapornis personatus</i>
62	Inseparabile guancenere	<i>Agapornis nigrigenis</i>
63	Parrocchetto di Alessandro	<i>Psittacula eupatria</i>

Passeiformes

Corvidae

64	Cornacchia delle case	<i>Corvus splendens</i>
65	Gazza dal ciuffo golabianca	<i>Cyanocorax formosus</i>

Pycnonotidae

66	Bulbul mustacchirossi	<i>Pycnonotus jocosus</i>
67	Bulbul guncebianche	<i>Pycnonotus leucogenys</i>

Sturnidae

68	Maina comune	<i>Acridotheres tristis</i>	*
69	Sturno splendido	<i>Lamprotornis splendidus</i>	
70	Sturno splendente purpureo	<i>Lamprotornis purpureus</i>	
71	Sturno metallico	<i>Aplonis metallica</i>	

Ploceidae

72	Quelea cardinale	<i>Quelea cardinalis</i>	
73	Quelea beccorosso	<i>Quelea quelea</i>	
74	Vescovo dorato	<i>Euplectes afer</i>	*
75	Vescovo arancio	<i>Euplectes franciscanus</i>	
76	Vescovo rosso di Zanzibar	<i>Euplectes nigroventris</i>	*
77	Vescovo rosso	<i>Euplectes orix</i>	*
78	Tessitore di Pelzeln	<i>Ploceus pelzelni</i>	
79	Tessitore dorato	<i>Ploceus subaureus</i>	*
80	Gendarme	<i>Ploceus cucullatus</i>	*
81	Tessitore testanera	<i>Ploceus melanocephalus</i>	*
82	Tessitore striato	<i>Ploceus manyar</i>	

Estrildidae

83	Amaranto beccorosso	<i>Lagosticta senegala</i>	*
84	Cordonblu guancerosse	<i>Uraeginthus bengalus</i>	
85	Astrilde comune	<i>Estrilda astrild</i>	*
86	Goltagliata	<i>Amadina fasciata</i>	*
87	Cappuccino bronzato	<i>Spermestes cucullata</i>	
88	Becco d'argento	<i>Euodice cantans</i>	
89	Cappuccino groppone bianco	<i>Lonchura striata</i>	
90	Cappuccino codagialla	<i>Lonchura flaviprymna</i>	
91	Padda	<i>Lonchura oryzivora</i>	
92	Diamante mandarino	<i>Taeniopygia guttata</i>	

93	Diamante di Gould	<i>Chloebia gouldiae</i>	
Viduidae			
94	Vedova coda a spilli	<i>Vidua macroura</i>	
95	Vedova codalunga	<i>Vidua interjecta</i>	
Fringillidae			
96	Canarino del Mozambico	<i>Crithagra mozambica</i>	
97	Canarino	<i>Serinus canaria</i>	
Icteridae			
98	Ittero di Baltimora	<i>Icterus galbula</i>	
Thraupidae			
99	Cardinale ciufforosso	<i>Paroaria coronata</i>	*

LISTA X**Charadriiformes****Charadriidae**

1	Pavoncella armata	<i>Vanellus spinosus</i>	17
---	-------------------	--------------------------	----

Laridae

2	Gabbiano di Ross	<i>Rhodostethia rosea</i>	18
3	Gabbiano d'Islanda	<i>Larus glaucescens</i>	19
4	Sterna di Dougall	<i>Sterna dougalli</i>	20

Accipitriformes**Accipitridae**

5	Nibbio bianco	<i>Elanus caeruleus</i>	21
---	---------------	-------------------------	----

Passeriformes**Paridae**

6	Cincia alpestre	<i>Poecile montanus</i>	22
---	-----------------	-------------------------	----

Alaudidae

7	Allodola di Dupont	<i>Chersophilus duponti</i>	23
---	--------------------	-----------------------------	----

Note

- Specie introdotta a metà degli anni '50 del secolo scorso sull'Isola di Zannone, nidificante accertata fino al 2016, ora probabilmente estinta (Baccetti *et al.*, 2019).
- Le popolazioni dell'Arcipelago Pontino e delle coste del Lazio meridionale sono con probabilità da attribuire alla forma selvatica; le altre popolazioni regionali alla forma domestica, nonostante presentino in alcuni casi un fenotipo selvatico.
- Nel 1976 40-50 individui appartenenti alla ssp. *poliocephalus* furono introdotti nel Parco Faunistico "La Selva" di Paliano (FR) costituendo una piccola popolazione che si è autosostenuta fino ai primi anni 2000 (Brunelli *et al.*, 2011). Il nucleo si è recentemente estinto.
- Nella precedente lista (Brunelli & Fraticelli, 2010a) era inserita in Lista D poiché in letteratura era riportata la segnalazione di un individuo nel settembre 1969, non confermata dalla COI (Brichetti & Fracasso, 2003).
- Probabilmente un individuo della popolazione del Nord Atlantico, ora denominata *Puffinus baroli*.
- Specie probabilmente estinta a livello mondiale, non più osservata nella regione dalla metà degli anni '90 del secolo scorso (Zenatello & Baccetti, 2001).
- Mancano da tempo segnalazioni per il Lazio, ma la specie è stazionaria e nidificante nel settore abruzzese.

ze del PNALM (Harris & Harris, 2014), è pertanto possibile che l'assenza di segnalazioni possa imputarsi a carenza d'indagine.

8. Comprende il Falcone di Barberia *Falco (peregrinus) peregrinoides*, considerata specie separata secondo altre liste (Brichetti & Fracasso, 2015b; Gill & Donsker, 2019). L'unica segnalazione nota per il Lazio non è stata confermata per l'impossibilità di ricontrollare il reperto museale (Massa & Brichetti, 2003).
9. A seguito della revisione delle segnalazioni omologate dalla COI come Averla isabellina *Lanius isabellinus* (Fulco & Liuzzi, 2019), l'unica effettuata nel Lazio (Ladispoli (RM), 22/11/1988) è stata riclassificata come Averla isabellina/codirossa *Lanius isabellinus/phoenicuroides*.
10. La popolazione laziale è da riferire al taxon *Corvus (coronae) cornix*, mentre la Cornacchia nera *Corvus (coronae) coronae*, considerata specie separata secondo altre liste (Brichetti & Fracasso, 2015b; Gill & Donsker, 2019), è da ritenere accidentale con 4 osservazioni note (Brunelli & Fraticelli, 2010b; B. Doe, A. Circosta, F. di Rienzo in www.ornitho.it consultato il 15/11/19).
11. Rinvenuta per la prima volta nel 2015 (Londi *et al.*, 2016). In seguito alle osservazioni successive e a quelle recenti effettuate anche nelle Regioni confinanti (Toscana, Marche e Umbria) (Londi *et al.*, 2016; Pantalone & Bai, 2019; Velatta *et al.*, 2019) riteniamo possibile che la specie possa essere già stazionaria e nidificante.
12. Nella precedente lista (Brunelli & Fraticelli, 2010a) era inserita in Lista E poiché non erano note popolazioni stabili, oggi presenti in varie località della Regione (Ramellini, 2017).
13. Comprende il Pigliamosche corso *Muscicapa (striata) tyrrhenica* M reg, B?, considerato specie separata secondo altre liste e revisioni (Gill & Donsker, 2019; Viganò *et al.*, 2019).
14. Comprende la Balia dell'Atlante *Ficedula (hypoleuca) speculigera* A1, considerata specie separata secondo altre liste (Brichetti & Fracasso, 2015b; Gill & Donsker, 2019).
15. Vi sono osservazioni della specie nel Parco Nazionale del Circeo solo fino al 2016 (G. Tecchiato com. pers.).
16. La popolazione nidificante nelle isole dell'Arcipelago Pontino, all'interno della quale sono presenti anche individui con fenotipi apparentemente ascrivibili a *Passer hispaniolensis*, sulla base di indagini genetiche è da attribuire a *Passer italiae* (Hermansen, 2011).
17. Due segnalazioni non omologate dalla COI: Fogliano (LT), 10/03/1969 (Brichetti *et al.*, 2002); Passoscuro (RM), 03/09/2005 (Brichetti & Occhiato, 2007).
18. Una segnalazione non omologata dalla COI: Ladispoli (RM), 07/05/1982 (Brichetti *et al.*, 1982).
19. Una segnalazione non omologata dalla COI: Santa Marinella (RM), 26/03/2011 (Janni & Fracasso, 2015).
20. Una segnalazione non omologata dalla COI: Lago di Fogliano (LT), 02/06/1989 (Brichetti *et al.*, 2002).
21. Una segnalazione non sottoposta alla COI: Santa Marinella (RM), 1994 (Cauli & Ceccarelli, 1997).
22. Esclusa in seguito a revisione critica delle osservazioni note (Brunelli & Fraticelli, in stampa).
23. Una segnalazione non omologata dalla COI: Santa Marinella, 30/04/2012 (Janni & Fracasso, 2013).

Ringraziamenti – Per i consigli e le informazioni fornite desideriamo ringraziare Massimo Biondi, Fabrizio Bulgarini, Angelo Meschini, Alessandro Montemaggiori, Sara Riello, Stefano Sarrocco, Alberto Sorace e Gabriele Tecchiato. Desideriamo inoltre ringraziare ISPRA, nelle persone di Nicola Baccetti e Mario Cozzo, per la consultazione dell'archivio delle specie esotiche.

BIBLIOGRAFIA

- AERC TAC, 2003. AERC TAC's Taxonomic Recommendations. <http://www.aerc.eu/DOCS/AERC-TAC.pdf>

- Baccetti N., Fracasso G. & Commissione Ornitologica Italiana, 2019. La Lista CISO–COI degli uccelli italiani. <http://ciso-coi.it/commissione-ornitologica-italiana/checklist-e-red-list>, consultata il 30/09/2019.
- Baccetti N., Fracasso G., Gotti C., 2014. La lista CISO-COI degli uccelli italiani – Parte seconda: le specie naturalizzate (cat. C) e le categorie “di servizio” (cat. D, E, X), Avocetta, 38 (1): 1-21.
- Biondi M., Guerrieri G., De Vita S. & Pietrelli L., 2005. Gli uccelli esotici sul Litorale Romano (1978-2004): status, distribuzione ed annotazioni eco-etologiche. Alula, 12: 23-30.
- Brichetti P., Arcamone E., Occhiato D. & COI, 2002. Commissione Ornitologica Italiana (COI) – Report 15. Avocetta, (2): 117-121.
- Brichetti P. Fasola M. & Toso S., 1982. Comitato di Omologazione delle specie accidentali – Report 1. Riv. ital. Orn., 52 (3-4): 205-206.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2013. Ornitologia italiana. Vol. 8. Sturnidae-Fringillidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015a. Ornitologia italiana. Vol. 9. Emberizidae-Icteridae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015b. Check-list degli uccelli italiani aggiornata al 2014. Riv. ital. Orn., 85 (1): 31-50.
- Brichetti P. & Occhiato D., 2007. Commissione Ornitologia Italiana (COI) – Report 20. Avocetta, 31 (1-2): 75-88.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010a. Check-list degli Uccelli del Lazio aggiornata al dicembre 2009. Riv. ital. Orn., 80 (1): 3-20.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010b. Gli uccelli di comparsa accidentale nel Lazio a tutto il 2019. Alula, 17: 23-42.
- Brunelli M. & Fraticelli F., in stampa. Sulla presenza della Cincia alpestre *Poecile montanus* in Appennino centrale. Riv. ital. Orn.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di), 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma.
- Cauli F. & Ceccarelli W., 1997. Macchiatonda. Una Riserva sulla Costa degli Etruschi. Edizioni Cine Teulada, Roma.
- del Hoyo J. & Collar N.J., 2014. HBW and BirdLife International Illustrated Checklist of the Birds of the World. Vol. 1: Non-Passerines. Lynx Edicions, Barcellona.
- del Hoyo J. & Collar N.J., 2016. HBW and BirdLife International Illustrated Checklist of the Birds of the World. Vol. 2: Passerines. Lynx Edicions, Barcellona.
- Fasola M. & Brichetti P., 1984. Proposte per una terminologia ornitologica. Avocetta, 8: 119-225.
- Fulco E. & Liuzzi C., 2019. Commissione Ornitologica Italiana (COI) – Report 28. Avocetta, 43 (2).
- Gill F. & Donsker D., (Eds). 2019. IOC World Bird List (v 9.2). Doi 10.14344/IOC.ML.9.2. <http://www.worldbirdnames.org>
- HBW & BirdLife International, 2018. Handbook of the birds of the world and BirdLife International digital checklist of the birds of world. Ver. 3. <http://datazone.birdlife.org/species/taxonomy>
- Harris P. & Harris S., 2014. New breeding records of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in Abruzzo, Italy. Avocetta, 38 (1): 40-41.
- Hermansen J.S., Saether S.A., Elgvin T.O., Borge T., Hjelle E. & Saetre G.P., 2011. Hybrid speciation in sparrows I: phenotypic intermediacy, genetic admixture and barriers to gene flow. Molecular Ecology, 20: 3812-3822.
- Janni O. & Fracasso G., 2013. Commissione Ornitologica Italiana (COI) – Report 25. Avocetta, 37 (1): 67-74.

- Janni O. & Fracasso G., 2015. Commissione Ornitologica Italiana (COI) – Report 26. Avocetta, 39 (1): 37-57.
- Londi G., Papi R. & Colonnelli L., 2016. Prima segnalazione di Cincia alpestre *Lophophanes cristatus* nel Lazio. Alula, 23: 132-134.
- Massa B. & Brichetti P., 2003. Revisione delle segnalazioni italiane di *Falco peregrinus pelegrinoides* Temminck, 1829. Avocetta, 27 (2): 167-171.
- Pantalone M. & Bai S.O., 2019. Prima nidificazione di Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus* nelle Marche. Alula, questo numero.
- Ramellini S., 2017. L'Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* nel Lazio: aggiornamento della distribuzione ed annotazioni eco-etologiche. Alula, 24: 95-108.
- Velatta F., Magrini M. & Lombardi G. (a cura di), 2019. Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria. Distribuzione regionale degli uccelli nidificanti e svernanti. Regione Umbria, Perugia.
- Viganò M., Corso A., Illa M. & Starnini L., 2019. Identification of Mediterranean Flycatcher. Dutch Birding, 41: 295-317.
- Zenatello M. & Baccetti N., 2001. Piano d'azione nazionale per il Chiurlottello *Numenius tenuirostris*. Quad. Cons. Natura, 7, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.

AVIFAUNA NIDIFICANTE NEGLI AMBIENTI APERTI DEL PARCO NAZIONALE DELL'APPENNINO TOSCO EMILIANO

TOMMASO CAMPEDELLI^(1,*), GUGLIELMO LONDI⁽¹⁾, WILLY REGGIONI⁽²⁾
& GUIDO TELLINI FLORENZANO⁽¹⁾

⁽¹⁾ Dream Italia – Via Garibaldi, 3 – 52015 Pratovecchio Stia (AR)

⁽²⁾ Parco Nazionale dell'Appennino Tosco Emiliano – Via Comunale, 23 – 54010 Sassalbo di Fivizzano (MS)

(*) Autore per la corrispondenza: emberiza1978@gmail.com

Abstract – Breeding Birds in the mountain open habitats of the Appennino Tosco Emiliano National Park. The Northern Apennines is considered one of the Italian biodiversity hotspots. The presence of different climatic and environmental conditions, amplified by the transformations due to the millennial human activity, has contributed to creating landscapes suitable for many animal and plant species, mostly characterized by different ecological needs. In the two-year period 2017-2018, as part of a national project, the Appennino Tosco Emiliano National Park has funded a research on birds related to agricultural, and open in general, environments in order to obtain indicators for monitoring the conservation status of the open habitats in the Park and surrounding areas. The presence of species generally localized in the Apennines, such as the Rock Thrush or the Alpine Accentor, typical of high altitude rocky environments; the presence of conspicuous populations of species linked to mountain prairies, such as the Tree Pipit and the Rock Pipit, the latter present here with density probably among the highest registered in Italy; or again of species typical of traditional agricultural environments, today decreasing throughout their distribution area, such as the Red-backed Shrike, highlight the importance that this area has for the conservation of biodiversity, above all for species living in open mountain habitats.

INTRODUZIONE

L'Appennino settentrionale, ed in particolare il tratto toско-emiliano, è considerato, anche in virtù di un elevato numero di endemismi, una delle principali aree di interesse per la biodiversità a livello nazionale (S.I.B., 2006). Questa condizione, dovuta in buona parte alla posizione di cerniera tra la regione mediterranea e quella continentale, determina una ricchezza di ambienti e di specie notevolissima, anche per quanto riguarda la fauna (Stoch, 2006).

Il Parco Nazionale dell'Appennino Tosco Emiliano, all'interno dei suoi 26.149 ettari, tutela alcuni tra gli ambienti di maggiore interesse naturalistico di quest'area, tra cui estese superfici di praterie e ambienti rocciosi di alta quota, che fanno da contorno ad alcune delle principali vette dell'Appennino settentrionale. Si tratta di ambienti peculiari, dalle caratteristiche tipicamente alpine, carattere questo evidente anche per quanto riguarda la composizione e la struttura dei popolamenti di uccelli nidificanti (Londi *et al.*, 2010).

Sebbene la presenza antropica nel Parco sia decisamente ridotta, e circa il 70% della superficie sia attualmente occupato da foreste, l'uomo, e con lui le trasformazioni prodotte in particolare dall'attività agro-pastorale, hanno condizionato e condizionano

tuttora, buona parte del territorio. Le dinamiche socio-economiche che hanno determinato, in particolare in montagna, una riduzione significativa delle aree agricole e degli ambienti aperti in generale (Falcucci *et al.*, 2007) non hanno risparmiato l'Appennino settentrionale (Agnoletti, 2005; Bonavita *et al.*, 2007) dove gli effetti sui popolamenti animali sono stati accertati da tempo (Farina, 1991). Tuttavia, quest'area conserva ancora paesaggi agro-pastorali di notevole interesse naturalistico, legati alla presenza di produzioni agricole di eccellenza e che negli ultimi anni hanno mostrato segni di rinascita e nuova vitalità. Proprio in quest'ottica deve essere valutata la recente designazione del territorio del Parco e dei comuni limitrofi a Riserva MAB (Man and Biosphere) dell'Unesco, una designazione che oltre a riconoscere il valore ambientale e culturale del territorio, impegna il Parco e tutte le Amministrazioni coinvolte alla tutela della biodiversità legata in particolare ai paesaggi culturali, creando una sinergia che va ben oltre i confini dell'area protetta.

In questa sede vengono presentati i risultati di un'indagine finanziata dal Parco Nazionale dell'Appennino Tosco Emiliano, realizzata nell'ambito del progetto "*Gli uccelli come indicatori della biodiversità: le comunità ornitiche negli agroecosistemi dei parchi nazionali italiani*" e che ha visto il coinvolgimento di altri Parchi Nazionali italiani. Obiettivo dell'indagine definire la presenza, distribuzione e abbondanza delle specie di uccelli nidificanti negli ambienti agricoli, in particolare passeriformi, per arrivare a definire degli indicatori di qualità e funzionalità ecosistemica delle aree agricole dei Parchi Nazionali italiani.

AREA DI STUDIO

L'area interessata dall'indagine comprende l'intera superficie del Parco Nazionale dell'Appennino Tosco Emiliano più altre aree contermini interessando, complessivamente, 20 comuni nelle province di Lucca, Massa Carrara, Reggio nell'Emilia e Parma (Fig. 1). All'interno di quest'area sono stati individuati i 72 transetti, rappresentativi dei principali paesaggi agricoli e degli ambienti aperti, che costituiscono le aree di campionamento standardizzato (cfr. Metodi). Da un punto di vista ambientale, l'indagine ha interessato tre sistemi ambientali:

- 1) le praterie e i pascoli montani posti alle quote più elevate;
- 2) i pascoli e le residue aree agricole montane, diffusi prevalentemente in Garfagnana, nell'Alta Val Parma e nella Valle Secchia, inseriti in una matrice ambientale prettamente forestale e caratterizzati dalla presenza di pascoli stagionali e piccoli appezzamenti coltivati, per lo più con patate e cereali (orzo, farro);
- 3) le aree agricole di collina e bassa montagna del versante emiliano, dominate dal "paesaggio del parmigiano reggiano" e caratterizzate da estese coltivazioni a foraggiere, con una diffusa presenza di siepi e boschetti.

In questi tre sistemi sono state individuate 17 aree, sette nelle praterie sommitali, sette nelle agricole montane e tre nelle aree agricole del settore collinare e basso-montano emiliano (Fig. 1, Tab. 1). Queste aree sono state definite in base a criteri geografici

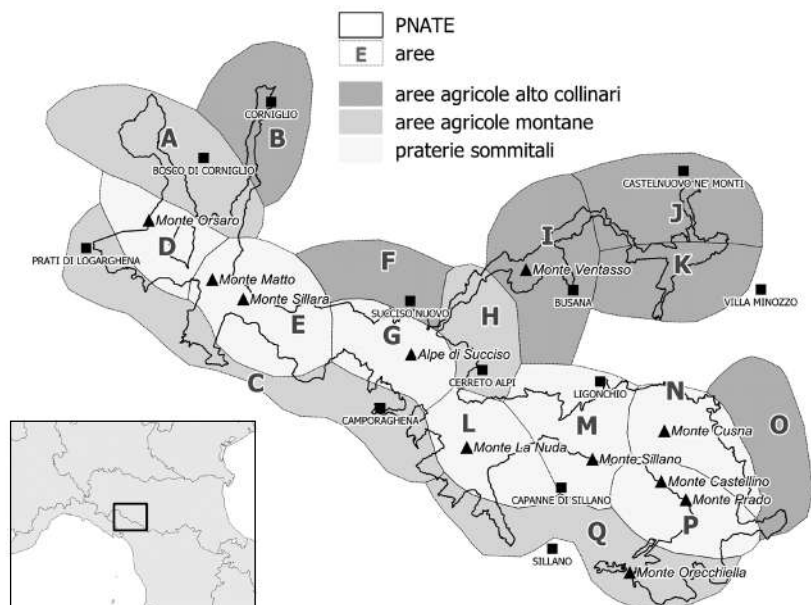


Figura 1. Area di studio.

(es. complessi montuosi ben definiti o tratti di crinale separati da passi), climatici (es. i due versanti dell'Appennino) e ambientali generali, separando ad esempio, sempre per quanto riguarda le praterie d'altitudine, quelle a prevalente copertura erbacea da quelle ricche di affioramenti rocciosi e pareti. Questa suddivisione, lungi da voler essere una caratterizzazione oggettiva del territorio, ha il solo scopo di facilitare l'esposizione e la discussione dei risultati, evidenziando, dove presenti, differenze e gradienti nella distribuzione e abbondanza delle specie oggetto di studio.

Il range altitudinale entro cui sono stati raccolti i dati varia da una altitudine minima di 420 metri s.l.m (Loc. Le Salde, comune di Castelnovo ne' Monti) a una massima di 2077 metri s.l.m (M.te La Piella, comprensorio del Cusna, nel comune di Villa Minozzo).

METODI

Nell'ambito del protocollo di monitoraggio previsto dal progetto, sono stati individuati 72 transetti di 0,5 km circa, rappresentativi dei tre sistemi ambientali sopra descritti. Per ciascuno di questi transetti è stata effettuata una sola ripetizione nel periodo riproduttivo del biennio 2017-2018, in giornate caratterizzate da buone condizioni meteorologiche e comunque in assenza di precipitazioni e vento forte (valori inferiori a 3 nella scala di Beaufort), entro 5/6 ore dall'alba. La tecnica di censimento utilizzata è quella del Mapping transect (Bibby *et al.*, 2000), che consiste nel percorrere a velocità costante (indicativamente 2 km/h) i transetti annotando, per ciascun uccello visto o udito, la posi-

Tabella 1. Elenco delle 17 aree in cui è stata suddivisa l'area di studio; per ciascuna è fornito un breve inquadramento geografico con elencati i principali rilievi e località. Le aree A, B, C, F, H, O e Q appartengono al sistema ambientale delle praterie e pascoli montani; le aree D, E, G, L, M, N e P a quello delle aree agricole di montagna; I, J e K a quello delle aree agricole collinari.

codice	descrizione
A	Val di Parma, aree agricole a monte degli abitati di Cirone e Sesta (PR), pascoli di crinale tra il Passo della Cisa e Groppo del Vescovo
B	Val di Parma, aree agricole nei dintorni di Corniglio (PR)
C	Prati di Logarghena (Filattiera, MS), pascoli nei dintorni di Camporarghena e Sassalbo (Comano e Fivizzano, MS)
D	Alta Val di Parma, tratto di crinale compreso tra il M.te Orsaro e M.te Brusa, comprende il M.te Marmagna e Aquila
E	Alta Val di Cedra, tratto di crinale compreso tra il passo di Badignana e Cima Canuti, comprende il M.te Matto, Paitino, Sillara, Bragalata e Bocco
F	Aree agricole montane nei pressi di Miscoso e Succiso Nuovo (Ramiseto, RE)
G	Praterie di crinale dell'Alpe di Succiso
H	Pascoli del Monte Ventasso e Cerreto Alpi
I	Aree agricole dei Comuni di Ramiseto e Busana (RE)
J	Aree agricole collinari nel comune di Castelnuovo né Monti (RE)
K	Aree agricole collinari nel comune di Villaminuzzo (RE)
L	Praterie di crinale tra la Tecchia di Rometo e M.te Ischia, comprende il M.te La Nuda, Cima Belfiore e M.te Scalocchi
M	Praterie di crinale tra M.te Cavalbianco e M.te di Soraggio, comprende il Passo di Pradarena e il M.te Sillano
N	Praterie di crinale del M.te Cusna e dell'Alpe di Vallestrina
O	Praterie di crinale tra il M.te Castellina e il M.te Forbici, comprende il M.te Prado, il Passo di Lama Lite, M.te Vecchio, gli Scaloni e M.te Bocca di Scala
P	Aree agricole montane nel comune di Villaminuzzo (Civago, Case Balocchi, Cervarolo)
Q	Pascoli e aree agricole nella Riserva Statale dell'Orecchiella (San Romano in Garfagnana, LU) e Alpe di Massa (Villa Collemantina, LU)

zione del contatto direttamente su una mappa da campo, entro una fascia di 150 metri su entrambi i lati del transetto. Oltre alla localizzazione, per ogni contatto è stata annotata la specie, il numero di individui, l'attività, distinguendo tra individuo in canto, richiamo, osservazione semplice, individuo in spostamento, individuo che trasporta cibo per i pulli (imbeccata) e, quando possibile, il sesso e all'età degli individui osservati.

Oltre ai rilievi standard, il protocollo di monitoraggio prevedeva la realizzazione di rilievi integrativi volti a raccogliere il maggior numero di informazioni possibili sulla presenza e distribuzione in particolare delle specie di maggiore interesse conservazionistico. Anche in questo caso sono state raccolte le stesse informazioni previste per i rilievi standard; la localizzazione delle osservazioni è stata registrata mediante GPS. Nel

caso specifico delle praterie di alta quota, i rilievi integrativi sono stati svolti utilizzando la stessa metodologia dei rilievi standard e come tali sono stati considerati nel calcolo degli IKA (vedi sotto). Complessivamente quindi, i transetti percorsi assommano a 63,1 km.

Nella descrizione dei risultati generali sono state considerate tutte le specie rilevate, anche quelle forestali o comunque non prettamente legate agli ambienti aperti, in quanto utili, a nostro avviso, ad una caratterizzazione più esaustiva dei popolamenti ornitici nidificanti negli ambienti indagati.

La presenza e la distribuzione delle specie legate agli ambienti aperti, in totale 18, obiettivo principale dello studio, è discussa in dettaglio all'interno di schede monografiche. Per 15 di queste, per le quali è stato raccolto un numero sufficiente di osservazioni ($n \geq 7$, distribuiti in almeno due delle aree in cui è stato suddiviso il territorio di indagine), abbiamo calcolato, per ciascuna area, l'indice di abbondanza chilometrica (IKA).

Non sono stati presi in considerazione invece i rapaci diurni, poiché i dati raccolti non possono essere considerati rappresentativi della loro distribuzione nel Parco, in quanto la metodologia di indagine utilizzata non è particolarmente indicata per lo studio di queste specie.

RISULTATI

Nell'ambito delle due stagioni riproduttive sono state effettuate 19 giornate di rilievo, distribuite nel periodo 17 giugno-3 luglio; in tutti i casi tranne uno, sono stati effettuati sia rilievi standardizzati sia integrativi. Per limitare l'effetto di variabili indipendenti, legate ad esempio alle condizioni climatiche stagionali, si è provveduto a effettuare ogni anno un numero equo di transetti posti ad altitudini e in condizioni ambientali differenti.

Complessivamente sono state rilevate 70 specie, di cui tre, Tottavilla, Calandro e Averla piccola, considerate di particolare interesse conservazionistico ai sensi della Direttiva 2009/14/CEE (Tab. 2).

Considerando i soli dati raccolti durante i censimenti standardizzati, la specie più abbondante è risultata la Capinera, con 222 individui, seguita dal merlo con 198 e dallo Spioncello con 185. Tutte le altre specie hanno fatto registrare meno di 100 individui. Le uniche specie osservate una sola volta, peraltro con un solo individuo, sono due: Quaglia e Zigolo muciatto, quest'ultimo comunque osservato in più occasioni nell'ambito dei rilievi integrativi. Considerando separatamente i tre sistemi ambientali indagati, a parte le praterie e gli ambienti aperti d'altitudine, che ospitano un popolamento peculiare, in cui domina lo Spioncello (circa il 40% degli individui rilevati appartiene a questa specie), seguito da Allodola (14%) e Prispolone (11%), la Capinera e il Merlo sono, negli altri due sistemi, le due specie più abbondanti, rispettivamente con un numero di individui pari a circa il 13% e l'11% del totale. Nei paesaggi agricoli di montagna sono risultati piuttosto comuni anche il Lù piccolo e il Verdone, rispettivamente con 32 e 31 individui, pari a circa il 7,5% dell'intero popolamento. Nelle aree agricole collinari e di bassa montagna è invece la Passera d'Italia la terza specie più abbondante, con 82 indi-

Tabella 2. Elenco delle specie osservate durante i rilievi; per ciascuna specie è riportato il numero di individui rilevato nell'ambito dei rilievi standard, suddivisi nelle tre tipologie ambientali principali (Praterie = praterie e pascoli di alta quota; Agr. Montagna = aree agricole montane; Agr. Collina = aree agricole collinari), e il numero di individui rilevati durante i rilievi integrativi. * indica le specie di interesse trattate nelle schede monografiche.

		Dati standard				
		Tipologie ambientali			Dati integrativi	Totale
Specie		Praterie	Agr. Montagna	Agr. Collina		
Quaglia*	<i>Coturnix coturnix</i>	1			1	1
Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>		13	8	21	21
Tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>		2		2	2
Tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>		14		14	28
Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>		3		3	7
Rondone comune	<i>Apus apus</i>	1	4	9	14	18
Rondone maggiore	<i>Apus melba</i>				1	1
Torcicollo*	<i>Jynx torquilla</i>		5	2	7	14
Picchio verde	<i>Picus viridis</i>		20	2	22	23
Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>		9	4	13	14
Picchio rosso minore	<i>Dendrocopos minor</i>		3		3	5
Tottavilla*	<i>Lullula arborea</i>	3	12	10	25	54
Allodola*	<i>Alauda arvensis</i>	63		4	67	225
Rondine montana	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>				6	6
Rondine	<i>Hirundo rustica</i>		41	5	46	50
Balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>		5		5	8
Calandro*	<i>Anthus campestris</i>	2			2	9
Prispolone*	<i>Anthus trivialis</i>	50		8	58	188
Spioncello*	<i>Anthus spinoletta</i>	183		2	185	603
Ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>		1	2	3	11
Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>		3	3	6	17
Merlo acquaiolo	<i>Cinclus cinclus</i>				1	1
Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2	14	5	21	23
Passera scopaiola*	<i>Prunella modularis</i>	2			2	17
Sordone	<i>Prunella collaris</i>	5			5	11
Pettiroso	<i>Erithacus rubecula</i>	2	52	11	65	92
Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>		64		64	65
Codirosso spazzacamino*	<i>Phoenicurus ochruros</i>	38	4		42	164
Codirosso comune	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>		24	7	31	40
Saltimpalo*	<i>Saxicola torquatus</i>	4	4	6	14	31
Culbianco*	<i>Oenanthe oenanthe</i>	16			16	80
Codirossone*	<i>Monticola saxatilis</i>	8			8	12
Merlo	<i>Turdus merula</i>	2	146	50	198	207

continua

		Dati standard					
		Tipologie ambientali			Totale	Dati integrativi	Totale
Specie		Praterie	Agr. Montagna	Agr. Collina			
Tordo bottaccio	<i>Turdus philomelos</i>		9	3	12	7	19
Tordela	<i>Turdus viscivorus</i>	2	5	3	10	7	17
Sterpazzolina di Moltoni	<i>Sylvia subalpina</i>		7	5	12	2	14
Sterpazzola*	<i>Sylvia communis</i>	2	22	19	43	42	85
Beccafico*	<i>Sylvia borin</i>					3	3
Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	13	154	55	222	41	263
Lui bianco	<i>Phylloscopus bonelli</i>		9		9	13	22
Lui verde	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>					2	2
Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	20	30	32	82	76	158
Fiorrancino	<i>Regulus ignicapilla</i>			3	3	1	4
Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>		5	3	8		8
Cincia bigia	<i>Poecile palustris</i>	2	10	6	18		18
Cincia mora	<i>Periparus ater</i>	5	1	12	18	4	22
Cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	47	21	70	4	74
Cinciallegra	<i>Parus major</i>	3	59	8	70	2	72
Picchio muratore	<i>Sitta europaea</i>		8	2	10	6	16
Rampichino comune	<i>Certhia brachydactyla</i>		12	1	13	1	14
Rigogolo	<i>Oriolus oriolus</i>		13	1	14		14
Averla piccola*	<i>Lanius collurio</i>	1	10	20	31	51	82
Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>	1	29	8	38		38
Gazza	<i>Pica pica</i>		2		2	4	6
Cornacchia grigia	<i>Corvus cornix</i>	1	23	6	30	7	37
Corvo imperiale	<i>Corvus corax</i>	6			6	1	7
Sturno	<i>Sturnus vulgaris</i>		10		10		10
Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>		82		82	22	104
Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>		4		4		4
Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	4	18	11	33	17	50
Verzellino	<i>Serinus serinus</i>		21	2	23	4	27
Verdone	<i>Carduelis chloris</i>	2	17	31	50	15	65
Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>		14	6	20	4	24
Fanello	<i>Carduelis cannabina</i>	15		3	18	62	80
Crociere	<i>Loxia curvirostra</i>			2	2		2
Ciuffolotto	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>		4		4	11	15
Zigolo giallo*	<i>Emberiza citrinella</i>	1		1	2	5	7
Zigolo nero	<i>Emberiza cirius</i>		60	17	77	7	84
Zigolo muciatto	<i>Emberiza cia</i>			1	1	6	7
Strillozzo*	<i>Emberiza calandra</i>		5	1	6	5	11

vidui censiti corrispondente a circa il 7% del numero totale di uccelli rilevati. Per quanto riguarda la struttura dei popolamenti, sempre utilizzando i soli dati standard, sono i sistemi agricoli di collina e bassa montagna ad ospitare il maggior numero di specie (50), seguite dai pascoli e aree agricole montane (45) e quindi dalle praterie di alta quota, in cui sono state rilevate 31 specie (non abbiamo considerato il rondone comune in quanto frequenta questi ambienti esclusivamente in alimentazione).

In Tab. 3 sono riportati i valori di IKA per le 15 specie di ambiente aperto che hanno fatto registrare un numero di osservazioni sufficienti.

DISCUSSIONE

Caratteristiche generali dei popolamenti

I dati raccolti permettono di definire alcuni elementi generali che caratterizzano l'avifauna nidificante nei tre sistemi ambientali indagati.

Per quanto riguarda i pascoli e le aree agricole montane e le aree agricole di collina

Tabella 3. Valori di indice di abbondanza chilometrica (IKA) calcolati per ciascuna area geografica, per le 15 specie di ambiente aperto che hanno fatto registrare un numero sufficiente di osservazioni ($n \geq 7$, distribuiti in almeno due delle aree in cui è stato suddiviso il territorio di indagine). Per le altre tre specie è invece riportato il numero di individui censiti. Per ciascuna area è indicato il numero di km percorsi nell'ambito dei rilievi standard (transetti).

	Praterie							Agr. Montagna							Agr. Collina			
aree	D	E	G	L	M	N	P	A	B	C	F	H	O	Q	I	J	K	n
km	6.1	10.9	4.6	6.0	5.4	15.6	14.5	2.5	3.0	1.8	1.3	1.2	1.7	3.8	3.7	4.8	4.1	
	IKA																	
Toricollo								0.3			0.9		0.3		0.5	0.2	0.2	7
Tottavilla						0.4	0.1	2.0	0.3	2.7	1.6	2.6		0.3	0.5	1.3	0.2	33
Allodola	2.1	0.6	2.6	3.2	6.1	5.2	2.9	2.0		1.1		1.7						217
Prispolone	3.7	1.6	3.0	2.0	3.2	1.8	2.5	3.6		0.5		4.3						162
Spioncello	11.7	8.8	12.0	11.0	2.2	9.8	8.1			0.5		0.9						574
Passera scopaiola	0.5	0.5				0.1	0.3											14
Sordone	0.5	0.5	0.2				0.1											10
Codirosso spazzacamino	5.1	2.7	3.3	4.7	0.7	1.2	1.2	0.7					0.6		0.2			148
Saltimpalo						0.4	0.4			2.2		0.9	0.5		0.5	0.4		19
Culbianco	1.1	0.4	0.7	0.8	0.4	1.9	1.8											76
Codirossone	0.3	0.2	0.9				0.3											12
Sterpazzola								4.4	0.3	2.2	2.4	3.4	4.0	0.5	2.1	0.6		43
Averla piccola								0.4		6.5	1.6	4.3		1.3		1.5	0.2	33
Fanello	1.6	0.6	0.4	0.5	1.1	0.9	0.6	0.8						0.3				54
Strillozzo										0.5	1.6	0.9			0.3	0.4		7
	n. individui																	
Calandro							7											7
Beccafico							3											3
Zigolo giallo								2				1						3

e bassa-montagna, l'analisi della composizione e della struttura del popolamento nidificante evidenzia, sia in termini di numero di specie sia di abbondanza relativa, una netta prevalenza delle specie legate agli ambienti forestali. Questo aspetto deve essere messo in relazione con le caratteristiche ambientali dell'area sia a scala vasta, le aree agricole si trovano infatti inserite in una matrice ambientale prevalentemente forestale, sia a scala più di dettaglio, per la diffusa presenza di siepi, alberature e boschetti. Questi elementi del paesaggio, oltre a costituire di per sé ambienti idonei a numerose specie forestali, svolgono il ruolo di corridoi ecologici, facilitando lo spostamento, e quindi la diffusione, di queste specie, anche di quelle più esigenti da un punto di vista ecologico (es. Picchio rosso minore). In un contesto ambientale di questo tipo, tra le specie maggiormente legate agli ambienti agricoli, risultano più diffuse proprio quelle legate ai paesaggi agricoli più diversificati, caratterizzati dalla presenza di siepi, boschetti e alberi isolati, come l'Averla piccola, la Sterpazzola e, anche se in misura minore, il Torcicollo, oppure proprio alla presenza di situazioni ecotonali, di margine tra gli ambienti aperti e le aree boscate, come la Tottavilla. A livello di ricchezza dei popolamenti, è interessante notare la minima differenza che esiste tra le aree agricole di collina e bassa-montagna e i pascoli e le aree agricole residuali montane, soprattutto alla luce dell'entità delle superfici indagate, molto minore nel caso dei pascoli e aree agricole montane. Questo conferma l'importanza che gli ambienti agricoli di montagna rivestono in termini di conservazione della biodiversità, almeno per quanto riguarda gli uccelli.

Per quanto riguarda invece le praterie di alta quota, queste ospitano popolazioni, anche cospicue, di specie di notevole interesse conservazionistico, quantomeno a livello nazionale e regionale. Tra queste figurano lo Spioncello, presente qui con densità probabilmente tra le più elevate d'Italia (Brichetti & Fracasso, 2007), il Codirosso, specie oramai legata quasi esclusivamente agli ambienti aperti di alta montagna (Brichetti & Fracasso, 2008) e considerata in diminuzione a scala nazionale (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015a), il Sordone, specie tipicamente alpina, che trova solo negli ambienti rocciosi posti alle quote più elevate l'habitat idoneo per la nidificazione (Brichetti & Fracasso, 2007) e non ultima l'Allodola, la cui presenza negli ambienti agricoli collinari è oramai diventata assolutamente marginale (tutti i dati raccolti riguardano le praterie di alta quota), anche in questo caso in linea con un trend negativo a scala nazionale che interessa soprattutto gli ambienti coltivati collinari e di pianura (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015a).

Le specie di ambiente aperto

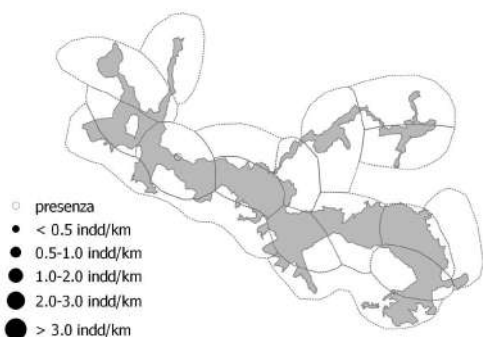
L'analisi dei valori IKA elaborati a scala di singola area, permette di evidenziare differenze e elementi di specificità. Per quanto riguarda le specie tipiche, almeno in questo territorio, delle praterie di alta quota, l'area di maggiore interesse sembra essere l'Alta Val Parma e Cedra. In quest'area infatti si registrano i maggiori valori di densità per ben sette specie: Spioncello, Prispolone, Passera scopaiola, Sordone, Codirosso spazzacamino, Culbianco e Fanello. Le ragioni di questa situazione, peraltro già note (Ravasi, 1995), vanno ricercate nella contemporanea presenza di condizioni climatiche pret-

tamente mesofile e una diffusa presenza di ambienti rocciosi, condizioni che fanno di questo tratto di crinale, a dispetto di altitudini non tra le più elevate, quello dalle caratteristiche più “alpine”. Interessante come in questo comprensorio siano particolarmente abbondanti, almeno rispetto alle altre aree di crinale, anche due specie legate alla presenza di vegetazione arbustiva, come il Fanello, diffuso in particolare in corrispondenza dei vaccineti, e la Passera scopaiola. Quest’ultima, oltre che negli ambienti di margine, in particolare dove sono presenti conifere, è stata rinvenuta anche in piena prateria, in presenza di singoli o pochi esemplari di arbusti isolati (es. *Salix* sp.). Condizioni simili sembrano caratterizzare anche il tratto di crinale dei Cento Laghi, tra il Monte Sillara e Cima Canuti, e di Cerreto Laghi, con i contrafforti del Monte La Nuda e della Tecchia di Rometo. Per quanto riguarda le altre aree, da segnalare la presenza relativamente diffusa del Codirossone sull’Alpe di Succiso e del Culbianco nei comprensori del Monte Cusna e del Monte Prado, particolarmente adatti ad una specie che predilige aree aperte con diffusi affioramenti rocciosi, ma che mostra una minore ipsofilia rispetto ad esempio al Sordone o allo Spioncello, e che in queste aree trova nelle conche glaciali ambienti particolarmente adatti. Interessanti anche le differenze riscontrate in una delle specie più abbondanti in assoluto in questi ambienti, l’Allodola; questa specie fa registrare le densità massime, tra l’altro di tutto rilievo con valori rispettivamente di 6,1 e 5,2 individui/km, nei tratti di crinale a est di Pradarena, tra il Monte Sillano e l’anfiteatro delle Porraie, e sul massiccio del Monte Cusna. Le densità più basse, pari a solo 0,6 individui/km si registrano invece nel tratto dei Cento Laghi. In quest’area, a differenza dei tratti citati in precedenza, i versanti occidentali, dove domina una vegetazione di tipo erbaceo, molto più idonea all’Allodola rispetto al vaccineto, dominante nei versanti orientali, mostrano pendenze rilevanti, con frequenti affioramenti rocciosi, condizioni non certo ottimali per una specie legata a situazioni morfologicamente meno accentuate.

Per quanto riguarda i pascoli e le aree agricole di montagna, qui si registrano le maggiori densità di due specie di particolare interesse conservazionistico, la Tottavilla e l’Averla piccola, entrambe risultate relativamente abbondanti nelle aree aperte dell’Alta Garfagnana e del versante settentrionale del Monte Ventasso, nei dintorni di Vallisnera. In queste aree esistono ancora complessi di pascoli, piuttosto estesi in particolare nel versante emiliano, per lo più utilizzati per la monticazione del bestiame, ovino in Toscana, vaccino in Emilia, con presenza di vegetazione arbustiva e arborea sparsa, ambienti quindi particolarmente idonei per queste specie. In particolare l’Averla piccola, potrebbe risultare qui avvantaggiata anche da condizioni climatiche mesofile; almeno in Toscana infatti, sebbene in un contesto di generalizzata e significativa contrazione della popolazione, le aree montane, a parità di condizioni ambientali, sembrano aver risentito meno di questa diminuzione, ospitando, al momento, la parte più cospicua della popolazione regionale. A ulteriore sostegno di questa ipotesi il fatto che in queste aree, ma più in generale nei contesti montani, l’Averla piccola si trova anche in ambienti a prima vista non ottimali, come ad esempio arbusteti particolarmente densi, oramai quasi chiusi, e cedui tagliati di recente (es. Valtiberina Toscana, T. Campedelli *oss. pers.*). Un’altra zona di particolare interesse è quella del Cirone, l’unica insieme ai pascoli di

Vallisnera, dove è stata registrata la presenza dello Zigolo giallo. In generale, in queste aree risultano particolarmente diffuse altre due specie, il Prispolone, che qui mostra valori di densità superiori anche agli ambienti di margine delle praterie sommitali, e la Sterpazzola. Infine le aree agricole collinari; in queste zone, caratterizzate da ampie superfici a foraggiere e discrete estensioni di siepi e alberature, le specie di ambiente aperto maggiormente diffuse risultano l'Averla piccola, la Tottavilla e la Sterpazzola. Il fatto che nessuna di queste specie faccia registrare qui i massimi valori di densità, rispetto ad esempio alle aree agricole montane, potrebbe dipendere più dalla struttura del piano di campionamento che da una effettiva minore idoneità. In queste aree infatti, la distribuzione dei rilievi standardizzati ha privilegiato gli ambienti coltivati più intensivi e meno diversificati, non particolarmente idonei a queste specie. Questo sembra valere in particolare per l'Averla piccola; a fronte infatti di valori di densità relativamente bassi, si contano numerosi dati integrativi raccolti durante gli spostamenti o in orari al di fuori dei rilievi standard, che indicano un'ampia diffusione della specie.

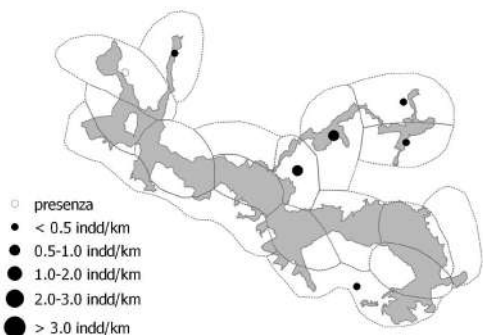
SCHEDA MONOGRAFICHE



QUAGLIA *Coturnix coturnix*

Nell'ambito dell'indagine la Quaglia è stata rilevata in una sola occasione, un individuo in canto presso Cima Canuti, ad oltre 1700 m, una quota prossima al massimo conosciuto per la specie in Appennino (1850 m, Brichetti & Fracasso, 2004). Nell'area di indagine la specie

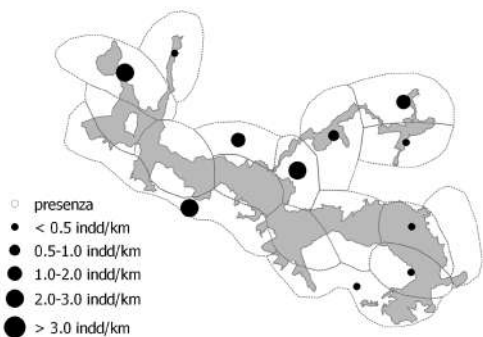
era già stata segnalata a 1600 m circa nei pressi del M.te Sillano (Lombardi *et al.*, 1998). Nessun dato è stato raccolto nella fascia collinare del versante emiliano, dove pure sono maggiormente rappresentati gli ambienti più idonei per la nidificazione (colture erbacee estese, in particolare frumento e erba medica) e dove la Quaglia è considerata relativamente comune (Brichetti & Fracasso, 2004). Meno sorprendente l'assenza nel versante toscano, dove gli ambienti adatti sono per lo più assenti e la distribuzione della specie appare scarsa ed irregolare (Tellini Florenzano *et al.*, 1997; Lombardi *et al.*, 1998). La specie è soggetta a fluttuazioni interannuali nel numero di individui molto rilevanti, e non è da escludere che questo possa essere alla base dell'assenza di dati in aree invece idonee alla specie; questo fenomeno, noto da tempo, è stato tra l'altro studiato proprio in Appennino settentrionale (Farina, 1971).



TORCICOLLO *Jinx torquilla*

Nei due anni di indagine il Torcicollo è stato rilevato 14 volte, in tutti i casi le osservazioni si riferiscono a individui in canto. La maggior parte delle osservazioni è concentrata nel versante emiliano, nella fascia compresa tra Castelnuovo ne' Monti e Villa Minozzo a est e il M.te Ventasso a ovest.

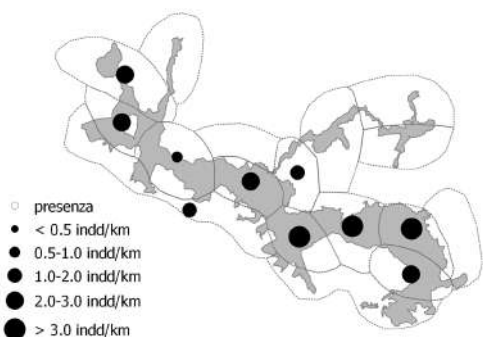
La quota più alta a cui è stata rilevata la specie è 1220 m, lungo la strada che da Vallisnera sale sul M.te Ventasso. Le caratteristiche ambientali di questi paesaggi risultano indubbiamente favorevoli per la specie, in particolare per la presenza di siepi e grandi alberi isolati (Tellini Florenzano *et al.*, 1997). Altre osservazioni riguardano le aree coltivate limitrofe agli abitati di Bosco e Canetolo, a monte di Corniolo, a quote comprese tra 750 e 900 m. Nel versante toscano le uniche segnalazioni riguardano l'Orecchiella e le aree coltivate limitrofe all'abitato di Magliano. È probabile che il Torcicollo sia più diffuso di quanto non emerga da questa indagine, in quanto la fenologia riproduttiva della specie è abbastanza precoce. Il Torcicollo è considerato in forte diminuzione a livello nazionale e in diminuzione moderata in Emilia-Romagna (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015a,b); la conservazione della struttura dei paesaggi agricoli delle aree collinari e basso montane del versante emiliano, rappresenta indubbiamente l'azione più importante per la sua conservazione.



TOTTAVILLA *Lullula arborea*

La Tottavilla è risultata piuttosto localizzata nell'area di studio, e anche nelle aree più idonee non raggiunge mai densità particolarmente elevate. Il maggior numero di osservazioni si concentra nella fascia collinare del versante emiliano, dove il paesaggio agrario caratterizzato dall'al-

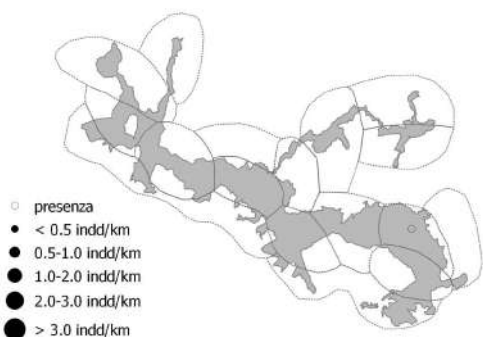
ternanza di colture e aree boscate costituisce indubbiamente un habitat particolarmente idoneo alla specie (Campedelli *et al.*, 2016). Nella fascia montana la presenza della Tottavilla è in genere localizzata; appare più regolare nel versante toscano, dove le condizioni climatiche risultano più favorevoli ad una specie che comunque predilige situazioni termofile (Brichetti & Fracasso, 2007). Rappresenta un'eccezione l'area dell'Alpe di Vallestrina, dove la Tottavilla è relativamente comune, in aree di margine al limite superiore della faggeta, a quote comprese tra 1550 e 1700 m, altitudini particolarmente elevate per questa specie. Segnalazioni a altitudini simili, superiori anche a 1700 m, sono riportate da Londi (2015) nel tratto compreso tra il Passo di Pradarena e il M.te Prado, e più in generale sopra i 1500 m (oss. vari). È probabile che negli ultimi anni vi sia stata una tendenza della specie a salire di quota: sia Tellini Florenzano *et al.* (1997) per la Toscana, sia Ravasini (1995) per la provincia di Parma, indicavano in 1300 m circa la quota massima di presenza.



ALLODOLA *Alauda arvensis*

L'AlloDola, tra le specie di ambienti aperti, è risultata quella più abbondante dopo lo Spioncello. Distribuita senza soluzione di continuità lungo tutto il crinale, raggiunge densità particolarmente elevate nella porzione meridionale del Parco, nel tratto che dal passo di Pradarena

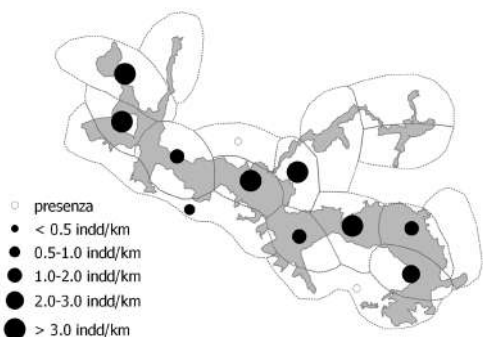
arriva fino al M.te Forbici, compreso il massiccio del M.te Cusna. L'AlloDola è particolarmente diffusa nei versanti esposti a sud-sudovest, dove è predominante la prateria; nei versanti esposti a nord nordest, dove domina il vaccinetto, diventa più localizzata, presente solo nelle aree con copertura erbacea sufficiente. La situazione non sembra essere cambiata rispetto a quanto riportato in passato da diversi autori (Ravasini, 1995; Lombardi *et al.*, 1998). L'AlloDola sembra invece completamente assente dai coltivi della fascia collinare dove effettivamente le aree idonee non sono molte; gran parte del paesaggio agrario è infatti costituita da un sistema di campi alternati a aree boscate e con una diffusa presenza di siepi e alberature. Una ricerca effettuata sul portale Ornitho.it per i comuni della fascia collinare del Parco e zone limitrofe non ha fornito alcun risultato (oss. vari). È indubbio che questa assenza debba essere collegata anche al drammatico declino che la specie sta sperimentando oramai da diversi anni e che interessa in particolare le aree coltivate di pianura e collina (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015a).



CALANDRO *Anthus campestris*

Nell'ambito di questa indagine il Calandro è stato rilevato esclusivamente nel comprensorio del M.te Cusna, dove la presenza di fenomeni erosivi diffusi crea le condizioni ideali per la presenza di questa specie, in particolare nel versante nord del massiccio. Tutte le osservazioni

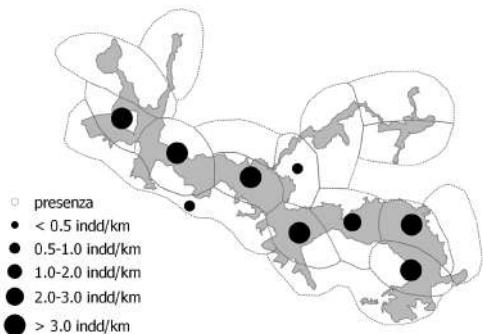
sono state effettuate a quote superiori a 1700 m. L'assenza di osservazioni nelle altre aree del Parco può essere imputabile, almeno in parte, a difetto di indagine; Londi (2014 e 2015) riporta infatti alcune osservazioni nei pressi del M.te Sillano e del M.te Bargetana, vicino al M.te Prado, a oltre 1900 m di quota. Dobbiamo considerare che spesso la specie è presente a basse densità, e quindi più difficilmente contattabile, anche se, effettivamente, gli ambienti idonei non sono molto diffusi e, in particolare per quanto riguarda la porzione settentrionale del Parco, anche le condizioni climatiche risultano meno idonee, per una specie che comunque, soprattutto alle altitudini maggiori, predilige situazioni asciutte e ben esposte (Tellini Florenzano *et al.*, 1997). Per la provincia di Parma, Ravasini (1995) indicava in 1300 m la quota massima di nidificazione, mentre segnalazioni più recenti a quote superiori a 1600 m sono riportate anche per la limitrofa provincia di Modena (oss. vari).



PRISPOLONE *Anthus trivialis*

Il Prispolone è diffuso senza soluzione di continuità lungo tutto il crinale appenninico dove risulta una delle specie più abbondanti; alcune osservazioni interessano anche i crinali secondari, in particolare nel versante emiliano (es. M.te Ventasso), comunque sempre ad altitudini

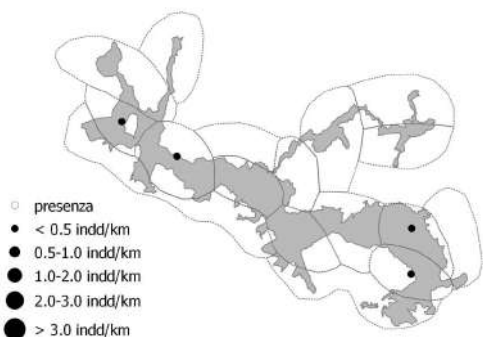
superiori ai 1100 m. La situazione attuale non sembra molto diversa da quella descritta per la fine del secolo scorso (Ravasini, 1995; Tellini Florenzano *et al.*, 1997), quando l'abbondanza delle specie negli ambienti ecotonali di alta quota era nota (Farina, 1981; Lombardi *et al.*, 1998); è tuttavia probabile che, almeno alle quote più basse, la specie abbia risentito negativamente della perdita degli spazi aperti e che oggi sia meno comune che in passato (Tellini Florenzano *et al.*, 1997). Il Prispolone frequenta ambienti ecotonali di varia natura, dal margine tra bosco e prateria, condizione in cui raggiunge le densità più elevate, ai pascoli arborati fino a formazioni boschive degradate e in condizioni di forte pendenza (Brichetti & Fracasso, 2007). La conservazione del mosaico di coltivi, pascoli e boschi che caratterizza ancora, soprattutto nel versante emiliano, le aree di media e bassa montagna assume indubbiamente una notevole importanza per garantire un buono stato di conservazione della specie.



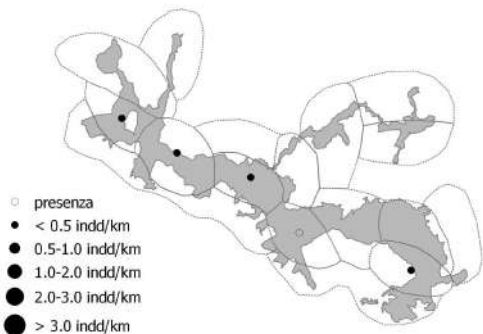
SPIONCELLO *Anthus spinoletta*

Lo Spioncello è risultata, tra le specie di ambiente aperto, la più abbondante in assoluto. La specie frequenta praterie e pascoli di alta quota caratterizzati da affioramenti rocciosi e aree a vegetazione rada; frequente anche nei vaccinati, evita esclusivamente le aree rocciose più acclivi

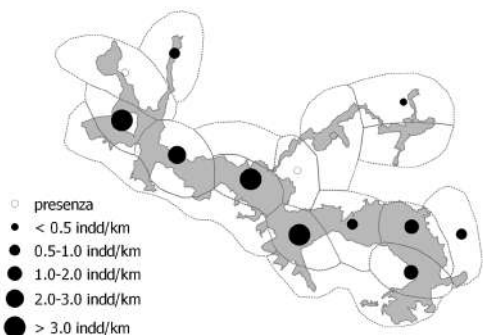
(cfr. Tellini Florenzano *et al.*, 1997). Nell'area di studio è presente lungo tutto il crinale senza soluzione di continuità, con alcune osservazioni disgiunte presso i Prati di Pagliaro, sopra Cerreto Alpi (1100 m di quota) e ai Prati di Logarghena (1030 m di quota). Nell'area di studio lo Spioncello mostra densità estremamente elevate, pari a circa 33 maschi cantori/km², in assoluto tra le più elevate registrate in Italia (Brichetti & Fracasso, 2007). L'abbondanza della specie nell'area era già nota, in particolare per il versante toscano (Farina, 1981; Lombardi *et al.*, 1998). A livello nazionale lo Spioncello è considerato in declino moderato (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015a) e la conservazione della popolazione presente in questo tratto di Appennino assume rilevanza nazionale.

PASSERA SCOPAIOLA*Prunella modularis*

La Passera scopaiola è risultata diffusa in due aree ben distinte, nei rilievi dell'Alta Val di Parma e Cedra, dove la distribuzione risulta più continua, e nel comprensorio M.te Cusna-M.te Prado, dove invece appare più localizzata. Tutte le osservazioni ricadono nella fascia altimetrica compresa tra 1500 e 1800 m. Le osservazioni effettuate si riferiscono principalmente a individui in canto in aree di prateria caratterizzate dalla presenza di arbusti, per lo più *Salix* sp. (es. salicone *Salix caprea*), anche molto radi e in contesti con rocce affioranti diffuse, in misura minore in ambienti di margine tra faggeta e prateria. La distribuzione della specie ricalca quanto riportato da altri autori (Ravasini, 1995; Tellini Florenzano *et al.*, 1997), anche se è verosimilmente più diffusa di quanto non emerga dai risultati di questa indagine, in particolare nel versante toscano dove la specie è segnalata anche a quote relativamente più basse (1000-1500 m; cfr. Tellini Florenzano *et al.*, 1997), senza tuttavia raggiungere mai densità elevate.

SORDONE*Prunella collaris*

Nell'ambito dell'indagine il Sordone è stato rilevato 11 volte, in tutti i casi si trattava di individui in canto. Specie tipicamente alpina, legata agli ambienti rocciosi di alta quota, nell'area di studio è risultato presente solo nelle aree a maggior acclività, a quote comprese tra 1650 e 1850 m. La distribuzione del Sordone è risultata abbastanza continua nella porzione nord-orientale del Parco (Alta Val di Parma e Cedra). In quest'area è stato osservato sul M.te Orsaro, M.te Matto, M.te Bragalata, M.te Paitino al Passo delle Guadine (2 individui), al passo di Badignana, tra il M.te Sillara e il M.te Losanna. L'idoneità di queste zone era già nota; Ravasini (1995) riporta densità rilevanti, in particolare per l'area del M.te Matto (29 ind. in canto/100 ha), M.te Sillara (3/10 ha) e M.te Orsaro (5/10 ha). La specie sembra quindi essere stata più comune rispetto ad oggi, anche se non è da escludere che il minor numero di individui rilevati possa dipendere da un minor sforzo di campionamento. Nelle altre aree la presenza della specie risulta invece più localizzata, con sole tre osservazioni: sul crinale tra Passo di Pietra Tagliata e l'Alpe di Succiso, alla Tecchia di Rometo e sul M.te Prado (dove peraltro la specie era già stata recentemente rilevata; Londi, 2014). Il Sordone è segnalato anche presso le Porraie, nel versante toscano (Lombardi *et al.*, 1998, Londi, 2015), uno dei pochissimi tratti di crinale non indagato in questa ricerca. È possibile che il Sordone possa aver risentito negativamente degli effetti legati al cambiamento climatico.

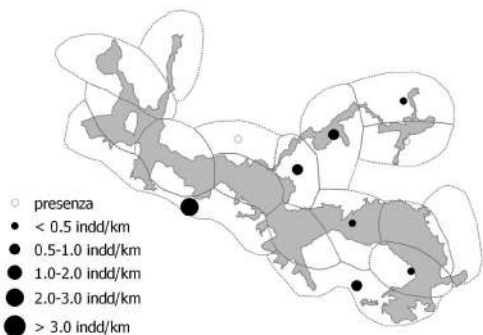


CODIROSSO SPAZZACAMINO

Phoenicurus ochruros

Il Codirosso spazzacamino è risultata una delle specie più comuni nelle praterie sommitali, in particolare nelle aree caratterizzate da affioramenti rocciosi e pareti; valori di abbondanza particolarmente elevati si registrano nella porzione nord-orientale dell'area di studio, in cor-

rispondenza dell'Alta Val di Parma e Cedra e Monte La Nuda. Nei centri abitati di collina e media montagna dove sia Tellini Florenzano *et al.* (1997) per il versante toscano, sia Ravasini (1995) per la provincia di Parma, riportano presenze abbondanti e diffuse, la specie è risultata invece piuttosto localizzata, in particolare in Toscana. È probabile che questo risultato dipenda da un difetto di indagine, in quando gli ambienti urbani, anche di piccole dimensioni, non sono stati indagati sistematicamente e i pochi dati integrativi sono stati spesso raccolti in orari in cui il regime di attività risulta più basso. Osservazioni riportate da vari autori sulla piattaforma Ornitho.it confermano infatti la presenza diffusa della specie praticamente in tutti i centri abitati del territorio d'indagine.

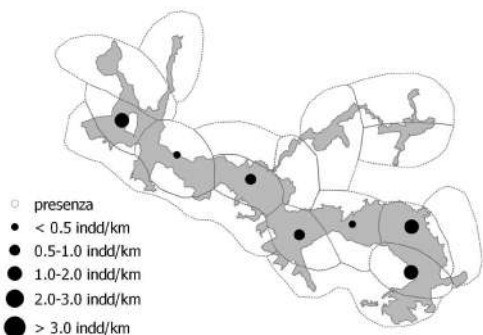


SALTIMPALO

Saxicola torquata

Il Saltimpalo è risultato distribuito in maniera localizzata, più continua nel versante toscano, dove è stato rilevato praticamente in tutti gli ambienti idonei, rappresentati dalle residue aree coltivate e pascolate a quote comprese tra 900 e 1300 m (Prati di Logarghena, M.te Cunella,

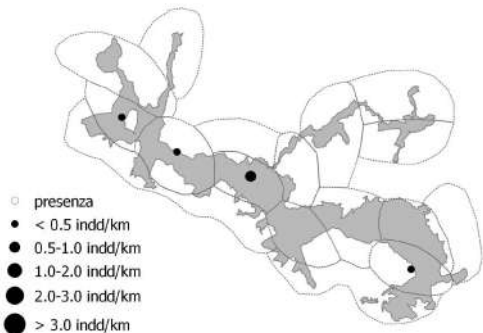
Prati di Camporaghena, Gagna, Valli Calde, Sulcina). L'assenza di segnalazioni da altre aree simili (Alpe di Sassorosso, Orecchiella) è da imputare probabilmente a difetto di indagine. Queste situazioni, caratterizzate da una elevata diversità ambientale rappresentano un habitat particolarmente idoneo alla specie. Molto più localizzata la presenza nelle praterie di alta quota, anche se rispetto a quanto riportato da altri autori (Lombardi *et al.*, 1998) la specie sembra relativamente più diffusa, in particolare nella porzione centro-meridionale del Parco, dove è stato osservato oltre i 1700 m (M.te Sillano-M.te di Soraggio, Passo di Lama Lite, Bocca di Massa). Nel versante emiliano la specie è presente nei pascoli del M.te Ventasso, mentre nella fascia collinare è stato osservato solo nei coltivi più estesi e continui con presenza di incolti e siepi arbustive. Il Saltimpalo è considerato in diminuzione moderata a livello nazionale e in diminuzione forte in Emilia-Romagna (Rete Rurale Nazionale & LIPU 2015a,b) ed è verosimile che, soprattutto nelle aree agricole collinari più intensamente utilizzate, la specie fosse un tempo molto più abbondante (Ravasini, 1995; Tellini Florenzano *et al.*, 1997).



CULBIANCO *Oenanthe oenanthe*

Il Culbianco è distribuito in maniera piuttosto omogenea lungo il crinale appenninico, anche se con differenze evidenti in termini di abbondanza tra i settori nord-orientali e sud-occidentali del Parco. La distribuzione del Culbianco appare complementare a quella Sordone: in questo caso

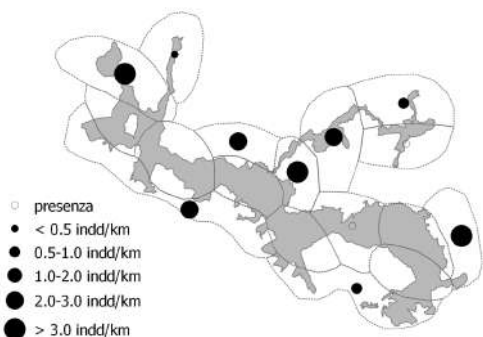
infatti i valori di abbondanza maggiori si riscontrano nella porzione sud-occidentale dell'area protetta, in particolare sul massiccio del Cusna e nel comprensorio del Monte Prado (Tab.2). Il Culbianco è una specie tipica delle praterie montane con presenza di rocce e affioramenti, ma mostra una netta predilezione per le aree meno acclivi, al contrario appunto del Sordone, condizioni che caratterizzano buona parte dei rilievi sud-occidentali e in particolare il versante sud del M.te Cusna, dove la specie raggiunge densità rilevanti. La distribuzione della specie non sembra aver subito modifiche significative da quanto riportato per la fine del secolo scorso (Ravasini, 1995; Tellini Florenzano *et al.*, 1997, Lombardi *et al.*, 1998).



CODIROSSONE *Monticola saxatilis*

Nell'ambito di questo studio sono stati raccolti 11 dati di presenza della specie, per complessivi 12 individui; la specie è risultata presente lungo tutta la fascia di crinale, senza particolari differenze tra i diversi settori. La presenza del codirossone è stata accertata sul M.te Orsaro, tra

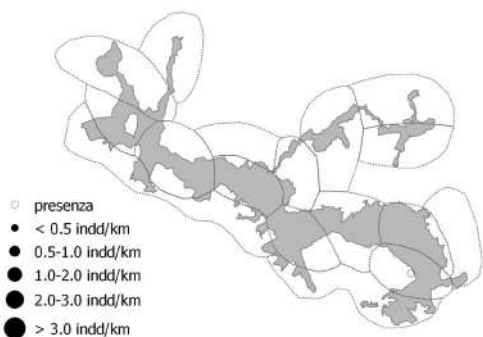
il M.te Aquila e il M.te Marmagna, sul M.te Bocco, a Cima Canuti, al Passo di Pietra Tagliata, lungo le porzioni di crinale tra il M.te Acuto e Punta Buffanaro e tra il M.te Prado e il M.te Cella. La diffusione della specie potrebbe essere maggiore rispetto a quanto emerso dall'indagine; dati recenti desunti dal portale Ornitho.it riguardano infatti il gruppo delle Porraie (Fontanesi 2017), M.te Navert, appena fuori dai confini del Parco (Simonazzi 2016), M.te La Nuda (Fontanesi 2015), il M.te Ventasso (Bagni 2015), il M.te Castellino e M.te Bargetana (Londi 2014). Il Codirossone frequenta pascoli e praterie con presenza di rocce e affioramenti, normalmente in versanti ben esposti. Nell'area di studio è risultato presente solo a quote elevate, oltre i 1500 m, mostrando una spiccata ipsofilia. Nel versante toscano, fino ad alcuni decenni fa, la specie era diffusa anche a quote inferiori (oltre 600-700 m; Tellini Florenzano *et al.*, 1997), da cui, verosimilmente, oggi è quasi completamente scomparsa. In situazioni simili la specie è ancora presente in provincia di Parma dove, in situazioni ben esposte e più termofile, erano segnalate le densità maggiori di tutta la provincia (Ravasini. 1995).



STERPAZZOLA *Sylvia communis*

La Sterpazzola è diffusa in maniera piuttosto omogenea in tutta l'area di studio, risultando presente praticamente in tutti gli ambienti idonei. La specie è comune e abbondante in particolare nella fascia collinare del versante emiliano (comuni di Castelnuovo ne' Monti e Villa Minoz-

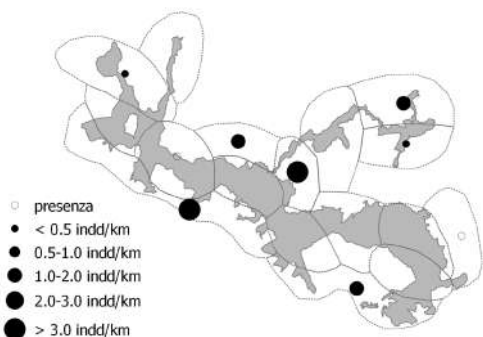
zo), nell'area del M.te Ventasso e nella porzione nord-occidentale dell'area di studio, sempre nel versante emiliano. La Sterpazzola frequenta un ampio spettro di ambienti aperti, dalle aree coltivate ricche di siepi e alberature, particolarmente diffuse nella fascia collinare emiliana ma anche nelle zone di media montagna della Val Parma e Cedra, fino ai pascoli cespugliati (es. M.te Ventasso) e aree a vegetazione arbustiva sparsa (es. vegetazione pioniera su frane recenti nei dintorni di Corniglio). La Sterpazzola risulta invece più localizzata nel versante toscano, dove gli ambienti idonei sono effettivamente meno estesi. La quota più elevata a cui la specie è stata rilevata è 1579 m, presso il Passo di Pradarena. Rispetto a quanto riportato in letteratura, la distribuzione attuale della specie non sembra aver subito cambiamenti significativi (Ravasini, 1995; Tellini Florenzano *et al.*, 1997), anche se, rispetto a un recente passato, potrebbe aver risentito negativamente della riduzione delle aree aperte, in particolare nelle aree di media montagna.



BECCAFICO *Sylvia borin*

Nell'ambito di questa indagine il Beccafico è stato rilevato in due sole occasioni, per complessivi tre individui, tutti maschi in canto. Un primo individuo è stato rilevato presso il passo di Lama Lite, in corrispondenza di alcuni arbusti di salicone (*Salix caprea*), a 1770 m di quota;

gli altri due sono stati osservati lungo le pendici orientali del M.te Castellino, a 1730 m. Nel secondo caso, i due individui si rispondevano al canto, uno dal margine della faggeta, l'altro da un nucleo di arbusti isolato, anche in questo caso saliconi, nella prateria. Osservazioni precedenti, sempre in questo tratto di crinale, tra il passo di Pradarena e il M.te Prado, confermerebbero la presenza, probabilmente regolare, di una piccola popolazione (Londi 2014). La presenza del beccafico in questo tratto di Appennino, considerata rara ma regolare, è nota sia per il versante toscano, Tellini Florenzano *et al.* (1997) indicano la specie come presente genericamente sui rilievi della Garfagnana e Lunigiana, sia per la provincia di Parma (Ravasini 1995). Nell'Appennino settentrionale il Beccafico frequenta principalmente aree di margine al limite superiore delle faggete e zone a mosaico con praterie e arbusti (Brichetti & Fracasso, 2010). La mancata conferma della specie nel settore parmense, ma anche in altre aree potenzialmente idonee, è probabilmente dovuta a difetto di indagine, la specie è oggi presente con basse densità e questo ne riduce notevolmente la contattabilità.

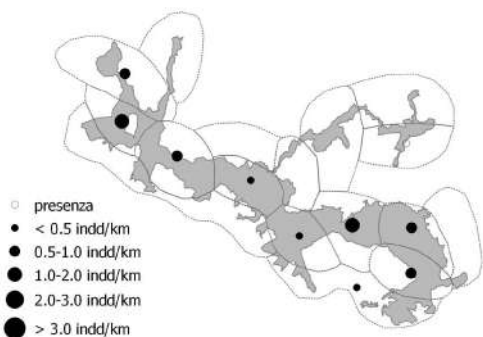


AVERLA PICCOLA

Lanius collurio

La specie mostra una distribuzione omogenea in tutta l'area di studio, è risultata presente in tutti gli ambienti idonei, con valori di abbondanza particolarmente elevati soprattutto nelle aree agricole della fascia collinare emiliana. Questi ambienti, con una presenza diffusa di siepi, bo-

schetti e alberi isolati costituiscono un ambiente particolarmente idoneo per la specie. L'Averla piccola è ampiamente diffusa, e localmente abbondante, anche nelle aree agricole e nei pascoli della fascia di media montagna, sia nelle aree più estese (M.te Ventasso e Prati di Logarghena), sia nelle situazioni residuali che caratterizzano ancora parte del versante toscano, dove la matrice forestale risulta predominante (Orecchiella, M.te della Pala, M.te Cunella, Alpe di Massa, Campaiana). Considerando il trend negativo che la specie sta sperimentando, oramai da diversi anni, sia a scala nazionale sia regionale (Rete Rurale Nazionale & LI-PU 2015a,b), questo rappresenta indubbiamente uno dei risultati più interessanti, e positivi, dell'indagine. Tuttavia anche in questi ambienti l'Averla piccola ha fatto registrare una diminuzione, a causa soprattutto dell'abbandono delle aree agricole e, non più di trenta anni fa, doveva essere certamente più diffusa e abbondante (Ravasini, 1995; Tellini Florenzano *et al.*, 1997); proprio il mantenimento e il ripristino di questi ambienti appare, almeno in quest'area, l'intervento più importante per garantire la conservazione della specie.

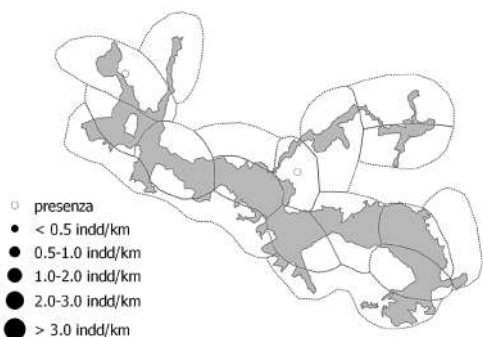


FANELLO

Carduelis cannabina

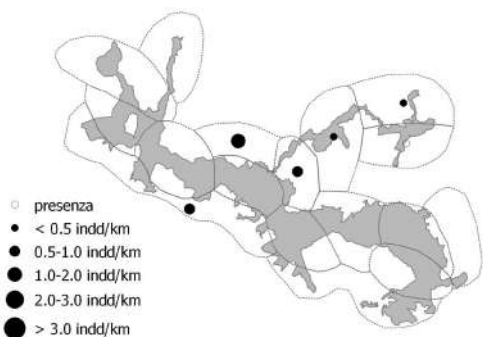
Il Fanello è risultato ampiamente diffuso lungo tutto il crinale, maggiormente presente nel versante emiliano, dove frequenta in particolare i vaccinati. La specie frequenta anche il corso del fiume Secchia, dove è stato osservato in più occasioni durante alcuni rilievi integra-

tivi. La distribuzione della specie non sembra differire significativamente da quanto riportato da altri autori per un recente passato (Ravasini, 1995; Lomabrdi *et al.*, 1998). Il Fanello frequenta un ampio spettro di ambienti aperti, compresi le praterie e i pascoli cespugliati e arborati e gli arbusteti (Tellini Florenzano *et al.*, 1997); la specie frequenta abitualmente anche i greti fluviali, ambito a cui si riferiscono le segnalazioni a più bassa quota della provincia di Parma (Ravasini, 1995).



ZIGOLO GIALLO *Emberiza citrinella*

La presenza dello Zigolo giallo è stata accertata in due sole zone: i pascoli di Costa Paretolo, ai piedi del M.te Tavola, a 1450 metri di altitudine nel comune di Corniglio, e i pascoli tra Valbona e Vallisnera, ai piedi del M.te Ventasso. Si tratta di ambienti utilizzati per la monticazione del bestiame, che rappresentano alcune tra le poche aree agricole effettivamente utilizzate, e soprattutto di una certa estensione, poste a quote elevate (1200-1300 sul M.te Ventasso, 1450 al M.te Tavola). La presenza dello Zigolo giallo in questo settore di Appennino settentrionale è ampiamente nota, in particolare nel settore emiliano, dove comunque la specie era già considerata poco comune negli anni '90 del secolo scorso (Giannella & Rabacchi, 1992; Ravasini, 1995). Osservazioni più recenti, desunte dal portale Ornitho.it, si riferiscono alle due aree in cui è stato osservato nell'ambito di questa indagine, confermando quindi la presenza regolare della specie. Un ulteriore dato (Tellini Florenzano, 2009) si riferisce all'area del M.te Torricella, nel comune di Villa Minozzo, in un'area non indagata nell'ambito di questo studio. Per quanto riguarda invece il versante toscano, le informazioni sono poche; Tellini Florenzano *et al.* (1997) riportano solo due segnalazioni, una in Lunigiana e una, tra l'altro non riconfermata pochi anni dopo, in Garfagnana. Segnalazioni più recenti riguardano l'area di Zeri, in Lunigiana (Chiti Batelli, 2012, 2014).



STRILLOZZO *Emberiza calandra*

La distribuzione dello Strillozzo è risultata piuttosto frammentata, limitata per lo più alle aree a pascolo e prati a sfalcio più estese e continue. L'area in cui si è registrata la maggiore densità sono i pascoli sul versante meridionale del M.te Ventasso, dove raggiunge le quote più

elevate, oltre i 1200 m. La distribuzione della specie non sembra discostarsi molto da quanto riportato in letteratura (Ravasini, 1995) e la presenza della specie è stata riconfermata a distanza di 30 anni in alcune aree della provincia di Parma (es. nei dintorni di Rigoso). Per quanto riguarda invece il versante toscano, la presenza dello Strillozzo appare più rara e localizzata: l'unica osservazione effettuata riguarda un individuo in canto nei pascoli del M.te Cunella, poco sopra Sassalbo. Lombardi *et al.* (1998) riportano alcune segnalazioni di Tellini Florenzano per le praterie sottostanti il P.sso di Pradarena e per l'area dell'Orecchiella; quest'ultima è stata in parte indagata anche nell'ambito di questo studio senza tuttavia confermare la presenza della specie. Una ricerca effettuata sul portale Ornitho.it non ha fornito ulteriori dati.

Specie segnalate non rilevate

Tra le specie legate agli ambienti aperti, non sono stati raccolti indizi di presenza per tre specie di interesse per la conservazione, considerate target del progetto: Ortolano, Stiaccino e Merlo dal collare. Si tratta di specie poco comuni e, almeno per quanto riguarda lo Stiaccino e il Merlo dal collare, oramai probabilmente di presenza irregolare.

Un'analisi dei dati più recenti disponibili sulla piattaforma web Ornitho.it, ha permesso di selezionare, limitandosi al territorio del Parco e zone limitrofe, solo pochi dati di presenza di queste specie. Per quanto riguarda lo Stiaccino, l'unico dato disponibile riguarda il 2015 (Simonazzi, 2015), un caso di accertamento di nidificazione sul M.te Ca di Vetaneto, tra Ligonchio e Busana (RE) a 930 m. Le informazioni sulla presenza storica della specie nell'area del Parco non sono molte e le uniche disponibili con un dettaglio geografico abbastanza preciso sono riportate da Ravasini (1995). Secondo l'autore la specie è da considerarsi rara e con una distribuzione limitata per lo più all'Alta Val Parma e Cedra, dove riporta la presenza di 2/3 coppie nidificanti. Lo stiaccino negli ultimi anni ha mostrato un trend di popolazione negativo a livello nazionale (Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015a), andamento che verosimilmente ha interessato anche le popolazioni appenniniche, rendendo la presenza di questa specie, almeno nei rilievi dell'Appennino settentrionale, oramai molto rara e irregolare.

Anche per quanto riguarda l'Ortolano è stato possibile recuperare un solo dato, del 2014, quando un individuo è stato più volte osservato in periodo riproduttivo poco sopra l'abitato di Cirone (Fornasari & Ronconi, 2014). Le osservazioni di Ortolano in zone montane sono tuttavia rare e la maggior parte delle segnalazioni nelle provincie interessate dal Parco riguardano le aree collinari. Questa situazione non sembra molto diversa da quella descritta da diversi autori per gli anni '80-90 del secolo scorso (Giannella & Rabacchi, 1992; Ravasini, 1995; Tellini Florenzano *et al.*, 1997), quando tuttavia la specie era sicuramente più comune.

Durante l'indagine non è stato raccolto nessun indizio di presenza neanche per il Merlo dal collare. Rispetto ad altri settori dell'Appennino settentrionale, ad esempio quello pistoiese dove esistono segnalazioni recenti (Londi *et al.*, 2008; Londi *et al.*, 2013, Dondini *et al.*, 2016), l'area di studio offre in effetti poche situazioni idonee alla riproduzione della specie. Il Merlo dal collare nidifica in ambienti di margine tra prateria e arbusteti di alta quota e boschi di conifere (Brichetti & Fracasso, 2008) e le uniche stazioni potenzialmente adatte sono la sella dell'Orsaro, in provincia di Parma, dove la nidificazione della specie era stata accertata nei primi anni '90 del secolo scorso (Ravasini 1995), e le aree di margine al limite dell'Abetina reale. La mancata conferma della presenza della specie potrebbe essere imputabile a un difetto di indagine anche se, considerando il trend negativo che ha interessato buona parte del suo areale in Appennino settentrionale (scomparsa delle popolazioni dell'Appennino bolognese e romagnolo; Londi *et al.*, 2013), è plausibile che la presenza della specie sia oggi da considerarsi irregolare.

BIBLIOGRAFIA

- Agnoletti M., 2005. Dinamiche del paesaggio biodiversità e rischio idrogeologico nella zona della Pania di Cardoso fra 1832 e 2002 (Parco Regionale delle Alpi Apuane), Regione Toscana, Tipografia Regionale, Firenze.
- Bagni L., 2015. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H. 2000. Bird census techniques. Academic Press, London.
- Bonavita A., Calamini G., Pellegrini P. 2007. Il recupero delle aree aperte di montagna : analisi delle variazioni dell'uso del suolo in due comuni della Montagna Pistoiese. L'Italia Forestale e Montana, 1: 1-13.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2004. Ornitologia italiana. Vol. 2, Tetraonidae-Scolopacidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4, Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2010. Ornitologia italiana. Vol. 6, Sylviidae-Paradoxornithidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti, P. & Fracasso G., 2008. Ornitologia italiana. Vol 5, Turdidae-Cisticolidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Chiti Batelli 2012. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Chiti Batelli 2014. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Dondini G., Vergari S., Bartolini A., Ciuti F., 2016. Progetto di “Monitoraggio dei Chiroterri, dell'avifauna nidificante e svernante e del lupo nel territorio della Provincia di Pistoia”. Prosecuzione progetto nel 2015. regione Toscana, Provincia di Pistoia.
- Faluccci A., Maiorano L., Boitani L. 2007. Changes in land-use/land-cover patterns in Italy and their implications for biodiversity conservation. Landscape Ecology, 22: 617-631.
- Farina A. 1991. Recent changes of the mosaic patterns in a montane landscape (north Italy) and consequences on vertebrate fauna. Options Méditerranéennes. 15: 121-134
- Farina A., 1971. Osservazioni sull'avifauna dell'Alta Lunigiana orientale. Ricerche di Zoologia Applicata alla Caccia, 50: 1-50.
- Farina A., 1981. Contributo alla conoscenza dell'avifauna nidificante nella Lunigiana. Bollettino del Museo di Storia Naturale della Lunigiana, 1: 21-70.
- Fontanesi G., 2015. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Fontanesi G., 2017. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Fornasari L. & Ronconi D. 2014. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Giannella C. & Rabacchi R., 1992. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Modena 1982-1990. Provincia di Modena, Stazione ornitologica modenese.
- Lombardi L., Chiti-Batelli A., Galeotti L., Sposimo P., 1998. Le praterie montane delle Alpi Apuane e dell'Appennino Tosco-Emiliano. Vegetazione e avifauna nidificante. Wwf Toscana, Serie Scientifica – N. 3
- Londi G. 2014. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Londi G. 2015. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Londi G., Campeidelli T., Cutini S., Tellini Florenzano G., Bellari C., 2013. Gli Uccelli nidificanti nelle Riserve Naturali Statali di Abetone, Pian degli Ontani e Campolino. Corpo Forestale dello Stato, UTB di Pistoia, p. 64.
- Londi G., Mini L., Campeidelli T., Tellini Florenzano G., 2008. Note sull'avifauna nidificante sulle montagne dell'Abetone (Appennino settentrionale). Atti Soc. tosc. Sci. nat., Mem., Serie B, 115: 111-115.
- Londi G., Tellini Florenzano G., Campeidelli T., Fornasari L. 2010. An Ornithological zonation of Italy. Book of Abstract - Bird Numbers 2010 “Monitoring, indicators and targets”. 18th Conference of the European Bird Census Council, 22-26 March 2010At: Cáceres (Extremadura, Spain).
- Nardelli R., 2017. Trend and status of the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding population in the northern Apennines: Results from 20-years of monitoring. Avocetta, 41: 63-68.

- Nardelli R., Andreotti A., Bianchi E., Brambilla M., Brecciaroli B., Celada C., Dupré E., Gustin M., Longoni V., Pirrello S., Spina F., Volponi S., Serra L., 2015. Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012). ISPRA, Serie Rapporti, 219/2015.
- oss. vari., 2019. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Ravasini M., 1995. L'avifauna nidificante nella Provincia di Parma (1980-1995). Editoria Tipolitotecnica. Sala Baganza (PR).
- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015a. Italia – Farmland Bird Index, Woodland Bird Index e andamenti di popolazione delle specie 2000-2014.
- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015b. Emilia Romagna – Farmland Bird Index, Woodland Bird Index e andamenti di popolazione delle specie 2000-2014.
- S.I.B. (Società Italiana di Biogeografia) 2006. Biogeografia dell'Appennino centrale e settentrionale: trent'anni dopo. Nuova serie, Vol. XXVII.
- Simonazzi F., 2015. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Simonazzi F., 2016. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Stoch F., 2006. L'assetto zoogeografico dell'Appennino centro-settentrionale. In: S.I.B. Biogeografia dell'Appennino centrale e settentrionale: trent'anni dopo. Nuova serie, Vol. XXVII, pp. 131-152.
- Tellini Florenzano G., 2009. In www.ornitho.it. Consultato il 23.06.2019
- Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., Sposimo P. (eds.), 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana. Quaderni del Museo di Storia Naturale di Livorno, Monografie 1.

VARIAZIONE DELLA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE NEL PARCO SAN LORENZO (PEGOGNAGA, MANTOVA) DAL 2008 AL 2018

NUNZIO GRATTINI⁽¹⁾ & GIORGIO NIGRELLI⁽²⁾

⁽¹⁾SOM, Stazione Ornitologica Modenese “Il Pettazzurro” – Via Montirone, 3
41037 Mortizzuolo Mirandola (MO) (cristatus@virgilio.it)

⁽²⁾Via della Pace, 28 – 46020 Pegognaga (MN)

Abstract – Variation in breeding birds community, “San Lorenzo Park” (Pegognaga, Mantova, N Italy) from 2008 to 2018. In the decade between 2008 and 2018 a research was conducted in San Lorenzo Park (Pegognaga) in order to identify the nesting ornithological community using mainly the mapping method. During the research 53 nesting species were registered (32 non-Passeriformes and 21 Passeriformes), 20 species disappeared and 3 immigrated. 8 species extinguished before the survey period (3 non-Passeriformes and 5 Passeriformes). The significant alteration of vegetation structure – composed of *Phragmites australis*, *Typha latifolia* and *T. angustifolia* mostly contributed to alter the regularity of the nesting activity, to extinguish some species and to reduce the biodiversity. In this work, field data are presented, discussed and compared with many previous information.

INTRODUZIONE

Le zone umide sia naturali che di origine artificiale, sono habitat soggetti ad una rapida trasformazione, fenomeno evidenziato particolarmente in aree inserite in contesti particolarmente antropizzati. In Italia ricerche sulla relazione fra le comunità ornitiche e gli effetti dell'area e dell'isolamento sono già stati presentati in alcuni studi (Battisti, 2004; Bogliani & Celada, 1988; Cecere & Ravara, 2007; Celada & Bogliani, 1993). In questo lavoro vengono analizzati i dati di 11 anni di studio e i cambiamenti riscontrati nella comunità degli uccelli nidificanti del Parco San Lorenzo, Parco Locale di Interesse Sovracomunale (Del. G.R. febbraio 1991 n.4/51876), situato nella bassa pianura mantovana a sud del fiume Po. L'indagine sull'avifauna nidificante all'interno dell'area e nelle immediate vicinanze è stata condotta nel periodo febbraio 2008 - settembre 2018 prevalentemente con il metodo del mappaggio. L'analisi dei dati è stata svolta confrontando molteplici informazioni e ricerche pregresse realizzate nella medesima area o in contesti ambientali della stessa tipologia.

AREA DI STUDIO

Il Parco San Lorenzo è localizzato nel territorio comunale di Pegognaga (MN) (10° 52'35.11" E / 44°59'16.00" N) ad un'altitudine di 14 m slm., situato nella Pianura Padana centrale a Sud del fiume Po. Ha un'estensione di circa 56 ettari, di cui 12 sono adibiti ad “oasi naturale”, mentre i rimanenti 44 ettari a parco pubblico. L'area è diversificata dalla presenza di 4 laghi, originatisi in seguito ad attività di estrazione dell'argilla, terminata

intorno alla metà degli anni '80 del secolo scorso. Gli specchi d'acqua lacustri occupano una superficie totale di circa 20 ettari e presentano una profondità massima di circa 11 metri. Il Parco è stato istituito nel febbraio del 1990 e a partire dal 1992 sono iniziati i primi interventi di ripristino ambientale mirati alla realizzazione di percorsi naturalistici ed alla creazione di aree verdi, tramite l'impianto di essenze arboree e arbustive (*Salix alba*, *Populus alba*, *Juglans regia*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Crataegus monogyna*, *Prunus avium* e *Frangula alnus*). Durante la metà degli anni '90 gli interventi hanno interessato anche i bacini artificiali, portando al rimodellamento di alcune rive ed alla realizzazione di isolotti di argilla e ghiaia, facilitando in tal modo la diversificazione dell'habitat conferendo un aspetto più naturale al sistema acquatico generale. Le massicce piantumazioni effettuate in passato mostrano attualmente un discreto grado di accrescimento e circondano in modo uniforme le rive dei bacini, in particolare il più naturalizzato (Oasi Falconiera) destinato ad area protetta. Sono inoltre presenti alcune piccole formazioni elofitiche costituite principalmente da *Phragmites australis*, mentre i tifeti a *Typha latifolia* e *T. angustifolia* a partire dai primi anni '2000 occupano aree sempre più ristrette e frammentate, per i naturali processi evolutivi di successione ecologica della fitocenosi palustre delle zone umide, nonché dall'elevata presenza della Nutria *Myocastor coypus* che contribuisce al danneggiamento e aggravamento di questa vegetazione.

In passato l'area è stata oggetto di diversi indagini ornitiche che hanno permesso di conoscere l'evoluzione delle popolazioni degli uccelli nidificanti e svernanti (Grattini, 2000, 2002, 2005a, b, 2008a, b, 2011a, b, 2012). Dal 2006 è attiva anche una stazione di inanellamento (Mantovani, 2007; Perbellini *et al.*, 2012).

METODI

Durante il periodo febbraio-settembre degli anni 2008-2018 è stata condotta un'indagine approfondita sull'avifauna nidificante all'interno del parco e nell'area confinante dove i risultati vengono confrontati, discussi ed integrati con molte informazioni pregresse raccolte nella stessa area dagli Autori con l'aiuto di alcuni collaboratori. La ridotta dimensione dell'area ha agevolato il censimento degli uccelli, compito prevalentemente effettuato con il metodo del mappaggio (Blondel, 1969). Per il censimento della colonia di *Ardeidae* sono stati effettuati i conteggi a partire dalle fine di febbraio sino all'inizio di giugno per *Ardea cinerea* e *Phalacrocorax carbo* e da fine marzo a inizio settembre per quanto riguarda *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*, *Bubulcus ibis*, *Egretta garzetta*. Per quanto concerne gli *Strigidae* sono state effettuate uscite notturne da febbraio a inizio giugno evitando l'utilizzo dei richiami acustici.

I parametri e gli indici utilizzati per lo studio e l'evoluzione della struttura della comunità sono i seguenti: ricchezza specifica (S); numero dominanti ($p > 0.05$; Turcek, 1956); indice di abbondanza (Pi); indice di affinità (Sørensen, 1948); indice non Passeriformi (Ferry & Frochot, 1970); rapporto SN/EN dove SN = specie sedentarie nidificanti, EN = specie estive nidificanti; numero coppie nidificanti (N); indice di abbondanza (Id). Le specie sono elencate secondo la Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 2014 (Brichetti & Fracasso, 2015).

RISULTATI

Durante l'indagine sono state censite 53 specie nidificanti (32 non Passeriformi e 21 Passeriformi), 8 specie (3 non Passeriformi e 5 Passeriformi) sono scomparse dall'area prima del 2008 *Perdix perdix*, *Sterna hirundo*, *Charadrius dubius*, *Remiz pendulinus*, *Alauda arvensis*, *Cisticola juncidis*, *Saxicola rubicola*, *Motacilla flava*.

Le specie nidificanti dell'area di indagine sono suddivise in 4 gruppi (Tab. 1, 2):

1. estinte: specie non più nidificanti dopo il 2008;
2. immigrate: specie nidificanti dopo il 2008;
3. irregolari: specie che non hanno nidificato con regolarità nel periodo oggetto dello studio;
4. regolari: specie che hanno nidificato tutti gli anni nel periodo oggetto dell'indagine.

Le specie “estinte” sono 20 e le specie “immigrate” 3 evidenziando una netta riduzione della biodiversità. Il confronto mette in luce una diminuzione di 4 specie vulnerabili della Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia, e la scomparsa di 8 specie SPEC3, 1 specie SPEC2 e 1 specie SPEC1.

Tabella 1. Elenco riassuntivo dello status delle specie nidificanti, con l'anno di estinzione locale o scomparsa.

N.	Estinte	Immigrate	Irregolari	Regolari
1	Starna ante 2008	Cormorano 2011	Tuffetto	Germano reale
2	Quaglia 2009	Taccola 2008	Sgarza ciuffetto	Fagiano comune
3	Tarabusino 2017	Codibugnolo 2009	Sparviere	Swasso maggiore
4	Folaga 2015		Nibbio bruno	Nitticora
5	Corriere piccolo 1998		Cavaliere d'Italia	Airone guardabuoi
6	Sterna comune 1994		Pavoncella	Airone cenerino
7	Civetta 2013		Cuculo	Garzetta
8	Rondone comune 2012		Assiolo	Gallinella d'acqua
9	Gheppio 2013		Gufo comune	Piccione domestico
10	Pendolino 2001		Martin pescatore	Colombaccio
11	Allodola 2005		Falco cuculo 2008	Tortora dal collare
12	Rondine 2011		Lodolaio 2012	Picchio rosso magg.
13	Usignolo fiume 2012		Rigogolo	Picchio verde
14	Cannaiola comune 2016		Cinciarella	Ghiandaia
15	Cannareccione 2008		Passera d'Italia	Gazza
16	Beccamoschino 2000		Passera mattugia	Cornacchia grigia
17	Saltimpalo 2001		Fringuello	Cinciallegra
18	Cutrettola 2000			Cannaiola verdognola
19	Verdone 2010			Capinera
20	Cardellino 2010			Storno
21				Merlo
22				Usignolo

Tabella 2. Sintesi dei valori ed elementi di rarità delle specie citate nel testo. Valore ornitologico secondo la Direttiva CE 2009/147 “Uccelli”; SPEC (Birdlife, 2017); Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia (Peronace *et al.*, 2012).

	Estinte	Immigrate	Irregolari	Regolari
N. Specie	20	3	17	22
Allegato I (2009/147/CE)	2	0	4	4
BirdLife International, 2017				
SPEC				
SPEC 1	1	0	1	0
SPEC 2	1	0	2	0
SPEC 3	8	0	4	2
Lista Rossa Uccelli in Italia				
CR in pericolo critico	0	0	0	0
EN in pericolo	0	0	0	0
VU vulnerabile	4	0	3	1

Le specie nidificanti in modo irregolare sono 17, tra cui alcune specie di rapaci diurni e notturni; 4 specie sono inserite nell'Allegato I (79/409/CEE), 1 specie SPEC 1, 2 specie SPEC 2 e 4 specie SPEC 3 e 3 specie sono inserite tra le vulnerabili della Lista Rossa Uccelli Nidificanti in Italia.

Le specie nidificanti regolari sono 22: 4 specie appartengono alla famiglia degli *Ardeidae*, 3 specie ai *Columbidae*, 3 specie ai *Corvidae*, 2 specie ai *Sylviidae*, 2 specie ai *Picidae*, le rimanenti specie ai *Rallidae*, *Phasianidae*, *Podicipedidae*, *Paridae*, *Sturnidae*, *Turdidae*, *Muscicapidae*; 4 specie sono inserite nell'Allegato I (2009/147/CE), 2 specie sono SPEC 3 e 1 specie è inserita tra le vulnerabili della Lista Rossa Uccelli Nidificanti in Italia.

L'indice di Sørensen (Tab. 3) fra le comunità nidificanti nei vari anni mostra una costante diminuzione dei valori. Il valore minimo (0,80) si ha tra il 2008 e il 2016, la maggiore affinità (1,00) tra il 2010 e il 2011, tra il 2010 e il 2014, tra il 2011 e il 2014, tra il 2013 e il 2015.

Tabella 3. Variazione dell'indice di Sørensen fra il 2008 e il 2018.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
2008		0,94	0,90	0,90	0,88	0,89	0,90	0,89	0,80	0,85	0,83
2009			0,96	0,96	0,93	0,95	0,96	0,95	0,86	0,90	0,87
2010				1,00	0,97	0,99	1,00	0,99	0,90	0,94	0,91
2011					0,97	0,99	1,00	0,99	0,90	0,94	0,91
2012						0,99	0,97	0,99	0,92	0,97	0,94
2013							0,99	1,00	0,91	0,96	0,93
2014								0,99	0,90	0,94	0,91
2015									0,91	0,96	0,91
2016										0,95	0,98
2017											0,97
2018											

L'indice NP/P (Tab. 4) varia tra 1,22 e 1,77. Il rapporto tra le specie sedentarie e estive nidificanti (Tab. 4) varia tra 1,64 e 3,13.

L'analisi degli indici ecologici (Tab. 5, 6) evidenzia come il numero di coppie nidificanti sia aumentato dal primo anno di studio fino al picco (527 coppie) del 2011, in seguito abbia avuto un secondo picco (518) nel 2015 e che nell'ultimo anno di indagine il numero di coppie sia diminuito del 28,63% rispetto al 2015. Significativa in questa analisi è la presenza della garzaia di *Nycticorax nycticorax*, *Ardea cinerea*, *Egretta garzetta* e soprattutto di *Bubulcus ibis* che rappresenta il 45,90% delle coppie totali censite nel periodo di indagine. La diminuzione del numero di coppie di *Bubulcus ibis* nel 2018 (170 coppie) rispetto al picco del 2014 (300 coppie) è pari al 43,33%.

La densità media delle specie nidificanti regolari dal 2008 al 2018 espressa in numero di coppie su 10 ha (Tab. 7) mostra il valore minimo di 0,243 di *Acrocephalus palustris* e di *Picus viridis*, il valore massimo di 37,94 di *Bubulcus ibis*. Il valore di 0,243 di *Picus viridis* rilevato nell'area è rilevante se confrontato con due aree del mantovano completamente boscate: R.N. Isola Boscone 0,29 coppie/10ha e R.N. Isola Boschina 0,81 coppie/10ha (Grattini, *ined.*).

DISCUSSIONE

La notevole alterazione delle formazioni elofitiche costituite principalmente da *Phragmites australis*, *Typha latifolia* e *T. angustifolia* è probabilmente uno dei motivi che ha contribuito maggiormente ad alterare la regolarità della nidificazione e portare all'estinzione di alcune specie: *Tachybaptus ruficollis*, *Podiceps cristatus*, *Ixobrychus minutus*, *Gallinula chloropus*, *Fulica atra*, *Acrocephalus arundinaceus*, *Acrocephalus scirpaceus*, *Cettia cetti* e *Cuculus canorus*, o al calo del numero di coppie nidificanti.

Alcuni Autori hanno rilevato infatti i legami tra la struttura vegetazionale, l'eterogeneità dell'habitat con la biodiversità della comunità ornitica (Mac Arthur & Mac Arthur, 1961, Karr & Roth, 1971). Questo dato è confermato nell'area di indagine, che ha evidenziato la diminuzione del numero di specie totali nidificanti e l'estinzione di alcune di esse (Tab. 6) parallelamente con la riduzione della complessità della vegetazione e la frammentazione dell'habitat presente nella zona umida.

Lo stress idrico, la variazione dell'uso del suolo, l'utilizzo di biocidi nelle vicinanze dei nidi, oltre alla riduzione degli incolti nell'area agricola circostante, potrebbero avere influenzato negativamente la comunità ornitica del parco, provocando la diminuzione o l'estinzione delle coppie di: *Perdix perdix*, *Coturnix coturnix*, *Alauda arvensis*, *Cisticola juncidis*, *Saxicola rubicola*, *Motacilla flava* come osservato in altre aree italiane (cfr. Campedelli *et al.*, 2012; Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2014).

Contrariamente, le specie legate agli "habitat" forestali sembrano avere avuto un beneficio dall'aumento dei settori boscati, con l'immigrazione o l'aumento di specie quali: *Milvus migrans*, *Columba palumbus*, *Asio otus*, *Dendrocopos major*, *Picus viridis*, *Falco subbuteo*, *Oriolus oriolus*, *Cyanistes caeruleus*, *Garrulus glandarius*, *Aegithalos caudatus* come osservato in altre aree italiane (Cecere & Ravara, 2007; Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2014).

Tabella 4. Variazione dei rapporti NP/P e SN/N dal 2008 al 2018.

	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
SN/EN	1,65	2,08	2,08	2,08	2,50	1,77	1,64	2,60	2,33	3,13	2,88
NP/P	1,50	1,22	1,47	1,64	1,69	1,77	1,64	1,40	1,50	1,36	1,38

Tabella 5. Indici di abbondanza relativa (2008-2018) per le specie nidificanti nel Parco San Lorenzo; $P_i = n_i/N$ con n_i = numero di coppie della specie e N = sommatoria n_i . In grassetto le specie dominanti cioè con P_i maggiore di 0,05.

Specie	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
Airone cenerino - <i>Ardea cinerea</i>	0,078	0,073	0,073	0,068	0,728	0,075	0,037	0,081	0,065	0,046	0,043
Airone guardabuoi - <i>Butor ibis</i>	0,142	0,459	0,459	0,474	0,485	0,396	0,580	0,522	0,564	0,565	0,461
Allodola - <i>Alauda arvensis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Assiolo - <i>Otus scops</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002	0,002	0,000	0,000	0,003
Beccamoschino - <i>Cisticola juncidis</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cannaia comune - <i>Acrocephalus scirpaceus</i>	0,043	0,012	0,006	0,004	0,007	0,002	0,004	0,002	0,000	0,000	0,000
Cannaia verdognola - <i>Acrocephalus palustris</i>	0,011	0,005	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003
Cannareccione - <i>Acrocephalus arundinaceus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Capinera - <i>Sylvia atricapilla</i>	0,035	0,009	0,010	0,019	0,024	0,016	0,012	0,012	0,009	0,009	0,008
Cardellino - <i>Carduelis carduelis</i>	0,007	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cavaliere d'Italia - <i>Himantopus himantopus</i>	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,004	0,002	0,003
Codibugnolo - <i>Aegithalos caudatus</i>	0,000	0,005	0,006	0,004	0,005	0,006	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005
Cormorano - <i>Phalacrocorax carbo</i>	0,000	0,000	0,000	0,004	0,022	0,042	0,060	0,087	0,102	0,120	0,195
Cinciallegra - <i>Parus major</i>	0,035	0,023	0,019	0,015	0,017	0,010	0,010	0,007	0,009	0,009	0,011
Cinciarella - <i>Cyanistes caeruleus</i>	0,036	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000
Civetta - <i>Athene noctua</i>	0,007	0,005	0,004	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Colombaccio - <i>Columba palumbus</i>	0,018	0,009	0,008	0,006	0,007	0,010	0,006	0,008	0,011	0,012	0,008
Cornacchia grigia - <i>Corvus cornix</i>	0,014	0,005	0,004	0,006	0,007	0,004	0,004	0,004	0,004	0,005	0,003
Corriere piccolo - <i>Charadrius dubius</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cutrettola - <i>Motacilla flava</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Cuculo - <i>Cuculus canorus</i>	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,000	0,000	0,003
Fagiano comune - <i>Phasianus colchicus</i>	0,011	0,007	0,010	0,008	0,007	0,006	0,004	0,004	0,004	0,002	0,005
Falco cuculo - <i>Falco tinnunculus</i>	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Folaga - <i>Fulica atra</i>	0,004	0,005	0,002	0,002	0,005	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000
Fringuello - <i>Fringilla coelebs</i>	0,000	0,002	0,002	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,003
Gallinella d'acqua - <i>Gallinula chloropus</i>	0,064	0,028	0,029	0,028	0,036	0,024	0,019	0,015	0,011	0,007	0,005
Garzetta - <i>Egretta garzetta</i>	0,053	0,116	0,096	0,076	0,073	0,099	0,058	0,077	0,054	0,058	0,081
Gazza - <i>Pica pica</i>	0,053	0,035	0,029	0,008	0,007	0,006	0,004	0,004	0,004	0,005	0,005
Germano reale - <i>Anas platyrhynchos</i>	0,021	0,012	0,006	0,006	0,007	0,006	0,006	0,004	0,004	0,005	0,005
Ghiandaia - <i>Garrulus glandarius</i>	0,007	0,005	0,006	0,006	0,005	0,004	0,004	0,004	0,004	0,005	0,003
Gheppio - <i>Falco tinnunculus</i>	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Gufo comune - <i>Bubo otus</i>	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000
Lodolaia - <i>Falco subbuteo</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Martin pescatore - <i>Alcedo atthis</i>	0,004	0,002	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,000	0,002	0,000
Merlo - <i>Turdus merula</i>	0,035	0,014	0,010	0,019	0,019	0,012	0,012	0,010	0,011	0,012	0,011
Nibbia bruno - <i>Milvus migrans</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,002	0,002	0,000	0,000	0,000
Nitticora - <i>Nycticorax nycticorax</i>	0,106	0,255	0,124	0,152	0,097	0,198	0,097	0,097	0,087	0,081	0,081
Passera d'Italia - <i>Passer italiae</i>	0,007	0,000	0,002	0,000	0,000	0,004	0,002	0,002	0,000	0,002	0,000
Passera mattugia - <i>Passer montanus</i>	0,011	0,002	0,002	0,004	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,002	0,003
Pavoncella - <i>Vanellus vanellus</i>	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000
Pendolino - <i>Remiz pendulinus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Piccione selvatico - <i>Columba livia</i> (domestica)	0,018	0,007	0,006	0,004	0,007	0,004	0,002	0,002	0,002	0,002	0,003
Picchio rosso maggiore - <i>Dendrocopos major</i>	0,007	0,005	0,004	0,004	0,007	0,004	0,006	0,004	0,004	0,005	0,005
Picchio verde - <i>Picus viridis</i>	0,004	0,002	0,002	0,004	0,005	0,004	0,002	0,004	0,002	0,002	0,003
Quaglia - <i>Coturnix coturnix</i>	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Rigogolo - <i>Oriolus oriolus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,002	0,000	0,002	0,000	0,000
Rondine - <i>Hirundo rustica</i>	0,007	0,005	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Rondone comune - <i>Apus apus</i>	0,053	0,023	0,019	0,019	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Saltimpalo - <i>Saxicola rubicola</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sgarza ciuffetto - <i>Ardeola ralloides</i>	0,000	0,002	0,004	0,006	0,000	0,006	0,004	0,002	0,002	0,005	0,003
Sparviere - <i>Accipiter nisus</i>	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sterna - <i>Perdix perdix</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sterna comune - <i>Sterna hirundo</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Sturno - <i>Sturnus vulgaris</i>	0,011	0,007	0,006	0,004	0,005	0,004	0,004	0,002	0,004	0,005	0,005
Swasso maggiore - <i>Podiceps cristatus</i>	0,011	0,002	0,006	0,004	0,010	0,008	0,010	0,008	0,007	0,005	0,005
Taccola - <i>Corvus monedula</i>	0,004	0,002	0,000	0,002	0,002	0,002	0,004	0,002	0,002	0,002	0,003
Tarabusino - <i>Ixobrychus minutus</i>	0,004	0,009	0,008	0,006	0,007	0,004	0,004	0,004	0,002	0,000	0,000
Tortora dal collare - <i>Streptopelia decaocto</i>	0,021	0,012	0,010	0,008	0,007	0,010	0,010	0,006	0,007	0,007	0,011
Tuffetto - <i>Tachybaptus ruficollis</i>	0,011	0,007	0,038	0,002	0,002	0,002	0,002	0,002	0,000	0,002	0,000
Usignolo - <i>Luscinia megarhynchos</i>	0,035	0,016	0,011	0,019	0,024	0,020	0,015	0,010	0,009	0,007	0,014
Usignolo di fiume - <i>Cettia cetti</i>	0,014	0,002	0,006	0,004	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000
Verdone - <i>Chloris chloris</i>	0,004	0,002	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000	0,000

Tabella 6. Principali indici ecologici 2008-2018 (N = coppie nidificanti totali, S = numero di specie presenti, Id = indice di abbondanza dato dalla somma delle due specie con Pi più alto).

Indici	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018
N	282	431	523	527	412	505	517	518	461	434	369
S	45	40	37	37	35	36	37	36	30	33	31
Id	0,248	0,510	0,583	0,626	0,583	0,594	0,157	0,619	0,666	0,684	0,656

Tabella 7. Densità media delle specie nidificanti regolari dal 2008 al 2018 espressa in numero di coppie su 10 ettari.

Specie	Densità cp/10 ha
Airone cenerino - <i>Ardea cinerea</i>	5,292
Airone guardabuoi - <i>Bubulcus ibis</i>	37,094
Cannaiola verdognola - <i>Acrocephalus palustris</i>	0,243
Capinera - <i>Sylvia atricapilla</i>	1,136
Cinciallegra - <i>Parus major</i>	1,153
Colombaccio - <i>Columba palumbus</i>	0,714
Cornacchia grigia - <i>Corvus cornix</i>	0,406
Fagiano comune - <i>Phasianus colchicus</i>	0,487
Gallinella d'acqua - <i>Gallinula chloropus</i>	1,867
Garzetta - <i>Egretta garzetta</i>	6,250
Gazza - <i>Pica pica</i>	1,055
Germano reale - <i>Anas platyrhynchos</i>	0,552
Ghiandaia - <i>Garrulus glandarius</i>	0,373
Merlo - <i>Turdus merula</i>	1,136
Nitticora - <i>Nycticorax nycticorax</i>	10,227
Piccione selvatico - <i>Columba livia</i> (var. dom.)	0,373
Picchio rosso maggiore - <i>Dendrocopos major</i>	0,390
Picchio verde - <i>Picus viridis</i>	0,243
Storno - <i>Sturnus vulgaris</i>	0,390
Svasso maggiore - <i>Podiceps cristatus</i>	0,535
Tortora dal collare - <i>Streptopelia decaocto</i>	0,747
Usignolo - <i>Luscinia megarhynchos</i>	1,266

Le specie comuni in particolare i passeriformi quali *Pica pica*, *Parus major*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Luscinia megarhynchos*, *Carduelis chloris*, *Carduelis carduelis*, hanno avuto una leggera flessione dopo la creazione di un parco avventura all'interno dell'area pubblica boscata. L'aumento del disturbo generico da fruizione rispetto al periodo antecedente all'indagine è un fattore preponderante alla diminuzione del numero di specie nidificanti.

La scomparsa dal 2012 della specie sinantropica *Apus apus* è da attribuire alla ristrutturazione della Pieve Matildica di San Lorenzo in seguito al sisma del 2012; raramente i lavori realizzati durante la stagione riproduttiva non procurano danno alle colonie di questa specie e quindi alla nidificazione, a meno che non si adottino opportuni accorgimenti di salvaguardia, favorendo l'accesso del Rondone comune ai sottocoppi e alle buche pontae (Ferri, 2018; Gelati *et al.*, 2014).

La frammentazione degli ambienti naturali e il loro isolamento, quali elementi costitutivi della natura della Pianura Padana, rappresentano il contesto ambientale in cui

si inserisce il Parco San Lorenzo, zona umida riconosciuta da Regione Lombardia come Parco Locale di Interesse Sovracomunale (Battisti *et al.*, 2013). L'area, prima dell'istituzione del Parco, era gestita secondo una logica di tipo economico e commerciale, che ha modificato il territorio portandone degrado e costi ambientali. La progettazione per il ripristino dell'area, volta a mitigare gli impatti negativi di queste attività, ha avuto e ha tuttora la finalità di riqualificare l'ambiente e realizzare una riserva naturale ricostruendo una zona umida al posto dei bacini di cava (Fasola *et al.*, 2003), quindi l'area in oggetto è tuttora interessata da progetti di ricerca scientifica per il monitoraggio dell'avifauna e riveste un ruolo basilare sia per il valore di caso studio sia per la conservazione della natura.

Il monitoraggio ultratrentennale della comunità ornitica dimostra come i fattori ambientali siano determinanti e influenzino la presenza delle specie sensibili nidificanti e di conseguenza la conservazione della natura nelle piccole aree protette, isolate e in contesti fortemente antropizzati. Fattori esterni come il disturbo antropico infatti rendono gli ecosistemi meno resilienti, ad esempio attraverso una maggiore vulnerabilità alle invasioni di specie "aliene" quali: Nutria *Myocastor coypus*, Testuggine palustre dalle orecchie rosse *Trachemys scripta elegans* e Gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* (Battisti, 2006).

Le popolazioni definite sensibili possono estinguersi localmente, ridursi in grandezza o frazionarsi come effetto delle trasformazioni ambientali spinte dal processo di frammentazione a causa sia della diminuzione in superficie degli habitat residui utilizzabili, che dell'aumento del loro isolamento (Wilcox & Murphy, 1985). La frammentazione degli ambienti naturali può ulteriormente condizionare le popolazioni ornitiche esponendole direttamente o indirettamente a fattori definiti "deterministici", come ad esempio la persecuzione diretta, i disturbi indiretti da parte dell'uomo e delle specie generaliste sinantropiche nei frammenti rimanenti di habitat, diventati più raggiungibili. Anch'essi come le cause precedentemente elencate possono influenzare le possibili fluttuazioni demografiche naturali e, generalmente, la struttura delle popolazioni (Durant, 2000).

Se l'andamento numerico negativo delle specie nidificanti, censito nel periodo e nell'area di studio, dovesse proseguire nel medio-lungo periodo, si verificherebbe un'ulteriore semplificazione della comunità ornitica della zona umida, con la contestuale estinzione delle specie legate al canneto (es. *Gallinula chloropus*) e un aumento di quelle legate alle siepi e agli ambienti boschivi (Cecere & Ravara, 2007) e alle cave artificiali (es. *Phalacrocorax carbo*) (Fasola *et al.*, 2003).

La perdita di biodiversità e la frammentazione ambientale riscontrata dagli Autori nel Parco San Lorenzo è coerente con l'andamento negativo della diversità biologica riscontrato su scala nazionale dal Rapporto ASviS 2018.

Il quadro delle conoscenze discusso in questo lavoro può rappresentare un buon punto di partenza per valutazioni di ordine gestionale, per la valorizzazione dell'area e in ottica di sviluppo sostenibile.

Per tutelare maggiormente il Parco San Lorenzo si auspica: una nuova sensibilità verso la conservazione della natura e una governance volta a orientare le politiche dello

sviluppo sostenibile tramite il coinvolgimento di un numero elevato di soggetti economici, sociali ed enti pubblici a più livelli, per rivalutare l'area oggetto di indagine.

Ringraziamenti – Per la collaborazione sul campo e alcuni dati inediti ringraziamo gli amici Egidio Bacchi, Stefano Bellintani, Federica Collari, Daniele Longhi, Federico Novelli, Marilena Perbellini, Maria Angela Sala. Ringraziamo inoltre un anonimo referee per i suggerimenti forniti.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., 2004. Frammentazione ambientale, Connettività, Reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alla Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, Stilografica.
- Battisti C., 2006. I disturbi antropogenetici. In: C. Battisti (ed.). Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi editore: pp. 333-383.
- Battisti C., Dodaro G., Bombonato A., Cuizzi D. & Vannuccini M., 2013. Selezione di specie ornitiche sensibili alla frammentazione come indicatori di rete ecologica: un caso studio nell'oltrepò mantovano (Lombardia). Alula 20 (1-2): 21-31.
- Blondel J., 1969. Méthodes de dénombrement des populations d'oiseaux. In: Lamotte M., Bourlière F. (eds.). Problèmes d'écologie: l'échantillonnage des peuplements animaux des milieux terrestres. Masson, Paris.
- Bogliani G. & Celada C., 1988. Il popolamento di uccelli di zone umide isolate in aree ad agricoltura intensiva e la teoria della biogeografia insulare. Naturalista sicil., IV, XII (suppl.): 183-185.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. Check-list degli uccelli italiani aggiornata al 2014. Riv. ital. Orn., 85: 31-50.
- Campedelli T., Buvoli L., Bonazzi, P., Calabrese L., Calvi G., Celada C. & Florenzano G. T., 2012. Andamenti di popolazione delle specie comuni nidificanti in Italia: 2000-2011. Avocetta, 36 (2), 121:143.
- Cecere F., & Ravara S., 2007. Variazione della comunità ornitica nidificante nella Riserva naturale Le Bine (Mantova-Cremona). Alula, 14: 9-37.
- Celada C. & Bogliani G., 1993. Breeding bird communities in fragmented wetlands. Boll. Zool., 60: 73-80.
- Durant S., 2000. Dispersal patterns, social organization and population viability. In: Gosling, M.L., Sutherland, W.J. (Eds.), Behaviour and Conservation. Conservation Biology, vol. 2. Cambridge University Press, Cambridge, pp. 172:197.
- Fasola M., Villa M. & Canova L., 2003. Le zone umide. Colonie di aironi e biodiversità della pianura lombarda. Qualità dell'ambiente. Regione Lombardia. Dipartimento di Biologia Animale. Università di Pavia.
- Ferry C. & Frochot B., 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forest de chenes pedunculès en Bourgogne; étude de deux succession écologique. Terre et Vie, 2: 153-250.
- Ferri M., 2018. Le "rondonare": come attrarre i rondoni negli edifici, dal Medioevo ai nostri giorni. Atti Soc. Nat. Mat. Modena, 149.
- Gelati A., Ferraresi M., Giannella C., Ferri M. & Poglayen G., 2014. Progettare nel rispetto della protezione della biodiversità - Raccomandazioni e linee guida per la ristrutturazione e costruzione di edifici storici e moderni. Stazione Ornitologica Modenese "Il Pettazzurro" (SOM), Unione Comuni Modenesi Area Nord.
- Grattini N., 2000. Dati sulla biologia riproduttiva dello Svasso maggiore, *Podiceps cristatus*, nel Parco San Lorenzo (Pegognaga, Mantova.). Riv., ital. Orn., 70: 81-83.
- Grattini N., 2002. Dati sullo svernamento dell'Airone bianco maggiore, *Casmerodius albus*, nel Parco San Lorenzo (Pegognaga, Mantova.). Riv., ital. Orn., 71: 151-156.

- Grattini N., 2005a. Gli uccelli acquatici svernanti in alcune cave artificiali del mantovano. *Natura Bresciana*, 34: 159-163.
- Grattini N., 2005b. Svernamento del Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* in un'area protetta della pianura mantovana. *Picus*, 31: 109-111.
- Grattini N., 2008a. Nidificazione di Falco cuculo, *Falco vespertinus*, in Provincia di Mantova. *Riv., ital. Orn.*, 78: 56:57.
- Grattini N., 2008b. Distribuzione, consistenza ed espansione territoriale del Gheppio *Falco tinnunculus* nidificante in Provincia di Mantova. *Alula*, 15(1-2): 189-194.
- Grattini N., 2011a. Biologia riproduttiva del Tarabusino *Ixobrychus minutus* nel Parco sovracomunale di San Lorenzo (Pegognaga, Mantova). *Alula*, 18 (1-2): 59-65.
- Grattini N., 2011b. La comunità ornitica del Parco sovracomunale di San Lorenzo (Pegognaga, MN: 1986-2009). *Pianura*, 26: 3-24.
- Grattini N., 2012. Andamento e consistenza della popolazione di svasso maggiore *Podiceps cristatus* presente e nidificante in un'area protetta della pianura mantovana nel periodo 1987-2011. *Pianura*, 29: 27-31.
- Karr J. R. & Roth R. R., 1971. "Vegetation Structure and Avian Diversity in Several New World Areas" *The American Naturalist* 105, no. 945 (Sep. - Oct., 1971): 423-435.
- MacArthur R. H. & MacArthur J. W., 1961. On Bird Species Diversity. *Ecology*, 62: 594-598.
- Mantovani R., 2007. Relazione sull'attività di inanellamento presso il Parco San Lorenzo di Pegognaga, Mantova. Relazione interna.
- Perbellini M., Mantovani R., Grattini N. & Longhi D., 2012. Inanellamento a scopo scientifico presso il PLIS San Lorenzo (Pegognaga, MN): indagine preliminare (2007-2011). Poster alla XI edizione degli inanellatori. Gaeta, 25 e 26 febbraio 2012.
- Peronace V., Cecere J. G., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11:58.
- Rapporto ASviS, 2018. L'Italia e gli Obiettivi di Sviluppo Sostenibile. Alleanza Italiana per lo Sviluppo Sostenibile.
- Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2014. Uccelli comuni in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2013.
- Sørensen T., 1948. A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons. *Biologiske Skrifter*, 5: 1-34.
- Turcek., 1956. On the Bird population of the Spruce Forest community in Slovakia. *Ibis*, 98(1): 24-33.
- Wilcox B. A. & Murphy D. D., 1985. Conservation Strategy: The Effects of Fragmentation on Extinction. *The American Naturalist*. Vol. 125, No. 6 (Jun., 1985), pp. 879-887.

IL NIBBIO BRUNO *Milvus migrans* IN PROVINCIA DI MANTOVA: ANALISI STORICA E ATTUALE DELLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE

NUNZIO GRATTINI⁽¹⁾, FEDERICO NOVELLI⁽²⁾ & STEFANO BELLINTANI⁽³⁾

⁽¹⁾SOM, Stazione Ornitologica Modenese “Il Pettazzurro” – Via Montirone, 3
41037 Mortizzuolo Mirandola (MO) (crstatus@virgilio.it)

⁽²⁾WWF Mantovano, U.O. Mantova – Strada Formigosa, 36 – 46100 (MN)

⁽³⁾Via Danilo Martelli, 7 – 46034 Borgo Virgilio (MN)

Abstract – The Black Kite *Milvus migrans* in the province of Mantua (Italy): historical and current analysis of nesting population. In this work we examine the evolution of the historical and current nesting population of Black Kite *Milvus migrans* in province of Mantua (Italy). From 30s to 70s of the twentieth century there has been a lack of reliable data and surveys. In 30s it was estimated that 100-200 couples were present in the Natural Reserve of “Bosco della Fontana”; in 2019 only one couple was observed. The causes of this broad decline are mostly unknown. During the last decade nesting population of the province of Mantua was composed by 13 couples, while in mid-90s of twentieth century more than 32 couples were observed.

INTRODUZIONE

Il Nibbio bruno *Milvus migrans* è specie politipica a distribuzione paleartico-paleo-tropicale-australasiana. Nella Regione Paleartica occidentale sono presenti tre sottospecie, di cui *migrans* (Boddaert, 1783) interessa l'Italia. In Europa, la popolazione nidificante è stimata in 81.200-109.000 coppie (BirdLife International, 2016, 2017), mentre la popolazione italiana è stimata in 860-1153 (Brichetti & Fracasso, 2018). In Lombardia a fine anni '70 del XX secolo venne fatta una stima approssimativa di 150-250 coppie (Brichetti & Cambi, 1981), nel 1992-2007 venivano stimate 300-600 coppie, (Vigorita & Cucè, 2008), mentre a metà anni '2000 sono state stimate 200-300 coppie (Brichetti & Fracasso, 2018). La distribuzione potenziale della specie a fine del XXI secolo (2070-2099), ricostruita in base ad una simulazione che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, denota uno spostamento verso nord-est dell'areale attuale, con abbandono delle aree più meridionali, compresa la Sicilia (Huntley *et al.*, 2007).

Nidifica in zone boschive mature miste di latifoglie, in ambienti planiziali o rupestri, attorniate da zone aperte, terrestri o acquatiche, utilizzate per alimentarsi (preferibilmente discariche di rifiuti urbani, allevamenti ittici e avicoli); localmente in pinete litoranee, boschi sempreverdi mediterranei, parchi patrizi, zone secche con boschetti o pareti rocciose, steppe e coltivazioni estensive alberate, aree boscate suburbane. Maggiore diffusione tra 200-700 metri con max. 1150 metri sulle Prealpi Bresciane (Cambi & Micheli, 1986). Nidifica a coppie concentrate o isolate, localmente in colonie. Il nido è ubicato prevalentemente su alberi, localmente su rocce, sporadicamente su manufat-

ti vari. In provincia di Mantova il Nibbio bruno è migratore regolare, i primi individui vengo osservati a partire dalla metà di marzo, con alcune osservazioni precoci rilevate negli ultimi anni tra la fine di febbraio e la prima decade di marzo (Minari, com. pers.), mentre durante la migrazione post-riproduttiva viene osservato un picco massimo in agosto-inizio settembre, con alcuni avvistamenti tardivi sino alla fine di ottobre (Brichetti, 1977; Grattini & Longhi, 2010). Nidificante localizzato, con il principale nucleo presente presso il Bosco della Fontana in Comune di Marmirolo, dove esiste una colonia storica (Arrigoni degli Oddi & Moltoni, 1931), ritenuto nell'ottocento assai raro dal Paglia (1879). Come habitat trofici utilizza laghi, fiumi, con importanti concentrazioni nelle discariche di rifiuti (Cramp & Simmons, 1980; Carpegna *et al.*, 2001; Thiollay & Bretagnolle, 2004; Panuccio, 2005; Castaldi & Guerrieri, 2006; De Giacomo & Guerrieri, 2008).

Per quanto riguarda la conservazione le maggiori minacce sono provocate dalla distruzione e dalla trasformazione degli habitat riproduttivi, dalla diminuzione degli habitat trofici, dalla lotta ai nocivi e alle uccisioni illegali, dalla contaminazione da pesticidi e da metalli pesanti, dalla diminuzione delle risorse trofiche (pesci), dalla chiusura di discariche a cielo aperto, dal disturbo antropico durante la nidificazione, nonché dall'impatto contro cavi aerei. *Categorie di tutela*: SPEC 3; Dir. Uccelli CEE All. I; Berna All. II; Bonn All. II; CITES App. I; Part. prot. 157/92. Nella Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia è classificata come NT "quasi minacciata" (Peronace *et al.*, 2012). Come nidificante ha un "*Valore*" nazionale di 44,1 (media gen. 50,4) (Brichetti & Gariboldi, 1997).

MATERIALI E METODI

I dati sono stati raccolti quasi totalmente dagli Autori dalla metà degli anni '80 del XX secolo al 2019, ad esclusione di alcuni forniti da amici birdwatchers e ornitologi. È stata inoltre consultata la bibliografia disponibile sulla specie nel mantovano.

RISULTATI

I siti dove la specie si è riprodotta sono risultati 13 di cui 8 certi: R.N. Bosco della Fontana, R.N. Valli del Mincio, R.N. Vallazza, R.N. Torbiere di Marcara, R.N. Paludi di Ostiglia o del Busatello, R.N. Isola Boschina, R.N. Isola Boscone e Casteldario. Mentre sono 5 i siti risultati probabili: Parco San Lorenzo, R.N. Laghetto di Castellaro Lagusello, Monzambano, area del fiume Po tra Dosolo-Suzzara, Viadana (Fig. 1.). Otto siti sono Riserve Naturali, un sito un parco locale di interesse sovracomunale (PLIS) e due siti localizzati nella ZPS T20B0501 in aree golenali lungo il fiume Po. Non è stato rilevato nidificante nel periodo 1994-1999 durante la stesura dell'Atlante degli Uccelli nidificanti nella "bassa" pianura lombarda che comprendeva solo una piccola parte del territorio (Brichetti & Gargioni, 2005). Nel Parco regionale dell'Oglio sud nella stagione riproduttiva del 2005 (maggio-luglio) non è stata accertata la presenza della specie (Fornasari *et al.*, 2006).

R.N. Bosco della Fontana: le prime informazioni sulla nidificazione del Nibbio



Figura 1. Siti di nidificazione del Nibbio bruno in Provincia di Mantova. Tondo bianco nidificazione certa, tondo nero nidificazione probabile.

bruno nel mantovano risalgono agli anni '30 del XX secolo quando Arrigoni degli Oddi & Moltoni (1930) accertarono la nidificazione di 100-200 coppie all'interno della Riserva. Ci fu poi un ampio vuoto di indagini sino alla metà degli anni '70 quando Brichetti (1977) stimò una popolazione di 25-30 coppie, con un considerevole calo nel 1981 quando vennero stimate 10 coppie (Brichetti & Cambi, 1981; Brichetti, 1982) e un calo successivo nel 1984 (Redazione Picus, 1985). Nel periodo 1993-1998 la colonia è stata oggetto di un'indagine minuziosa che ha permesso di stimare la presenza di 25-30 coppie (Mason *et al.*, 1999; Longo & Nadali, 2001). Nel 2004 un'ulteriore indagine ha consentito di individuare 24 nidi occupati (Zocchi & Lacroix, 2004). Nel 2010 la colonia ha fatto registrare nuovamente un calo accertando la presenza di circa 10 coppie (Maffezzoli & Martignoni, 2010). Nel periodo 2011-2018 è stato registrato un ulteriore vistoso calo verificando la presenza di 2-3 coppie, con una sola coppia nel 2019 (Bellintani e Grattini, oss. pers.) (Fig. 2).

R.N. Valli del Mincio: nidificante irregolare dalla fine degli anni '80 del secolo scorso dove 1-3 coppie si sono riprodotte in nidi ubicati su pioppi isolati lungo il Mincio, su filari di pioppi o in boschetti limitrofi al suo corso; le ultime nidificazioni accertate sono avvenute nel 2008, 2010 e 2012 (Grattini e Bellintani, 2013; Bellintani e Grattini, oss. pers). L'area delle valli costituisce una fondamentale zona di alimentazione per gli individui che nidificano nella vicina colonia della R. N. Bosco della Fontana.

R.N. Vallazza: è nidificante irregolare. Probabilmente nidificante negli anni '80 con 1-2 coppie e nel 2009, 2012, 2013, 2016 con 1-2 coppie; inoltre sono stati osservati due individui in corteggiamento nell'aprile 2017, 2018 e due coppie nel 2019 (Bellinta-

ni e Grattini, oss. pers.). Esistono ulteriori osservazioni negli anni '70 del secolo scorso senza indizi di nidificazione. L'area rappresenta una rilevante zona di alimentazione per gli individui che nidificano nella vicina colonia della R.N. Bosco della Fontana.

R.N. Torbiere di Marcaria: nidificante certo ma irregolare con una coppia nella R.N. Torbiere di Marcaria o nell'area limitrofa dal 1991 (Brichetti & Barbieri, 1992; Brichetti, com. pers.) al 2019.

R.N. Paludi di Ostiglia o del Busatello: negli anni '80 del secolo scorso veniva segnalato esclusivamente come migratore precoce da De Franceschi (1989, 1991), ma nidificante certo con una coppia dal 1988 al 1994; in particolare il 16 luglio del 1990 sono stati inanellati pulli in un nido ubicato su un grande Pioppo nero (Pesente, com. pers.) e nel 2002, 2003, 2007, 2008 in un ex pioppeto coltivato abbandonato (Novelli, oss. pers.).

R.N. Isola Boschina: migratrice e nidificante irregolare con una coppia presente dal 2002 al 2009 e nel 2019; alcuni individui sono stati avvistati nei mesi di maggio-luglio negli anni 2012, 2016, 2017 senza segni evidenti di nidificazione (FaunaViva, ined.; Grattini *et al.*, 2005; (Grattini e Novelli, oss. pers.). La specie non è stata rilevata nidificante in passato (Brichetti, 1984; Tosi e Pinoli, 1992).

R.N. Isola Boscone: nidificante certo con una coppia dal 2006 al 2019, con due coppie nel 2007 (Longhi *et al.*, 2009; Grattini, 2015; Grattini, oss. pers.). Nell'area non ci sono informazioni sulla nidificazione precedenti al 2006. Segnalata esclusivamente come specie migratrice regolare negli anni '80-'90 del secolo scorso (Golfre Andreasi & Penitenti, 1995)

Casteldario: nidificante certo nel 2017 con un nido posto all'interno di un pioppeto maturo (Novelli, oss. pers.).

Altri siti di nidificazione probabili:

- nel 2005, 2013, 2014 e 2017 nell'area del P.L.I.S. di San Lorenzo presso Pegognaga, dove è stata osservata una coppia in corteggiamento e costruzione del nido (Grattini, oss. pers.);
- due ind. in atteggiamento territoriale l'1 giugno 2014 nei pressi del Laghetto di Castellarò Lagusello in comune di Monzambano (Mattinelli, com. pers.);
- due ind. in corteggiamento presso Monzambano il 18 aprile 2018 (Mantovani, com. pers.);
- due ind. territoriali presso Viadana l'1 giugno 2014 (Grattini e Sala, oss. pers.);
- due ind. territoriali nell'aprile 2015, giugno 2017, maggio 2019 nell'area lungo il Po tra Dosolo-Suzzara-Viadana (Grattini e Novelli, oss. pers.).

DISCUSSIONE

La colonia nidificante nella R.N. Bosco della Fontana, presso Marmirolo, era una delle più importanti d'Italia (Arrigoni degli Oddi & Moltoni, 1931; Brichetti, 1977). Negli anni la specie ha avuto diverse fluttuazioni nel numero di coppie nidificanti, registrando il minimo nel periodo 2011-2018 con 2-3 coppie e una sola coppia nel 2019 (Fig. 2).

Negli anni '70 del XX secolo la popolazione mantovana era stata stimata in 25-30

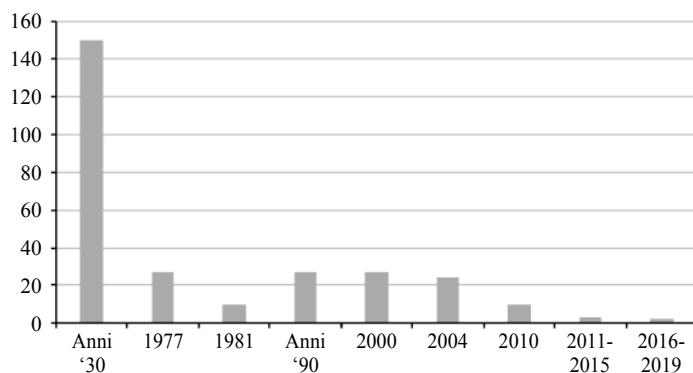


Figura 2. Popolazione media nella R.N. Bosco della Fontana dagli anni '30 del XX secolo al 2019.

coppie, scese a circa 15 coppie negli anni '80, risalite a 32 coppie circa negli anni '90, con un nuovo calo tra il 2000-2010 (circa 28 coppie), seguito da una ulteriore diminuzione nel periodo 2011-2019 dove sono state stimate circa 13 coppie tra probabili e certe (Fig. 3).

Il Nibbio bruno è tra i rapaci diurni più comuni ma la popolazione si è ridotta a causa dell'avvelenamento, della caccia, dell'inquinamento dell'acqua e dell'uso eccessivo di pesticidi. Si ipotizza inoltre, che la modernizzazione degli ambienti urbani e i miglioramenti agricoli causino dei declini a livello locale (del Hoyo *et al.*, 1994; Ferguson-Lees & Christie, 2001). Inoltre, nonostante la specie si adatti facilmente ad alcune situazioni antropizzate, il continuo aumento delle superfici occupate dall'uomo hanno ridotto l'habitat trofico disponibile (Ferguson-Lees & Christie, 2001), risultando anche vulnerabile agli effetti del potenziale sviluppo dell'energia eolica (Strix, 2012). In Europa la tendenza della popolazione è sconosciuta e la tendenza generale non è chiara (BirdLife International, 2015). Thiollay (2007) ha rilevato un calo significativo nell'Africa occidentale

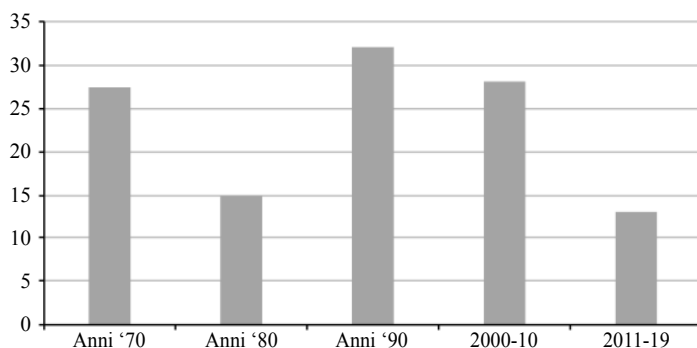


Figura 3. Popolazione media mantovana da inizio anni '70 del XX secolo al 2019.

di circa il 35-70% degli individui al di fuori delle aree protette tra il 1969-1973 e tra il 2000-2004. Le cause del marcato declino nell'ultimo decennio nella R.N. Bosco della Fontana non sono note, così come le cause della scomparsa da altre aree seppur utilizzate da un numero ridotto di coppie o con nidificazioni irregolari (es. R. N. Isola Boschina, Paludi di Ostiglia o del Busatello, Vallazza e Valli del Mincio). Una delle possibili cause della scomparsa dei nibbi nidificanti presso la R.N. Paludi di Ostiglia può essere stata la chiusura nel 2010 della discarica di rifiuti solidi urbani di Pieve di Coriano, dove spesso si alimentavano i nibbi, così come la chiusura della discarica di Soave, dove venivano osservate concentrazioni di 5-20 individui in alimentazione, può aver influito sulla popolazione nidificante a Bosco della Fontana. Queste ipotesi sono supportate da ciò che è accaduto nel Lazio, quando, in seguito alla dismissione della discarica di Civitavecchia nel 2010, la popolazione nidificante in zona è progressivamente crollata dell'80% passando da 30 coppie nel 2009 a 6 coppie nel 2012 (Guerrieri *et al.*, 2012). Inoltre, diverse osservazioni effettuate in Spagna hanno dimostrato che, durante la stagione riproduttiva, le discariche sembrano essere utilizzate particolarmente da individui non riproduttori, fatto che tuttavia favorirebbe le popolazioni di Nibbi bruni aumentando le probabilità di sopravvivenza di giovani ed immaturi e garantendo così la conservazione nel tempo delle popolazioni nidificanti (Blanco, 1994, 1997).

La progressiva chiusura di molte discariche in tutta Europa influenzerà probabilmente le abitudini alimentari nonché la dispersione sul territorio di un elevato numero di coppie (Brichetti & Fracasso, 2003; Minganti, 2017).

Ringraziamenti – Per le informazioni ricevute e i dati inediti ringraziamo: Pierandrea Brichetti, Federica Collari, Carlo Dicapi, Cristiano Mantovani, Simone Massari, Alberto Mattinelli, Marco Pesente, Maria Angela Sala. Alessandro Pavesi per alcuni scambi di informazione sulla presenza della specie lungo il fiume Po. Un particolare ringraziamento a Emma Minari per alcune informazioni e dati inediti sulla presenza della specie nella R.N. Bosco della Fontana.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni degli Oddi E. & Moltoni E., 1931. La nidificazione del Nibbio bruno in provincia di Mantova. Riv. ital. Orn., 1: 105-128.
- BirdLife International., 2015. European Red List of Birds. Office for Official Publications of the European Communities, Luxembourg.
- BirdLife International., 2016. *Milvus migrans*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016:e.T22734972A95097654. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.20163.RLTS.T22734972A95097654.en>. Downloaded on 30 November 2018.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities Cambridge, UK: BirdLife International.
- Brichetti P., 1977. Sulla presenza di una colonia di Nibbi bruni *Milvus migrans migrans* (Boddaert) in Lombardia. Uccelli d'Italia, 2: 282-284.
- Blanco G., 1994. Seasonal abundance of Black kites associated with the rubbish dump of Madrid, Spain. J. Raptor Res., 28(4):242-245.
- Blanco G., 1997. Role of refuse as food for migrant, floater and breeding Black kites (*Milvus migrans*). J. Raptor Res., 31(1):71-76.
- Brichetti P., 1982. Gli uccelli del Bosco Fontana - Ministero Agricoltura e Foreste, Roma.

- Brichetti P., 1984. Riserva naturale “Isola Boschina”. Situazione avifaunistica e proposte di gestione. Studio interdisciplinare finalizzato alla pianificazione della riserva naturale Isola Boschina. Amm.ne Prov.le di Mantova – Politecnico di Milano: 26-40.
- Brichetti P. & Cambi D., 1981. L’Avifauna della Lombardia. 4. Natura Bresciana, 17 (1980): 211-234.
- Brichetti P. & Barbieri G. 1992. Nuova colonia mista di Ardeidae in Lombardia (Riserva naturale Torbiere di Marcaria, Mantova). Avocetta, 16: 48-49.
- Brichetti P. & Gargioni A. 2005. Atlante degli uccelli nidificanti nella “bassa” pianura lombarda (Italia settentrionale). Natura Bresciana, 34: 67-146.
- Brichetti P. & Gariboldi A., 1997. Manuale pratico di ornitologia. Edagricole: 362 pp.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana 1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna: 464 pp.
- Brichetti P. & Fracasso, 2018. The Birds of Italy. Vol. 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Cambi D. & Micheli A. 1986. L’avifauna nidificante della “Corna di Savallo” (Prealpi bresciane, Lombardia): censimento ed ecologia. Natura Bresciana, 22: 103-178.
- Campanaro A., Hardersen S. & Mason F. (eds.), 2007. Piano di gestione della Riserva Naturale Statale e Sito Natura 2000 “Bosco Fontana”. Quaderni Conservazione Habitat, 4. Cierre edizioni, Verona, 220 pp.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1980. The birds of the Western Palearctic. Vol. II. Oxford University Press.
- Castaldi A. & Guerrieri G., 2006. Ritmi di attività e uso dell’habitat trofico nella popolazione romana di Nibbio bruno in Italia centrale. Atti Conv. Serra S. Quirico, 2006: 42-43.
- Carpegna F., Della Toffola M. & Alessandria G., 2007. La migrazione post-riproduttiva e la sosta del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) nell’area metropolitana torinese in relazione alla presenza delle discariche di smaltimento dei rifiuti. Atti Convegno Internazionale “Le autostrade del cielo. Rotte di migrazione dell’avifauna attraverso le Alpi”. Torino: 58-68.
- De Franceschi P., 1989. Studi sulla Palude del Busatello (Veneto-Lombardia). Memorie Museo Civico di Storia Naturale di Verona, II Serie. Sez. A: Biologica, 7: 259-298.
- De Franceschi P., 1991. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Verona (Veneto) 1983-1987. Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona. II Serie. Sez. A: Biologica 9.
- Del Hoyo, J.; Elliott, A.; Sargatal, J. 1994. Handbook of the Birds of the World, vol. 2: New World Vultures to Guinea-fowl. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- De Giacomo U. & Guerrieri G., 2008. The feeding behavior of the Black Kite (*Milvus migrans*) in the rubbish dump of Rome. J. Raptor Res., 42: 110–118.
- FaunaViva Associazione Milano, 2006. Campagne di Censimento delle specie nidificanti e svernanti presso il SIC Isola Boschina. (21 maggio, 26 giugno 2006). Relazione FaunaViva Milano, inedita.
- Ferguson-Lees, J. Christie, D.A. 2001. Raptors of the world. Christopher Helm, London, 992 pp..
- Fornasari L., Belardi M., Buvoli, L. & de Carli E., 2006. Progetto Galateo. Rapporto sullo stato di conservazione dell’avifauna. Monitoraggio 2006. Parco Regionale Oglio Sud: (ined.): 38 pp..
- Gargioni A., Grattini N., Balbo S. e Bellintani S., 2017. Osservazioni estive e prime nidificazioni di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* nella bassa pianura orientale lombarda (province di BS, CR e MN). Picus, 38 (73): 32-33.
- Golfrè Andreasi A. & Penitenti L., 1995. La Riserva Naturale Isola Boscone. Lega Italiana Protezione Uccelli. Pubblicazioni Paolini, Mantova.
- Grattini N., Longhi D., Novelli F. & Trevisan D., 2005. L’avifauna della Riserva Naturale Regionale Isola Boschina (Ostiglia, Mantova): indagine preliminare (2002-2004). In: Boano G., Cucco M., Pavia M. & Rubolini D. (a cura di). Atti XIII Convegno Italiano di Ornitologia. Avocetta, 29 (numero speciale): 187.
- Grattini N. & Longhi D., 2010. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). Natura Bresciana, 37: 143-181.
- Grattini N. & Bellintani S., 2013. L’avifauna nidificante nella Riserva naturale Valli del Mincio (Mantova-Lombardia) nel periodo 1970-2011. Pianura, 31: 46-75.

- Grattini N., 2015. Check-List degli uccelli della Riserva Naturale Isola Boscone (Carbonara di Po, Mantova) nel periodo 1978- 2014. *Pianura*, 34: 113-124.
- Guerrieri G., Castaldi A. & De Giacomo U., 2012. Dismissione di una discarica di rifiuti solidi urbani e riproduzione del Nibbio bruno *Milvus migrans* nell'Italia centrale. *Uccelli d'Italia* 37: 44-50.
- Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G., 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB & Lynx Edicions, Barcelona.
- Longhi D., Grattini N. e Peri A., 2009. La comunità Ornitica della Riserva Naturale Isola Boscone (Carbonara Po, Mantova): indagine preliminare 2006-2008. *ALULA*, XVI (1-2): 754-756 (2009).
- Longo L., 2001a. Uccelli. In: Longo L. & Nadali A. (eds.). *Vertebrati di un bosco planiziario padano: Bosco della Fontana. Quaderni Conservazione Habitat*, 1. Corpo Forestale dello Stato, Centro Nazionale per lo Studio e la Conservazione della Biodiversità Forestale di Bosco della Fontana - Gianluigi Arcari Editore, Mantova, pp. 21-63.
- Longo L. & A. Nadali., 2001. *Vertebrati di un bosco planiziario padano: Bosco della Fontana. Quaderno Conservazioni Habitat*, 1. Gianluigi Arcari Editore, Mantova, 96 pp.
- Maffezzoli M. & Martignoni C., 2010. Report: relazione ornitologica SIC e ZPS "Bosco Fontana". Indagine conoscitiva di aggiornamento sugli uccelli uccelli a fini gestionali [Report on the bird fauna. Study on the birds for management purposes]. In: "Integrazione del Piano di Gestione della Riserva Naturale Statale e Sito Natura 2000 IT 20B0011 Bosco della Fontana" (Hardersen S, Toni I eds). *Programma di Sviluppo Rurale 2007-2013 (FEARS)*, Regione Lombardia, Azione 323 A, Mantova, Italy, pp. 168.
- Mason F., Longo L., Gambaretto M. & Rizzi S., 1999. Sei anni di monitoraggio della colonia di nibbio bruno (*Milvus migrans*) nella riserva naturale "Bosco della Fontana" (Marmirolo, Mantova). *Avocetta*, 23: 140.
- Paglia E., 1879. *Saggio di Studi naturali sul territorio mantovano*, Mantova. Guastalla Tipografo-Editore. 507 pp.
- Minganti A., 2017. Il Nibbio bruno. In: *Cauli & Genero (eds). Rapaci d'Italia*. Ed. Belvedere, Latina, 448 pp.
- Panuccio M., 2005. Dati sulla presenza del Nibbio bruno *Milvus migrans* in due discariche di rifiuti urbani. *Alula*, XII: 189-192.
- Picus, 1985. Redazione. In calo i Nibbi bruni del Bosco Fontana. *Picus* 11: 118.
- Peronace V., Cecere J. G., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11:58.
- Strix, 2012. Developing and testing the methodology for assessing and mapping the sensitivity of migratory birds to wind energy development. *BirdLife International*, Cambridge.
- Thiollay J-M. Bretagnolle V., (coord.) 2004. *Rapaces nicheurs de France. Distribution, effectifs et conservation*. Delachaux et Niestlé, Paris.
- Thiollay, J.M., 2007. Raptor population decline in West Africa. *Ostrich*, 78 (2): 405-413.
- Tosi G. & Pinoli G., 1992. Faunistica. In A.A.V.V. *Riserva naturale regionale Isola Boschina. Studio interdisciplinare e piano della riserva*. Regione Lombardia. Azienda Regionale delle Foreste.
- Vigorita V. & Cucè L., 2008. La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia.
- Zocchi A. & Lacroix L., 2004. The colony of black kite (*Milvus migrans*): status, nest-tree characteristics and anthropogenic disturbance (Aves, Accipitridae). In: "Ricerche naturalistiche a Bosco della Fontana". *Quad. Cons. Habitat*, 3: 71-78.

LA MIGRAZIONE DEI RAPACI NEL PARCO NAZIONALE ALTA MURGIA (PUGLIA): 4 ANNI DI MONITORAGGIO

CRISTIANO LIUZZI ^(1,*), EGIDIO FULCO ⁽¹⁾, LORENZO GAUDIANO ⁽²⁾, FABIO MASTROPASQUA ⁽¹⁾
& ANNA GRAZIA FRASSANITO ⁽³⁾

⁽¹⁾ Ass. Centro Studi de Romita – Via G. Postiglione, 9 – 70126 Bari

⁽²⁾ Department of Biology, University of Bari – Via Orabona, 4 – 70125 Bari

⁽³⁾ Ente Parco Nazionale dell'Alta Murgia – Via Firenze, 10 – 70024 Gravina in Puglia (BA)

* Autore per la corrispondenza: cristiano.liuzzi@gmail.com

Abstract – Migrating Raptors in Alta Murgia National Parks (Apulia): 4 years monitoring. In the four years of surveys on migration of raptors (2016-19) we have used two operators located along the southern portion of the National Park. Sampling effort in the four years was different, but in any case, pentads monitoring scheme was used to cover a longer period of time (March to May, August to October). Total number of species contacted in spring was 21, while in autumn it was 20 with observations of high conservation interest by species such as *Neophron percnopterus* and *Falco eleonora*.

INTRODUZIONE

Nel corso degli ultimi trenta anni sono stati condotti studi specifici volti a caratterizzare il fenomeno della migrazione dei rapaci diurni in Puglia prevalentemente in relazione ad aree di particolare interesse come ad es. Capo d'Otranto (Gustin, 1991; Gustin & Pizzari, 1998; Premuda *et al.* 2004, La Gioia 2010; Mastropasqua *et al.*, 2016; 2017; 2018; 2019); l'arcipelago delle Isole Tremiti (Marrese *et al.*, 2005; Marrese & De Lullo, 2006) e il promontorio del Gargano (Premuda, 2004; Pandolfi *et al.*, 2008). Grazie ad un Progetto di Sistema promosso dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (MATTM) denominato "Rete Euro-Mediterranea per il Monitoraggio e la Conservazione dell'Avifauna migratrice e dei luoghi essenziali per la migrazione", a partire dal 2016, è stato possibile definire i pattern migratori anche nella Puglia centrale, nel territorio del Parco Nazionale dell'Alta Murgia. In questo lavoro si presentano i risultati relativi al periodo 2016-2019.

AREA DI STUDIO

Il territorio del Parco Nazionale dell'Alta Murgia (PNAM), situato nel versante occidentale della provincia di Bari, comprende un vasto altopiano carsico. Il Parco si estende per 68.077 ettari, presenta estremi altimetrici compresi tra i 340 e 679 m s.l.m. e ricade interamente nella ZPS Murgia Alta IT9120007, tra le più estese a livello nazionale (ca. 125.000 ettari).

Il Parco è caratterizzato da una successione di creste rocciose, doline, colline, inghiottitoi, grotte carsiche, scarpate ripide, lame, estesi pascoli naturali, coltivi, piccoli boschi di querce e rimboschimenti di conifere.

I siti utilizzati per il monitoraggio, sono localizzati sul così detto “costone murgiano”, poiché ritenuto strategico per la tipologia di studio, offrendo un’ampia visuale che spazia in direzione del Gargano e il mare Adriatico a nord-est e verso la Fossa Bradanica e le colline della Basilicata a sud, sud-ovest.

METODI

Il monitoraggio di rapaci è stato svolto mediante conteggio diretto degli individui osservati in migrazione attiva diurna; i rilievi sono stati condotti tramite l’ausilio di binocoli e cannocchiali per l’identificazione delle specie. Il protocollo ha previsto il monitoraggio della migrazione primaverile (marzo-maggio: 35 giornate nel 2016; 20 nel 2017; 35 nel 2019) e autunnale (agosto-ottobre: 35 giornate nel 2016; 15 nel 2017; 35 nel 2018). Per ognuna delle stagioni indagate, i monitoraggi sono stati svolti utilizzando sessioni di rilevamento costituite da 5 giornate consecutive o pentadi (Berthold, 1973) intervallate da 5 giornate di stop; questo approccio ha consentito di ottimizzare le risorse al fine di ottenere una copertura temporale dell’intero periodo utile. I rilievi sono stati condotti contemporaneamente da due operatori, uno dei quali posizionato nella stazione fissa (SF) in località Garagnone e l’altro su stazioni mobili (PM) lungo il Costone Murgiano, variando postazione anche in base a stagione, condizioni metereologiche e variabili logistiche, operando ad ogni modo sempre in sinergia con la SF (Fig. 1).

L’area della stazione fissa (SF) è risultata la più idonea ai fini dello studio sulla migrazione dei rapaci, probabilmente per le caratteristiche orografiche del territorio in cui

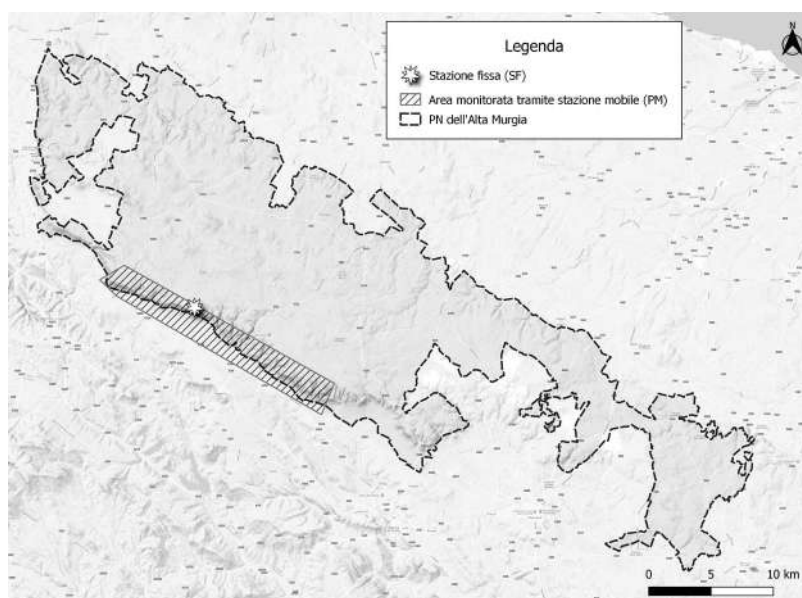


Figura 1. Area di studio.

è situata: quote più elevate rispetto al contesto circostante, ampia visuale su gran parte dell'altopiano murgiano e della Fossa Bradanica, localizzazione centrale rispetto all'altopiano murgiano.

In linea con quanto richiesto dal protocollo tra i Parchi Nazionali, sono state raccolte le seguenti informazioni: data e ora; numero di individui; specie; sesso ed età (quando possibile); direzione di avvistamento e scomparsa; punto di passaggio rispetto all'osservatore e distanza stimata; note; rilevatori.

Il Biancone *Circaetus gallicus*, il Nibbio reale *Milvus milvus* e il Grillaio *Falco naumanni* sono stati esclusi dalle analisi per la difficoltà di discriminare gli individui che transitano in migrazione dai soggetti locali che utilizzano l'area a scopo riproduttivo e/o trofico; Poiana *Buteo buteo*, Gheppio *F. tinnunculus* e Lanario *F. biarmicus* sono state considerate specie sedentarie e quindi non conteggiate tra le migratrici.

Specie target dello studio sono state il Falco di palude *Circus aeruginosus*, l'Albanella minore *C. pygargus*, l'Albanella pallida *C. macrourus* e l'Albanella reale *C. cyaneus*. Le albanelle e il Falco di palude, utilizzano spesso l'area come sito di *stop-over*, pertanto ogni individuo osservato in caccia e non in migrazione diretta è stato fotografato, al fine di escludere la possibilità di doppi conteggi mediante comparazione delle immagini; in caso di impossibilità di confronto (es. foto non sufficiente), precauzionalmente l'individuo in esame è stato escluso dal conteggio.

RISULTATI

Il numero complessivo di specie osservate in primavera è risultato di 21 (14 Accipitriformi, 7 Falconiformi), mentre in autunno sono state osservate 20 specie (13 Accipitriformi, 7 Falconiformi) (Tab. 1; Tab. 2).

Il flusso principale di rapaci migratori è stato osservato durante i mesi primaverili, con max. 768 individui nel 2016. In autunno si assiste ad un deciso decremento del numero di individui in transito, con max. 225 migratori osservati nel 2018.

I *Circus* spp. rappresentano il 41,5% dei rapaci in migrazione primaverile e il 47,3% in autunno. La specie maggiormente contattata è il Falco di palude (31,3% in primavera, 33,5% in autunno) ma di rilievo è anche il passaggio in primavera dell'Albanella pallida (max. 17 individui nel 2017), più scarsa in autunno (max. 6 individui nel 2018).

In riferimento alla migrazione pre-nuziale, il genere *Circus* è sempre presente con almeno una specie per l'intero periodo considerato, ovvero a partire dalla seconda decade di marzo fino alla seconda decade di maggio (Fig. 2). Di seguito vengono riportate le considerazioni relative alla singole specie:

Albanella reale: osservata dalla seconda decade di marzo fino alla seconda decade di aprile, con valori medi più elevati nelle prime due decadi. È una specie rilevata sporadicamente con pochi individui osservati in migrazione attiva.

Albanella pallida: specie osservata a partire dalla terza decade di marzo, nella quale si registrano i valori più elevati; viene osservata, con numeri medi decrescenti, fino alla prima decade di maggio.

Albanella minore: specie presente a partire dalla prima decade di aprile, raggiunge

Tabella 1. Rapaci osservati durante la Primavera.

Specie	2016 (35)	2017 (20)	2019 (35)
<i>Pandion haliaetus</i>	2	0	2
<i>Pernis apivorus</i>	416	102	95
<i>Neophron percnopterus</i>	1	0	0
<i>Circaetus gallicus</i>	*	*	*
<i>Hieraaetus pennatus</i>	1	0	0
<i>Circus aeruginosus</i>	210	153	243
<i>Circus cyaneus</i>	3	0	9
<i>Circus macrorus</i>	15	17	6
<i>Circus pygargus</i>	27	25	72
<i>Accipiter nisus</i>	13	11	8
<i>Milvus migrans</i>	51	18	53
<i>Milvus milvus</i>	*	*	*
<i>Buteo buteo</i>	*	*	*
<i>Buteo rufinus</i>	1	0	1
<i>Accipitridae ind.</i>	7	1	0
<i>Buteo sp.</i>	0	1	0
<i>Circus sp.</i>	0	5	18
<i>Falco naumanni</i>	*	*	*
<i>Falco tinnunculus</i>	*	*	*
<i>Falco vespertinus</i>	11	38	105
<i>Falco columbarius</i>	3	1	1
<i>Falco subbuteo</i>	6	1	0
<i>Falco biarmicus</i>	*	*	*
<i>Falco peregrinus</i>	*	*	*
<i>Falco sp.</i>	1	0	0
Totali	768	373	613

il picco delle osservazioni tra la terza decade di aprile e la prima decade di maggio. Osservata con buoni numeri fino alla seconda decade di maggio. È verosimile che il flusso migratorio di questa specie non si esaurisca nel periodo considerato ma prosegua anche nell'ultima decade di maggio.

Falco di palude: si tratta della specie più rappresentata nel corso dei monitoraggi, osservata lungo l'intero periodo utilizzato per il monitoraggio. La fenologia della specie nel PNAM presenta due picchi migratori, il primo dei quali registrato nella terza decade di marzo e il secondo tra la prima e la seconda decade di maggio. A tal proposito è stata svolta un'analisi di dettaglio per mettere in relazione la fenologia con le classi di età e sesso registrate per questa specie (Fig. 3). Appare dunque evidente come il primo picco migratorio, relativo alla terza decade di marzo, sia influenzato sostanzialmente dal

Tabella 1. Rapaci osservati durante la l'Autunno.

Specie	2016 (35)	2017 (15)	2018 (35)
<i>Pandion haliaetus</i>	2	0	0
<i>Pernis apivorus</i>	9	0	45
<i>Circaetus gallicus</i>	*	*	*
<i>Hieraaetus pennatus</i>	0	1	0
<i>Circus aeruginosus</i>	32	10	77
<i>Circus cyaneus</i>	0	0	2
<i>Circus macrorus</i>	0	1	6
<i>Circus pygargus</i>	11	4	14
<i>Accipiter gentilis</i>	1	0	0
<i>Accipiter nisus</i>	16	5	10
<i>Milvus migrans</i>	18	4	63
<i>Milvus milvus</i>	*	*	*
<i>Buteo buteo</i>	*	*	*
<i>Circus sp.</i>	1	5	5
<i>Falco naumanni</i>	*	*	*
<i>Falco tinnunculus</i>	*	*	*
<i>Falco vespertinus</i>	1	0	3
<i>Falco subbuteo</i>	4	4	0
<i>Falco eleonorae</i>	1	0	0
<i>Falco biarmicus</i>	*	*	*
<i>Falco peregrinus</i>	*	*	*
Totali	96	34	225

passaggio di individui maschi, in prevalenza adulti ma anche subadulti (soggetti nel terzo anno di calendario). Nello stesso periodo si assiste ad un discreto passaggio anche di individui immaturi di sesso indeterminato (secondo anno di calendario), i quali, dopo un primo calo in corrispondenza della prima decade di aprile, fanno registrare un deciso incremento, fino alla prima decade di maggio. Interessante constatare come la classe di età costituita dalle femmine adulte sia di fatto poco rappresentata nel corso della migrazione primaverile, con pochi individui osservati soprattutto nel corso della prima parte del monitoraggio.

Le informazioni relative al periodo autunnale non consentono di effettuare approfondimenti, tuttavia non sono mancati spunti di interesse, riscontrando un discreto passaggio tra fine agosto e inizi settembre, prevalentemente di giovani Falchi di palude e di Albanelle minori. A tal proposito si evidenzia un dato di ricattura (avvenuta a seguito della lettura di un anello colorato), di un giovane maschio di Albanella minore, inanellato nel nido in Polonia il 14 luglio 2018 ed osservato nel Parco Nazionale dell'Alta Murgia, a 1333 km di distanza, il 29 agosto 2018 (Fig. 4).

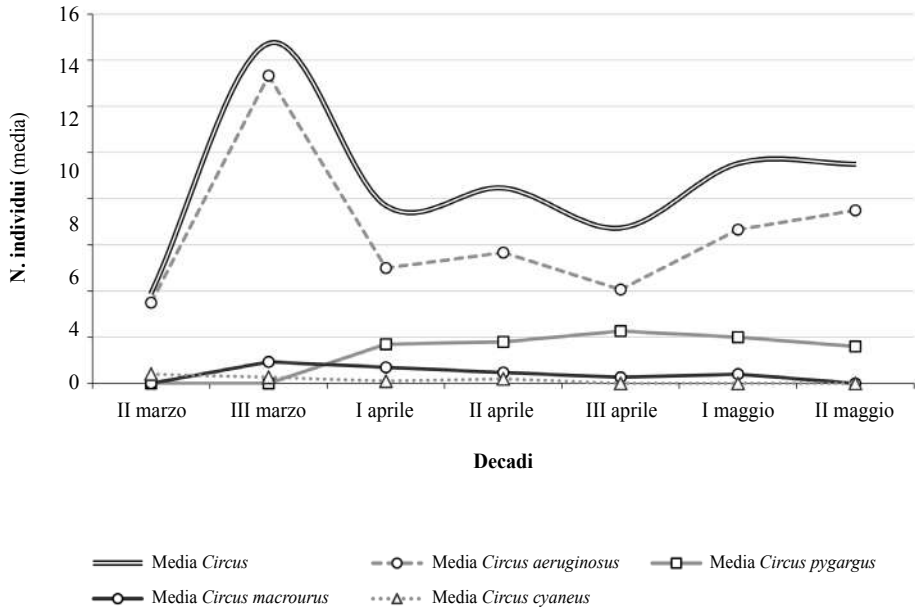


Figura 2. Andamento della migrazione pre-nuziale delle 4 specie appartenenti al genere *Circus*.

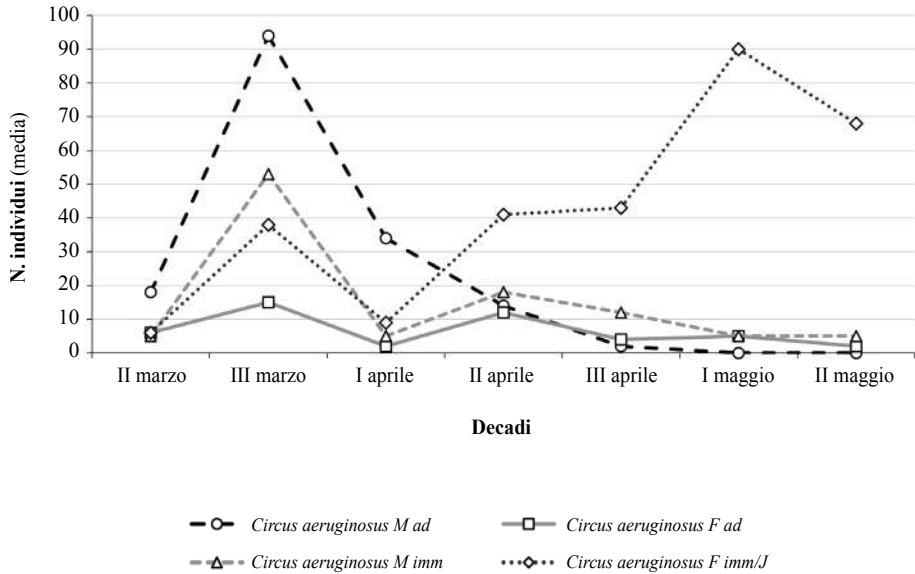


Figura 3. Fenologia primaverile del Falco di palude *Circus aeruginosus* per classi di età.



Figura 4. Albanella minore *Circus pygargus* maschio giovane inanellato in Polonia a luglio ed osservato nell'area di studio il 29 agosto 2018.

DISCUSSIONE

Lo studio ha permesso di ottenere i primi dati quantitativi sulla migrazione dei rapaci diurni nel Parco Nazionale dell'Alta Murgia.

I dati ottenuti evidenziano come l'altopiano murgiano rivesta un ruolo di un certo interesse per la migrazione delle specie appartenenti al genere *Circus*. Esse, infatti, tendono a migrare privilegiando il volo battuto a quello veleggiato, che consente loro di attraversare direttamente ampi bracci di mare. Tuttavia ciò comporta un enorme dispendio di energie. Pertanto, queste specie tendono a frequentare sulla terraferma aree favorevoli per l'attività trofica e lo *stop-over*. L'area di studio, grazie alla peculiare struttura orografica e alla ampia disponibilità di praterie aride mediterranee, offre *habitat* ottimali per il foraggiamento, come confermano le osservazioni condotte durante la ricerca. E' dunque plausibile che l'altopiano murgiano, sia particolarmente importante per la conservazione di queste specie, soprattutto come sito di *stop-over*, così come suggerito anche dall'osservazione di piccoli roost serali individuati sia per il Falco di palude che per l'Albanella minore.

Infine, si segnala l'osservazione di specie di elevato interesse conservazionistico quali il Capovaccaio *Neophron percnopterus* (osservato durante la migrazione primaverile 2016) e il Falco della regina *Falco eleonora* (osservato durante la stagione autunnale 2016), e specie considerate rare nel sito come la Poiana codabianca *Buteo rufinus* (osservazioni sporadiche ma regolari) e l'Aquila minore *Aquila pennata*.

Ringraziamenti – Si ringrazia l'Ente Parco Nazionale dell'Alta Murgia per il supporto tecnico e logistico, gli amici e colleghi che hanno contribuito a vario titolo allo studio ed in particolare: Franco Labarile, Simone Todisco.

BIBLIOGRAFIA

- Berthold P., 1973. Proposal for the standardization of the presentation of data of annual events, especially of migration data. *Auspicium*, 5 (Suppl.): 49-59.
- Gustin M., 1991. Considerazioni generali sulla migrazione pre-nuziale dei Falconiformi a Capo d'Otranto (Lecce), durante la primavera 1989. In S.R.O.P.U. (red.), *Atti V° C.I.O. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, XVII: 457-460.
- Gustin M. & Pizzari T., 1998. Migratory pattern in the genus *Circus*: sex and age differential migration in Italy. *Ornis Svecica*, 8: 23-26.
- La Gioia G. 2010. La migrazione primaverile dei rapaci diurni a Capo d'Otranto. Osservatorio Fauistico della Provincia di Lecce: 87 pp.
- Marrese M., De Lullo L., Caldarella M., 2005. La migrazione primaverile dei rapaci sulle Isole Tremiti (FG). *Infomigrans*, 15:9. Parco Naturale Alpi Marittime.
- Marrese M., De Lullo L., 2006. La migrazione primaverile dei rapaci sulle Isole Tremiti (FG). *Infomigrans* 17:6. Parco Naturale Alpi Marittime.
- Mastropasqua F., Bernardini M., D'Erasmo F., Fulco E., Liuzzi C., Lorubio D., Todisco S., Zonno F., 2017. La migrazione primaverile a Capo d'Otranto (LE). *Infomigrans* 39: 5. Parco Naturale Alpi Marittime.
- Mastropasqua F., Bernardini M., D'erasmo F., Fulco E., Liuzzi C., Lorubio D., Todisco S., Zonno F., 2018. La migrazione primaverile a Capo d'Otranto (LE). *Infomigrans* 41: 14. Parco Naturale Alpi Marittime.
- Mastropasqua F., Bernardini M., Liuzzi C., Sabino V., Todisco S., Zonno F., 2019. La migrazione primaverile a Capo d'Otranto (LE). *Infomigrans* 43: 10. Parco Naturale Alpi Marittime.
- Mastropasqua F., Todisco S., Liuzzi C., 2016. La migrazione primaverile a Capo d'Otranto (LE). *Infomigrans*, 37: 4. Parco Naturale Alpi Marittime.
- Pandolfi M., Piccinetti F. & Perna A., 2008. Osservazione della migrazione primaverile dei rapaci nelle Isole Tremiti e nel Promontorio del Gargano (Parco Nazionale del Gargano) 2008. *Infomigrans* 21: 5-6. Parco Naturale Alpi Marittime.
- Premuda G., 2004. Osservazioni preliminari sulla migrazione primaverile dei rapaci nel promontorio del Gargano. *Riv. ital. Orn.*, 74 (1): 73-76.
- Premuda G., Mellone U. & Cocchi L., 2004. Osservazioni sulle modalità della migrazione primaverile dei rapaci a Capo d'Otranto. *Avocetta*, 28 (1): 33-36.

LA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE IN UN'AREA AGRICOLA AD ALTO VALORE NATURALE. UN CASO DI STUDIO NEL PARCO REGIONALE DEL FIUME SILE (TV)

FRANCESCO SCARTON

Via Franchetti, 192 – 31022 Preganziol (TV) (scarton@selsc.it)

Abstract – Breeding bird community in a high nature value farmland. A case study in the Regional Park “Fiume Sile” (Treviso Province, NE Italy). High Nature Value farmlands are particularly scarce in the heavily urbanized plain of the Veneto region. Using point counts surveyed in May and June 2017, for a length of 10 min and with a radius of 100 m, I studied the breeding bird community of a HNMF close to the spring of the Sile river, where intensive agriculture plots are interspersed with long hedges and small woodland lots. Forty species were recorded in the whole, of which 13 (32.5%) were farmland species, 12 (30%) wetland species, 7 (17.5%) woodland species, while 8 (20%) were not characteristic of a given habitat. The diversity (H) was 3.17 and the Chao index 44. Six species are in the list of those suggested as indicator of HVNF at a European scale: Little Owl *Athene noctua*, Quail *Coturnix coturnix*, Swallow *Hirundo rustica*, Green Woodpecker *Picus viridis*, Turtle Dove *Streptopelia turtur* and Lapwing *Vanellus vanellus*. Field data thus confirmed the ornithological value of this HNMF, but also failed to record the occurrence of three species typical of agroecosystems, such as the Skylark *Alauda arvensis*, the Red-backed Shrike *Lanius collurio* and the Wren *Jynx torquilla*.

INTRODUZIONE

Le aree agricole ad alto valore naturale (AVN) sono caratterizzate da un'agricoltura associata ad un'elevata diversità di specie e di habitat e/o specie di rilevante interesse conservazionistico. Queste superfici possono essere divise in tre tipologie:

- a. aree agricole con alta presenza di vegetazione semi-naturale;
- b. aree agricole con mosaico di attività agricole a bassa intensità ed elementi naturali o strutturali di valore;
- c. aree agricole con specie rare o di interesse conservazionistico (Forconi *et al.*, 2007; Paracchini *et al.*, 2008; Forconi *et al.*, 2010; Benedetti, 2017).

Per l'individuazione delle aree agricole ad alto valore naturale si usano prevalentemente tre metodi, che si basano sulle seguenti basi informative:

1. mappe di uso del suolo (approccio della copertura del suolo);
2. statistiche agrarie sui caratteri strutturali e agronomici delle aziende agricole (approccio dei sistemi agricoli);
3. dati sulla presenza e distribuzione di aree con specie e habitat di interesse per la conservazione, come i Siti Natura 2000, le Important Bird Areas (IBA) o le Prime Butterflies Areas (PBA; De Natale *et al.*, 2014a).

I tre approcci costituiscono la base del metodo suggerito dalla Rete Europea di Valutazione per lo Sviluppo Rurale per l'elaborazione degli indicatori di biodiversità che possono essere associati all'agricoltura AVN (European Evaluation Network for Rural Development, 2008; Campedelli *et al.*, 2018). Le aree AVN identificate in base ai criteri sopra esposti vengono ulteriormente suddivise in quattro classi di valore crescente, da “basso” a “molto alto”. Tuttavia, l'identificazione delle aree agricole AVN risente di diversità dovute all'assenza di un approccio unico a livello europeo; ad esempio, per l'avifauna è stato dimostrato come aree agricole importanti per numerose specie non fossero identificabili con le usuali metodologie sopra descritte (Campedelli *et al.*, 2018). Anche l'utilizzo di strati informativi molto ampi quali IBA e/o Siti Natura 2000 è stato oggetto di critiche, data la loro scarsa significatività per le aree agricole (Brambilla *et al.*, 2014). Peraltro, la presenza di specie di uccelli legate agli agroecosistemi è risultata essere un buon predittore della presenza di aree agricole AVN nel Centro Italia (Morelli *et al.*, 2014).

I dati disponibili per il Veneto evidenziano una frazione di aree AVN pari al 32% dell'intera SAU regionale, stimata quest'ultima a circa 12.700.000 ettari (De Natale *et al.*, 2014a). La percentuale di aree AVN nel Veneto è molto inferiore all'analogo valore relativo a tutta l'Italia (53%), ed anche a quello di altre regioni del Nord Italia comparabili per dimensioni, come Lombardia (44% della SAU: De Natale *et al.*, 2014b), Piemonte (55%: De Natale *et al.*, 2014c), Emilia-Romagna (41%: De Natale *et al.*, 2014d). Come riporta Povellato (2013), le aree agricole AVN di livello “molto alto” nel Veneto si concentrano a ridosso del lago di Garda e in piccoli tratti fluviali lungo il Po; aree a valore “alto” e “medio” si trovano lungo la fascia pedecollinare e prealpina, nel Vicentino, Trevigiano e Bellunese. Infine le classi di valore “basso” si riscontrano in alcune aree montane del Bellunese e in misura puntiforme nelle pianure; in queste ultime prevalgono le aree non classificabili come AVN.

Come risulta dal più recente aggiornamento a livello europeo della distribuzione delle aree agricole AVN, una delle poche presenti nella pianura veneta si colloca a ridosso delle sorgenti del Sile, in provincia di Treviso e all'interno del Parco Regionale del Fiume Sile (EEA, 2012). Il settore occidentale del Parco interessa, oltre all'area delle risorgive del Sile propriamente detta, anche vaste estensioni agrarie che conservano ancora elementi di interesse naturalistico, costituite da siepi plurispecifiche, nuclei alberati, corsi d'acqua di risorgiva e prati stabili (Bondesan *et al.*, 1998). L'avifauna di questo settore del Parco è ben nota per quanto concerne gli aspetti qualitativi, con dettagliati elenchi delle specie presenti e considerazioni sulla loro fenologia, riportati in articoli specifici (Mezzavilla *et al.*, 1994; Roccaforte, 2005) o in opere di sintesi (Mezzavilla e Bettiol, 2007). Tuttavia non sono state pubblicate analisi quantitative, condotte secondo metodi standardizzati ed in analogia con quanto recentemente presentato per altre aree del Veneto (Scarton 2016 e 2017; Scarton e Borella, 2019).

Gli scopi di questa nota sono pertanto di:

1. descrivere l'avifauna presente in periodo riproduttivo in aree agricole prossime alle risorgive del fiume Sile, se pur limitatamente ad una stagione di nidificazione;

2. verificare l'effettivo valore di aree agricole già indicate come AVN secondo gli approcci tradizionali, basati sulle informazioni disponibili, utilizzando invece dati ornitologici di campo recenti e dettagliati.

AREA DI STUDIO

L'area di studio è situata interamente all'interno del Parco Naturale Regionale del Fiume Sile, nei Comuni di Veduggio (TV), Istrana (TV) e Piombino Dese (PD); si estende per circa 800 ettari, tra la S.P. 5 "Castellana" a Nord, Via dei Castellari a E, il corso del fiume Zero a Sud e Via Santa Brigida a Ovest (coordinate centrali: 45°38'54" N, 12° 02'30" E, + 15 m slm).

Poco a Ovest si trovano le sorgenti del fiume Sile; quest'ultimo, il fiume Zero e il Canale di Gronda attraversano l'area di studio, che si caratterizza per le estese superfici agrarie, destinate prevalentemente a cereali, con presenza di alcuni pioppeti di impianto artificiale e di modeste estensioni di prati da sfalcio. A differenza di quanto ormai comune nella pianura veneta, quest'area agricola è ancora intersecata da un'estesa rete di siepi plurispecifiche e di filari arborei, dominati da Acero campestre *Acer campestre*, Farnia *Quercus robur*, Ontano nero *Alnus glutinosa*, Salice bianco *Salix alba*, Sambuco nero *Sambucus nigra*, Palla di neve *Viburnum opulus* e Frangola *Frangula alnus*. I margini dei canali e dei fiumi sopra citati sono orlati da popolamenti lineari di Cannuccia di palude *Phragmites australis* e di Tifa *Typha latifolia*. Per un'accurata descrizione della vegetazione si rimanda a Carraro (1998).

La rete viaria interna è composta esclusivamente da strade sterrate, destinate al passaggio di mezzi agricoli; sono praticamente assenti gli edifici. Nel complesso, il paesaggio che ne risulta è particolarmente interessante e può essere in parte assimilato a quello dei cosiddetti "campi chiusi" (Bondesan *et al.*, 1998). L'area di studio risulta inclusa sia nella ZSC IT3240028 "Fiume Sile: dalle sorgenti a Treviso ovest" che nella ZPS IT3240011 "Sile: sorgenti, paludi di Morgano e Santa Cristina", che qui si sovrappongono completamente.

METODI

Per l'effettuazione di questa indagine sono stati ubicati 10 punti di ascolto, di seguito indicati come PA, con una densità di 1 ogni 80 ha circa; ciascun PA è stato campionato nel maggio e giugno 2017, tra le 6 e le 9 e con buone condizioni meteo. In ogni PA è stato effettuato il rilievo dell'avifauna mediante conteggio di tutti gli individui uditi o osservati entro i 100 m, per una durata di 10 minuti (GREGORY *et al.*, 2004). Un telemetro Leica Rangemaster LRF 900 è stato utilizzato per delimitare con sufficiente precisione l'area di rilevamento in campo. I PA sono stati ubicati solo in aree coltivate, includendo quindi siepi, filari e pioppeti di impianto ma escludendo i pochi nuclei alberati di discrete dimensioni che si rinvengono ai margini dell'area di studio.

Per descrivere la comunità ornitica si sono utilizzati alcuni tra i più comuni indici quali ricchezza (numero di specie = S), abbondanza (numero di individui = N), indice di diversità di Shannon-Weaver (H'), indice di equiripartizione J (H'/H' max, dove H'

$\max = \ln S$), indice di Dominanza (D), indice di Simpson (1-D). Le specie dominanti sono quelle con frequenza percentuale superiore al 5% del totale, le comuni quelle con frequenza superiore all'1% (Fulco e Tellini Florenzano, 2008). Per stimare il numero effettivo di specie presenti nell'area di indagine, assumendo che come spesso accade in campo solo una parte di esse sia stata rilevata (Magurran, 2004; Gotelli e Colwell, 2011), è stato calcolato anche l'indice non parametrico Chao1, per calcolare le specie presenti nell'area di studio (S_{est}) a partire dalle specie effettivamente osservate (S_{obs}). Le analisi sono state effettuate mediante i software PAST (Hammer *et al.*, 2001) e AccuCurve. Si sono rappresentate, utilizzando i dati cumulati per i due rilievi, le abbondanze relative tramite un diagramma di Whittaker (Magurran, 2004).

Per ciascuna specie le categorie di minaccia per l'Italia sono state tratte da Peronace *et al.* (2012), le tipologie ambientali maggiormente utilizzate nel Veneto da Scarton *et al.* (2019), l'inclusione nell'elenco delle specie indicatrici a livello europeo di aree agricole AVN da Paracchini *et al.* (2008).

RISULTATI

Sono state complessivamente contattate 40 specie, di cui 30 nel primo rilievo e 31 nel secondo: due di queste, Marangone minore *Microcarbo pygmeus* e Martin pescatore *Alcedo atthis* risultano incluse nell'All. I della Direttiva 147/09/CE Uccelli. Nessuna specie è considerata "Minacciata" secondo la Lista Rossa italiana, mentre quattro sono Quasi Minacciate: Marangone minore, Rondine *Hirundo rustica*, Balestruccio *Delichon urbicum*, Cardellino *Carduelis carduelis*. Per quanto concerne gli ambienti maggiormente utilizzati nel Veneto, è risultato che 13 (32,5%) delle specie rilevate sono tipiche di ambienti agrari, 12 (30%) di zone umide, sette (17,5%) di ambienti forestali; per otto specie (20%) non è possibile identificare un ambiente prevalente. A livello europeo, sei delle specie contattate nell'area di studio sono indicatrici di aree agricole AVN: si tratta di Civetta *Athene noctua*, Quaglia *Coturnix coturnix*, Rondine, Picchio verde *Picus viridis*, Tortora selvatica *Streptopelia turtur* e Pavoncella *Vanellus vanellus* (Tab. 1).

Considerando i dati cumulati per i due rilievi, le specie dominanti sono cinque (Fagiano *Phasianus colchicus*, Rigogolo *Oriolus oriolus*, Capinera *Sylvia atricapilla*, Colombaccio *Columba palumbus*, Germano reale *Anas platyrhynchos*); 25 quelle con percentuali comprese tra 1 e 5 %. La distribuzione delle specie in base alla loro frequenza è riportata in Fig. 1.

I parametri di comunità per ciascuno dei due rilievi sono riportati nella Tab. 2. La diminuzione degli individui contattati nel II rilievo ha interessato numerose specie in misura simile, per cui diversi altri indici risultano pressoché invariati tra le due sessioni di monitoraggio.

L'elevato valore dell'indice Chao1 evidenzia che nonostante siano stati effettuati 10 PA, il campionamento non può considerarsi sufficientemente esaustivo; tale risultato emerge anche dalle curve di accumulo di Fig. 2, nelle quali è evidente come il numero di specie non tenda a stabilizzarsi con l'aumentare dei PA, in nessuno dei due rilievi.

Tabella 1. Status conservazionistico, grado di minaccia, inclusione nelle specie indicatrici di area agricole AVN (Paracchini *et al.*, 2008) e tipologia ambientale maggiormente utilizzata nel Veneto (Scarton *et al.*, 2019) per le specie rilevate.

		147/2009/CE All I	Lista Rossa italiana	Indicatrici di AVN	Ambienti nel Veneto
<i>Anas platyrhynchos</i>	Germano reale		LC		UMID
<i>Coturnix coturnix</i>	Quaglia		DD	X	AGRI
<i>Phasianus colchicus</i>	Fagiano comune		NA		ALTR
<i>Phalacrocorax carbo</i>	Cormorano		LC		UMID
<i>Microcarbo pygmeus</i>	Marangone minore	x	NT		UMID
<i>Ardea cinerea</i>	Airone cenerino		LC		UMID
<i>Tachybaptus ruficollis</i>	Tuffetto		LC		UMID
<i>Gallinula chloropus</i>	Gallinella d'acqua		LC		UMID
<i>Fulica atra</i>	Folaga		LC		UMID
<i>Vanellus vanellus</i>	Pavoncella		LC	X	AGRI
<i>Larus michahellis</i>	Gabbiano reale		LC		UMID
<i>Columba palumbus</i>	Colombaccio		LC		ALTR
<i>Streptopelia decaocto</i>	Tortora dal collare		LC		ALTR
<i>Streptopelia turtur</i>	Tortora selvatica		LC	X	AGRI
<i>Cuculus canorus</i>	Cuculo		LC		ALTR
<i>Athene noctua</i>	Civetta		LC	X	AGRI
<i>Apus apus</i>	Rondone comune		LC		ALTR
<i>Alcedo atthis</i>	Martin pescatore	x	LC		UMID
<i>Picus viridis</i>	Picchio verde		LC	X	FORE
<i>Dendrocopos major</i>	Picchio rosso maggiore		LC		FORE
<i>Hirundo rustica</i>	Rondine		NT	X	AGRI
<i>Delichon urbicum</i>	Balestruccio		NT		AGRI
<i>Motacilla alba</i>	Ballerina bianca		LC		AGRI
<i>Luscinia megarhynchos</i>	Usignolo		LC		FORE
<i>Turdus merula</i>	Merlo		LC		ALTR
<i>Cettia cetti</i>	Usignolo di fiume		LC		UMID
<i>Cisticola juncidis</i>	Beccamoschino		LC		AGRI
<i>Acrocephalus palustris</i>	Cannaiola verdognola		LC		UMID
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	Cannaiola comune		LC		UMID
<i>Sylvia atricapilla</i>	Capinera		LC		ALTR
<i>Phylloscopus collybita</i>	Lui piccolo		LC		FORE
<i>Aegithalos caudatus</i>	Codibugnolo		LC		FORE
<i>Parus major</i>	Cinciallegra		LC		ALTR
<i>Oriolus oriolus</i>	Rigogolo		LC		FORE
<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia		LC		FORE
<i>Pica pica</i>	Gazza		LC		AGRI
<i>Corvus cornix</i>	Cornacchia grigia		LC		AGRI
<i>Sturnus vulgaris</i>	Sturno		LC		AGRI
<i>Serinus serinus</i>	Verzellino		LC		AGRI
<i>Carduelis carduelis</i>	Cardellino		NT		AGRI

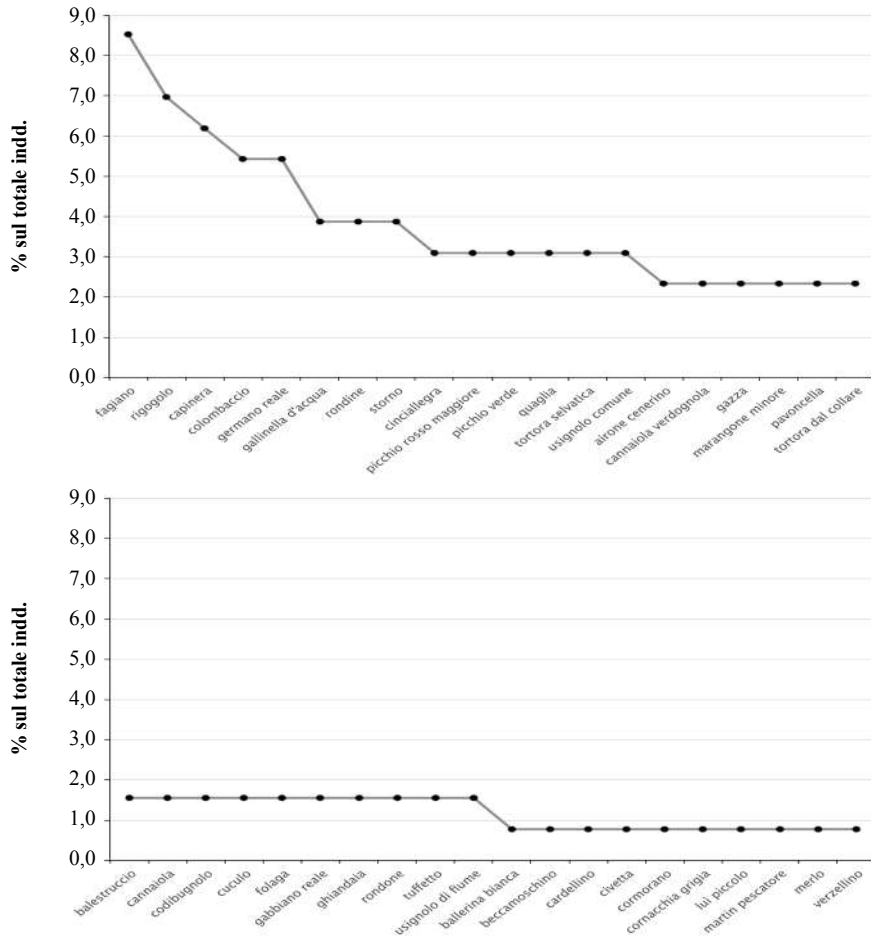


Figura 1. Diagramma di Whittaker, dati cumulati per i rilievi maggio e giugno 2017.

Tabella 2. Principali parametri di comunità.

	I rilievo	II rilievo
Specie	31	30
Individui	81	61
Dominanza_(D)	0,05	0,05
Simpson_1-D	0,95	0,95
Shannon_H	3,16	3,17
Evenness_e^H/S	0,76	0,79
Equipartizione_J	0,92	0,93
Chao 1 (spp. attese)	44	45
Spp. osservate/spp. attese (%)	70,4	66,6

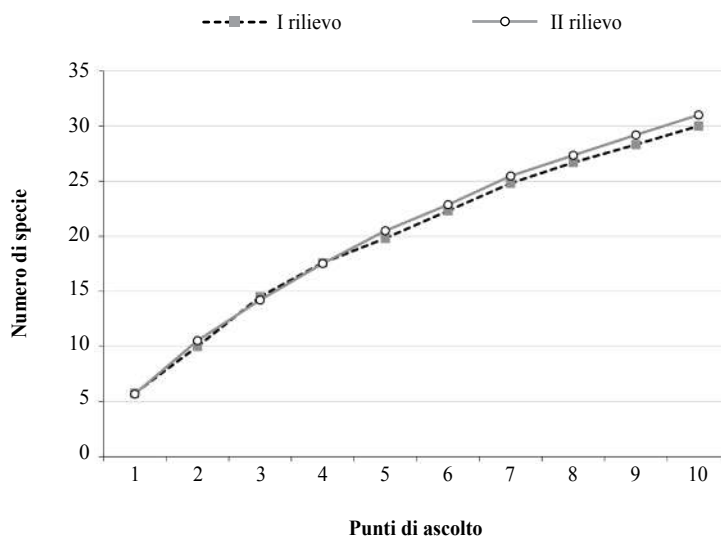


Figura 2. Numero di specie e punti di ascolto: curve di accumulo, separate per i due rilievi.

DISCUSSIONE

Benché limitata ad una sola stagione riproduttiva, l'indagine ha permesso di evidenziare come nell'area di studio sia presente una comunità ornitica piuttosto ricca e diversificata. La ricchezza specifica è superiore a quanto osservato in altre indagini condotte in ambienti agrari del Veneto (Malavasi, 2000; Barbierato *et al.*, 2006; Battisti e Dodaro, 2013; Scarton, 2016); è inoltre verosimile che un numero di specie maggiore di quelle osservate fosse presente nell'area, in base agli stimatori statistici utilizzati in questo studio.

La ricchezza osservata si spiega in parte con la significativa presenza di elementi arborei ed arbustivi, in parte con quella di corsi d'acqua con tratti ancora in discreto stato qualitativo (ARPAV, 2016): le specie ornitiche tipiche di ambienti forestali e acquatici costituiscono circa la metà di quelle contattate nei due rilievi. Da osservare inoltre che, tra le cinque specie dominanti, nessuna risulta propriamente legata agli ambienti agrari, ad ulteriore indicazione della elevata eterogeneità ornitica presente in un'area comunque destinata prevalentemente all'agricoltura.

La presenza di sei specie che a livello europeo si ritiene possano essere buone indicatrici di aree agricole AVN costituisce una conferma, ottenuta con dati di campo, di quanto era stato ottenuto nel recente aggiornamento cartografico condotto dalla Comunità Europea. Tra le sei specie pare interessante la presenza della Quaglia, ormai rara in buona parte degli agroecosistemi del Veneto (Bon *et al.*, 2013) e della Pavoncella. Per quest'ultima specie, indagini effettuate negli ultimi anni riportano la regolare nidificazione di 15-20 coppie nella stessa area qui considerata (Scarton e Valle, 2018); nel Veneto la Pavoncella si riproduce quasi esclusivamente in aree agricole con utilizzazione

intensiva, che in quanto tali non rientrano nelle AVN. Analoga mancata sovrapposizione tra aree AVN ed alcune aree importanti per la nidificazione di specie di interesse conservazionistico è stata rilevata in Puglia da Campedelli *et al.* (2018).

Pur avendo verificato la buona ricchezza ornitologica dell'area di studio, l'indagine qui esposta ha accertato la totale assenza di alcune specie tipiche di agroecosistemi o di ambienti a mosaico, come l'Allodola *Alauda arvensis*, il Torcicollo *Jynx torquilla*, l'A-verla piccola *Lanius collurio* (Newton, 2017), non contattate nemmeno in diverse uscite precedenti e successive i mesi di maggio e giugno. Tale assenza costituisce l'ennesima conferma dell'impoverimento faunistico a cui sono stati sottoposti gli agroecosistemi di pianura del Veneto, più volte evidenziato (Bon *et al.*, 2013).

Tra le specie rilevate a più di 100 m dai PA, quindi non incluse nelle elaborazioni precedenti, merita segnalare l'ascolto di un Picchio nero *Dryocopus martius* il 17/6/2017. Questa specie nel Veneto si sta facendo negli ultimi anni più frequente in pianura e, in inverno, lungo la costa; la sua prima nidificazione in ambito prettamente planiziale risale al 2018 ed è avvenuta nel Comune di San Biagio di Callalta (TV) a circa 25 km dall'area di studio e a 15 km dalla costa, per ripetersi nello stesso sito anche nel 2019 (O. Trebbi, com. pers.).

Infine, sotto il profilo metodologico i risultati indicano che un solo rilievo annuale, in aree eterogenee come quella di studio sarebbe stato certamente insufficiente per caratterizzare la comunità ornitica nidificante; la densità di PA qui utilizzata, uno ogni 80 ettari circa, appare insufficiente per campionare esaustivamente la ricchezza specifica di aree agricole dalle simili caratteristiche ambientali. Ai fini della programmazione di studi e monitoraggi appare pertanto raccomandabile utilizzare densità superiori, compatibilmente con la disponibilità di risorse finanziarie ed umane.

Ringraziamenti – Si ringraziano gli amici Francesco Mezzavilla, per la revisione critica del testo, e Oliviero Trebbi, per aver fornito dati inediti.

BIBLIOGRAFIA

- ARPAV, 2016. Rapporto sulla qualità delle acque in provincia di Treviso. Anno 2016. www.arpav.it.
- Barbierato S., Bon M., Tonelli A., 2006. La comunità di uccelli di un ambiente agrario in provincia di Venezia (Pegolotte di Cona). Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 57: 169-197.
- Battisti C., Dodaro G., 2013. L'avifauna nidificante in un paesaggio a colline moreniche (Affi, Veneto nord-occidentale): un inquadramento preliminare Riv. ital. Orn., Milano, 81 (2): 89-96.
- Benedetti, Y., 2017. Trends in High Nature Value farmland studies: a systematic review. European Journal of Ecology, 3(2), 19-32.
- Bon M., Mezzavilla F., Scarton F. (eds.), 2013. Carta delle Vocazioni Faunistiche del Veneto. Regione del Veneto - Associazione Faunisti Veneti. 586 pp.
- Bondesan A., Caniato G., Vallerani F., Zanetti M. (eds.), 1998. Il Sile. Cierre Edizioni, Sommacampagna (Vr). 348 pp.
- Brambilla M., Casale F., Falco R., Bergero V., Bocchi S., Maggi M., Crovetto G., 2014. Aree agricole ad alto valore naturale in Lombardia (2011-2013). Relazione tecnica. Fondazione Lombardia per l'Ambiente.
- Campedelli T., Calvi G., Rossi P., Trisorio A., Florenzano G. T., 2018. The role of biodiversity data in

- High Nature Value Farmland areas identification process: A case study in Mediterranean agrosystems. *Journal for Nature Conservation*, 46: 66-78.
- Carraro V., 1998. *Vegetazione e flora del Parco del Sile*. Canova Edizioni, 160 pp.
 - De Natale F., Pignatti G., Trisorio A., 2014(a). *Aree agricole ad alto valore naturale. Approccio della copertura del suolo*. Veneto. Rete Rurale Nazionale, 10 pp.
 - De Natale F., Pignatti G., Trisorio A., 2014(b). *Aree agricole ad alto valore naturale. Approccio della copertura del suolo*. Lombardia. Rete Rurale Nazionale. 10 pp.
 - De Natale F., Pignatti G., Trisorio A., 2014(c). *Aree agricole ad alto valore naturale. Approccio della copertura del suolo*. Piemonte. Rete Rurale Nazionale. 10 pp.
 - De Natale F., Pignatti G., Trisorio A., 2014(d). *Aree agricole ad alto valore naturale. Approccio della copertura del suolo*. Emilia-Romagna. Rete Rurale Nazionale. 10 pp.
 - European Evaluation Network for Rural Development, 2008. *Guidance document to the member states on the application of the high nature value impact indicator*. November 2008. <https://enrd.ec.europa.eu>.
 - European Environment Agency, 2012. *Updated High Nature Value Farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of CORINE Land Cover 2006 and biodiversity data*. 62 pp.
 - Forconi V., Cipollaro S., Cascone C., Francesco Visicchio, 2007. *Aree agricole ad alto valore naturalistico: individuazione, conservazione, valorizzazione*. Atti Workshop APAT, 2007.
 - Forconi, V., Mandrone, S., e Vicini, C. (Eds.), 2010. *Aree agricole ad alto valore naturale: dall'individuazione alla gestione. Manuali e linee guida*. Roma, ISPRA.
 - Fulco E., Tellini Florenzano G., 2008. *Composizione e struttura della comunità ornitica nidificante in una faggeta della Basilicata*. *Avocetta*, 32: 55-70.
 - Gotelli N. J., Colwell R.K., 2011. *Estimating species richness*. In Magurran A.E. e McGill B.J. (eds). *Frontiers in measuring biodiversity*. Oxford University Press, New York: 39-54.
 - Gregory R.D., Gibbons D.W., Donald P.F., 2004. *Bird census and survey techniques*. In: Sutherland WJ, Newton I., Green RE (eds.). *Bird Ecology and Conservation; a Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford: 17-56.
 - Hammer Ø., Harper D.A.T., Ryan P.D., 2001. *PAST: Paleontological Statistics Software Package for Education and Data Analysis*. *Palaeontologia Electronica* 4: 9. Web: <http://folk.uio.no/ohammer/past>.
 - Magurran A., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden.
 - Malavasi D., 2000. *Dati preliminari sulla comunità ornitica di agroecosistemi intensivi del Veneto occidentale (Alto Polesine, Rovigo)*. In Bon M., Scarton F. *Atti 3° Convegno Faunisti Veneti*. Bollettino Museo civico Storia Naturale di Venezia, 51: 165-169.
 - Mezzavilla F., Battistella U., Piovesan M., 1994. *Evoluzione delle popolazioni ornitiche dopo l'istituzione del Parco Regionale del Sile*. In: Mezzavilla F., Stival E. (red.), *Atti I Convegno Faunisti Veneti*, C.OrVO., Montebelluna.
 - Mezzavilla F., Bettiol K., 2007. *Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006)*. Associazione Faunisti Veneti, 200 pp.
 - Morelli F., Jerzak L., Tryjanowski P. 2014. *Birds as useful indicators of high nature value (HNV) farmland in Central Italy*. *Ecological Indicators*, 38, 236-242.
 - Newton I., 2017. *Farming and birds*. William Collins, London. 628 pp.
 - Paracchini M. L., Petersen J. E., Hoogeveen Y., Bamps C., Burfield I., van Swaay C., 2008. *High nature value farmland in Europe. An estimate of the distribution patterns on the basis of land cover and biodiversity data*. EUR, 23480.
 - Peronace V., Cecere J., Gustin M., Rondinini C., 2012. *Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia*. *Avocetta*, 36: 11-58.
 - Povellato A., 2013. *Rapporto di analisi per Priorità 4 e 5 del PSR Veneto 2014-2020*. Istituto Nazionale di Economia Agraria, sede regionale per il Veneto. 89 pp.
 - Roccaforte P., 2005. *Check-list degli Uccelli delle Sorgenti del Sile*. In: *Flora e Fauna della Pianura Veneta Orientale, Osservazioni di campagna 2004*. Associazione Naturalistica Sandonatese: 113-119.

- Scarton F., 2016. L'avifauna presente in periodo riproduttivo in un'area ad agricoltura intensiva del Veneto. Alula XXIII (1-2): 99-110.
- Scarton F., 2017. L'avifauna presente in periodo riproduttivo in praterie sommitali delle Prealpi venete (SIC Monte Cesen, TV). Lavori Società Veneziana Scienze Naturali, 42: 25 – 34.
- Scarton F., Borella S., 2019. Variazioni quinquennali in periodo riproduttivo nella comunità ornitica di una zona umida costiera (Riserva WWF Valle Averte - Ve). Bollettino Museo di Storia Naturale di Venezia, 70: 33-43.
- Scarton F., Valle R. 2018. Monitoraggio quadriennale della popolazione di pavoncella *Vanellus vanellus* nidificante in aree ad agricoltura intensiva del Veneto. Alula 25 (1-2): 109-119.
- Scarton F., Bon M., Mezzavilla F., 2019. Andamenti recenti dell'avifauna nidificante nel Veneto. In: Bonato L., Spada A., Cassol M. (a cura di), 2019. Atti VIII Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 69:73-81.

CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA ORNITOLOGICA DEL LAGO DI PIEDILUCO (TERNI – UMBRIA)

FRANCESCO VELATTA *, LUCA CONVITO & GIUSEPPINA LOMBARDI

Regione Umbria, Osservatorio Faunistico Regionale

Via Mario Angeloni, 61 – 06124 Perugia

*Autore per la corrispondenza: fvelatta@regione.umbria.it

Abstract – Contribution to the ornithological knowledge of Piediluco Lake (Terni – Umbria, central Italy). The birds of Lake Piediluco were investigated during the period October 2016 – November 2019. The waterbird community resulted largely made up of a small number of diving species and showed a marked seasonal variation in abundance, with highs in autumn-winter and lows in spring-summer. The overall abundance of wintering waterbird showed no significant change compared to the period 2004-2011, while it has increased since the mid-70s of last century. The bird community (all species) was found to be less rich and of less interest than those of two other wetlands of Umbria previously investigated (Lake Trasimeno, Marsh of Colfiorito). The possible reasons for these differences have been considered and the lake's morphology, relatively deep and with mostly steep shores, is identified as the main limiting factor.

INTRODUZIONE

Nonostante sia inserito nell'elenco delle Zone di Protezione Speciale istituite ai sensi della Direttiva "Uccelli" (2009/147/CE), il Lago di Piediluco ha raramente attirato l'attenzione di ornitologi e *birdwatcher*, al contrario di altre zone umide dell'Umbria da tempo interessate da un'intensa attività di monitoraggio. I pochi dati disponibili derivano in massima parte dai censimenti degli uccelli acquatici svernanti svolti in maniera non continuativa nell'ambito del programma *International Waterbird Census* (Provincia di Terni e Osservatorio Faunistico Regione Umbria, dati inediti). Altre informazioni parziali sono contenute nel Formulário standard Natura 2000 relativo al sito in questione (<http://www.regione.umbria.it/ambiente/zone-di-protezione-speciale-zps> consultato in data 31/07/2019). Tuttavia non è mai stato finora composto un quadro conoscitivo organico dell'avifauna di questo biotopo. Questa considerazione ha indotto la Regione Umbria a mettere in atto una campagna di rilievi finalizzati a colmare questa lacuna: il presente contributo si prefigge di presentare i dati raccolti nel triennio ottobre 2016 - novembre 2019.

AREA DI STUDIO

Il Lago di Piediluco prende il nome dall'omonimo borgo (523 abitanti) posto sulle sue rive. È per estensione il terzo lago dell'Umbria. Interamente situato nel territorio comunale di Terni, a una quota di circa 370 m s.l.m., ha una superficie pari a 1,66 km² e un perimetro di 15 km; la profondità media è di circa 10 metri e quella massima di poco

inferiore ai 20 metri (Arpa Umbria, 2016). La sua forma è molto articolata per la presenza di varie diramazioni (Fig. 1), fra le quali le due più meridionali (denominate Bracci di Cornello e di Capolozza) sono caratterizzate da scarsa profondità.

Nella prima metà del '900 il lago è stato connesso mediante canali artificiali ai fiumi Velino e Nera, divenendo così parte fondamentale di un complesso sistema idraulico finalizzato allo sfruttamento idroelettrico. Nell'ambito di questo sistema esso svolge la funzione di bacino di ritenuta, accumulando o rilasciando acqua in funzione delle esigenze delle centrali, con una oscillazione giornaliera dei livelli idrometrici di qualche decina di centimetri.

Il Formulário Natura 2000 segnala per il biotopo vari habitat dell'allegato I della Direttiva 92/43/CEE: formazioni algali del genere *Chara* (codice 3140); aggruppamenti a *Lemna minor*, *Potamogeton natans* e *Nuphar luteum* (3150); formazioni con *Scirpus lacustris* (6420); aggruppamenti a *Cladium mariscus* (7210); boscaglie igrofile ripariali del *Salicetalia purpureae* (92A0). Viene inoltre riportata la presenza di canneti a *Phragmites australis* e *Typha latifolia*, di cariceti del *Caricion gracilis*, nonché di aggalati con vegetazione del *Mentha aquatica*-*Caricetum pseudocyperi*.

Successivi rilievi della vegetazione acquatica a macrofite, realizzati nel 2010 nell'ambito dell'aggiornamento del Piano di Tutela delle Acque (Arpa Umbria, 2016), hanno evidenziato la presenza di 17 entità tassonomiche: *Callitriche hamulata*, *Callitriche obtusangula*, *Ceratophyllum demersum*, *Chara globularis*, *Cladophora* sp., *Elodea ca-*

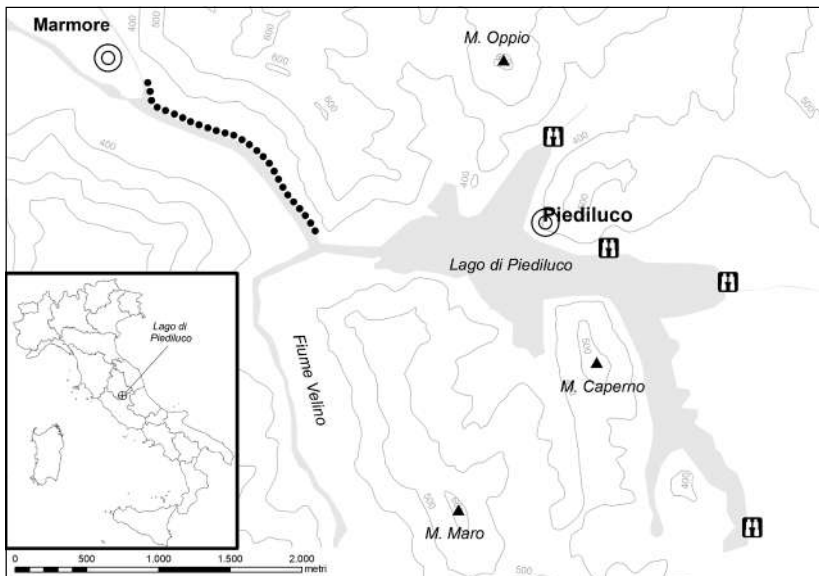


Figura 1. Lago di Piediluco (area di studio). Il simbolo del binocolo indica le 4 postazioni dalle quali sono stati effettuati i conteggi degli uccelli acquatici; la linea di cerchietti neri corrisponde al transetto effettuato lungo il Fiume Velino. Spiegazioni nel testo.

nadensis, *Fontinalis antipyretica*, *Hippuris vulgaris*, *Lemna trisulca*, *Nitella gracilis*, *Nuphar luteum*, *Potamogeton crispus*, *Potamogeton pectinatus*, *Potamogeton trichoides*, *Spirogyra* sp., *Vaucheria* sp., *Zannichellia palustris*. In generale è stata constatata una scarsa presenza di idrofite sommerse appartenenti alle angiosperme, mentre l'idrofita più abbondante e diffusa sul lago è risultata essere *Nuphar luteum*, che forma estesi lamineti.

La comunità ittica è dominata soprattutto dai Ciprinidi e comprende 15 specie (Lorenzoni *et al.*, 2012), di cui solo 6 (contrassegnate di seguito dall'asterisco) sono indigene: *Anguilla anguilla* (*), *Alburnus alburnella*, *Abramis brama*, *Carassius auratus*, *Squalius squalus* (*), *Rutilus rutilus*, *Scardinius erythrophthalmus* (*), *Tinca tinca* (*), *Rutilus aulatus*, *Esox lucius* (*), *Gymnocephalus cernua*, *Perca fluviatilis*, *Lepomis gibbosus*, *Coregonus lavaretus*, *Salmo trutta* (*).

Il Lago di Piediluco è incluso nella Rete Natura 2000 sia in qualità di Zona di Protezione Speciale (ZPS IT5220026), sia in qualità di Zona Speciale di Conservazione (ZSC IT5220018); non è invece interessato da ambiti di divieto venatorio. La caccia viene esercitata prevalentemente in forma vagante, sulle rive e sui terreni adiacenti, e dai registri regionali non risultano ad oggi autorizzati appostamenti fissi per la caccia all'avifauna acquatica. È sede di un centro di preparazione della Federazione Italiana Canottaggio e la zona centrale dello specchio lacustre è frequentemente interessata da attività remiera (allenamenti e gare).

METODI

Fra ottobre 2016 e novembre 2019 sono stati effettuati 28 sopralluoghi, che hanno complessivamente interessato tutti i mesi dell'anno (Tab. 1). Sono state utilizzate ottiche a media e lunga focale (binocolo 10x; cannocchiale dotato di zoom 20-60x).

Tre visite sono state eseguite da rilevatori diversi dagli Autori, su finanziamento regionale nell'ambito del programma *International Waterbird Census* (IWC), e sono state finalizzate esclusivamente al censimento degli uccelli acquatici svernanti.

Nei restanti 25 sopralluoghi sono invece state prese in considerazione tutte le specie ornitiche: in ogni sessione ne è stata annotata quanto meno la semplice presenza, considerando anche quelle rinvenute nelle immediate vicinanze del lago ma comunque entro i confini della ZPS; nel caso degli uccelli acquatici, si è inoltre proceduto ad eseguire conteggi da 4 postazioni fisse (indicate in Fig. 1 con il simbolo del binocolo), dislocate in maniera tale da coprire gran parte dello specchio lacustre. A differenza dell'IWC, i rilievi sono stati effettuati senza curarsi di possibili doppi conteggi, annotando per ognuna delle quattro postazioni tutti gli individui visibili, senza limiti di distanza dall'osservatore; i dati così ricavati non rappresentano quindi valori di consistenza assoluta, ma piuttosto degli indici di abbondanza, utilizzabili per descrivere le variazioni stagionali della consistenza degli uccelli acquatici. A partire da marzo 2017, conteggi di uccelli acquatici sono stati eseguiti a fini di confronto anche lungo il tratto del Fiume Velino (lungo circa 1,6 km) posto immediatamente a valle del canale di collegamento con il lago, evidenziato in Fig. 1 dalla linea di cerchietti neri.

Tabella 1. Visite effettuate nell'area di studio. In ogni casella viene indicata la data di esecuzione del sopralluogo. In grassetto le date dei rilievi IWC.

MESE	ANNO				numero visite
	2016	2017	2018	2019	
GEN		20	12-24	11	4
FEB				5	1
MAR		9-30	14	12	4
APR			19	30	2
MAG		10			1
GIU		28	5	18	3
LUG			11	30	2
AGO		7	13		2
SET		28	17	18	3
OTT	12	31	22		3
NOV				7	1
DIC		7	5		2
numero visite	1	9	10	8	28

Durante la stagione riproduttiva sono stati raccolti anche dati sull'attività di nidificazione, attribuendo ad ogni specie l'appropriato "codice Atlante" previsto dal progetto "Atlante degli uccelli nidificanti in Italia" (www.ornitho.it). Sulla base dei criteri adottati nell'Atlante nazionale, le diverse specie sono state assegnate ad una delle seguenti tre categorie di nidificazione: nidificanti possibili, nidificanti probabili, nidificanti accertate.

Per valutare la completezza del campionamento (che si verifica quando tutte le specie presenti in un'area di studio sono state rinvenute) è stata realizzata la curva di accumulazione della ricchezza di specie (Smith e Smith, 2007), che riporta il numero cumulato di specie rinvenute in funzione del progredire del campionamento, cioè del numero di sopralluoghi eseguiti. Questa curva è in genere descritta da una funzione sigmoidea, caratterizzata da un asintoto orizzontale corrispondente all'effettivo numero di specie presenti nell'area in esame: tanto più la ricchezza cumulata osservata si avvicina all'asintoto, tanto maggiore è la completezza del campionamento. Per ricavare il valore dell'asintoto si è eseguito il *fitting* della curva sigmoide sui dati osservati.

Il popolamento di Uccelli del Lago di Piediluco è stato posto a confronto con quello di altre due zone umide ombre (Lago Trasimeno e Palude di Colfiorito, entrambe incluse in ZPS e ZSC) per le quali sono state pubblicate le relative check-list (Velatta *et al.*, 2004; Velatta *et al.*, 2011), che pur non essendo aggiornate al periodo qui considerato rappresentano comunque un utile termine di paragone. Nell'ambito di questa comparazione, sono stati calcolati i seguenti indici:

a. numero totale di specie;

- b. numero di specie di uccelli acquatici, intendendo per tali quelli appartenenti alle seguenti famiglie (Zenatello *et al.*, 2014): *Gaviidae*, *Podicipedidae*, *Pelecanidae*, *Phalacrocoracidae*, *Ardeidae*, *Ciconiidae*, *Threskiornithidae*, *Phoenicopteridae*, *Anatidae*, *Gruidae*, *Rallidae*, *Haematopodidae*, *Recurvirostridae*, *Burhinidae*, *Glareolidae*, *Charadriidae*, *Scolopacidae*, *Laridae*, *Sternidae*;
- c. numero di specie nidificanti (possibili, probabili o certe);
- d. numero di specie nidificanti incluse in categorie di minaccia della Lista Rossa nazionale (Peronace *et al.*, 2012): CR (*in pericolo critico*), EN (*in pericolo*), VU (*vulnerabile*), NT (*quasi minacciato*), DD (*dati insufficienti*). Non sono state invece considerate le categorie RE (*estinto nella regione*), LC (*a minor preoccupazione*) e NA (*non applicabile*);
- e. numero di specie incluse nell'Allegato I della Direttiva "Uccelli" (2009/147/CE);
- f. indice di rarità, calcolato come sommatoria dei valori di rarità delle specie rinvenute.

Il valore di rarità di una specie è a sua volta rappresentato dal rapporto $1/Q$, dove Q è il numero di celle di 5 km di lato che compongono il territorio regionale (392 in tutto) nelle quali la specie è stata segnalata nel periodo 2000-2018 (fonte: Regione Umbria, Piano Faunistico Venatorio Regionale 2019-2023). Quindi, quanto meno una specie è diffusa a scala regionale (basso valore di Q), tanto maggiore è il suo valore di rarità. Questo indice equivale a una ricchezza di specie pesata, in quanto le specie rare contano di più di quelle comuni. In analogia al Piano Faunistico Venatorio Regionale, dal calcolo dell'indice sono state escluse:

- le specie alloctone per l'Umbria;
- le specie di origine (almeno apparentemente) non selvatica;
- le specie considerate accidentali nella recente check-list dell'avifauna regionale (Laurenti & Paci, 2017).

L'indice di rarità ricavato per il Lago di Piediluco è stato inoltre messo a confronto con i valori calcolati con le stesse modalità per ognuna delle 392 celle dell'intera regione Umbria.

Infine, i dati IWC relativi al triennio di interesse sono stati confrontati con quelli disponibili per gli anni precedenti: per verificare l'esistenza di variazioni significative del numero di uccelli svernanti, si è fatto ricorso al test non parametrico U di Mann-Whitney; questa analisi è stata condotta solo sulle specie più rappresentate e sul numero complessivo di uccelli acquatici.

Tutte le procedure statistiche sopra menzionate sono state eseguite avvalendosi del software SPSS ® versione 13.0.

RISULTATI

Sono state complessivamente rilevate 105 specie (Tab. 2), di cui 12 incluse nell'Allegato 1 della Direttiva 2009/147/CE. Le specie nidificanti sono 76 di cui 7 accertate, 26

Tabella 2. Elenco delle specie rilevate. Nomenclatura e ordine sistematico sono conformi alla Lista CISO-COI degli Uccelli italiani (Baccetti *et al.*, 2019). Spiegazioni nel testo.

nome italiano	nome scientifico	G E N	F E B	M A R	A P R	M A I	G I U	L U G	A G O	S E T	O T T	N O V	D I C	numero di segnalazioni (date)	categoria di nificazione	all.1 Direttiva 2009/147/CE	categoria Lista Rossa uccelli nidificanti in Italia	valore di rarity
Fagiano comune	<i>Phasianus colchicus</i>														possibile		NA	0.003
Anguilla	<i>Aythya colchica</i>	X	X	X	X					X	X	X	X	12	possibile		NA	0.032
Moretta tabaccaia	<i>Aythya nyropha</i>						X	X		X	X	X	X	18	possibile		EN	0.040
Moretta	<i>Aythya nyropha</i>							X		X	X	X	X	4	possibile	X	EN	0.040
Marzaiola	<i>Spatula querquedula</i>	X	X	X				X		X	X	X	X	15			VU	0.042
Mestolone	<i>Spatula clypeata</i>													1			VU	0.059
Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	27	accertata		VU	0.040
Alzavola	<i>Anas crecca</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	2	accertata		EN	0.008
Tuffetto	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	2	possibile		EN	0.024
Swasso maggiore	<i>Podiceps cristatus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	25	accertata		LC	0.017
Swasso piccolo	<i>Podiceps nigricollis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	28	accertata		LC	0.024
Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	10			NA	0.045
Tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>	X		X		X	X	X	X	X	X	X	X	12	probabile		LC	0.003
Tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	9	probabile		LC	0.003
Rondone comune	<i>Apus apus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	24	probabile		LC	0.003
Cuculo	<i>Cuculus canorus</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	4	probabile		LC	0.003
Porciglione	<i>Rallus aquaticus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	6	probabile		LC	0.003
Schiribilla	<i>Zapornia parva</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	18	probabile		LC	0.003
Gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	1	accertata	X	DD	0.100
Folaga	<i>Fulica atra</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	28	accertata		LC	0.006
Tarabusio	<i>Botaurus stellaris</i>						X	X	X	X	X	X	X	1	accertata	X	EN	0.013
Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>					X	X	X	X	X	X	X	X	2	possibile		VU	0.100
Arone cinerino	<i>Ardea cinerea</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	1	possibile	X	VU	0.043
Arone rosso	<i>Ardea purpurea</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	12	possibile	X	VU	0.012
Arone bianco maggiore	<i>Ardea alba</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	2	possibile	X	LC	0.005
Comorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	2	possibile	X	LC	0.036
Beccaccino	<i>Gallinago gallinago</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	1	possibile	X	NT	0.011
Piro biro piccolo	<i>Actitis hypoleucos</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	5			NA	0.024
Gallinaccio comune	<i>Larus ridibundus</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	2			NT	0.024
Gabbiano reale	<i>Larus michaëlis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	28	possibile		LC	0.007
Assolo	<i>Grus scops</i>						X	X	X	X	X	X	X	1	possibile		LC	0.017
Biancone	<i>Circus cyaneus</i>			X						X				2	probabile	X	VU	0.012
Falco di pallade	<i>Circus cyaneus</i>			X						X				2	probabile	X	VU	0.005
Spavante	<i>Accipiter nisus</i>			X										3			VU	0.014
Nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	X		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	6	possibile		LC	0.004
Upupa	<i>Upupa epops</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	16	probabile	X	NT	0.012
Martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	3	probabile		LC	0.003
Torricello	<i>Jynx torquilla</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	21	probabile	X	LC	0.010
Picchio verde	<i>Picus viridis</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	3	probabile		EN	0.004
Picchio rosso minore	<i>Dryobates minor</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	23	probabile		LC	0.003
Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	8	probabile		LC	0.009
Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	19	probabile		LC	0.003
Lodolaio	<i>Falco subureo</i>	X					X	X	X	X	X	X	X	4	probabile		LC	0.003
Ripogallo	<i>Oriolus oriolus</i>				X	X	X	X	X	X	X	X	X	1	probabile		LC	0.007
Ghiandaia	<i>Garrulus glandarius</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	5	probabile		LC	0.003
Gazza	<i>Pica pica</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	22	accertata		LC	0.003
Taccola	<i>Corvus monedula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	15	probabile		LC	0.003
Corvecchia griglia	<i>Corvus corone cornix</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	25	probabile		LC	0.003
Cincia mora	<i>Parus ater</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	3	probabile		LC	0.004
Cincarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	23	probabile		LC	0.003
Cincalegna	<i>Parus major</i>	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	24	probabile		LC	0.003
Pendolino	<i>Remiz pendulinus</i>						X	X	X	X	X	X	X	8	accertata		VU	0.015

nome italiano	nome scientifico	G	F	M	A	P	A	M	G	L	A	S	O	N	D	numero di seguimenti (date)	categoria di modifica	al.1 Direttiva 2009/147/CE	categoria Lista Rossa uccelli nidificanti in Italia	valore di rarity
Beccamoschino	<i>Gastrola longicauda</i>															3	possibile		LC	0.004
Canapino comune	<i>Hippolais polyglotta</i>															6	possibile		LC	0.005
Forapaglie castagnolo	<i>Acrocephalus melanopogon</i>															8	possibile	X	VU	0.100
Forapaglie comune	<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>															10	probabile		LC	0.019
Canaiareccione	<i>Acrocephalus scirpaceus</i>															7	probabile		NT	0.022
Balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>															11	possibile		NT	0.003
Rondine	<i>Hirundo rustica</i>															15	possibile		NT	0.003
Lui bianco	<i>Phylloscopus bonelli</i>															2	possibile		LC	0.004
Lui verde	<i>Phylloscopus sibilatrix</i>															1	possibile		LC	0.024
Lui grosso	<i>Phylloscopus collybita</i>															1	possibile			0.045
Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>															22	possibile		LC	0.003
Uscignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>															26	probabile		LC	0.005
Coilugnolo	<i>Agathales caudatus</i>															23	possibile		LC	0.003
Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>															24	probabile		LC	0.003
Occhiocotto	<i>Sylvia melanocephala</i>															8	possibile		LC	0.003
Sterpazzolina comune	<i>Sylvia cantillans</i>															3	possibile		LC	0.003
Rampichino comune	<i>Gerthia brachydactyla</i>															23	probabile		LC	0.003
Picchio muratore	<i>Sitta europaea</i>															15	possibile		LC	0.003
Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>															25	probabile		LC	0.003
Storno	<i>Sturnus vulgaris</i>															12	accertata		LC	0.003
Tordella	<i>Turdus viscivorus</i>															1			LC	0.004
Tordo bottaccio	<i>Turdus philomelos</i>															9			LC	0.003
Tordo sassello	<i>Turdus ilicis</i>															2			NA	0.007
Melero	<i>Turdus merula</i>															23	probabile		LC	0.003
Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>															2	probabile		LC	0.003
Petruccello	<i>Eudynamis rubecula</i>															25	probabile		LC	0.003
Uscignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>															3	probabile		LC	0.003
Uscignolo spazzacamino	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>															11	probabile		LC	0.003
Codicecchio comune	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>															4	probabile		LC	0.004
Staccino	<i>Saxicola rubetra</i>															2	probabile		LC	0.014
Saltrapalo	<i>Saxicola torquatus</i>															12	probabile		VU	0.003
Regolo	<i>Regulus regulus</i>															2	probabile		NT	0.005
Fiorrancino	<i>Regulus ignicapilla</i>															12	probabile		LC	0.003
Passera scopaia	<i>Prunella modularis</i>															10	probabile		LC	0.003
Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>															21	probabile		VU	0.003
Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>															7	probabile		VU	0.003
Pispola	<i>Anthus pratensis</i>															7	probabile		NA	0.004
Cutrettola	<i>Motacilla flava</i>															2	probabile		VU	0.013
Ballerina gialla	<i>Motacilla cinerea</i>															10	probabile		LC	0.005
Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>															22	probabile		LC	0.003
Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>															20	probabile		LC	0.003
Froscone	<i>Coccothraustes coccothraustes</i>															1	probabile		LC	0.005
Verdone	<i>Chloris chloris</i>															20	probabile		NT	0.003
Fanello	<i>Linaria cannabina</i>															6	probabile		NT	0.003
Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>															25	probabile		NT	0.003
Verzellino	<i>Serinus serinus</i>															22	probabile		LC	0.003
Lucchero	<i>Spinus spinus</i>															5	probabile		LC	0.005
Strillozzo	<i>Emberiza calandra</i>															5	probabile		LC	0.003
Zipelo nero	<i>Emberiza citrinus</i>															11	probabile		LC	0.003
Migliarino di palude	<i>Emberiza schoeniclus</i>															10	probabile		NT	0.017

probabili, 43 possibili; fra di esse, 18 ricadono in categorie di minaccia della Lista Rossa nazionale (3 classificate EN, 8 VU, 7 NT).

La curva sigmoide di accumulazione della ricchezza di specie (Fig. 2) si adatta in modo soddisfacente ai valori osservati, come evidenziato sia dai risultati dell'ANOVA (Tab. 3), sia dall'elevato valore del coefficiente di determinazione. L'asintoto orizzontale della curva (cioè il numero totale di specie componenti la comunità previsto dal modello) è pari a 104; tale valore è addirittura leggermente inferiore alla ricchezza di specie effettivamente osservata, il che depone a favore di una sostanziale completezza del campionamento.

Rispetto alle due zone umide di confronto (Trasimeno e Colfiorito), tutti gli indici presi in considerazione presentano a Piediluco valori inferiori (Tab. 4), con l'unica eccezione del numero di specie nidificanti, che è pari a quello di Colfiorito e solo leggermente più basso rispetto al Trasimeno. Gli indici che più si discostano dai valori registrati nelle zone di confronto sono il numero di specie di interesse comunitario e l'indice di rarità. Il valore di quest'ultimo (1,41) non appare tuttavia basso in assoluto: la media calcolata sulle 392 celle in cui è suddiviso il territorio regionale è infatti pari a meno

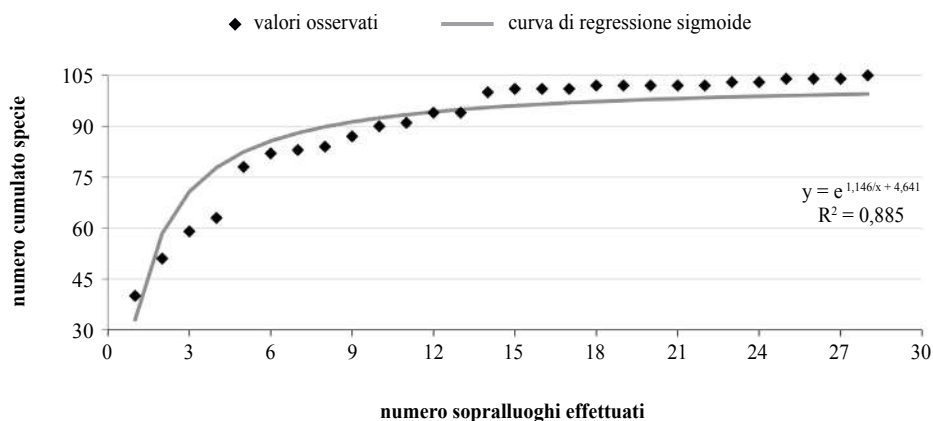


Figura 2. Ricchezza cumulata di specie in funzione del numero di rilievi effettuati. Viene riportata anche la curva di regressione sigmoide con la relativa formula (dove: y = numero cumulato di specie; x = numero di sopralluoghi effettuati; e = base dei logaritmi naturali) e suo coefficiente di determinazione (R^2).

Tabella 3. ANOVA relativa alla curva sigmoide di regressione che descrive la relazione fra ricchezza cumulata di specie e numero di visite effettuate.

	Sum of Squares	df	Mean Squares	F	Sig.
Regression	1,392	1	1,392	200,175	0,000
Residual	0,181	26	0,007		
Total	1,57	27			

Tabella 4. Confronto fra Lago di Piediluco, Lago Trasimeno, Palude di Colfiorito.

Indice	Piediluco	Trasimeno	Colfiorito	rapporto Piediluco/ Trasimeno	rapporto Piediluco/ Colfiorito
superficie specchio lacustre (km ²)	1,66	124,00	0,84	1,3%	197,6%
divieto di caccia	NO	SI	SI		
numero totale specie	105	199	154	52,8%	68,2%
numero specie uccelli acquatici	25	84	37	29,8%	67,6%
numero specie nidificanti	76	79	76	96,2%	100,0%
specie nidificanti nel biotopo incluse in categorie di minaccia della Lista Rossa nazionale	18	23	23	78,3%	78,3%
numero specie in Allegato 1 Direttiva 2009/147/CE	12	53	37	22,6%	32,4%
indice di rarità (descrizione nel testo)	1,41	12,57	5,21	11,2%	27,1%

della metà (0,65) e solo 33 celle (8,4% del totale) registrano valori superiori a quello di Piediluco.

Per quanto riguarda l'IWC, nel triennio considerato sono stati mediamente censiti 777 uccelli acquatici svernanti, rispetto ai 574 del periodo 2004-2011 (Tab. 5). Le specie più rappresentate sono state nell'ordine Folaga (29,8%), Cormorano (20,1%), Svasso maggiore (16,2%), Moriglione (12,2%), che nel complesso hanno raggruppato oltre i tre quarti degli individui; è il caso di rilevare come tutte queste specie siano in grado di procurarsi il cibo in immersione, riuscendo così a sfruttare anche specchi d'acqua relativamente profondi. Sono invece risultati scarsamente rappresentati i gruppi strettamente legati all'ambiente ripariale, vale a dire anatre di superficie (2,1%), Ardeidi (0,04%), limicoli (0,04%).

L'analisi effettuata sui dati IWC mediante il test U di Mann-Whitney (Tab. 6) non ha evidenziato variazioni significative del numero complessivo di uccelli acquatici. A livello di singole specie, sono stati invece registrati aumenti significativi di Germano reale, Svasso maggiore, Cormorano, Gabbiano reale, quasi significativo di Moretta; la Folaga è risultata l'unica specie in calo significativo. Un evidente incremento è stato registrato rispetto ai censimenti invernali di Folaga e Anatidi effettuati a metà anni '70 da Allavena (1975): questo Autore riferisce infatti che sul Lago di Piediluco le specie di interesse erano all'epoca totalmente assenti.

I conteggi di uccelli acquatici eseguiti in diverse stagioni dell'anno dalle quattro postazioni fisse (Tab. 7) hanno individuato quali specie mediamente più abbondanti Folaga (46,2%), Svasso maggiore (29,1%), Cormorano (6,8%), ossia le stesse tre specie risultate di maggiore importanza anche nell'IWC; anche in questo caso è risultato scarsissimo il contributo delle categorie ecologico-sistematiche tipiche della fascia ripariale (anatre di superficie: 3,0%; Ardeidi: 0,2%; limicoli: 0,1%). L'andamento circannuale delle presenze ha mostrato (Fig. 3) un'alternanza fra fasi di picco (che si registrano fra settembre e marzo) e fasi di calo (fra aprile ed agosto); l'andamento ciclico osservato sullo spec-

Tabella 5. Risultati dei censimenti IWC eseguiti sul Lago di Piediluco. Il triennio considerato dal presente contributo è evidenziato con sfondo grigio.

SPECIE	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2017	2018	2019	media ultimo triennio	media anni precedenti
Moriglione	23	18	28	11	42	15	125	7	182	27	75	94,7	33,6
Moretta	17	9	6	0	4	2	51	6	132	17	37	62,0	11,9
Germano reale	0	4	11	6	8	4	8	2	13	19	18	16,7	5,4
Tuffetto	20	25	1	32	22	30	5	44	32	21	49	34,0	22,4
Swasso maggiore	41	48	63	56	68	43	40	69	203	103	71	125,7	53,5
Swasso piccolo	0	0	0	0	0	0	1	1	3	8	8	6,3	0,3
Gallinella d'acqua	15	5	7	11	9	9	6	4	3	7	2	4,0	8,3
Folaga	280	358	329	594	357	453	476	287	235	223	236	231,3	391,8
Airone cenerino	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0,3	0,0
Airone bianco maggiore	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0,0	0,1
Garzetta	0	0	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0,0	0,4
Cormorano	5	33	68	37	60	45	19	32	219	86	163	156,0	37,4
Beccaccino	0	0	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0,3	0,0
Gabbiano comune	1	1,4	1,2	1	5	2	2	3	1	25	0	8,7	5,0
Gabbiano reale	5	6	4	2	3	7	1	3	21	56	35	37,3	3,9
Falco di palude	1	0	0	0	3	0	0	0	0	0	0	0,0	0,5
Albanella reale	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0,0	0,1
TOTALE	409	520	529	750	581	614	734	458	1044	593	695	777,3	574,4

Tabella 7. Conteggi di uccelli acquatici eseguiti in diversi mesi dell'anno dalle quattro postazioni fisse. Specie ordinate per abbondanza media decrescente. Nel marzo 2017 sono stati eseguiti due conteggi, nei giorni 9 e 30.

nome italiano		nome scientifico																															
o	m	m	a	a	m	g	a	s	o	d	g	m	a	g	i	a	s	o	d	f	m	a	g	i	s	n	M	E	D	I	A	%	
204	52	53	84	99	109	176	215	90	144	104	49	56	116	193	343	250	185	138	123	59	104	198	305	230	147,2	46,21%							
Folaga	<i>Fulica atra</i>																																
Swasso maggiore	<i>Podiceps cristatus</i>																																
Swasso piccolo	<i>Podiceps nigricollis</i>																																
Cormorano	<i>Phalacrocorax carbo</i>																																
Gabbiano reale	<i>Larus michelinii</i>																																
Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>																																
Gallinella d'acqua	<i>Gallinula chloropus</i>																																
Moriglione	<i>Aythya ferina</i>																																
Tuffetto	<i>Tachypodapus ruficollis</i>																																
Moretta	<i>Aythya fuligula</i>																																
Porciglione	<i>Rallus aquaticus</i>																																
Swasso piccolo	<i>Podiceps nigricollis</i>																																
Airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>																																
Marzaiola	<i>Spatula querquedula</i>																																
Piro piro piccolo	<i>Actitis hypoleucos</i>																																
Mestolone	<i>Spatula clypeata</i>																																
Alzavola	<i>Anas crecca</i>																																
Moretta tabacchata	<i>Aythya nyroca</i>																																
Airone rosso	<i>Ardea purpurea</i>																																
Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>																																
Airone bianco maggiore	<i>Ardea alba</i>																																
Schiribilla	<i>Zapornia parva</i>																																
Tarabusino	<i>Inobrychus minutus</i>																																
Botaurus	<i>Botaurus stellaris</i>																																
Tarabuso																																	
391	419	285	194	195	198	321	411	394	578	365	161	125	192	306	503	387	461	433	262	124	167	286	411	392	318,4	100,00%							

chio lacustre è risultato molto simile a quello rilevato sul tratto campione del Fiume Velino (ρ di Spearman = 0,799; $P_{2\text{-code}} = 0,000$; $N = 24$).

DISCUSSIONE

L'avifauna del Lago di Piediluco è risultata più ricca di quanto finora noto: il numero di specie rinvenute (105) è infatti sensibilmente superiore rispetto a quello riportato

Tabella 6. Consistenza degli uccelli acquatici svernanti (dati IWC): confronto fra le mediane dei periodi 2004-2011 e 2017-2019 (test U di Mann-Whitney). Variazioni significative in grassetto.

Specie	mediana 2004-2011	mediana 2017-2019	segno variazione	Mann- Whitney U	Asymp. Sig. (2-tailed)
Moriglione	20,5	75,0	+	4,000	0,102
Moretta	6,0	37,0	+	2,500	0,051
Germano reale	5,0	18,0	+	0,000	0,014
Tuffetto	23,5	32,0	+	6,500	0,260
Svasso maggiore	52,0	103,0	+	0,000	0,014
Gallinella d'acqua	8,0	3,0	-	3,500	0,081
Folaga	357,5	235,0	-	0,000	0,014
Cormorano	35,0	163,0	+	0,000	0,014
Gabbiano comune	2,5	1,0	-	9,000	0,536
Gabbiano reale	3,5	35,0	+	0,000	0,014
Tutte le specie di uccelli acquatici	555,0	695,0	+	5,000	0,153

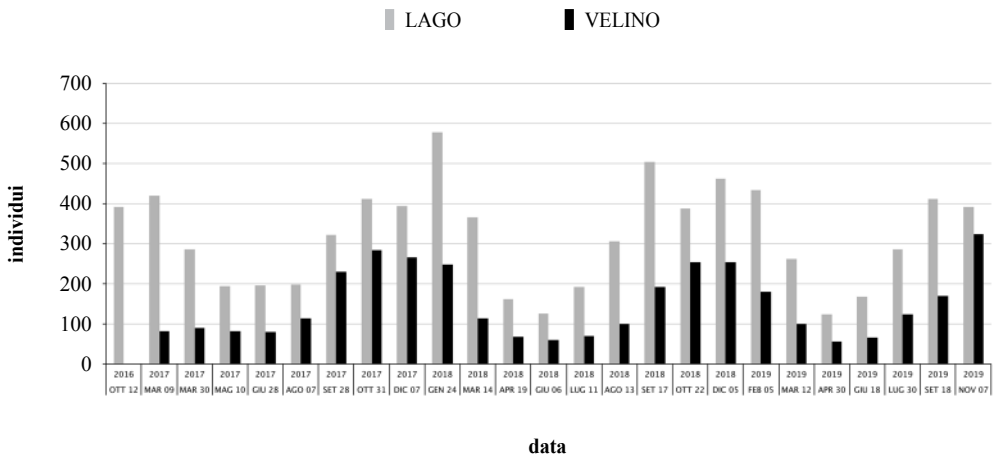


Figura 3. Numero di uccelli acquatici (tutte le specie) contati sul Lago di Piediluco dalle 4 postazioni fisse indicate in Fig. 1. Vengono mostrati per confronto i dati raccolti a partire da marzo 2017 sul tratto del Fiume Velino posto a valle del collegamento con il Lago.

nel formulario Natura 2000, che ne elencava 78. Fra le specie non segnalate in precedenza, ne figurano cinque di interesse comunitario: Moretta tabaccata (possibile nidificante), Schiribilla, Tarabuso, Airone rosso (possibile nidificante), Airone bianco maggiore, Forapaglie castagnolo; nuovo è anche il rilevamento del Pendolino, nidificante accertato nell'area di studio e inserito nella Lista Rossa nazionale nella categoria *vulnerabile*.

Non sono state invece confermate 12 delle specie segnalate in precedenza per la ZPS: Garzetta *Egretta garzetta*, Barbagianni *Tyto alba*, Civetta *Athene noctua*, Gufo comune *Asio otus*, Albanella reale *Circus cyaneus*, Averla piccola *Lanius collurio*, Cincia bigia *Poecile palustris*, Rondine montana *Ptyonoprogne rupestris*, Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus*, Passero solitario *Monticola solitarius*, Zigolo muciatto *Emberiza cia*, Zigolo giallo *Emberiza citrinella*. Queste mancanze potrebbero dipendere dalle seguenti ragioni:

- la superficie occupata dalla ZPS (900 ettari) è ben più ampia di quella della nostra area di studio, limitata allo specchio lacustre e alle rive, e comprende una maggiore varietà di tipologie ambientali (in particolare boschi, coltivi, lembi di arbusteti e praterie, acque correnti), che costituiscono habitat di alcune delle specie non rinvenute nella presente indagine;
- non sono stati effettuati rilievi mirati per le specie con abitudini notturne, che potrebbero quindi essere sfuggite alla nostra osservazione;
- alcune delle specie mancanti potrebbero essere presenti solo in maniera sporadica.

La minore rilevanza ornitologica del Lago di Piediluco rispetto al Lago Trasimeno (confronta Tab.4) può essere almeno in parte spiegata dalla minore superficie del primo: è infatti ben nota l'esistenza di una relazione positiva fra l'estensione di una zona umida e la sua ricchezza di specie ornitiche, in particolare di uccelli acquatici (Celada e Bogliani, 1993), gruppo ecologico che comprende numerose specie rare e minacciate. Tuttavia il Lago di Piediluco non regge il confronto nemmeno con la Palude di Colfiorito, nonostante questa sia estesa soltanto la metà.

La superficie non è quindi la sola variabile responsabile delle differenze osservate. Si potrebbe ipotizzare che un peso lo abbia anche il diverso regime di protezione: mentre a Piediluco la caccia è consentita, non lo è sul Trasimeno né a Colfiorito, in quanto ricadenti in parchi regionali. L'impatto della caccia sulle comunità ornitiche delle zone umide è stato più volte documentato anche in Italia (Faralli e Lambertini, 1991; Velatta, 1996; Tinarelli *et al.*, 2014) e in genere ha effetti di durata stagionale, cioè limitati al periodo dell'anno nel quale si svolge l'attività venatoria (autunno-inverno). Nel caso di Piediluco, invece, le assenze osservate riguardano anche numerose specie visitatrici estive, che per ragioni fenologiche non possono evidentemente risentire del disturbo venatorio. Inoltre, i risultati dei rilevamenti IWC effettuati nel triennio 2017-2019 nei tre biotopi (dati inediti Osservatorio Faunistico Regione Umbria) evidenziano come la densità complessiva di uccelli acquatici svernanti (espressa come numero di individui per km² di zona umida) sia maggiore a Piediluco (468,3) piuttosto che sul Trasimeno (384,1) e a Colfiorito (74,2), il che porta ad escludere come la caccia possa attualmente

svolgere un ruolo di primaria importanza nel determinare la bassa valenza ornitologica del primo sito.

Taluni hanno poi creduto di individuare quale forma non trascurabile di disturbo l'attività remiera, segnalandone il presunto impatto in una serie di esposti rivolti alle Autorità competenti, lamentando in particolare l'uso di megafoni utilizzati per dirigere l'attività di allenamento. Questa ipotesi tuttavia non spiega affatto come mai questo impatto riguardi essenzialmente i gruppi sistematici ed ecologici legati alle rive e alle acque di scarsissima profondità, risparmiando invece i tuffatori.

L'ipotesi più verosimile ci sembra invece quella che un ruolo prevalente nel determinare la minore valenza ornitologica di Piediluco rispetto alle due zone umide di confronto sia giocato dalle sue caratteristiche morfologiche. È infatti ben noto (Andrews e Kinsman, 1990; Tinarelli e Marchesi, 2000) che specchi d'acqua profondi, con rive acclivi, sono poco attrattivi per l'avifauna acquatica, consentendo l'insediamento alle sole specie in grado di sfruttare le acque aperte: questa è appunto la situazione prevalente sul Lago di Piediluco, ben più profondo di Trasimeno e Colfiorito che dispongono invece di ampie superfici di acque basse.

Per quanto riguarda le variazioni stagionali osservate a Piediluco dell'abbondanza complessiva degli uccelli acquatici (Fig. 3), queste appaiono coerenti con la fenologia delle specie localmente più rappresentate (Folaga, Svasso maggiore, Cormorano), presenti in Italia con contingenti svernanti notevolmente più numerosi di quelli nidificanti (Spina e Volponi, 2008). L'ipotesi che la minore consistenza primaverile-estiva sia determinata da un aumento stagionale del disturbo sullo specchio d'acqua (per lo svolgersi di attività nautiche di carattere sportivo, turistico e ricreativo) appare invece debole, in quanto l'andamento osservato sul tratto-campione del F. Velino preso a confronto (sul quale la navigazione avviene solo sporadicamente) risulta sostanzialmente coincidente. L'incremento osservato (in base ai dati IWC) nella consistenza delle specie ittiofaghe tuffatrici (Svasso maggiore, Cormorano) è probabilmente dipeso da una maggiore disponibilità trofica. Un sensibile incremento della biomassa ittica è stato infatti documentato da Lorenzoni *et al.* (2012), che hanno confrontato gli indici di cattura della fauna ittica ottenuti in cinque anni diversi (1988, 1996, 1999, 2004, 2011) nell'ambito di un programma di monitoraggio condotto mediante reti da posta.

La diminuzione della Folaga potrebbe invece essere messa in relazione con una riduzione della vegetazione idrofita sommersa, che costituisce la base dell'alimentazione di questo Rallide: rilevamenti effettuati nel 2010 (Arpa Umbria, 2016) hanno infatti evidenziato l'assenza di alcune specie diffusamente presenti in passato, quali *Potamogeton lucens*, *Potamogeton natans*, *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* e *Myriophyllum alterniflorum*. D'altra parte, negli stessi anni la Folaga ha subito un decremento addirittura maggiore anche sul Lago Trasimeno (Osservatorio Faunistico, dati inediti), il principale sito di svernamento regionale, il che induce a ritenere che il fenomeno sia di portata più generale, piuttosto che essere strettamente dipendente dalle condizioni locali del Lago di Piediluco.

In conclusione, nel contesto regionale il Lago di Piediluco risulta essere un sito di

interesse ornitologico, ma non riveste certamente la stessa importanza di altre zone umide ombre. Il principale fattore limitante l'insediamento di una comunità ornitica più ricca e articolata di quella attualmente presente è probabilmente costituito dalla sua stessa conformazione, che lo rende poco adatto ad ospitare specie legate agli ambienti ripariali e di acque basse. I possibili fattori di disturbo di origine antropica (caccia, attività nautiche) non sembrano invece esercitare in questo sito un ruolo significativo nel determinare l'attuale assetto del popolamento. Rispetto al passato, non vi sono evidenze di un degrado dello stato di conservazione complessivo della comunità ornitica: la ricchezza di specie risulta aumentata (anche se ciò potrebbe dipendere anche da una maggiore accuratezza dei campionamenti) e il numero di uccelli acquatici svernanti non ha subito flessioni.

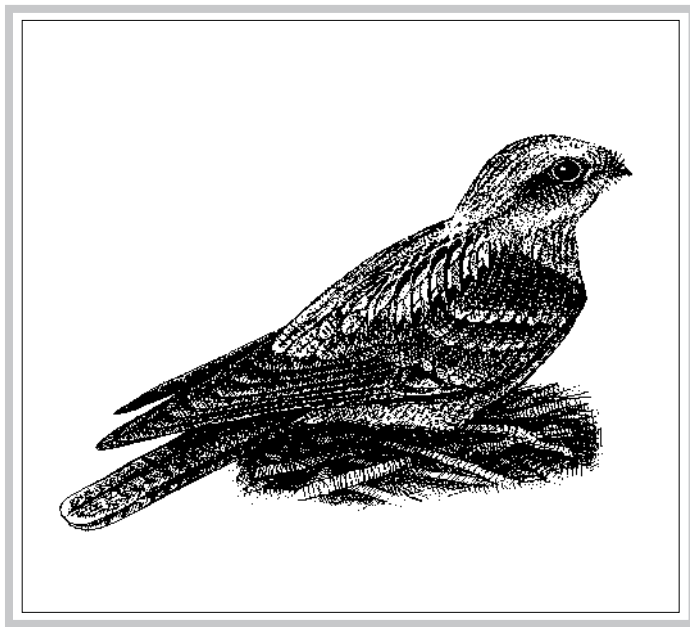
Ringraziamenti – I censimenti degli uccelli acquatici svernanti ai quali si fa riferimento nel presente contributo sono stati effettuati da Stefano Laurenti, Daniele Iavicoli, Toni Taglioni, Paolo Viali nell'ambito del programma *International Waterbird Census*, su finanziamento della Provincia di Terni e della Regione Umbria.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., 1975. Censimento di uccelli acquatici presenti nell'Italia centrale. Riv. ital. Orn., 45, serie II: 252-262.
- Andrews J., Kinsman D., 1990. Gravel pit restoration for Wildlife. RSPB, Bedford, 184 pp.
- Arpa Umbria, 2016. Piano di Tutela delle Acque. Aggiornamento 2016-2021. Allegato 2.2, Monitoraggio e Classificazione dei corpi idrici lacustri - Regione Umbria, Giunta Regionale, Rapporto inedito.
- Baccetti N., Fracasso G., Commissione Ornitologica Italiana, 2019. Lista degli Uccelli italiani CISO-COI 2019 - <http://ciso-coi.it/commissione-ornitologica-italiana/checklist-e-red-list>.
- Celada C., Bogliani G., 1993. Breeding bird communities in fragmented wetlands. Bollettino di zoologia, 60:1, 73-80.
- Faralli U. & Lambertini M., 1991. Effetti della caccia sulle comunità di uccelli del lago di Montepulciano. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XIX: 113-124.
- Laurenti S., Paci A.M., 2017. Avifauna dell'Umbria. Rassegna illustrata (20° check-list ornitologica regionale 1995-2015). Serie "I Quaderni dell'Osservatorio", Volume speciale, Regione Umbria, Perugia.
- Lorenzoni M., Franchi E., Giannetto D., Pompei L., Carosi A., Viali P., 2012. Monitoraggio ittico del Lago di Piediluco. Università degli Studi di Perugia - Dipartimento di Biologia Cellulare e Ambientale, Provincia di Terni, Rapporto inedito.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M., Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. Avocetta, 36: 11-58.
- Regione Umbria, Servizio Programmazione Faunistica Venatoria, 2019. Piano Faunistico Venatorio Regionale 2019-2023 - <http://www.regione.umbria.it/turismo-attivita-sportive/piano-faunistico-venatorio>.
- Smith T.M., Smith R.L., 2007. Elementi di Ecologia. Edizioni Pearson Paravia Bruno Mondadori, Milano.
- Spina F., Volponi S., 2008. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 1. non-Passeriformi - Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia CSR-Roma. 800 pp
- Tinarelli R., Ientile R., Lo Valvo M., Velatta F., 2014. Effetti dell'attività venatoria sugli uccelli acquatici in tre aree italiane. In: Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L., Zenatello

- M. (a cura di). Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia (RA), 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 463-469.
- Tinarelli R., Marchesi F., 2000. Le zone umide d'acqua dolce. Conservazione, ripristino e gestione. Il Divulgatore, anno XXIII n.11: 6-93.
 - Velatta F., 1996. Effetto delle misure di protezione sulla comunità ornitica ripariale del Lago Trasimeno (Perugia, Italia centrale). Riv. ital. Orn., 66: 45-56.
 - Velatta F., Gustin M., Chiappini M.M., Cucchia L. (Eds), 2011. Indagini ornitologiche nei parchi regionali di Colfiorito e del Lago Trasimeno. Regione dell'Umbria, Serie "I Quaderni dell'Osservatorio", Vol.5.
 - 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. Checklist 1987–2003. Provincia di Perugia, Assessorato alle Politiche Ambientali, 94 pp.
 - 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



Succiacapre (*Caprimulgus europaeus*) (Disegno: M. Falchi)

IMPACT OF MONK PARAKEET *Myiopsitta monachus* ON COMMERCIAL ORCHARDS: EVIDENCE ON PERSIMMON *Diospyros kaki* FRUITS (ROME, CENTRAL ITALY)

CORRADO BATTISTI⁽¹⁾

⁽¹⁾“Torre Flavia” LTER (Long Term Ecological Research) Station, Protected area Service,
Città Metropolitana di Roma Capitale – Via Tiburtina, 691 – 00159 Rome, Italy
(c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it)

Abstract – I reported data about a foraging event of Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* on persimmon (*Diospyros kaki* L.) fruits of an orchard included in a suburban farmland (Campagna Romana; central Italy).

The Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* represent one the most widely introduced parrot species in Europe (Weiserbs & Jacob, 1999, Keller *et al.*, 2011, Mori *et al.*, 2013, Menchetti & Mori, 2014). In the native range, this generalist species forages both on trees and on the ground and its diet consists mainly of a great variety of plants and in some cases, larvae of insects (Forshaw, 1989). Apart from the effects on native biodiversity, in non-native ranges this species may impact on croplands and orchards of commercial interest causing economic damages (Lever, 1987; Lever 1994; Juniper & Parr, 1998; South & Pruett-Jones, 2000; MacGregor-Fors *et al.*, 2011). Non-native monk parakeets living in urban parks are thought to pose a relatively minor threat to agriculture because, differently from Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* (see Mentil *et al.*, 2018), they not travel on great distances. However, recently some evidence of an impact of *Myiopsitta monachus* emerged in Mediterranean agricultural areas (Israel: Postigo *et al.*, 2016; Spain: Senar *et al.*, 2016). Here monk parakeets spread from the urban areas to neighbouring farmlands damaging different crops of commercial interest (e.g. *Solanum lycopersicum*, *Cydonia oblonga*, *Diospyros kaki*, *Zea mays*, *Prunus domestica*, *Pyrus communis*, *Triticum* spp.).

In Italy *Myiopsitta monachus* is present from 80s mainly occurring in urban parks (Spano & Truffi, 1986; Andreotti *et al.*, 2001), but recently some populations have been observed also in suburban areas (Di Santo *et al.*, 2013; Sposimo & Corbi, 2014). In Latium (central Italy) this parakeet occurs both in urban parks (Rome: Cignini *et al.*, 1996; Buscemi *et al.*, 1997; Pitzalis *et al.*, 2005; Taffon *et al.*, 2008; Zocchi *et al.*, 2008; Di Santo *et al.*, 2017a,b) and in suburban landscapes and farmlands (Sposimo & Corbi, 2014): in these areas first evidence reported as the individuals feed on ornamental and native plant species of parks and gardens, but never on agricultural crops of economic interest.

Here, I added further data to my recently published bird new (Bazzi, 2018) about a case of a foraging event on fruits of an orchard included in a suburban farmland of the Campagna Romana, neighbouring to *Quercus suber* wood patches included between the

“Tenuta dei Massimi” and the “Valle dei Casali” nature reserves (41°51’49.1” Lat N, 12°24’56.5” E; Western sector of Rome, central Italy; Sorace, 2001; Cazzola, 2005; for a floristic description: Testi & Lucattini, 1994; Fanelli & Celesti Grapow, 1996; for details: Battisti & Mandolini, 2018).

In the mid October 2018 during a total of five visits, I observed several individuals (max 5 contemporarily) of *Myiopsitta monachus*, periodically foraging on persimmon (*Diospyros kaki* L.) fruits in a small orchard (size-area: 400 m²; tree structure at chandelier: mean diameter at the base of trunk: 19.44 cm $\pm$ 3.43, n = 9; mean diameter at breast height: 15.8 cm $\pm$ 3.76; n = 15 branches; mean height: 3.72 $\pm$ 0.62; Fig. 1). All the damaged fruits was at the pick of maturation (colour deep orange/red of peel; Besada *et al.*, 2009). The birds showed a low escape distance (<10 m).

This impact is of concern because damaged fruits are not more collectable for human consumption. During the survey other species have been observed foraging on persimmon fruits (mainly *Corvus cornix*, *Sturnus vulgaris*), so making particularly strong the impact by this guild of problematic species (a first estimation evidenced as a large percentage, about >50%, of fruits resulted cumulatively damaged).

Monk parakeets are locally present from at least a decade (Battisti, 2014) and the observed individuals come from a colonial nest located at a distance of about 650 m from the orchard (Forte Bravetta, “Valle dei Casali” nature reserve).

This represents the first case for Italy and the second for Europe (Senar *et al.*, 2016) of an impact of Monk Parakeet on orchards, also if anecdotal evidence emerged recently also for an another (experimental) farmland (CREA research centre, Rome, L. Mentil, pers. com.). A damage on persimmon fruits was yet observed for Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* in central Italy (Biondi *et al.* 2005; L. Mentil, pers. comm.). As recently suggested (Postigo *et al.*, 2017), is it perhaps the time to sound the alarm about a possible economic impact of parakeet species on suburban orchards and other cultivations.

Acknowledgments – PhD. Lorenzo Mentil (University of Rome III) provided some anecdotal data.



Figure 1. A fruit of persimmon (*Diospyros kaki*) damaged by Monk Parakeets *Myiopsitta monachus*.

REFERENCES

- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V., 2001. Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quaderni di Conservazione della Natura, 2, Ministero dell'Ambiente, Istituto Nazionale Fauna Selvatica, Rome.
- Battisti C., 2014. Check-list of Vertebrates in the "Tenuta dei Massimi" nature reserve (Rome, central Italy) with some remarks on local conservation priorities. Natural History Sciences, Atti Soc. ital. Sc. Nat. Mus. Civ. St. Nat. Milano, 1: 23-36.
- Battisti C. & Mandolini R., 2018. La comunità ornitica nidificante in un settore residuale della Campagna romana (corridoio tra le Riserve naturali 'Valle dei Casali' e 'Tenuta dei Massimi'; Roma, Italia centrale). Alula, 25 (1-2): 1-9.
- Bazzi G., 2018. Bird News. Avocetta, 42: 95-97.
- Besada C., Arnal L. & Salvador A., 2009. Physiological changes of 'Rojo brillante' persimmon during commercial maturity. Acta Hort., 833: 257-262.
- Biondi M., Guerrieri G., De Vita S. & Pietrelli L., 2005. Gli uccelli esotici del litorale romano (1978-2004): status, distribuzione e annotazioni eco-etologiche. Alula, 12: 23-30.
- Buscemi A., Cignini B., Isotti R. & Tuccinardi P., 1997. Il parrochetto monaco *Myiopsitta monachus* a Roma. Ecologia Urbana, 2: 51-52.
- Cazzola A., 2005. I parchi gestiti dall'Ente RomaNatura. Ri-Vista, 3: 58-70.
- Cignini B., Buscemi A., Isotti R. & Tuccinardi P., 1996. Tentativo di nidificazione di *Myiopsitta monachus* a Roma. Alula, 3: 131-132.
- Di Santo M., Vignoli L., Battisti L. & Bologna M.A., 2013. Feeding activity and space use of a naturalized population of Monk Parakeet, *Myiopsitta monachus*, in a Mediterranean urban area. Rev. Écol. (Terre Vie), 67: 1-8.
- Di Santo M., Battisti C. & Bologna M.A., 2017a. Interspecific interactions in nesting and feeding urban sites among introduced Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) and syntopic bird species. Ethol. Ecol. Evol., 29: 138-148.
- Di Santo M., Bologna M.A. & Battisti C., 2017b. Nest tree selection in a crowded introduced population of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) in Rome (central Italy): evidence for selectivity. Zoology and Ecology, 27: 196-201.
- Keller R.P., Geist J., Jeschke J.M. & Kühn I., 2011. Invasive species in Europe: ecology, status, and policy. Environm. Sc. Europe, 23: 23.
- Fanelli G. & Celesti Grapow L., 1996. La flora del bacino del fosso della Magliana (Roma). Ann. Bot. (Italy), 52: 83-114.
- Forshaw J.M., 1989. Parrots of the World (3rd ed.). Lansdowne Editions, Melbourne.
- Juniper T. & Parr M., 1998. Parrots: A guide to parrots of the world. Christopher Helm, London.
- Lever C., 1987. Naturalized birds of the world. Longman Sci Tech, New York.
- Lever C., 1994. Naturalized animals: the ecology of successfully introduced species. T & AD Poyser Ltd., Calton, Staffordshire.
- MacGregor-Fors I., Calderón-Parra R., Meléndez-Herrada A., López-López S. & Schondube J.E. 2011. Pretty, but dangerous! Records of non-native Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in Mexico. Rev. Mex. Biodivers., 82: 1053-1056.
- Menchetti M. & Mori E., 2014. Worldwide impact of alien parrots (Aves Psittaciformes) on native biodiversity and environment: a review. Ethol. Ecol. Evol., 26: 172-194.
- Mentil L., Battisti C. & Carpaneto G.M., 2018. The impact of *Psittacula krameri* (Scopoli, 1769) on orchards: first quantitative evidence for Southern Europe. Belg. J. Zool., 148: 129-134.
- Mori E., Di Febbraro M., Foresta M., Melis P., Romanazzi E., Notari A. & Boggiano F., 2013. Assessment of the current distribution of free-living parrots and parakeets (Aves: Psittaciformes) in Italy: a synthesis of published data and new records. Ital. J. Zool., 80: 158-167.

- Pitzalis M., Marangoni C. & Bologna M.A., 2005. Analisi di processi di dispersione e colonizzazione tramite GIS in tre specie di uccelli alloctoni nella fauna di Roma (Italia centrale). *Alula*, 12: 193-205.
- Postigo J.L., Shwartz A., Strubbe D. & Muñoz A.R., 2017. Unrelenting spread of the alien monk parakeet *Myiopsitta monachus* in Israel. Is it time to sound the alarm? *Pest Management Science*, 73: 349-353.
- Senar J.C., Domènech J., Arroyo L., Torre I. & Gordo O., 2016. An evaluation of monk parakeet damage to crops in the metropolitan area of Barcelona. *Anim. Biodiv. Conserv.*, 39: 141-145.
- Sorace A., 2001. Value to wildlife of urban-agricultural parks: a case study from Rome urban area. *Environm. Manage.*, 28: 547-560.
- South J.M. & Pruett-Jones S., 2000. Patterns of flock size, diet, and vigilance of naturalized monk parakeets in Hyde Park, Chicago. *Condor*, 102: 848-854.
- Spano S. & Truffi G., 1986. Il Parrocchetto dal collare, *Psittacula krameri*, allo stato libero in Europa, con particolare riferimento alle presenze in Italia, e primi dati sul Pappagallo monaco, *Myiopsitta monachus*. *Riv. ital. Orn.*, 56: 231-239.
- Sposimo P. & Corbi F., 2014. Pappagallo monaco *Myiopsitta monachus*. In: Monaco A. (ed.), *Alieni. La minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio*. Palombi editori, Roma: pp. 236-237.
- Taffon D., Giucca F. & Battisti C., 2008. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Regionale dell'Appia Antica. Roma: Ente Parco Regionale dell'Appia Antica – Provincia di Roma, Gangemi edizioni, Rome.
- Testi A. & Lucattini C., 1994. Contribution to the syntaxonomic knowledge of *Quercus suber* woodlands of Latium. *Rendiconti Lincei*, 5: 247-259.
- Weiserbs A. & Jacob J.P., 1999. Étude de la population de Perriche jeune-veuve (*Myiopsitta monachus*) à Bruxelles. *Aves*, 36: 207-223.
- Zocchi A., Battisti C. & Santoro R., 2008. Note sul Pappagallo monaco, *Myiopsitta monachus*, a Roma (Villa Pamphili). *Riv. ital. Orn.*, 78: 135-137.

DISTRIBUZIONE DI *Caprimulgus europaeus* E DI RAPACI NOTTURNI NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE MONTE RUFENO (LAZIO)

MASSIMO BELLAVITA ⁽¹⁾ & ALBERTO SORACE ⁽²⁾

⁽¹⁾ Riserva Selva del Lamone – Farnese (VT)

⁽²⁾ ISPRA – Via Brancati, 60 – 00144 Roma (alberto.sorace@isprambiente.it)

Abstract – Distribution of nocturnal raptors and *Caprimulgus europaeus* in Monte Rufeno Natural Regional Reserve (Lazio, central Italy). The presence of *Strix aluco*, *Athene noctua*, *Otus scops* and *Caprimulgus europaeus* was investigated with the playback method. We overlapped a 1-km square grid on the map of the study area obtaining 42 recording units (RU). We performed one point counts in the centre of each RU. Each point was repeated twice between 5 March and 31 October 2017. *Strix aluco* was recorded in 31 (73,8%) out of 42 RU, *Athene noctua* in 7 RU (16,7 %), *Otus scops* in 10 RU (23,8%) and *Caprimulgus europaeus* in 14 RU (33,3%). Scattered observations were obtained for *Tyto alba* and *Asio otus*.

Le informazioni sulla presenza di rapaci notturni e di Succiacapre *Caprimulgus europaeus* nella Riserva Naturale Regionale Monte Rufeno sono scarse (Calvario *et al.* 1991, Papi *et al.* 2010, Brunelli *et al.* 2011). Al fine di approfondire le conoscenze sull'argomento, è stata investigata la distribuzione di Strigiformi e Succiacapre nel territorio della Riserva e nei vicini Monumento naturale Bosco del Sasseto e SIC Fiume Paglia.

La Riserva Naturale Regionale Monte Rufeno, istituita nel 1983, si estende per 2893 ettari nel territorio del Comune di Acquapendente (VT), dai 774 m delle “Greppe della Maddalena” ai 235 m del fiume Paglia, nel Lazio settentrionale al confine con l’Umbria e la Toscana. Dal punto di vista climatico l’area può essere definita temperata. La vicinanza del cono vulcanico del Monte Amiata (1738 m s.l.m.) e del Monte Labbro (1193 m) rende più complesso il sistema di circolazione delle masse d’aria, portando con maggior frequenza precipitazioni nel settore di Monte Rufeno, dove si registrano valori di circa 1000 mm superiori rispetto a quelli medi del territorio circostante. La Riserva è caratterizzata da una predominanza di formazioni boschive che ricoprono uniformemente il settore settentrionale in continuità con i boschi umbri della Selva di Meana; oltrepassato verso sud il fiume Paglia si trova ancora un complesso di boschi che dal settore meridionale della riserva proseguono nel bosco del Sasseto, nel contiguo bosco dell’Università Agraria di Torre Alfina e nel bosco dell’Utinano che collega questo nucleo con i boschi del settore orientale dei monti Vulsini. La zona umida del Fiume Paglia e le sue aree ripariali, arbusteti e i terreni agricoli sono gli altri ambienti presenti nella Riserva. Il paesaggio agrario è dominato dai seminativi tra cui prevalgono le colture cerealicole e le coltivazioni foraggere.

La distribuzione di Allocco *Strix aluco*, Civetta *Athene noctua*, Assiolo *Otus scops* e Succiacapre *Caprimulgus europaeus* è stata indagata con il metodo del playback del

canto territoriale. L'area della Riserva è stata suddivisa in 46 Unità di Rilevamento (U.R.) ognuna costituita da un quadrato di 1 chilometro di lato. I rilevamenti sono stati effettuati con il metodo del playback in 42 quadrati in 28 uscite dal 5 marzo al 31 ottobre 2017. Per ogni U.R. è stata effettuata una stazione di emissione/ascolto, cercando di farla coincidere il più possibile con il suo centroide. La stimolazione di ogni specie prevedeva 1 minuto di emissione e 1 di ascolto con il ciclo da 2 minuti ripetuto 3 volte. Ciascuna stazione d'ascolto è stata ripetuta due volte nel periodo d'indagine.

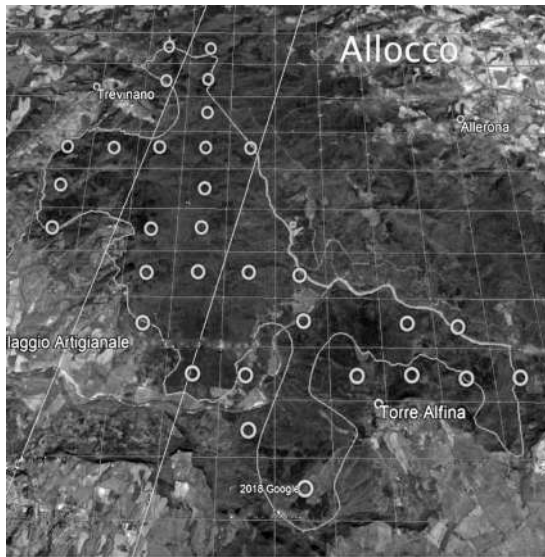


Figura 1. Distribuzione di Alocco nel territorio della Riserva Naturale Regionale di Monte Rufeno e in aree limitrofe.

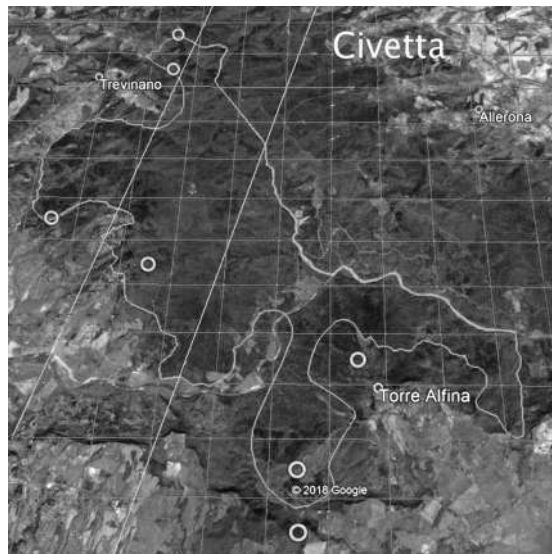


Figura 2. Distribuzione di Civetta nel territorio della Riserva Naturale Regionale di Monte Rufeno e in aree limitrofe.

Figura 3. Distribuzione di Assiolo nel territorio della Riserva Naturale Regionale di Monte Rufeno e in aree limitrofe.

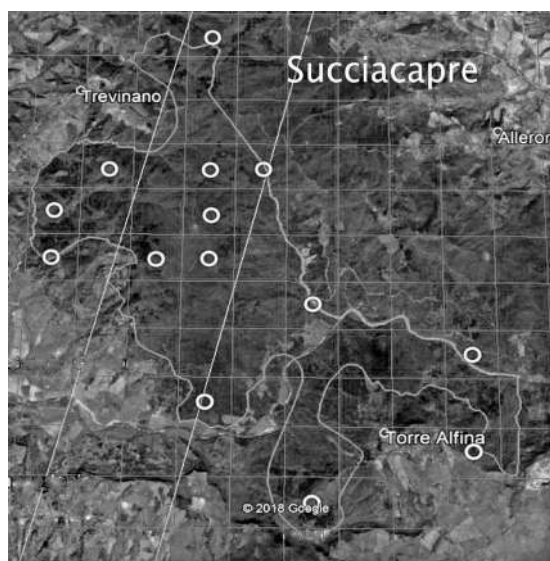


Figura 4. Distribuzione di Succiacapre nel territorio della Riserva Naturale Regionale di Monte Rufeno e in aree limitrofe.

L'Allocco, la specie più diffusa, è stato contattato in 31 (73,8%) delle 42 unità di rilevamento (Fig. 1), la Civetta in 7 UR (16,7 %; Fig. 2), l'Assiolo in 10 UR (23,8%; Fig. 3) e il Succiacapre in 14 UR (33,3%; Fig. 4). Nel SIC Medio Corso Fiume Paglia IT6010001, oltre a queste quattro specie, sono stati rilevati il Barbagianni *Tyto alba* e il Gufo comune *Asio otus* mentre nel Monumento Naturale Bosco del Sasseto sono stati contattati Allocco, Assiolo, Civetta e Gufo comune.

Com'era atteso, il territorio prevalentemente boschivo della Riserva ha favorito la

presenza dell'Allocco. Aree aperte ai margini della Riserva, invece, rivestono un ruolo chiave per la Civetta (SPEC 3; BirdLife International 2017), l'Assiolo (SPEC 2), il Barbagianni (SPEC 3) e il Succiapapere (SPEC 3; all. I Dir. 2009/147/CE). Ciò evidenzia l'importanza del mantenimento e ampliamento di tali aree nell'area protetta per la conservazione di queste specie di interesse.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di), 2011. Nuovo Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma, 464 pp.
- Calvario E., Carere C., Gustin M., Ianniello L., Sarrocco S., Sorace A., 1991. Studio sull'avifauna della Riserva Naturale Monte Rufeno (Acquapendente, Viterbo). In: S.R.O.P.U. (red.). Atti V Convegno Italiano di Ornitologia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XVII: 401-403.
- Papi R., Luiselli L., Rugiero L., 2010. Atlante dell'avifauna e dell'erpetofauna della Riserva Naturale Regionale Monte Rufeno. Collana Atlanti Locali. Edizioni ARP, Roma.

IMPORTANZA DEI LAGHI VULCANICI DEL LAZIO SETTENTRIONALE PER LA CONSERVAZIONE DEL FISTIONE TURCO *Netta rufina* IN ITALIA

MAURO BERNONI⁽¹⁾, MASSIMO BRUNELLI⁽¹⁾, ENRICO CALVARIO⁽¹⁾,
ENRICO PAZIANI⁽²⁾ & STEFANO SARROCCO^(1,3,*)

⁽¹⁾Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

⁽²⁾Polizia Provinciale di Viterbo

⁽³⁾Direzione Capitale Naturale, Parchi e Aree Protette, Regione Lazio

(*) Autore per la corrispondenza: ssarrocco@regione.lazio.it

Abstract – Importance of the volcanic lakes of northern Lazio for the conservation of the Red-Crested Pochard *Netta rufina* in Italy. Over the last twenty years the presence of the Red-Crested Pochard in the volcanic lakes of northern Lazio, in particular Bolsena and Martignano, have assumed an increasing importance. In 2019, as part of the IWC censuses, 710 individuals at Lake Martignano and 308 at Lake Bolsena were detected. The latter is the only one lake to host a breeding population currently estimated at 10-15 pairs.

Nel corso degli ultimi vent'anni i laghi vulcanici del Lazio settentrionale, in particolare Bolsena e Martignano, hanno avuto una importanza crescente per la presenza del Fistione turco *Netta rufina*, con una rilevanza anche a scala nazionale. In base ai dati IWC, a partire dalla metà degli anni '90 del secolo scorso la specie ha iniziato infatti ad essere presente in questi bacini lacustri con contingenti svernanti sempre più regolari e in costante incremento, passando dai 29 individui del 1995 ai 1.021 del 2019 (Baccetti *et al.*, 2002; Bernoni, 2009; Zenatello *et al.*, 2014; Baldi *et al.*, 2018, presente studio); la specie ha inoltre iniziato a nidificare con regolarità nel lago di Bolsena a partire dal 2011 (Brunelli *et al.*, 2011).

Nel presente contributo viene analizzato l'andamento della specie come svernante nell'ultimo decennio e aggiornata la stima della popolazione nidificante nel lago di Bolsena.

L'indagine riguarda i quattro laghi di origine vulcanica presenti nel Lazio settentrionale, tutte Zone di Protezione Speciale (ZPS) ai sensi della Direttiva Uccelli: Bolsena (11.400 ha), Vico (1.200 ha), Bracciano (5.764 ha) e Martignano (249 ha). I dati sulla consistenza degli individui svernanti sono stati raccolti dagli Autori nell'ambito dei censimenti IWC; i dati nazionali per il periodo 2010-2015 sono stati tratti da Zenatello *et al.* (2014) e per il periodo 2016-2018 dalla banca dati ISPRA. Per quanto riguarda la popolazione nidificante nel lago di Bolsena, nel 2019 sono stati effettuati dei sopralluoghi da maggio a luglio, registrando la presenza di coppie formate o di femmine con pulli o giovani al seguito.

Nel periodo 2010-2019 la popolazione svernante nell'area di indagine ha evidenziato un netto incremento (Fig. 1), statisticamente molto significativo ($R_s=0,903$;

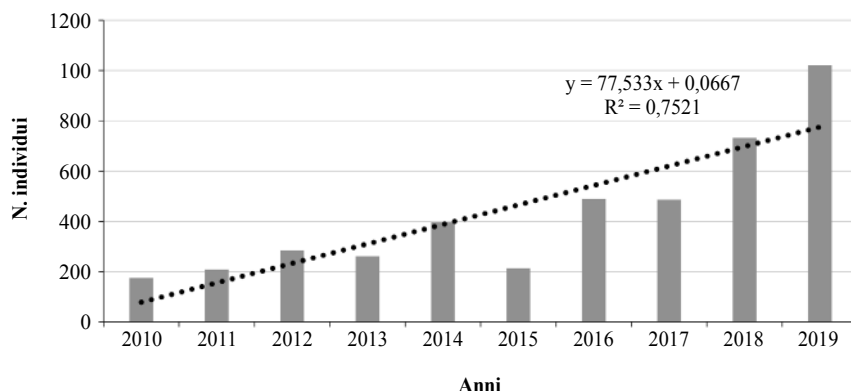


Figura 1. Andamento degli individui svernanti di Fistione turco nei laghi vulcanici del Lazio settentrionale, anni 2010-2019.

$P=0,0003$). Particolarmente rilevante è l'incremento registrato per il lago di Martignano dove sono stati rilevati 710 individui nel 2019, che superano abbondantemente la soglia dell'1% (550 ind.) necessaria ad individuare un'area di importanza internazionale nella zona "Europa centrale e sud-occidentale/Mediterraneo occidentale" (Wetland International, 2019). Dal 2010 anche nel lago di Bolsena è stata registrata la presenza regolare di un nucleo svernante, incrementato negli anni fino ai 308 individui del 2019. I laghi di Vico e Bracciano hanno invece nel tempo perso di rilevanza, ospitando solo pochi individui, perlopiù presenti in modo irregolare (Tab. 1). Il nucleo svernante di Fistione turco nei quattro bacini vulcanici indagati costituisce quindi una importante porzione dell'intera popolazione svernante in Italia, compresa tra il 36 ed il 61% (Tab. 1).

Il lago di Bolsena è l'unico ad ospitare anche una popolazione nidificante. Duran-

Tabella 1. Individui svernanti di Fistione turco nei laghi vulcanici del Lazio settentrionale e in Italia nel periodo 2000-2019. I dati contrassegnati con * non sono definitivi; nd (non disponibili).

Anno	Bolsena	Vico	Bracciano	Martignano	Totale Lazio	Totale Italia	% Lazio/Italia
2010	4	1	0	170	175	440	39,77
2011	0	0	0	208	208	568	36,62
2012	19	1	4	260	284	617	46,03
2013	1	1	0	259	261	447	58,39
2014	64	0	2	330	396	644	61,49
2015	62	0	8	143	213	522	40,80
2016	155	0	0	334	489	823	59,42
2017	166	0	0	320	486	840	57,86
2018	189	0	1	542	732	1319	55,50
2019	308	3	0	710	1021	nd	nd

te i rilievi condotti nella stagione riproduttiva 2019 si è accertata la presenza di almeno 10 femmine con pulli; ulteriori osservazioni relative a femmine isolate e/o coppie formate, potrebbero incrementare la stima ad almeno 15 coppie. Infatti è probabile che la predazione su uova e pulli influisca in modo rilevante sul successo riproduttivo e di conseguenza sulla corretta stima del numero di coppie nidificanti. I fattori possono essere imputabile alla limitata estensione delle fasce di vegetazione riparia che riducono fortemente le zone di rifugio e alla presenza di animali domestici (cani) lungo le rive.

Il lago di Bolsena risulta quindi il più importante bacino a livello regionale per la nidificazione della specie, per la quale sono noti solo pochi altri siti, occupati in modo irregolare e da coppie isolate (Biondi, 2009). Anche a livello nazionale questo bacino lacustre costituisce un'area di un certo interesse per la nidificazione della specie, la cui popolazione è incrementata nell'ultimo ventennio. Attualmente è stimata in 145-160 coppie distribuite prevalentemente nelle zone umide del nord della penisola e in modo molto più frammentato nel centro-sud e nelle isole maggiori (Brichetti & Fracasso, 2018).

Ringraziamenti – Desideriamo ringraziare l'ISPRA, nella persona di Marco Zenatello, per i dati inediti resi disponibili, Massimo Biondi e Alina Briciu per le informazioni fornite.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Dell'Antonia P., Magagnoli P., Melega L., Serra L., Soldatini C., Zenatello M., 2002. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 1991-2000. Biol. Cons. Fauna, 111: 1-240.
- Baldi G., Bernoni M., Azzella M., Mantero F., 2018. Un sito di interesse nazionale per lo svernamento del Fistione turco *Netta rufina* nel Parco Naturale Regionale Bracciano Martignano (RM). Gli Uccelli d'Italia, 43: 77-84.
- Bernoni M., 2009. Fistione turco *Netta rufina*. In: Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., 2009 L'A-vifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma. Edizioni Belvedere, Latina: 52.
- Biondi M., 2009. Fistione turco *Netta rufina*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S., 2009. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 76.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae Edizioni Belvedere, Latina, pp. 512,
- Brunelli M., Calvario E. & Sarrocco S., 2011. Nidificazione di Fistione turco *Netta rufina* al Lago di Bolsena (Lazio, Italia centrale). Alula, 18: 136-137.
- Wetlands International, 2019. "Waterbird Population Estimates". Retrieved from wpe.wetlands.org on Sunday 19 May 2019.
- 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.

RAPPORTO SULLA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN ITALIA. ANNO 2019

MASSIMO BRUNELLI, LUCIO BORDIGNON (*), MATTEO CALDARELLA, ENZO CRIPEZZI,
MAURIZIO FRAISSINET, EGIDIO MALLIA, MAURIZIO MARRESE, NICOLA NORANTE,
SALVATORE URSO, BRUNO VASCHETTI, GABRIELLA VASCHETTI & MATTEO VISCEGLIA

G.L.I.Ci.Ne. (Gruppo di Lavoro Italiano sulla Cicogna Nera) – Via Vioglio 16 – 13834 Valdilana (BI)

(*) Autore per la corrispondenza: lucio.bordignon@gmail.com

Abstract – The breeding of Black Stork in Italy in the 2019 year. In 2019 year the annual monitoring of the Italian population of Black Stork recorded the presence of 22 territorial pairs whit 45 fledged juveniles.

Anche nel 2019 è proseguito il monitoraggio dell'attività riproduttiva della popolazione di Cicogna nera *Ciconia nigra* nidificante in Italia avviato sin dalle prime nidificazioni (Caldarella *et al.*, 2018; Fraissinet *et al.*, 2018), i risultati sono riportati in Tab. 1.

In Piemonte sono state confermate le 4 coppie territoriali dello scorso anno, 3 di queste hanno rioccupato gli stessi siti ed hanno portato all'involo 8 giovani, per la coppia in provincia di Cuneo non è stato invece raccolto alcun indizio di nidificazione. Nel Lazio l'unica coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti portando all'involo 4 giovani. In Molise sono state rinvenute 3 coppie territoriali, di cui una sola si è riprodotta con successo portando all'involo 3 giovani, una seconda coppia ha interrotto la nidificazione dopo la deposizione di quattro uova, per la terza coppia non è stato possibile raccogliere dati. In Campania l'unica coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti portando all'involo 4 giovani. In Basilicata sono state rinvenute 8 coppie territoriali, di queste 4 si sono riprodotte con successo portando all'involo 12 giovani, una coppia ha abbandonato dopo la deposizione, per le altre 3 coppie non è stato possibile raccogliere dati. In Puglia sono state confermate le 3 coppie territoriali dello scorso anno, tutte si sono riprodotte con successo portando all'involo 10 giovani. In Calabria sono state confermate le 2 coppie territoriali dello scorso anno, entrambe

Tabella 1. Esito della stagione riproduttiva 2019.

Coppie territoriali	22
Coppie controllate (a)	19
Coppie che hanno deposto (b)	17
Coppie che hanno allevato giovani (c)	14
Giovani involati (d)	45
Produttività (d/a)	2,4
Successo riproduttivo (d/b)	2,6
Tasso d'involo (d/c)	3,2

hanno deposto ma solo una si è riprodotta con successo portando all'involo 4 giovani. Rispetto alla stagione 2018 (Brunelli *et al.*, 2018) si è verificato un incremento da 20 a 22 coppie territoriali, il numero più elevato riscontrato a tutt'oggi, le due nuove coppie sono state rinvenute in Molise e Basilicata.

Ringraziamenti – Desideriamo ringraziare i numerosi collaboratori senza i quali la capillare raccolta dei dati non sarebbe stata possibile: Mauro Abate, Giuseppe Agnelli, Remo Bartolomei, Franco Benedetto, Gianni Bombara, Incoronata Brescia, Annamaria Cafieri, Stefano Celletti, Manuel Conti, Rocco Dambrosio, Antonio Dembech, Bruno Dovere, Michele Ferro, Agnese Flavi, Mariangela Francione, Paolo Gattillo, Vittorio Giacoia, Maurizio Gioiosa, Antonio Grieco, Alfonso Ianiro, Francesco Lamanna, Antonio Lepore, Marcello Longeri, Franco Lorenzini, Luigi Lucchese, Armando Mancinelli, Manuel Marra, Enzo Mastroiacovo, Daniele Molinaro, Alessandro Motta, Massimo Notarangelo, Matteo Orsino, Roberto Papi, Filomena Petruzzi, Vincenzo Rizzi, Giuseppe Rocca, Marco Saggioro, Gianvito Santantonio, Carmine Sarcinella, Leonardo Siddi, Rocco Silvaggi, Pierpaolo Storino, Ventura Talamo, Alessio Usai, Mario Vietti.

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2017. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2018. Alula, 25 (1-2): 125-126.
- Caldarella M., Bordignon L., Brunelli M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Visceglia M., 2018. Status della Cicogna nera (*Ciconia nigra*) e linee guida per la conservazione della specie in Italia. Ed. Parco Regionale Gallipoli Cognato - Dolomiti Lucane, 64 pp.
- Fraissinet M., Bordignon L., Brunelli M., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Giustino S., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Visceglia M., 2018. Breeding population of Black Stork, *Ciconia nigra*, in Italy between 1994 and 2016. Rivista Italiana di Ornitologia, 88 (1): 15-22.

ASSOCIAZIONE TRA SESSI IN SALTIMPALO *Saxicola rubicola* AL DI FUORI DELLA STAGIONE RIPRODUTTIVA NEL LAZIO

MICHELE CENTO⁽¹⁾, AMEDEO CIRCOSTA, EMANUELE GUIDO CONDELLO⁽¹⁾,
MICHELE COPPOLA⁽¹⁾, LUCA DEMARTINI⁽²⁾, RICCARDO DE SANTIS, PAOLO GIAMPAOLETTI^(1,3),
STEVEN HUETING⁽¹⁾, CLAUDIO MANETTI⁽¹⁾, ANGELO MESCHINI⁽¹⁾, RICCARDO MOLAJOLI⁽¹⁾,
ANNARITA PAGOTTO, SAMUELE RAMELLINI⁽¹⁾, MAURIZIO ROSSI⁽¹⁾, ENZO SAVO⁽¹⁾,
ROBERTO SCROCCA⁽¹⁾, GABRIELE TECCHIATO⁽¹⁾, DAVIDE VALENTI⁽¹⁾ & FULVIO FRATICELLI^(1,*)

⁽¹⁾Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

⁽²⁾CHM LIPU di Ostia

⁽³⁾WWF Lazio

(*) Autore per la corrispondenza e senior authorship: f_fratlicelli@hotmail.com

Abstract – Sex association in Stonechat *Saxicola rubicola* outside the reproductive season in Latium.
In this study we report, between December 2017 and January 2018, that migrating populations of Stonechat *Saxicola torquata* in Latium (Italy) occupied their wintering territories with heterosexual couples in 70% of the observations.

Il mantenimento di un legame di coppia al di fuori della stagione riproduttiva è negli uccelli più frequente tra le specie degli ambienti tropicali (ad esempio: Kunkel, 1974; Freed, 1987), nelle specie sociali questo comportamento presenta vantaggi durante l'alimentazione (Braun & Bugnyar, 2012) e contribuisce alla difesa nelle aggressioni intraspecifiche (Scott, 1980); uno svantaggio che è stato riscontrato è la competizione tra i due individui per le fonti di cibo (Steer & Burns, 2008).

Il Saltimpalo *Saxicola rubicola* è una specie generalmente monogama che difende il territorio anche al di fuori della stagione riproduttiva, mantenendo spesso il legame di coppia anche in questo periodo (Johnson, 1961, 1971; Van Hecke, 1965; Gwinner *et al.*, 1994; Rödl, 1995; Canoine & Gwinner, 2002; Urquhart, 2002).

In Italia, il Saltimpalo è specie considerata sedentaria, ma anche migratrice (Brichetti & Fracasso, 2008) con individui che per le dimensioni alari indicherebbero la presenza di popolazioni più settentrionali (Licheri & Spina, 2002). Il 25% delle osservazioni invernali effettuate in provincia di Venezia si riferisce a due individui – maschio e femmina – insieme: è stata pertanto presa in considerazione la probabilità che si tratti di coppie stanziali (Bon *et al.*, 2004).

In questo studio abbiamo voluto verificare la frequenza dello svernamento di due individui di sesso diverso nello stesso territorio in un'area a clima mediterraneo.

Abbiamo effettuato le osservazioni nell'intera regione Lazio, nonostante l'88% ricadano in provincia di Roma, nella fascia altitudinale compresa tra 0 e 550 m s.l.m. con un'unica osservazione intorno ai 1000 m s.l.m. (Capranica Prenestina, Roma). Il periodo di studio si è protratto dal 1 dicembre 2017 al 31 gennaio 2018. Abbiamo verificato se, una volta avvistato un individuo di Saltimpalo, nel raggio di 50 m fosse presente qual-

che altro individuo registrando il sesso di tutti. I dati sono stati inseriti sulla piattaforma Ornitho.it associandoli al centroide della particella UTM 1x1 km.

Abbiamo effettuato in totale 335 osservazioni, escludendo quelle probabilmente riconducibili agli stessi soggetti in periodi successivi. In Fig. 1 sono riportate le associazioni tra sessi che abbiamo riscontrato. Abbiamo escluso da questa elaborazione due casi particolari: nove femmine e un maschio osservati insieme il 1° gennaio 2018 in una zona a 55 m s.l.m. in comune di Tolfa (Roma) e due femmine e due maschi osservati insieme il 5 gennaio 2018 in una zona a livello del mare in comune di Cerveteri (Roma). Di consistenti concentrazioni invernali di numeri d'individui si aveva finora notizia solo per la Sicilia (Corso, 2005).

I dati raccolti evidenziano come nella maggior parte dei casi questa specie nel Lazio durante il periodo invernale sia presente con un'associazione eterosessuale e che individui isolati rappresentino meno del 30% dei casi.

Osservazioni effettuate in periodo riproduttivo nelle stesse aree, anche se in maniera non sistematica, escluderebbero che gli individui osservati siano nella stragrande maggioranza coppie stanziali e quindi è molto probabile che si riferiscano a popolazioni migratrici. È da considerare che dopo il rigido inverno del 2012, con la neve che ha coperto il terreno per molti giorni, la popolazione stanziale ha subito un sostanziale decremento (non oggetto del presente studio), il cui *range*, non uniforme a livello regionale, oscilla dalla scomparsa totale al suo dimezzamento.

Nell'anno di raccolta dati per questo studio non era stata ancora notata una ripresa significativa (oss. pers.). Non è per noi comunque possibile affermare se le associazioni riscontrate siano motivate da un legame di coppia che si protrae anche oltre la stagione riproduttiva o ci si trovi in presenza di un'associazione temporanea tale da ottimizzare risorse ed energie cooperando nella difesa del territorio e nella vigilanza nei confronti dei predatori, come ipotizzato da Rödl (1995).

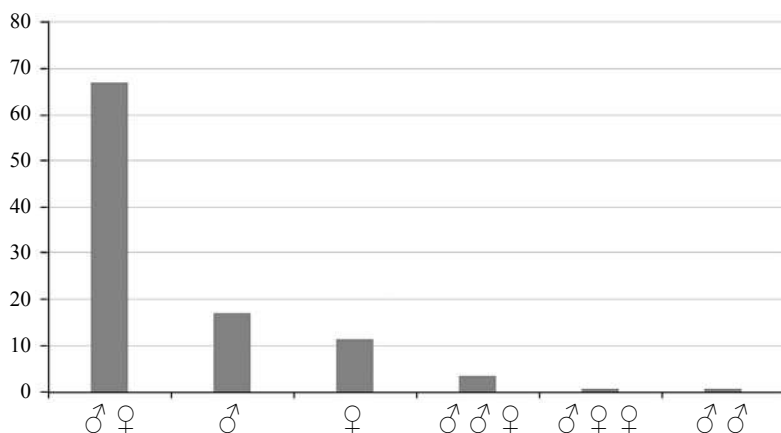


Figura 1. Associazione tra sessi in individui di Saltimpalo svernanti nel Lazio.

Ringraziamenti – Ringraziamo sentitamente tutte le persone che, gestendo le piattaforme Ornitho.it e GRoBI!, Gruppo Romano di Birdwatching, hanno permesso la realizzazione di questa ricerca. Si ringraziano inoltre Marco Bruni e Fernando Ferri per aver messo a disposizione i dati relativi alle loro osservazioni.

BIBLIOGRAFIA

- Bon M., Semenzato M., Scarton F., Fracasso G. & Mezzavilla F., 2004. Atlante faunistico della provincia di Venezia. Provincia di Venezia.
- Braun A. & Bugnyar T., 2012. Social bonds and rank acquisition in raven nonbreeder aggregation. *Anim. Behav.*, 84: 1507-1515.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2008. Ornitologia italiana. Vol. 5. Turdidae-Cisticolidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Canoine V. & Gwinner E., 2002. Seasonal differences in the hormonal control of territorial aggression in free-living European stonechats. *Horm. Behav.*, 41: 1-8.
- Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. L'EPOS, Palermo.
- Freed L.A., 1987. The long-term pair bond of tropical House Wrens: advantage or constraint? *Am. Nat.*, 130: 507-525.
- Gwinner E., Rödl T. & Schwabl H., 1994. Pair territoriality of wintering stonechats: behaviour, function and hormones. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 34: 321-327.
- Johnson E.D.H., 1961. The pair relationship and polygyny in the Stonechat. *Bird Study*, 54: 213-225.
- Johnson E.D.H., 1971. Observation on a resident population of Stonechats in Jersey. *Brit. Birds*, 64: 267-279.
- Kunkel P., 1974. Mating systems of tropical birds: the effects of weakness or absence of external reproduction-timing factors, with special reference to prolonged pair bonds. *Z. Tierpsychol.*, 34: 265-307.
- Licheri D. & Spina F., 2002. Biodiversità dell'avifauna italiana: variabilità morfologica nei Passeriformi. Parte II (Alaudidi-Sylviidae). *Biol. Cons. Fauna*, 112: 1-207.
- Rödl T., 1995. The wintering of territorial stonechat pairs *Saxicola torquata* in Israel. *J. Ornithol.*, 136: 423-433.
- Scott D.K., 1980. Functional aspects of the pair bond in winter in Bewick's Swans (*Cygnus columbianus bewickii*). *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 7: 323-327.
- Steer J. & Burns K.C., 2008. Seasonal variation in male-female competition, cooperation and selfish hoarding in a monogamous songbird. *Behav. Ecol. Sociobiol.*, 62: 1175-1183.
- Urquhart E., 2002. Stonechats. Christopher Helm, London.
- Van Hecke P., 1965. De overwintering van de roodborsttapuit *Saxicola torquata rubicola* (L.) in België. *Giervalk*, 55: 124-141.

SVERNAMENTI DI CALANDRO MAGGIORE *Anthus richardi* NELLA RISERVA NATURALE STATALE LITORALE ROMANO (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

MICHELE CENTO⁽¹⁾, ROBERTO SCROCCA⁽²⁾, MICHELE COPPOLA⁽³⁾,
RICCARDO DE SANTIS⁽⁴⁾ & ALESSIA DE LORENZIS⁽⁵⁾

⁽¹⁾ SROPU – Via G. V. Englen, 35 – 00165 Roma (michi.100@libero.it)

⁽²⁾ SROPU – Via R. Conforti, 90 – 00166 Roma (pettazzurro@tiscali.it)

⁽³⁾ SROPU – Via Palo Laziale, 18 – 00055 Ladispoli (RM) (mcoppola61@virgilio.it)

⁽⁴⁾ Via P. Ghezzi, 36 – 00054 Fiumicino (RM) (riccardo.desantis60@live.it)

⁽⁵⁾ Oasi LIPU Castel di Guido (oasi.casteldiguiddo@lipu.it)

Abstract – Winterings of Richard's Pipit *Anthus richardi* in the Litorale Romano State Nature Reserve (Latium, central Italy). During the winters of 2017-18, 2018-19, and 2019-20, in the Litorale Romano State Nature Reserve (Province of Rome), we recorded from one to eight wintering Richard's Pipits, quite a rare and localized wintering species for Latium, Italy, and Europe.

Il Calandro maggiore *Anthus richardi* nidifica in Asia centro-orientale e sverna principalmente in Asia meridionale e sud-orientale. Esigui contingenti - apparentemente in aumento - migrano o svernano regolarmente più ad occidente, arrivando in Europa fino alla Penisola Iberica. La specie è infatti migratrice e svernante regolare localizzata in siti costieri a livello del mare - in ambienti spesso umidi - di diversi Paesi del Bacino del Mediterraneo, compresa l'Italia, dove il primo caso di svernamento è stato accertato nel 1992-93 nel Lazio in località Pian di Spille (Comune di Tarquinia, VT), con rapida regolarizzazione del fenomeno in Sicilia, Lazio e Sardegna. Lo svernamento avviene singolarmente o in piccoli gruppi - in genere poco coesi - che arrivano al massimo a poche decine di individui (Brichetti & Fracasso, 2007; es. a Pian di Spille media di 19,2 nel periodo 2000-04 e massimo di 21 nel 2001-02; Biondi *et al.*, 2004). Negli anni 2000 nel Lazio lo svernamento è stato confermato con regolarità a Pian di Spille, mentre presenze invernali irregolari o occasionali sono state registrate in località vicine della costa del viterbese, nonché del litorale romano (Brunelli & Sorace, 2000, 2001; Biondi *et al.*, 2004; Brichetti & Fracasso, 2007; M. Biondi, com. pers.; F. Fraticelli, com. pers.; oss. pers.) e pontino (S. Hueting, com. pers.). Durante le stagioni invernali dal 2017-18 al 2019-20 abbiamo seguito ripetuti svernamenti di alcuni individui di Calandro maggiore nella Important Bird Area Riserva Naturale Statale Litorale Romano (RNSLR; 12°16'E, 41°51'N).

Il 14 novembre 2015 e il 1° novembre 2017 abbiamo osservato rispettivamente almeno uno e due Calandri maggiori in località le Macchie di Monte Sallustri. Le poche visite lì effettuate tra le due date e successivamente non ci hanno consentito di confermare o escludere questa presenza durante gli inverni intercorsi e seguente, anche a causa dell'estensione (2-3 km²) dell'area potenzialmente idonea. Vi abbiamo invece nuova-

mente contattato tra uno e otto individui della specie in almeno 17 date tra il 14 ottobre 2018 e il 20 febbraio 2019 e uno o quattro individui tra l'8 novembre 2019 e il 4 febbraio 2020. Occasionalmente abbiamo registrato la presenza di singoli individui in località Quarto Livello (14 marzo e 1° dicembre 2018) e Monte Sallustri (6 gennaio 2020) e di due-quattro individui in località Fosso di Macchia Grande (18-19-26-30 gennaio 2020), poste rispettivamente a circa 1,3, 2,0 e 1,1 km dal sito principale e pressoché in continuità ambientale con esso, a costituire un ambiente ottimale o subottimale di prateria quasi ininterrotta per almeno 4-5 km².

Abbiamo inoltre osservato almeno un individuo di Calandro maggiore in minimo tre date tra 13 e 21 gennaio e in sei date tra 4 febbraio e 10 aprile 2018 in località Quarto della Vipera, dove il 13 aprile erano presenti sei individui. Nella stessa località, distante circa 2,6 km da le Macchie di Monte Sallustri, da cui è separata perlopiù da formazioni boschive e macchia mediterranea, abbiamo osservato tra uno e tre individui durante alcune visite effettuate tra 10 dicembre 2018 e 10 marzo 2019, nonché da uno a cinque individui in non meno di otto visite dal 5 dicembre 2019 al 25 gennaio 2020.

Le cinque località, site in Comune di Roma nel settore nord-orientale della RNSLR, all'incirca tra 20 e 65 m s.l.m., distano tra loro da un minimo di circa 1,0 km a un massimo di circa 3,3 km e tra 6,7 e 9,7 km dalla costa. In esse l'ambiente prevalente è costituito da incolti erbacei, in genere su terreni umidi o anche parzialmente acquitrinosi, a volte soggetti a pascolo ovino e in alcuni casi a dominanza di *Inula viscosa* o prossimi a foraggiare a biada, orzo, grano, trifoglio, erba medica, triticale o vecchia, forse utilizzate nelle fasi di *set-aside* come siti di alimentazione.

Negli ultimi anni i Calandri maggiori hanno mostrato una certa fedeltà ai due siti di svernamento di Quarto della Vipera e le Macchie di Monte Sallustri, sia tra un inverno e l'altro, che nell'ambito di una stessa stagione. Non possiamo peraltro escludere né che la specie vi abbia svernato già in anni precedenti, né che tra i due siti principali, e ancor più tra questi e i siti secondari, possa esservi stato un interscambio di individui, viste le reciproche distanze relativamente ravvicinate. Quella da noi indagata potrebbe quindi rappresentare la seconda area di svernamento regolare del Calandro maggiore nel Lazio dopo Pian di Spille. A differenza di questo sito, strettamente costiero e a livello del mare, quelli qui riportati sono pochi chilometri nell'entroterra e ad alcune decine di metri sul livello del mare.

Ringraziamenti – Ringraziamo Massimo Biondi, Fulvio Fraticelli, Paul Harris e Steven Huetting per l'aiuto fornito.

BIBLIOGRAFIA

- Biondi M., Corso A. & Grussu M., 2004. Nuovi dati sullo svernamento e la fenologia del Calandro maggiore *Anthus richardi* in Italia (1995-2004). Uccelli d'Italia, 29: 39-47.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia Italiana. Vol. 4 - Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M. & Sorace A. (red.), 2000. Avvistamenti e Comportamenti insoliti. Alula, 7 (1-2): 88-92.
- Brunelli M. & Sorace A. (red.), 2001. Avvistamenti e Comportamenti insoliti. Alula, 8 (1-2): 101-106.

NIDIFICAZIONI DI SPIONCELLO *Anthus spinoletta* SULL'ALTOPIANO DELLA SILA (APPENNINO CALABRO, ITALIA MERIDIONALE)

GIANLUCA CONGI⁽¹⁾ & GIUSEPPE LUZZI⁽²⁾

⁽¹⁾ Gruppo Locale di Conservazione GLC 121 "SILA", LIPU (Lega Italiana Protezione Uccelli)
Via Roma, 694 – 87055 San Giovanni in Fiore (CS) (gianlucacongi@libero.it)

⁽²⁾ Ente Parco Nazionale della Sila – Via Nazionale snc – 87055 Loriga di San Giovanni in Fiore (CS)
(direttore@parcosila.it)

Abstract – Breeding of Water Pipit *Anthus spinoletta* in Calabrian Apennines - Sila (Southern Italy).

The author describes the breeding of the *Anthus spinoletta* on the Sila Grande (Calabrian Apennines). In the Italian Apennines, the species is known as nesting until to the Pollino massif. Observations reported, represent in the recent bibliography the first knowledge of the distribution of this species in Sila and at the same time indicate that the area is also the most southern reproduction site in Italy.

Lo Spioncello *Anthus spinoletta* è una specie politipica a distribuzione eurocentroasiatica. In Italia è parzialmente migratrice nidificante (estiva) sui principali sistemi montuosi, con maggiore diffusione sulle Alpi; più scarsa e localizzata sull'Appennino centro-settentrionale, con ampi vuoti di areale e presenze molto frammentate in quello meridionale, con un piccolo nucleo disgiunto in Sardegna e da confermare in Calabria (Sila) e Sicilia (Brichetti & Fracasso, 2007). Nell'Appennino italiano è segnalato come nidificante fino al massiccio del Pollino (Basilicata e Calabria) (Di Carlo, 1961; Moltoni, 1964; Meschini & Frugis, 1993; Fulco, com. pers.).

Lucifero (1899), in tempi storici e nell'opera *Avifauna Calabria*, per la Sila, riportava testualmente: "*In Aprile abbandona la regione litoranea e ritorna sugli Appennini, ove nidifica. Lungo la sponda d'una sorgente, posta a 30 metri del culmine più elevato di Monte Nero, (Appennini, 1881 metri) ne incontrai una coppia seguita da quattro piccoli allora usciti dal nido, che doveva essere in quei dintorni, (Agosto 1883)*".

Alcune uscite, compiute con l'obiettivo di indagare l'avifauna nidificante negli spazi aperti della Sila Grande, in provincia di Cosenza, hanno permesso di accertare la riproduzione della specie. Gli habitat dov'è stata riscontrata la nidificazione, sono costituiti da ampi spazi aperti situati ai margini di fustaie di *Pinus nigra* var. *laricio* con presenza di *Fagus sylvatica*, vegetazione erbacea in parte costituita da pascoli umidi, massi affioranti e cespugli di *Rubus fruticosus* e *Prunus cocomilia* (Congi, 2019). Sono stati rinvenuti due siti di nidificazione ricadenti rispettivamente nel comune di Casali del Manco – già Serra Pedace (a una quota di circa 1520 m slm) e nel comune di San Giovanni in Fiore (a una quota di circa 1700 m slm), entrambi sono situati nel perimetro del Parco Nazionale della Sila – zona 2. La prima nidificazione è stata scoperta il 12 agosto 2008 con l'osservazione di un adulto intento ad alimentare un giovane da poco involato, in seguito, tra il 2015 e il 2018, nella stessa zona e in periodo riproduttivo sono stati

osservati degli individui adulti. Nel secondo sito, la nidificazione è stata accertata una prima volta il 12 luglio 2010 e poi rilevata il 16 luglio 2018, in ambedue i casi, sono stati osservati degli adulti mentre alimentavano dei giovani, mentre il 26 giugno 2019 è stata osservata una coppia intenta a visitare un probabile luogo di nidificazione, posto alla base di un cespuglio di *Prunus cocomilia*, radicato tra alcuni massi affioranti. In un terzo sito, in agro del comune di Casali del Manco – già Serra Pedace (a una quota di circa 1630 m slm), il 10 giugno 2011 è stato osservato un individuo in canto, tuttavia, diversi altri sopralluoghi, effettuati anche negli anni successivi, non hanno fornito avvistamenti della specie. Queste segnalazioni sono di particolare interesse sia fenologico, poiché attestano la nidificazione dello Spioncello sull'altopiano silano, dov'erano presenti solo notizie storiche relative alla fine dell '800 (Lucifero, 1899), sia biogeografico in quanto la Sila costituisce l'estremo limite meridionale per la riproduzione della specie in Italia.

Ringraziamenti – Desideriamo ringraziare Egidio Fulco per le informazioni fornite riguardo la nidificazione della specie sul massiccio del Pollino (ultima stagione riproduttiva).

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4 – *Apodidae-Prunellidae*. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Congi G., 2019. Atlante fotografico degli uccelli del Parco Nazionale della Sila con inediti contributi sull'avifauna silana. Ente Parco Nazionale della Sila – Lorica di San Giovanni in Fiore (CS), 400 pp.
- Di Carlo E.A., 1961. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte I^o: dal Pollino alla Sila. Riv. ital. Orn., 32: 74
- Lucifero A., 1899. Avifauna calabra. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Selezione di Scritti Naturalistici. Greentime Editori, Bologna, 167 pp.
- Meschini E. & Frugis S. (Eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 1-344.
- Moltoni E., 1964. L'onitofauna della Sila (Calabria). Riv. ital. Orn., 34: 81-82

ALIMENTAZIONE INTERSPECIFICA TRA PICCHIO DORSOBIANCO DI LILFORD *Dendrocopos leucotos lilfordi* e PICCHIO ROSSO MEZZANO *Leiopicus medius* IN ITALIA CENTRALE

PAOLO FORCONI⁽¹⁾ & FABRIZIO BULGARINI⁽²⁾

⁽¹⁾ Studio Faunistico Chiros snc – Via Cardarelli, 23 – 62100 Macerata
(chiros.studio@libero.it)

⁽²⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli – Piazza Margana, 40
00186 Roma (f.bulgarini@tiscali.it)

Abstract – Interspecific feeding between White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos lilfordi* and Middle Spotted Woodpecker *Leiopicus medius* in Central Italy. From May 11th to 17th interspecific feeding between White-backed Woodpecker *Dendrocopos leucotos lilfordi* and Middle Spotted Woodpecker *Leiopicus medius* has been observed in Latium, Abruzzi and Molise National Park, Central Italy. This behavior could be classified among four of eight categories proposed by Shy (1982). Authors suggest to take in account this behavior during breeding census of rare species to avoid over-counting of pairs.

Si definisce alimentazione interspecifica quando un adulto di una specie alimenta i pulcini di un'altra specie; tale comportamento è stato osservato tra alcune specie di uccelli, ma l'origine non è ancora ben nota. Tate (1981) riporta un caso di un Balestruccio *Delichon urbicum* osservato mentre alimenta i nidiacei in un nido di Rondine *Hirundo rustica*. Aggiunge anche che tale comportamento è sconosciuto in altre specie e ipotizza che possa essere una risposta all'intenso stimolo dei pulcini che reclamano il cibo.

Successivamente, Shy (1982) ha compiuto un'ampia review del fenomeno citando ben 140 casi di alimentazione interspecifica tra 71 specie appartenenti a 22 Famiglie diverse; tra queste rientrano sei specie di picchi, di cui solo una è presente anche nel Pale-artico occidentale (Picchio tridattilo *Picoides tridactylus*).

Shy classifica questo comportamento, in relazione alle cause prossime, in otto categorie con una frequenza diversa rispetto ai casi analizzati. Le categorie più frequenti sono la n. 1 (covata mista; 21,2%), la n. 3 (nido in prossimità; 23,8%) e la n. 8 (miscelanea, ovvero altre cause; 26,5%). Altri autori ritengono che il comportamento avvenga principalmente a carico dei maschi stimolati dai richiami dei pulcini che reclamano il cibo (Southern, 1952; Eddinger, 1970; Watson *et al.*, 1993; Lozano *et al.*, 1998).

Sul sito www.quarrylifeaward.it/project-updates/2018-06-06-interspecific-feeding-birds, dedicato al recupero di cave con interventi in favore della biodiversità, si riporta l'osservazione, correlata di immagini e video, del giugno 2018 di un caso di alimentazione interspecifica di una coppia di Picchio muratore *Sitta europaea* che alimentava, dopo l'involto della sua nidia, i piccoli di Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major* che aveva nidificato ad 1 m di distanza.

Negli anni recenti, anche in relazione alla diffusione delle video-foto-trappole sono stati riportati altri casi in Europa, Nord-America e Cina (Kang *et al.*, 2018).

Il 27 aprile 2019 uno di noi (PF) ha rinvenuto casualmente un nido occupato di Picchio dorsobianco di Lilford *Dendrocopos leucotos lilfordi* su un Faggio *Fagus sylvatica* morto nell'area del Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise a circa 1.300 m s.l.m. nel comune di Pescasseroli (AQ). Il nido si trovava a circa 9-10 m di altezza dal suolo, con esposizione Nord, e altri buchi erano presenti sullo stesso albero ad altezze superiori. Il nido è stato individuato facilmente essendo situato vicino ad una strada sterrata ed a seguito dell'ascolto dei versi degli adulti, al loro avvistamento, e dell'ascolto dei versi deboli dei *pulli* all'interno del nido. Nello stesso giorno sono stati ascoltati anche i versi di Picchio rosso mezzano provenienti dalla stessa area.

Il giorno successivo sono stati osservati gli adulti di Picchio dorsobianco di Lilford imbeccare i *pulli*, entrando nel nido e rimanendovi anche del tempo, fino all'arrivo dell'altro genitore, facendo supporre presumibilmente che i *pulli* erano nati da pochi giorni. È stato inoltre osservato un maschio di Picchio rosso mezzano *Leipicus medius* in canto che si posava sullo stesso albero del nido, ma con atteggiamento molto circospetto.

Una visita al sito avvenuta il 2 maggio ha permesso di osservare il Picchio rosso mezzano che si avvicinava al foro del nido, forse incuriosito dai versi dei *pulli*.

Il 10 maggio il Picchio rosso mezzano è stato osservato arrivare con l'imbeccata, posarsi davanti al nido e mettere la testa all'interno del buco, ripetendo questa azione diverse volte, ma l'imbeccata dei *pulli* è stata filmata solo a partire dall'11 maggio, così anche nei giorni successivi, ogni giorno per diverse volte.

Ogni volta che il Picchio rosso mezzano veniva avvistato dalla coppia di Picchio dorsobianco di Lilford, nei pressi del nido, veniva scacciato e inseguito, ritornando tuttavia con l'imbeccata dopo poco tempo.

Il 17 maggio sono stati osservati i *pulli* affacciarsi dal nido per la prima volta, identificando almeno un maschio e una femmina. Il 19 maggio probabilmente uno dei *pulli* si era già involato, mentre il 20 maggio si era involato anche l'altro *pullo* e il nido risultava ormai abbandonato.

La durata dell'allevamento è stata di almeno 23 giorni, ma probabilmente i *pulli* erano già nati da alcuni giorni.

Nei giorni sopra indicati sono stati svolti appostamenti della durata minima di 2-3 ore, nella prima parte della giornata, effettuando riprese di immagini video e fotografiche che documentano il contributo dell'individuo maschio di Picchio rosso mezzano all'alimentazione dei giovani di Picchio dorsobianco di Lilford. (Fig. 1)

Questo caso osservato potrebbe ricadere in quattro delle categorie proposte da Shy (1982): n. 2) la covata o la nidiata della specie "*helper*" è andata distrutta; n. 4) la specie "*helper*" è stimolata dal richiamo dei giovani che reclamano cibo; n. 7) un individuo non accoppiato si unisce ad un individuo o una coppia di un'altra specie che sta allevando i giovani; n. 8) altri motivi. È bene notare che Shy ritiene le otto categorie non sempre mutualmente esclusive.

Nel caso in oggetto si ritiene di poter escludere le altre quattro categorie proposte da Shy, ovvero: n. 1) per qualche ragione un individuo alleva una covata mista; n. 3) la



Figura 1. Maschio di Picchio rosso mezzano che alimenta un pulcino di Picchio dorsobianco di Lilford (Foto di P. Forconi).

specie ha un nido in prossimità di quello dell'altra specie di cui alimenta i giovani; n. 5) la specie adotta permanentemente o temporaneamente i giovani di un'altra specie rimasti orfani e n. 6) un maschio di una specie alimenta i giovani di un'altra specie mentre la sua compagna sta incubando.

Dall'analisi di Shy emerge che il comportamento in oggetto, osservato nei picchi, è ascrivibile alla categoria n. 4 (stimolo dei pulcini) e n. 7 (individuo non accoppiato), mentre il comportamento di aggressività dei genitori verso l'"helper" di un'altra specie è stato osservato quando la causa era attribuibile alla categoria n. 3 (nido in prossimità).

Il numero di osservazioni di casi di alimentazione interspecifica così elevato richiede una spiegazione evolutiva. Un'ipotesi formulata da Shy sostiene che tale comportamento possa essere non-adattativo, ma conseguenza di un altro adattativo. In sostanza lo stimolo ad alimentare i piccoli è così forte che supera gli svantaggi; trattandosi di un comportamento raro, quindi non implica alcuna selezione in termini evolutivi.

Dawkins (1976) e DeStevens (1978) ipotizzano invece che questo comportamento possa migliorare le capacità di allevamento di un individuo, mentre Trivers (1971) ipotizza che l'alimentazione interspecifica possa configurarsi come reciproco altruismo.

I comportamenti osservati devono essere considerati anche nello svolgimento dei censimenti delle coppie nidificanti di specie rare, come il Picchio rosso mezzano in Appennino centrale. Infatti, l'ascolto di un individuo in canto o l'osservazione dell'imbeccata potrebbero non essere sufficienti per individuare una coppia nidificante, con conseguente sovrastima della popolazione. In tali casi sarebbe auspicabile individuare il nido ed osservare il comportamento dei genitori per alcune ore.

Nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise e Zona di Protezione Esterna la popolazione di Picchio dorsobianco di Lilford è stimata in 200-250 coppie, con tendenza all'incremento dal 1987 al 2006, mentre quella del Picchio rosso mezzano era stimata in 20-30 coppie nel 1990-91 e in 5-15 coppie nel 2001, ma nessun dato è stato rilevato nel 2006, ipotizzando un progressivo declino della specie (LIPU, 2009). Harris e Harris (2014) riportano una coppia accertata di Picchio rosso mezzano nidificante nel PNALM dal 2007 al 2011, a circa 1.700 metri di quota in faggeta, e la sua successiva scomparsa, mentre in un'altra area, a circa 10 km di distanza, dal 2008 al 2013 hanno rinvenuto almeno quattro coppie con territori adiacenti in un ambiente più tipico per la specie (bosco misto di querce, faggio e conifere).

Ringraziamenti – Ringraziamo Fulvio Fraticelli per i consigli e la rilettura critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Dawkins R., 1995. Il gene egoista, Arnoldo Mondadori Editore, 288 pp.
- DeStevens D., 1978. The influence of age on the breeding biology of the Tree Swallow *Iridoprocne bicolor*. *Ibis*, 20: 516-523.
- Eddinger C.R., 1970. The White-eye as an interspecific feeding helper. *Condor*, 72 (2): 240.
- Harris P. e Harris S., 2014. New breeding records of Middle Spotted Woodpecker *Dendrocopos medius* in Abruzzo, Italy. *Avocetta*, 38: 40-41.
- Kang Luo, Yunbiao Hu, Zhiyun Lu, Donglai Li, 2018. Interspecific feeding at a bird nest: Snowy-browed Flycatcher (*Ficedula hyperythra*) as a helper at the Rufous-bellied Niltava (*Niltava sundara*) nest, Yunnan, Southwest China. *The Wilson J. of Ornithology*, 130(4): 1003-1008.
- LIPU, 2009. Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. In: Determinazione dello stato di conservazione a livello di sito: i Parchi Nazionali italiani. Rapporto tecnico finale su incarico del Ministero dell'Ambiente, del Territorio e del Mare. Lipu-Birdlife International 170-218.
- Lozano G.A. e Lemon R.E., 1998. Adoption of Yellow Warbler nestlings by Song Sparrows. *Wilson Bulletin*, 110 (1): 131-133.
- Shy M.M., 1982. Interspecific feeding among birds: A review. *J. Field Ornithol.*, 53: 370-393.
- Southern J., 1952. Spotted Flycatcher feeding nestling Blackbirds. *British Birds*, 45: 366.
- Tate, P., 1981. Swallows. H. F. & G. Witherby Ltd, London.
- Watson J.W., Davison M. e Leschner L.L., 1993. Bald Eagles rear Red-tailed Hawks. *J. Raptor Res.*, 27: 126-127.

OSSERVAZIONI DI MORETTA TABACCATA *Aythya nyroca* IN UNA CAVA DI UN'AREA PERIURBANA DI ROMA

LUCA GIARDINI⁽¹⁾, JEAN-PHILIPPE AUDINET⁽²⁾ & MICHELE PANUCCIO^(†)

⁽¹⁾ Società Italiana per la Storia della Fauna “Giuseppe Altobello” (lucagiardini@virgilio.it)

⁽²⁾ Amici della Riserva naturale di Decima Malafede

Abstract – Observations of the Ferruginous Duck *Aythya nyroca* in a gravel pit of a periurban area of Rome. The data collected between 2015 and 2018 are analyzed. The relevance of anthropic origin wetlands is briefly discussed in relation to the phenology of the species.

Le azioni di bonifica nelle pianure della fascia costiera romana e dell'area pontina del XX secolo, hanno modificato l'assetto idrogeologico dei principali ambienti umidi costieri del Lazio (Ivaldi, 2004; Lausdei, 2015). Tali mutamenti hanno certamente avuto effetto anche sullo *status* locale di molte delle specie associate a questo tipo di habitat (Green, 1996; Tagliapietra *et al.*, 2014). In tal senso, habitat marginali, residuali e/o di origine antropica potrebbero giocare un ruolo significativo per interventi di conservazione non solo a scala locale (Panuccio *et al.*, 2007; Santoul *et al.*, 2009). Nello specifico, le aree umide costiere e retro-costiere mediterranee del Lazio sono tuttora ritenute importanti per lo svernamento di molte specie a priorità di conservazione, tra queste la Moretta tabaccata *Aythya nyroca* (Brunelli *et al.*, 1998, 2004, 2006, 2013; Battisti, 2012). Questa specie è tuttora considerata minacciata a livello globale (SPEC1) ed inserita nell'Allegato I della Direttiva Europea 2009/147 sugli uccelli selvatici; nel Lazio è considerata anche svernante regolare con un esiguo e non significativo aumento dei contatti registrato tra 1991 ed il 2008 (Sarrocco, 2009).

In questa nota vengono riportate alcune osservazioni invernali di Moretta tabaccata all'interno di una cava allagata sita in un'area meridionale del Comune di Roma (Cava Nenni: 4628585 Nord, 33290474 Est), ricadente nell'area protetta di Decima-Malafede (Riserva Naturale Regionale gestita dall'Ente Roma Natura) allo scopo di incrementare le limitate conoscenze a scala locale di questa specie.

Il bacino ha una superficie di circa 5 Ha, è adiacente ad aree con un grado di urbanizzazione medio e dista circa 13,8 Km in linea d'aria dal punto più vicino alla linea di costa (dati GIS). Le fasce di ripa nei punti meno acclivi, sono caratterizzate da un contorno di vegetazione a canneto a *Phragmites australis*. Le segnalazioni, provenienti sia da osservazioni estemporanee che standardizzate, sono state raccolte tra il 2015 ed il 2018 esclusivamente all'interno della cava (Tabella 1).

Le osservazioni primaverili ed estive non hanno dato alcun esito di presenza della specie nell'area di studio. Il numero medio maggiore di individui è stato riscontrato nella seconda decade di novembre e nella seconda decade di gennaio, a differenza di quanto riportato da Battisti *et al.* (2012) che osservano la maggiore presenza tra la se-

Tabella 1. Numero di individui, media e deviazione standard (*ds*) delle osservazioni autunno-invernali di Moretta tabaccata *Aythya nyroca* per il periodo 2015-2018 suddivisi per 3 decadi mensili.

Anno/decade	Gennaio			Febbraio			Settembre			Ottobre			Novembre			Dicembre		
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III
2015	2	2	0	0	0	1	0	0	0	0	4	4	0	10	0	0	0	0
2016	0	4	0	0	0	6	0	0	0	6	7	0	5	11	14	0	0	12
2017	0	12	8	9	0	0	0	0	12	9	0	0	0	0	0	0	15	0
2018	9	6	4	0	0	6	0	0	0	5	5	10	0	0	0	0	0	0
<i>N individui</i>	11	24	12	9	0	13	0	0	12	20	16	14	5	21	14	0	15	12
<i>media (n=5)</i>	2,8	6	3	2,3	0	3,3	0	0	3	5	4	3,5	1,3	5,3	3,5	0	3,8	3
<i>ds ±</i>	4,3	4,3	3,8	4,5	0	3,2	0	0	6,0	3,7	2,9	4,7	2,5	6,1	7	0	7,5	6

conda e la terza decade di marzo. Un deciso calo dei contatti con la specie si è avuto nel periodo novembre e dicembre del 2018, probabilmente dovuto alle variazioni del livello delle acque e ad una riduzione delle macrofite di ripa; aspetto che necessita di ulteriori e specifici approfondimenti proprio per le modalità con cui sono state condotte le osservazioni.

In accordo con Melega (2005) e Battisti *et al.* (2012), le aree umide più interne e retro-costiere, potrebbero essere maggiormente utilizzate dalla Moretta tabaccata per lo svernamento rispetto a quanto avviene per le aree umide costiere, anche se con modalità non continuative e/o occasionali.

Le aree umide artificiali, ancorché di piccole dimensioni, potrebbero risultare attrattive anche per la Moretta tabaccata quali aree *stepping stone*; soprattutto quando poste in prossimità/relazione spaziale con aree umide di maggiori dimensioni (Santoul *et al.* 2009).

Ringraziamenti – A Corrado Battisti per la revisione critica del testo e per i suggerimenti forniti da un anonimo revisore. Questo breve lavoro è dedicato al ricordo di Michele Panuccio.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., Circosta A., De Angelis E., Evangelisti S., Fraticelli F., Galimberti C., Hueting S., Trucchia N., 2012. La Moretta tabaccata *Aythya nyroca* in una zona umida mediterranea (Palude di Torre Flavia, Italia centrale): fenologia locale su base pluriennale (2003-2011). *Alula*, 19: 185-187.
- Brunelli M., Calvario E., Cascianelli D., Corbi F., Sarrocco S., 1998. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-1998. *Alula*, 5: 3-124.
- Brunelli M., Calvario E., Corbi F., Roma S., Sarrocco S., 2004. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-2004. *Alula*, 11: 3-85.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., 2006. Rapporto sui censimenti degli uccelli acquatici svernanti nel Lazio negli anni 2005 e 2006. *Alula*, 13: 125-138.
- Brunelli M., Corbi F., Sarrocco S., Sorace A., 2013. Andamento di alcune specie di uccelli acquatici svernanti nel Lazio (1993-2006). *Rivista Italiana di Ornitologia*, 82: 100-105.

- Green A.J., 1996. Analysis of global threatened *Anatidae* in relation of threats, distribution, migration patterns and habitat use. *Conservation Biology*, 10: 1435-1445.
- Ivaldi R., 2004. Bonifiche costiere. In: *Atlante dei Tipi Geografici*. Istituto Geografico Militare (ed). Italia: 75.
- Lausdei M., 2015. Litorale romano: vicende di una bonifica. *Hoepli*, 36.
- Panuccio M., Foschi F., Audinet J.P., Calò C., Bologna M.A., 2017. Urban wetlands: wastelands or hotspots for conservation? Two case studies from Rome, Italy. *Avocetta*, 41: 13-18.
- Santoul F., Gaujard A., Angélibert S., Mastroiillo S., Céréghino R., 2009. Gravel pits support waterbird diversity in an urban landscape. *Hydrobiologia*, 634: 107-114.
- Sarrocco S., 2009. Moretta tabacata *Aythya nyroca*. In: Brunelli M., F. Corbi, S. Sarrocco, A. Sorace, (Ed). *L'avifauna acquatica svernante nelle zone umide del Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 54.
- Tagliapietra D., Magni P., Basset A., Viaroli P., 2014. Ecosistemi costieri di transizione: trasformazioni recenti, pressioni antropiche dirette e possibili impatti del cambiamento climatico. *Biologia Ambientale*, 28: 101-111.

NUOVO SITO DI NIDIFICAZIONE DI ZIGOLO CAPINERO *Emberiza melanocephala* IN ABRUZZO (ITALIA CENTRALE)

STEVEN HUETING⁽¹⁾ & BRUNO SANTUCCI⁽²⁾

⁽¹⁾ S.R.O.P.U. – Piazza Margana, 40 – 00186 Roma (gshueting@gmail.com)

⁽²⁾ (bruno1.san@alice.it)

Abstract – New breeding site of Black-headed Bunting *Emberiza melanocephala* in Abruzzo (central Italy). In this short communication we describe the first breeding record for Black-headed Bunting in the central Apennines region of the Marsica in Abruzzo at 650 m. above sea level and 80 km from the coast.

Lo Zigolo capinero *Emberiza melanocephala* è specie monotipica a distribuzione mediterranea orientale, in Italia è specie migratrice e nidificante, molto localizzata nelle regioni settentrionali e centrali, più diffusa in quelle meridionali, in particolare Puglia e Basilicata (Brichetti & Fracasso, 2015). Per l'Abruzzo le notizie sono scarse e ormai datate, Santone & Di Carlo (1994) e Santone (1995) la ritenevano nidificante da confermare localizzata nella valle del Trigno presso il confine con il Molise, più recentemente, per la mancanza di dati, Pellegrini *et al.* (2007) la riportano come "Accidentale". Le ripetute osservazioni in periodo riproduttivo tra il 20 giugno e il primo luglio 2019 di due maschi cantori di Zigolo capinero avvenute in una località della Marsica posta tra Col-larme (AQ) e la bonifica del Fucino, ci hanno indotto a monitorare con cadenza regolare (visite effettuate ogni 2 o 3 giorni) la loro presenza al fine di verificare l'eventuale nidificazione della specie non ancora documentata con certezza nella regione Abruzzo.

Nei giorni 3 e 5 luglio i due maschi erano presenti nei loro territori apparentemente stabiliti e confinanti impegnati in cospicua attività canora. Soltanto il giorno 8 luglio osserviamo per la prima volta una femmina in volo vicino al maschio in canto sul suo posatoio preferito al centro dell'incolto dove si trova il proprio territorio. Poco più tardi la femmina viene osservata con una imbeccata (probabile Coleottero sp.). In seguito abbiamo seguito con attenzione soltanto questa coppia. La presenza della coppia viene confermata nei giorni 11 e 14 luglio. Il 16 luglio durante due ore di osservazione vengono registrate 5 imbeccate, tutte composte da Ortotteri e portate dalla femmina in almeno due diversi punti dell'incolto suggerendoci l'abbandono del nido da parte dei pulli. Il 21 luglio durante 3 ore di osservazioni concentrate verso l'incolto abbiamo contattato la femmina in una sola occasione e senza imbeccata. Dal sito provenivano continue vocalizzazioni con versi tipici della specie e con rari canti da parte del maschio. Il 23 luglio sono stati visti una femmina e un maschio in un adiacente campo di avena ma senza nessun ulteriore contatto acustico durante le tre ore di osservazioni al sito di riproduzione.

Documentata con certezza la riproduzione della specie, e l'abbandono dell'incolto da parte della famiglia, il 30 luglio abbiamo indagato il sito nella speranza di rinvenire il nido ma senza il risultato sperato. Nello stesso giorno abbiamo osservato il maschio in avanzato stato di muta a ca. 200 metri di distanza in un campo di granturco.

Le osservazioni compiute durante il monitoraggio ci consentono di stimare la data dell'abbandono del nido da parte dei pulli (minimo 2) tra il 14 e il 16 luglio, quando la femmina trasportava imbeccate composte da Ortotteri in diversi punti del sito di nidificazione. Calcolando 9 giorni di allevamento al nido (Guerrieri *et al.*, 1994), la schiusa delle uova dovrebbe essere avvenuta tra il 5 e il 7 luglio, date compatibili con la prima osservazione della femmina con imbeccata (8 luglio), mentre l'inizio della cova va collocata intorno al 21 giugno.

La riproduzione è avvenuta in un fitto incolto di piante erbacee alte tra 50 e 200 cm con superficie di 75 x 45 m attraversato da un piccolo fosso di irrigazione con presenza permanente di acqua. Le specie più abbondanti erano *Helminthotheca echoides*, *Cornium maculatum*, *Equisetum telmateia*, *Lactuca serriola*, *Cirsium arvense* e *Calistegia sepium*.

Le nostre osservazioni confermano la prima nidificazione certa per l'Abruzzo in un sito insolitamente lontano dal litorale (circa 70 km dall'Adriatico e 100 dal Tirreno) in un ambiente caratterizzato da agricoltura per lo più estensiva con campi coltivati di superficie raramente superiore ad un ettaro ed intersecati da poche strade asfaltate e sterrate e piccoli fossi di irrigazione con acqua permanente (5%). I coltivi formano un mosaico nel quale si alternano cereali (40%), erba medica e prati da sfalcio (45%), incolti colonizzati da comunità di erbe alte (5%) e strato arboreo-arbustivo di formazioni igrofile lineari (5%). La morfologia è pianeggiante con quote tra 678 e 684 m slm. e con suolo costituito da depositi alluvionali profondi e fertili.

Nell'area lo Zigolo capinero è in sovrapposizione con un solo altro Emberizide, lo Strillozzo *Miliaria calandra* e in presenza di due specie potenzialmente predatrici quali Cornacchia grigia *Corvus corone cornix* e Gazza *Pica pica*. Altri fattori di disturbo sono di origine antropica come le attività agricole nei campi adiacenti e, come già osservato nei Monti della Tolfa (Guerrieri *et al.*, 1994), la raccolta di Helicidae praticata in particolare negli incolti, ambiente apparentemente prediletto per la riproduzione di specie appartenenti alla famiglia.

Il territorio circostante l'area monitorata sembra avere caratteristiche ecologiche idonee alla specie che potrebbero favorire una loro colonizzazione; nostro intento per i prossimi anni sarà quello di ampliare le indagini per verificare se l'insediamento registrato quest'anno si stabilizza o se si espande.

BIBLIOGRAFIA

- Bricchetti P. & Fracasso G., 2015. Ornitologia Italiana. Vol. 9. Emberizidae-Icteridae – Aggiornamenti e Check-list. Edizioni Belvedere, Latina.
- Guerrieri G., Santucci B., Biondi M. & Pietrelli L., 1994. Selezione di Habitat e Riproduzione dello Zigolo capinero, *Emberiza melanocephala*, nell'Italia Centrale. Riv. ital. Orn., 64 (1): 49-61.
- Pellegrini M., Antonucci A., Artese C., Carafa M., Cirillo M., De Sanctis A., Dundee V., Lalli G. & Strinella E., 2007. Check-list degli uccelli d'Abruzzo. Riv. ital. Orn., 77 (1): 27-38.
- Santone P., 1995. Uccelli d'Abruzzo, Vol. 2. Regione Abruzzo, Pescara.
- Santone P. & Di Carlo E.A., 1994. Check-list degli uccelli d'Abruzzo e Molise. Gli Uccelli d'Italia, 19 (1-2): 25-38.

IL RAMPICHINO ALPESTRE *Certhia familiaris* (LINNAEUS, 1758) NEL PARCO NAZIONALE DELL'ASPROMONTE

GUGLIELMO LONDI^(1,*), GUIDO TELLINI FLORENZANO⁽¹⁾, SIMONETTA CUTINI⁽¹⁾,
ANTONINO SICLARI⁽²⁾ & TOMMASO CAMPEDELLI⁽¹⁾

⁽¹⁾D.R.E. Am Italia – Via Garibaldi, 3 – 52015 Pratovecchio Stia (AR)

⁽²⁾Parco Nazionale dell'Aspromonte – Via Aurora, 1 – 89057 Gambarie di S. Stefano in Aspromonte (RC)

(*) Autore per la corrispondenza: londi.guglielmo@gmail.com

Abstract – The Eurasian Treecreeper *Certhia familiaris* (Linnaeus, 1758) in the Aspromonte National Park. In April and May 2018, Eurasian Treecreeper was observed in the Aspromonte National Park; five data were collected between 1450 and 1790 m a.s.l., in mature mixed beech-fir forest and territorial song was heard in four cases; the breeding is highly probable though not yet confirmed.

Il Rampichino alpestre *Certhia familiaris* (Linnaeus, 1758) è una specie a distribuzione paleartica, con 10 sottospecie oggi riconosciute (Harrap, 2008), una delle quali, *C. f. macrodactyla* (Brehm, 1831), interessa il territorio italiano (Brichetti & Fracasso, 2011). La specie in Italia è tipicamente montana, presente in tutto l'arco alpino, con diverse popolazioni lungo l'Appennino, distribuite in modo discontinuo e probabilmente conosciute solo in maniera parziale (Bocca, 1993; Tellini Florenzano, 2010).

Storicamente la specie era ben conosciuta in Italia solo per il comprensorio alpino (Salvadori 1872, 1887; Giglioli 1886, 1889); alcuni autori ne sostenevano la presenza, sia pure molto localizzata, nell'Appennino settentrionale (Carruccio, 1883; Picaglia, 1888) ma per l'Italia centrale e meridionale non erano note segnalazioni (Savi, 1873) o queste erano ritenute erronee (Giglioli, 1907). All'inizio del XX secolo ne era confermata la presenza sull'Appennino settentrionale (Arrigoni degli Oddi, 1902, 1904) e poi anche nell'Appennino centrale (Arrigoni degli Oddi, 1929), mentre continuavano a mancare notizie per l'Appennino meridionale. Si trova per la verità indicato *Certhia familiaris* nella Fauna del Regno di Napoli (Costa, 1857) ma, essendo l'unico rampichino menzionato, è probabile che l'autore si riferisse in realtà al rampichino comune *Certhia brachydactyla* (Brehm, 1820); similmente per la Sicilia, *C. familiaris* menzionato da Benoit (1840) è in realtà riferibile a *C. brachydactyla* (Zodda, 1903). In particolare il Rampichino alpestre è rimasto sostanzialmente sconosciuto in tutti gli scritti riguardanti l'avifauna della Calabria in generale (De Fiore 1890a, 1890b; Lucifero 1904, 2003; Pisani 1907; Moltoni 1940) e della provincia di Reggio Calabria in particolare (Costa, 1839; Moretti & Moschella, 1890; Moschella, 1891) fino alla metà del XX secolo. Negli anni '50 infatti il Rampichino alpestre fu segnalato sul Pollino (Stresemann, 1957) ma le ricerche nel resto della Calabria non dettero, anche in seguito, riscontri positivi (Di Carlo 1961, 1962; Moltoni 1964); la presenza in Aspromonte era considerata possibile ma comunque da confermare (Tralongo, 1978) e ulteriori segnalazioni mancavano in pratica da tutto il Meridione d'Italia. Soltanto nei decenni

successivi il Rampichino alpestre è stato segnalato in Campania (Scebba *et al.*, 1992) e poi anche in Basilicata (Fulco, 2006); in Calabria è considerato sedentario e nidificante (Scebba *et al.*, 1993), con segnalazioni confermate per il Pollino (Mingozzi, 1994) dove la specie è presente anche sul versante lucano (Campedelli *et al.*, 2014), e per la Sila (Brichetti & Fracasso, 2011). Anche per l'Aspromonte esistono segnalazioni di Rampichino alpestre, riconducibili probabilmente ad una piccola popolazione nidificante (Corso, 2005); la specie non è stata però rinvenuta in alcuni degli studi, anche recenti, sull'avifauna forestale nell'area dell'attuale Parco Nazionale (Brandmayr *et al.*, 1996; Storino *et al.*, 2018), e la presenza era ritenuta, da alcuni autori, da confermare (Brichetti & Fracasso, 2011).

Nel 2018, nel corso di una indagine sulla distribuzione e abbondanza dei Piciformi nel Parco Nazionale dell'Aspromonte, sono stati raccolti alcuni dati sulla presenza del Rampichino alpestre. Nel dettaglio si tratta di cinque osservazioni effettuate tra il 27 aprile e il 5 maggio; in tutti i casi l'identificazione è avvenuta tramite le caratteristiche emissioni vocali, in quattro si è ascoltato almeno una volta anche il canto territoriale, risultato simile a quello noto per la specie in altre aree appenniniche (*cf.* www.xeno-canto.org).

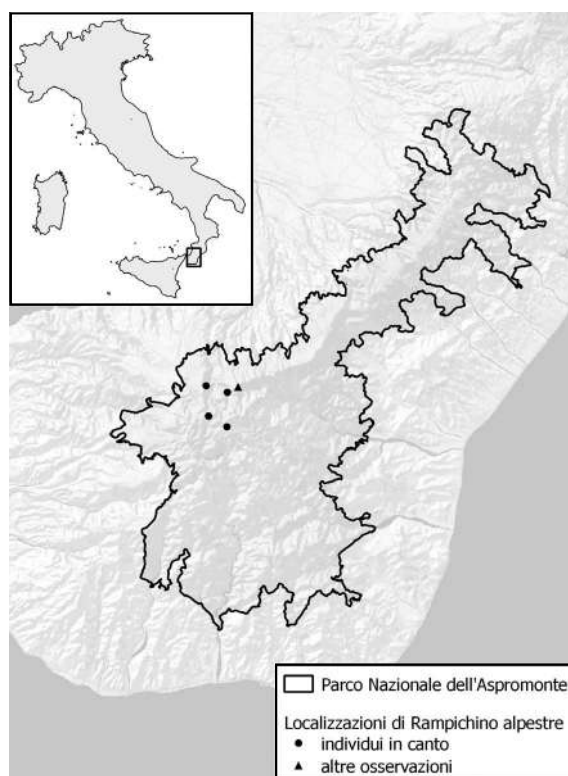


Figura 1. Localizzazione delle osservazioni di Rampichino alpestre effettuate nel 2018.

Tutte le osservazioni sono avvenute nel versante tirrenico del massiccio dell'Aspromonte, a quote comprese tra 1450 e 1790 m, ad esposizioni settentrionali o comunque in microstazioni molto fresche. L'ambiente è in tutti i casi costituito da boschi di faggio e abete bianco, con quest'ultimo presente in diversa percentuale (all'incirca tra il 10% e il 40%), con piante singole o piccoli gruppi; la fisionomia del bosco è quella di fustaia matura, con diametri medi superiori, anche di molto, a 30 cm ed in ogni caso con piante di diametro superiore a 40 cm, alcune delle quali, spesso abeti, in condizioni fitosanitarie non buone.

La distribuzione altitudinale è coerente con quella riscontrata sull'Appennino meridionale, dove il Rampichino alpestre è generalmente presente solo sopra i 1200 m (Fulco, 2014; Fraissinet, 2015). La frequentazione di boschi misti di faggio e abete è ampiamente documentata nell'Appennino settentrionale (Ceccarelli & Bonora, 2011; Tellini Florenzano, 2019), dove anzi la specie mostra una certa predilezione per le conifere (Tellini Florenzano, 2004), frequentando anche abetine pure (Lapini & Tellini, 1990; Londi *et al.*, 2013). Le faggete mature di alto fusto sono invece l'habitat quasi esclusivo delle popolazioni conosciute sia nell'Appennino centrale (Laurenti, 2008; Bernoni *et al.*, 2009; De Sanctis, 2011), sia in quello meridionale (Stresemann, 1957; Fulco & Tellini Florenzano, 2008; Fulco, 2014; Fraissinet, 2015) sebbene manchino, in particolare appunto per l'Appennino meridionale, dati sufficienti da aree con ampia diffusione di conifere come il Pollino o, ancor più, la Sila. Anche la preferenza per boschi maturi è ampiamente documentata (Brichetti & Fracasso, 2011) e confermata da diverse ricerche anche in ambito appenninico (Fantoni *et al.*, 2001; Tellini Florenzano *et al.*, 2006) dove è stata inoltre messa in evidenza l'importanza delle piante deperienti (Tellini Florenzano, 2003).

Nel corso della nostra ricerca non abbiamo raccolto prove dirette di riproduzione, tuttavia il periodo e l'ambiente delle osservazioni, il ripetuto ascolto del canto territoriale e il fatto che la specie sia strettamente sedentaria, consentono di ritenere la nidificazione del Rampichino alpestre in Aspromonte probabile. La specie peraltro frequenta tutto l'anno lo stesso tipo di habitat, divenendo anzi in inverno addirittura più esigente in termini di presenza di piante di grande dimensione e legno morto (Baracchi, 2007). In tutti i punti dove è stato contattato il Rampichino alpestre, è stata rilevata anche la presenza del congenere rampichino comune, che è in Aspromonte ampiamente diffuso (STORCAL, 2018). Le due specie sono largamente simpatriche in Europa (Schepers, 1997; Schepers & Török, 1997) e, nonostante alcune differenze nella nicchia ecologica (il Rampichino alpestre si trova a quote mediamente più alte, in microclimi mediamente più freschi e mostra maggiore predilezione per abete bianco e abete rosso rispetto al rampichino comune, Laurent, 1987; Baracchi, 2007; Clouet & Joachim, 2010), le due specie sono non di rado anche sintopiche, occupando lo stesso sito (Osiejuk & Kuczyński, 2000). Il fenomeno è del resto registrato lungo tutto l'Appennino (Tellini Florenzano, 1999; Corradetti, 2005; Bernoni *et al.*, 2009), compresi i settori meridionali (Fulco, 2006; Fulco & Tellini Florenzano, 2008).

Il Rampichino alpestre in Aspromonte risulta una specie molto localizzata e, seb-

bene sia difficile, in mancanza di uno studio specifico, definirne areale e consistenza di popolazione, i pochi dati disponibili inducono a ritenere che habitat con caratteristiche idonee (presenza di piante di grandi dimensioni e di legno morto, quote superiori almeno ai 1400 m ed esposizioni fresche), coprano superfici nel complesso limitate.

L'esistenza di questa piccola popolazione conferma la rilevanza ecologica e biogeografica delle foreste dell'Aspromonte, del resto già nota sia per gli aspetti floristici e vegetazionali (Spampinato *et al.*, 2009) sia per quelli animali (Brandmayr *et al.*, 1996), contribuendo, in un contesto strettamente mediterraneo, a caratterizzarne in senso "continentale" e "mesofilo" l'avifauna che conta peraltro anche altri elementi di questo tipo, come ad esempio il picchio nero *Dryocopus martius* (Londi *et al.*, 2018), il regolo *Regulus regulus* (Brandmayr *et al.*, 1996; STORCAL, 2018), o il tordo bottaccio *Turdus philomelos* (Storino *et al.*, 2017). L'isolamento e la possibilità che si trattasse di relitti glaciali hanno determinato in passato un certo interesse per le popolazioni appenniniche di Rampichino alpestre (Di Carlo 1971; Bulgarini *et al.* 1998). Più recenti studi genetici, se da un lato hanno messo in dubbio che la penisola italiana sia stata per la specie un rifugio glaciale (Pons *et al.*, 2015), dall'altro hanno evidenziato la specificità genetica dei rampichini alpestri appenninici rispetto a quelli della Corsica ma anche rispetto a quelli dell'Europa continentale (Pons *et al.*, 2019), confermandone l'importanza come una unità genetica probabilmente distinta.

Ringraziamenti – Ringraziamo Davide Ridente per l'aiuto nelle ricerche bibliografiche.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni degli Oddi E., 1902. Atlante ornitologico. Uccelli europei. Con notizie di indole generale e particolare. Ulrico Hoepli, Milano.
- Arrigoni degli Oddi E., 1904. Manuale di Ornitologia Italiana. Elenco descrittivo degli uccelli stazionari o di passaggio finora osservati in Italia. Ulrico Hoepli, Milano.
- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia italiana. Hoepli, Milano.
- Baracchi F., 2007. Habitat post-riproduttivo dei rampichini (genere *Certhia*) nelle Foreste Casentinesi. Università degli studi di Firenze. Tesi di Laurea.
- Benoit L., 1840. Ornitologia Siciliana o sia catalogo ragionato degli uccelli che si trovano in Sicilia. Stamperia di G. Fiumara, Messina.
- Bernoni M., Artese C. & Strigioni F., 2009. Dati preliminari sull'avifauna nidificante nelle faggete del P.N. Gran Sasso e Monti della Laga. Alula, XVI: 354-356.
- Bocca M., 1993. Rampichino alpestre *Certhia familiaris*. In: Meschini E. & Frugis S., (eds.). Atlante uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 242.
- Brandmayr P., Cagnin M., Mingozzi T., & Pizzolotto R., 1996. Map of Zoocoenoses and Evaluation for the Menta River Dam in Aspromonte (Calabria, Italy). Z. Ökologie u. Naturschutz, 5: 16-28.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2011. Ornitologia italiana. Vol. 7. Paridae-Corvidae. Alberto Perdisa editore, Bologna.
- Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F. & Sarrocco S. (eds.), 1998. Libro Rosso degli Animali d'Italia. Vertebrati. WWF Italia, Roma.
- Campedelli T., Londi G., Fulco E., Cutini S. & Tellini Florenzano G., 2014. Avifauna nidificante in un'area montana della Basilicata. In: Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L. & Zenatello M., (eds.). Atti del XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia, 21-25 settembre 2011. Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 144-145.

- Carruccio A., 1883. Note illustrative al catalogo de' vertebrati del Modenese. Atti Soc. Nat. Modena, Memorie, Ser. III 1 (app.): 1-112.
- Ceccarelli P.P. & Bonora M., 2011. Rampichino alpestre *Certhia familiaris*. In: Ceccarelli P.P. & Gelmini S., (eds.). Atlante degli Uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (2004-2007). ST.E.R.N.A., Forlì: 300-301.
- Clouet M. & Joachim J., 2010. Répartition des deux espèces de grimpeaux *Certhia familiaris* et *Certhia brachydactyla* dans les Pyrénées. Alauda, 78: 137-148.
- Corradetti D., 2005. Ecologia invernale dei rampichini (genere *Certhia*) nelle Foreste Casentinesi. Università degli studi di Firenze. Tesi di Laurea.
- Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. L'Epos, Palermo.
- Costa O.G., 1839. Fauna di Aspromonte e sue adiacenze. Atti Accad. Sc. Napoli, 4: 70-73.
- Costa O.G., 1857. Fauna del Regno di Napoli. Uccelli. Tipografia di Gaetano Sautto, Napoli.
- De Fiore C., 1890a. Materiali per un'Avifauna Calabra. Tipografia Terme Diocleziane, Roma.
- De Fiore C., 1890b. Provincia di Catanzaro. In: Giglioli E.H. 1890, (ed.). Primo resoconto dei risultati della inchiesta ornitologica in Italia. Parte seconda. Avifauna locali. Le Monnier, Firenze: 528-536.
- De Sanctis E., 2011. Rampichino alpestre *Certhia familiaris*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S., (eds.). Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. Regione Lazio. Edizioni ARP, Roma: 332-333.
- Di Carlo E.A., 1961. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte I: Dal Pollino alla Sila. Riv. ital. Orn., 31: 41-100.
- Di Carlo E.A., 1962. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte II: Dalle Serre all'Aspromonte. Riv. ital. Orn., 235-279.
- Di Carlo E.A., 1971. Profilo eco-etologico degli uccelli del Parco Nazionale d'Abruzzo. Biogeographia, 2: 785-810.
- Fantoni I., Tellini Florenzano G. & Battistini A., 2001. Nicchia spaziale del Rampichino alpestre *Certhia familiaris* nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (Appennino settentrionale). Avocetta, 25: 204.
- Fraissinet M., 2015. Rampichino alpestre (*Certhia familiaris*). In: Fraissinet M., (ed.). L'Avifauna della Campania. Monografie. ASOIM. Alfa Grafica, Napoli: 562-563.
- Fulco E. & Tellini Florenzano G., 2008. Composizione e struttura della comunità ornitica nidificante in una faggeta della Basilicata. Avocetta, 32: 55-60.
- Fulco E., 2006. Segnalazione di Rampichino alpestre, *Certhia familiaris*, in Basilicata. Riv. ital. Orn., 76: 71-73.
- Fulco E., 2014. Avifauna nidificante. Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val d'Agri, Lagonegrese. Valentina Porfidio editore.
- Giglioli E.H., 1886. Avifauna italiana. Elenco delle specie di Uccelli stazionarie o di passaggio in Italia. Le Monnier, Firenze.
- Giglioli E.H., 1889. Primo resoconto dei risultati della inchiesta ornitologica in Italia. Parte prima. Avifauna italiana. Le Monnier, Firenze.
- Giglioli E.H., 1907. Secondo resoconto dei risultati dell'inchiesta ornitologica in Italia. Avifauna italiana. Stabilimento tipografico S. Giuseppe, Firenze.
- Harrap S., 2008. Family Certhiidae (treecreepers). In: del Hoyo J., Elliott A. & Christie D.A., (eds.). Handbook of the birds of the world, Vol. 13 Pendulines tits to Shrikes. Lynx Edicions, Barcelona: 166-187.
- Lapini L. & Tellini G., 1990. La comunità ornitica nidificante in una fustaia di abete bianco dell'Appennino toscano. Riv. ital. Orn. 60: 64-70.
- Laurent J.L., 1987. Utilisation de l'espace par deux espèces jumelles, *Certhia brachydactyla* et *familiaris* en zone de sympatrie. Rev. Ecol. (Terre vie), 42: 297-309.
- Laurenti S., 2008. Primi dati sulla distribuzione del Rampichino alpestre *Certhia familiaris* in Umbria. Uccelli d'Italia, 33: 96.

- Londi G., Campedelli T., Cutini S., Mucianese E. & Tellini Florenzano G., 2018. Monitoraggio dei Picidi nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. Relazione inedita.
- Londi G., Campedelli T., Cutini S., Tellini Florenzano G. & Bellari C. 2013. Gli Uccelli nidificanti nelle Riserve Naturali Statali di Abetone, Pian degli Ontani e Campolino. Corpo Forestale dello Stato, UTB Pistoia. Agricom srl, Pistoia.
- Lucifero A., 1904. Brevi osservazioni su poche specie di uccelli sedentari o di passaggio in Calabria, enumerate da sig. Conte Arrigoni degli Oddi nel suo Manuale di Ornitologia Italiana. Avicula, 8: 77-82.
- Lucifero A., 2003. Avifauna e Mammiferi della Calabria. Selezione di scritti naturalistici. Greentime, Bologna.
- Mingozzi T., 1994. L'avifauna della Riserva Naturale Orientata "Valle del fiume Argentino" (Orsomarso, CS). Analisi faunistico-ecologica ed indicazioni conservazionistico-gestionali. Collana Verde 96. Ministero delle Risorse Agricole Alimentari e Forestali, Roma.
- Moltoni E., 1940. Escursione a scopo ornitologico nella Grande Sila (Calabria). Riv. ital. Orn., 10: 229-273.
- Moretti F.S. & Moschella G., 1890. Provincia di Reggio Calabria. In: Giglioli E.H., (ed.). Primo resoconto dei risultati della inchiesta ornitologica in Italia. Parte seconda. Avifaune locali. Le Monnier, Firenze: 536-544.
- Moschella G., 1891. Gli uccelli di Reggio Calabria. Tip. F. Morello, Reggio Calabria.
- Osiejuk T.S. & Kuczyński L., 2000. Song functions and territoriality in Eurasian Treecreeper *Certhia familiaris* and Short-toed Treecreeper *Certhia brachydactyla*. Acta Ornithologica, 35: 109-116.
- Picaglia L., 1888. Elenco degli uccelli del Modenese. Atti Soc. Nat. Modena, Memorie, Ser. III 7: 145-211.
- Pisani F., 1907. Avifauna calabra (distretto di Rossano Calabro). Avicula 11: 113-121.
- Pons J.-M., Cibois A., Fournier J., Fuchs J., Olivos G. & Thibault J.-C., 2019. Gene flow and genetic divergence among mainland and insular populations across the south-western range of the Eurasian tree-creeper (*Certhia familiaris*, Aves). Biological Journal of the Linnean Society. doi: 10.1093/biolinnean/bly200.
- Pons J.-M., Thibault J.-C., Fournier J., Olivos G., Rakovic M., Tellini Florenzano G. & Fuchs J., 2015. Genetic variation among Corsican and continental populations of the Eurasian treecreeper (Aves: *Certhia familiaris*) reveals the existence of a palaeoendemic mitochondrial lineage. Biological Journal of the Linnean Society 115: 134-153.
- Salvadori T., 1872. Fauna d'Italia. Parte seconda. Uccelli. Vallardi, Milano.
- Salvadori, T., 1887. Elenco degli Uccelli italiani. Annali Mus. civ. St. nat. Genova. Serie II, 3 (23): 5-331.
- Savi P., 1873. Ornitologia italiana. Volume primo. Successori Le Monnier, Firenze.
- Scebba S., Moschetti G., Cortone G. & Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. Sitta, 6: 33-45.
- Scebba S., Moschetti G., Vitolo A. & Rocco M., 1992. Presenza in Campania di tre specie a status indeterminato: Cavaliere d'Italia, Gabbiano corso e Rampichino alpestre. Alula, I (1-2): 148-149.
- Schepers F. & Török J., 1997. Treecreeper *Certhia familiaris*. In: Hagemajier, W.J.M. & Blair, M.J., (eds.). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. T & A D Poyser, London: 652-653.
- Schepers F., 1997. Short-toed treecreeper *Certhia brachydactyla*. In: Hagemajier W.J.M. & Blair M.J., (eds.). The EBCC Atlas of European Breeding Birds. Their distribution and abundance. T & A D Poyser, London: 654-655.
- Spampinato G., Cameriere P., Caridi D. & Crisafulli A., 2009. Carta della biodiversità vegetale del Parco Nazionale dell'Aspromonte (Italia meridionale). Quad. Bot. Amb. Appl., 19: 3-36.
- STORCAL, 2018. Avifauna forestale e delle aree aperte nidificante nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. Relazione finale. Relazione inedita.

- Storino P., Martino G., Policastrese M., Bevacqua D., Tralongo S. & Siclari A., 2017. Prima nidificazione accertata di Tordo bottaccio *Turdus philomelos* nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. Rivista italiana di Ornitologia - Research in Ornithology, 87 (2): 45-47.
- Storino P., Tralongo S., Martino G., Policastrese M., Bevacqua D., Muscianese E., Vena M. & Siclari A., 2018. Primi dati sull'avifauna forestale nidificante nel Parco Nazionale dell'Aspromonte. Alula, 25: 144-147.
- Stresemann E., 1957. Ein ornithologischer streifzug durch Calabrien. J. Orn., 98: 372-388.
- Tellini Florenzano G., 1999. Gli uccelli delle Foreste Casentinesi. Monitoraggio degli uccelli nidificanti (1992-1997). Studio della migrazione autunnale (1994-1997). Comunità Montana del Casentino. Edizioni Regione Toscana.
- Tellini Florenzano G., 2003. Gli alberi morti e deperienti per gli uccelli: note generali e spunti per le Foreste Casentinesi. In: De Curtis O., (ed.). Dagli alberi morti... la vita nella foresta. La conservazione della biodiversità forestale legata al legno morto. Corniolo 10 maggio 2002. Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterrona e Campigna: 34-39.
- Tellini Florenzano G., 2004. Gli uccelli nidificanti nel sistema abetina-faggeta. Sherwood, 98: 23-28.
- Tellini Florenzano G., 2010. Rampichino alpestre *Certhia familiaris*. In: Fornasari L., Londi G., Buvoli L., Tellini Florenzano G., La Gioia G., Pedrini P., Bricchetti P. & de Carli E., (eds.). Distribuzione geografica e ambientale degli uccelli comuni nidificanti in Italia 2000-2004 (dati del progetto MITO 2000). Avocetta, 34: 160-161.
- Tellini Florenzano G., 2019. Rampichino alpestre *Certhia familiaris*. In: Ceccarelli P.P., Gellini S., Londi G. & Agostini N. (eds.), Atlante delle specie nidificanti nel Parco delle Foreste Casentinesi Monte Falterrona e Campigna (2012-2017). PNFC. ST.E.R.N.A: 162-163.
- Tellini Florenzano G., Guidi C., Di Stefano V., Londi G., Mini L. & Campedelli T., 2006. Effetto dell'ambiente a scala di habitat e di paesaggio su struttura e composizione della comunità ornitica delle abetine casentinesi (Appennino settentrionale). Riv. ital. Orn., 76: 151-166.
- Tralongo S., 1978. Note ornitologiche sulla Calabria. Uccelli d'Italia, 3: 208-215.
- Zodda G., 1903. Contributo allo studio degli uccelli siciliani (continuazione). Avicula, 7: 65-10.

PRIMA NIDIFICAZIONE DI CINCIA DAL CIUFFO *Lophophanes cristatus* NELLE MARCHE

MARCO PANTALONE⁽¹⁾ & SIMONE OTTORINO BAI⁽²⁾

⁽¹⁾ SOA, Stazione Ornitologica Abruzzese (stazioneornitologicaabruzzo@gmail.com)

⁽²⁾ Collaboratore Associazione Naturalistica Argonauta – Fano (PU) (simonebai86@hotmail.it)

Abstract – First reproduction of Crested Tit *Lophophanes cristatus* in Marche Region (central Italy). Repeated monthly observations about 2-4 individuals of Crested tits, in a very small area of the Cesana Pine Forest (Pesaro-Urbino province) from December 2017 to July 2019 and adults with a beakfull that repeatedly occupies some cavities in a pine snags on April 2018 and March 2019.

In Italia la Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus* è una specie nidificante e sedentaria, con un areale storico che originariamente si estendeva a comprendere tutto l'arco alpino (Cutini *et al.*, 2009; Brichetti & Fracasso, 2011). In Liguria risultava però distribuita in maniera irregolare, a parte nella zona di ponente, dove era diffusa con continuità (Maranini, 1989). Esclusa quest'area, sino al 1980 si conoscevano solo tre segnalazioni per tutto il resto della catena appenninica (Carruccio, 1882; Capiluppi, 1971; Rabacchi *et al.*, 2002). La specie inizia ad essere avvistata con maggiore frequenza nel decennio successivo, sempre però in aree ricadenti nell'Appennino emiliano (Rabacchi, 1983; Ravasini, 1989; Figoli, 2001). Nel 1987 vi è stata la prima segnalazione per la Toscana (Lapini & Tellini, 1989) e nel ventennio successivo gli avvistamenti in questa regione e in Emilia Romagna sono aumentati ulteriormente (Bagni *et al.*, 2004; Arcamone & Puglisi, 2006, 2008). La crescita del numero di osservazioni ha evidenziato un'espansione della specie, con un trend inizialmente lento ma gradualmente più veloce, con colonizzazione anche di aree extra appenniniche (Cutini *et al.*, 2009). A conferma di questo fenomeno, nel 2014 si è registrata la prima osservazione per l'Umbria (Laurenti & Paci, 2017) e il 15 gennaio 2015 il primo avvistamento per il Lazio (Londi *et al.*, 2016). Poco dopo la specie è stata osservata sul versante adriatico dell'Appennino: le prime segnalazioni nelle Marche risalgono infatti al 17 febbraio 2015 nel comune di Carpegna e il 2 luglio 2015 nella gola del Furlo, comune di Acqualagna (M. Nalin, com. pers.). Tenendo conto di questo trend in atto - che sembra rispettare in buona parte il modello di espansione realizzato sulla *Lophophanes cristatus* in Italia (Cutini *et al.*, 2009) - abbiamo intrapreso una ricerca volta a determinare l'esistenza nelle Marche di aree occupate in maniera stabile dalla specie. Questo in considerazione del fatto che i primi due avvistamenti nella regione - tenendo conto del periodo in cui sono avvenuti - potevano essere dovuti il primo ad un piccolo gruppo di età mista in svernamento (Ekman, 1979; Lens & Dhondt, 1992, 1993) dalla vicinissima Toscana e il secondo a dispersione post-riproduttiva (Lens & Wauters 1995; Maicas & Fernández Haeger, 2004). L'ambito territoriale analizzato è la provincia di Pesaro-Urbino, il settore marchigiano

più a settentrione e quindi il primo interessato da eventuali movimenti espansivi della Cincia dal ciuffo da nord-ovest. Prima di realizzare indagini sul campo, abbiamo svolto un'analisi preliminare sul territorio provinciale, al fine di individuare le zone più idonee alla presenza di *Lophophanes cristatus*. La scelta delle aree da indagare è stata effettuata dando priorità ad estesi rimboschimenti di conifere - individuati utilizzando la cartografia dell'inventario forestale regionale (IPLA, 2001) - notoriamente preferiti dalla specie (Voous, 1960; Bocca & Maranini, 1988; Caldonazzi, 2005; Atiénzar *et al.*, 2009). Si è poi provveduto ad una successiva scrematura dei territori, dando priorità a quelli con termotipo fresco, caratteristica più adatta alla Cincia dal ciuffo (Cutini *et al.*, 2009) ma tutt'altro che comune nelle pinete urbinati, caratterizzate dalla presenza di rimboschimenti di conifere, con caratteristiche dei gradienti edafici da xerofili a mesoxerofili (IPLA, 2001). Un'ultima e finale selezione è stata effettuata preferendo zone con presenza di alberi morti e marcescenti, caratteristica fondamentale per l'insediamento stabile della specie (Denny & Summers, 1996). Una delle pochissime aree della provincia rispondenti *in toto* a questi requisiti è risultata essere i monti della Cesana (tra i comuni di Urbino, Fossombrone e Isola del piano, 43° 42' N; 12° 46' E), collocati nella fascia altimetrica compresa tra 500 e i 650 metri s.l.m., a 7 km in linea d'aria dalla gola del Furlò. L'area ha un'estensione di circa 1485 ettari, collocata sulla dorsale minore dei Monti della Cesana-Montalto, compresa nella Dorsale Marchigiana, contraddistinta da substrati carbonatici, da xerofili a mesoxerofili, presenti nel piano supramediterraneo. La zona è caratterizzata da fustaie coetaneiformi di conifere impiantate tra gli anni '50 e '80 del XX secolo, in cui domina la presenza di *Pinus nigra*, in mescolanza con latifoglie autoctone come *Acer opalus subsp. obtusatum*, *Acer pseudoplatanus*, *Fraxinus ornus*, *Ostrya carpinifolia* e *Quercus pubescens*. L'assenza di cure culturali e l'avvicinarsi di fenomeni atmosferici (come le forti nevicate del gennaio-febbraio 2012 o i fortissimi venti di Grecale nei primi mesi del 2018) hanno fatto sì che all'interno di questo rimboschimento la presenza di alberi morti in piedi come *snags* sia piuttosto rilevante rispetto alle aree limitrofe. Nella fase di studio sul campo, si è ritenuto di iniziare dal versante nord-est (quello più fresco) e in inverno, periodo in cui la Cincia dal ciuffo si riunisce in gruppi di varia età (Lens & Wauters, 1995). La prima uscita sul campo è stata effettuata il 3 dicembre 2017 ed ha subito portato all'individuazione di un gruppo di quattro esemplari, che occupavano una piccola e ben delimitata area, spostandosi al suo interno imbrancati con quattro Codibugnoli *Aegithalos caudatus*, confermando così anche la tendenza della *Lophophanes Cristatus* ad unirsi in branchetti polispecifici nella stagione invernale. Accertata la presenza della specie, ci si è concentrati esclusivamente sul piccolo settore da essa occupato, tenendo conto dell'estrema sedentarietà della Cincia dal ciuffo (Marchant, 2002) e della mancanza di ulteriori avvistamenti in altri settori della Cesana, durante la ricerca nei tre mesi successivi. Tra il gennaio e il marzo 2018 la presenza della specie (1-3 esemplari, singoli o in gruppo) nello stesso piccolo territorio è stata confermata più volte mensilmente (e in tutte le visite). L'interesse si è quindi spostato sulla probabile nidificazione, tenendo anche conto dell'accertata riproduzione in Toscana nel 2012 a Piombino (Londi *et al.*, 2016; R. del Togno, com. pers.) e di quella

probabile in Umbria negli ultimissimi anni (Velatta *et al.*, 2019). Il 21 marzo 2018 - sempre nella solita e delimitata area - vengono contattati quattro esemplari di Cincia dal ciuffo (apparentemente due coppie distinte) e nello stesso luogo l'8 aprile 2018 viene più volte osservato un individuo con imbeccata fermarsi su alcuni posatoi, per poi dirigersi in un vicino *Pinus nigra* marcescente e penetrare ripetutamente in una cavità alla sua sommità. Per tutti i rimanenti mesi dell'anno la presenza della specie viene confermata ad ogni visita, così come nel gennaio e febbraio 2019. Il 28 e 29 marzo di questo anno un esemplare viene avvistato ripetutamente - sempre con imbeccata - penetrare in una cavità di Pino nero marcescente, a circa 50 m dal sito utilizzato l'anno precedente. Nel successivo mese di aprile 1-2 esemplari sono avvistati nelle immediate vicinanze e il 23 giugno 2019 a poche decine di metri vengono osservati un adulto e un giovane. A livello provinciale la specie sembra al momento insediata stabilmente solo in questa micro-area della Cesana, come pare confermare l'unica ulteriore osservazione conosciuta in questo ente territoriale, avvenuta nel giugno 2018 al Furlo (Poggiani & Dionisi, 2019) e che - considerando la data e tenendo conto dei periodi di involo (Sanz., 1998) - può essere relativa a giovani in dispersione (Maicas & Fernández Haeger, 2004). La piccola zona di insediamento e riproduzione della Cincia dal ciuffo si trova alle pendici di una vallata esposta a est/nord-est, in una fustaia con diametro medio 30 cm e altezza media stimata intorno ai 15-20 m, fisionomicamente caratterizzata dalla presenza di uno strato dominante a *Pinus nigra* e uno strato dominato con presenza di latifoglie varie (delle specie citate in precedenza). Queste ultime sono presenti con maggior frequenza in concomitanza di aperture originatisi dalle forti precipitazioni nevose già sopra indicate e da schianti da vento. Riguardo alle due cavità-nido utilizzate nel 2018 e 2019, esse si trovavano proprio in alberi schiantati secchi in piedi e con circonferenza compresa tra 30 e 32 cm, ad un'altezza dal suolo di 5-6 metri.

Ringraziamenti – Si ringrazia Moreno Nalin per aver concesso i suoi dati e Massimo Pellegrini per l'aiuto e la disponibilità.

BIBLIOGRAFIA

- Arcamone E. & Puglisi L., 2006. Cronaca Ornitologica Toscana. Osservazioni relative agli anni 1992-2004. Alula, 13 (1-2): 3-124.
- Arcamone E. & Puglisi L., 2008. Cronaca Ornitologica Toscana. Osservazioni relative agli anni 2005-2007. Alula, 15 (1-2): 3-122.
- Atiénzar F., Barba E., Holleman L.J.M. & Belda E.J., 2009. Nesting habitat requirements and nestling diet in the mediterranean populations of Crested Tits *Lophophanes cristatus*. Acta Ornithologica 44 (n° 2): 101-108.
- Bagni L., Baroni R., Cerè G. & Rabacchi R. 2004. Nota preliminare sulla presenza della Cincia dal ciuffo *Parus cristatus* nell'Appennino reggiano. Picus, 57: 23-27.
- Bocca M. & Maranini N., 1988. Cincia dal ciuffo (*Parus cristatus*). In Mingozzi T., Boano G. & Pulcher C. (eds.). Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Valle d'Aosta: 344-345.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2011. Ornitologia Italiana. Vol. VII. Paridae e Corvidae. Oasi Alberto Perdisa Editore.
- Caldonazzi M., 2005. Cincia dal ciuffo *Parus cristatus*. In: Pedrini P., Caldonazzi M. e Zanghellini S.

- (eds.). Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Acta biologica 80 (suppl. 2): 425-427.
- Capiluppi M., 1971. Notizie ornitologiche dalla provincia di Reggio Emilia (1967-1970). Riv. Ital. Orn. 41: 122-124.
 - Carruccio A., 1882. Importanza ed utilità delle collezioni faunistiche locali. Contribuzione alla fauna dell'Emilia Romagna: Vertebrati del Modenese. Atti Soci Nat. Modena, Ser. II, 15: 130-184.
 - Cutini S., Bagni L., Campedelli T., Londi G. & Tellini Florenzano G., 2009. Ecologia e possibili linee d'espansione della Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus* nell'Appennino. Alula, 16, (1-2): 329-334.
 - Denny R.E. & Summers R.W., 1996. Nest site selection, management and breeding success of Crested Tits *Parus cristatus* at Abernethy Forest, Strathspey. Bird Study, 43: 371-379.
 - Ekman J., 1979. Coherence, composition and territories of winter social groups of the Willow Tit *Parus montanus* de Selys-Longchamps and the Crested Tit *P. cristatus*. L. Ornith. Scand., 10: 566-8.
 - Figoli G., 2001. Cincia dal ciuffo *Parus cristatus*: 145. In: Ambrogio A., Figoli G., Zioti L. (Eds), Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Piacentino. Lipu Piacenza.
 - IPLA, 2001. I tipi forestali delle Marche (2001-2002), Regione Marche, Ancona, pp.237-239.
 - Lapini L. & Tellini G., 1989. Segnalazione della Cincia dal ciuffo *Parus cristatus* in Toscana. Riv. ital. Orn., 59: 287-288.
 - Laurenti S. & Paci A.M., 2017. Avifauna dell'Umbria – rassegna illustrata (20° check list ornitologica regionale 1995-2005). Serie “I Quaderni dell'osservatorio”. Volume speciale, Regione Umbria, Perugia.
 - Lens L. & Dhondt A.A., 1992. Variation in coherence of Crested Tit winter flocks: an example of multivariate optimization. Acta Aecol. 13: 1-15.
 - Lens L. & Dhondt A.A., 1993. Individual variation in mate care by alpha males in Crested Tit winter flocks. Behav. Ecol. Sociobiol. 33: 79-85.
 - Lens L. & Wauters L.A., 1995. Effects of population growth on Crested Tit *Parus cristatus* post-fledging settlement. Ibis 138:545-551
 - Londi G., Papi R. & Colonnelli L., 2016. Prima segnalazione di Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus* nel Lazio. Alula, XXIII (1-2): 132-134.
 - Maicas R. & Fernández Haeger J., 2004. Pine plantations as a breeding habitat for a hole-nesting bird species crested tit (*Parus cristatus*) in southern Spain. Forest Ecology and management, 195: 267-278.
 - Maranini N., 1989. Cincia dal ciuffo *Parus cristatus*: 142. In: AAVV (Eds), Atlante Degli Uccelli Nidificanti in Liguria, Regione Liguria, Microart's S.p.a.
 - Marchant J.H., 2002. Crested tit *Parus cristatus*. In: Wernham C.V., Toms M.P., Marchant J.H., Clark J.A., Siriwardena G.M. & Baillie S.R. (eds). The Migration Atlas: Movements of the Birds of Britain and Ireland- T. & A.D. Poyser, London: 725.
 - Poggiani L. & Dionisi V., 2019. Gli uccelli del bacino del Metauro 1979-2019. Fondazione Cassa di Risparmio di Fano, Fano.
 - Rabacchi R., 1983. Censimenti. Elenco sistematico con brevi note sugli uccelli nidificanti, di passo o accidentali nella provincia di Modena, Addendum 1983. Picus, 9: 33-38.
 - Rabacchi R., Bertarelli C. & Tedeschi G.M. 2002. I cataloghi della collezione del Museo di Ecologia e Storia Naturale di Marano s/P.: la raccolta ornitologica (Palearctico Occidentale, al 1999). Nat. Modenese, 6: 3-55.
 - Ravasini M., 1989. L'avifauna nidificante nella provincia di Parma (1980-1995). Amministrazione provinciale di Parma, Assessorato Caccia e Pesca. Editoria Tipolitotecnica, Parma.
 - Sanz J.J., 1998. Effects of geographic location and habitat on breeding parameters of Great Tit. Auk, 115: 1034-1051.
 - Velatta F., 2019. Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus*. In Velatta F., Magrini M., Lombardi G. (a cura di), 2019. Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria, Distribuzione regionale degli uccelli nidificanti e svernanti 2012-2017, Regione Umbria, Perugia: 416-417.
 - Voous K.H., 1960. Atlas of European Birds, Nelson, London.

NIDIFICAZIONE DI CORMORANO *Phalacrocorax carbo* NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE DEI LAGHI LUNGO E RIPASOTTILE (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

LUCA STERPI⁽¹⁾, MAURIZIO ROSATI⁽²⁾, ERICA RAMPINI⁽³⁾ & MAURIZIO STERPI⁽²⁾

⁽¹⁾Ornithologist – Rieti, Italy (e-mail: lucaste08@gmail.com)

⁽²⁾Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile – Via Manzoni, 10 – 02100 Rieti

⁽³⁾Ornithologist – Rieti, Italy (e-mail: ericarampini1994@gmail.com)

Abstract – Nesting of Cormorant *Phalacrocorax carbo* at the Natural Reserve of Lakes Lungo and Ripasottile (Latium, Central Italy). During 2019 were recorded seven pairs of Cormorant breeding at the Natural Reserve of Lakes Lungo and Ripasottile (Province of Rieti). Breeding Cormorants had never been recorded here before. This is the second breeding site for Lazio.

Il Cormorano *Phalacrocorax carbo* nel Lazio è una specie migratrice regolare, svernante, estivante e nidificante (Brunelli & Fraticelli, 2010). Nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (RNLLR) (RI) la specie era ritenuta migratrice regolare, svernante ed estivante (Rossi *et al.*, 2006). A partire dal 2015 nell'area abbiamo riscontrato annualmente la presenza di 20 - 40 individui adulti e subadulti anche in periodo riproduttivo, senza però rilevarne la nidificazione.

Nel 2016 e nel 2017 abbiamo osservato almeno un individuo di Cormorano intento nel trasporto di rami, ma dalle ricerche effettuate non è stato possibile individuare la presenza di alcun nido. Ad aprile 2018, presso la garzaia pluri-specifica presente nel lago di Ripasottile (Biancolini *et al.*, 2017) abbiamo assistito alla costruzione di un nido, alla quale però non è seguita la nidificazione.

A partire dall'ultima decade di marzo 2019 abbiamo osservato una coppia di Cormorani nei pressi di un nido, all'interno del quale uno dei due individui sostava in cova. Dopo circa dieci giorni al nido osservato in precedenza se ne aggiungevano altri due, entrambi con un individuo in cova. Alla fine di maggio i nidi risultavano essere sette, e in alcuni di essi si notava la presenza dei giovani, mentre gli adulti sostavano nei pressi di essi. Nei mesi di giugno e luglio per cinque dei sette nidi abbiamo potuto accertare la presenza di tre giovani per nido, per gli altri due nidi non è stato possibile accertare il numero di giovani presenti a causa della copertura vegetale.

I nidi di Cormorano erano tutti posizionati su una pianta isolata a pochi metri dal nucleo di alberi che ospitano parte della garzaia di Ripasottile. Sulla stessa pianta erano presenti anche i nidi di Airone cenerino *Ardea cinerea* che già l'avevano utilizzata negli anni passati, mentre non si riscontrava la presenza del Nibbio bruno *Milvus migrans* che per anni aveva occupato l'albero con il suo nido.

L'albero che ospita i nidi è un Pioppo *Populus spp.* ed ha un'altezza di circa 25 metri, al disotto di esso vi sono diverse piante arbustive di Salice bianco *Salix alba* contornate da Cannuccia di palude *Phragmites australis*.

Nel sito vi sono ubicati anche nidi di Airone cenerino, Nitticora, Garzetta *Egretta garzetta* Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* e Tarabusino *Ixobrychus minutus* (Sterpi et al., 2015, 2017, 2019), queste presenze hanno sicuramente influenzato la specie nella scelta. Inoltre l'assenza di disturbo antropico, dettato dal divieto alla navigazione, ha sicuramente reso l'area più appetibile alla specie.

L'area ricade nella ZSC IT6020011 ed è sottoposta a tutela integrale. Il regolamento sulla pesca istituito dalla Riserva Naturale (Art 9 Comma 2 Regolamento della Pesca Sportiva della Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile) vieta la pesca e la navigazione nell'ansa del Lago dove è collocata la garzaia, regolando le tempistiche e le modalità di presenza dei soggetti autorizzati al fine di ridurre il se pur minimale disturbo antropico nella parte rimanente dello specchio d'acqua.

La RNRLLR è il secondo sito di nidificazione del Cormorano nel Lazio oltre quello del Lago di Bolsena (Brunelli et al., 2018).

BIBLIOGRAFIA

- Biancolini D., Angelici C, Biondi M., Brunelli M., Demartini L., Mantero F., Muratore S., Papi R., Sterpi L., Sterpi M. & Sarrocco S., 2017. Le garzaie nel Lazio, aggiornamento al 2016. Alula, 24: 13-27.
- Brunelli M., Calvario E. & Sarrocco S., 2018. Monitoraggio della popolazione di Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* nidificante nella ZPS Lago di Bolsena (Lazio). Alula, 25: 127-130.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata a dicembre 2009, Riv. ital. Orn., 80: 3-20.
- Rossi F., Brunelli M. & Sarrocco S. (a cura di), 2006. Ali sui Laghi. Edizioni ARP, Agenzia Regionale per i Parchi del Lazio, Roma e Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile, Rieti.
- Sterpi L., Sterpi M., Pastorelli S., Malfatti P. & Cento M., 2015. Nuove Nidificazioni di Garzetta *Egretta garzetta*, Nitticora *Nycticorax nycticorax* e Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloies* nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia, XL: 89-92.
- Sterpi M., Sterpi L., Confaloni L. & Malfatti P., 2017. Nidificazioni di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile - Lazio, Italia Centrale. Alula, 24: 156-158.
- Sterpi M., Sterpi L., Rampini E., 2019. Three-year monitoring of the reproductive couples of Little Bittern *Ixobrychus minutus* in the territory of the Regional Nature Reserve of Lakes Lungo e Ripasottile. In: AA.VV. (eds) Book of abstract of ISoWiF 2019; 11 th International Symposium on Wild Fauna Viterbo (Italy), September 25 th – 28 th: 78-80.

Norme per gli autori

ALULA pubblica articoli originali, brevi note, sintesi di aggiornamento, commenti, corrispondenze e recensioni, su argomenti che coprono l'intero campo dell'ornitologia. Verrà tuttavia data la preferenza a lavori sperimentali di ambito regionale con particolare riferimento all'Italia centrale.

I lavori inviati saranno valutati da referees e, in conseguenza dei suggerimenti saranno accettati, rinviati agli autori con proposte di modifiche o respinti. Tale decisione è competenza definitiva del comitato editoriale.

I lavori vanno inviati a mezzo posta elettronica all'indirizzo: referees@sropu.org

Nella e-mail che accompagna il lavoro indicare un recapito telefonico.

Il testo degli articoli dovrà essere diviso come segue:

- Titolo
- Nome e cognome dell'autore
- Indirizzo dell'autore
- Testo diviso nei seguenti capitoli: Introduzione, Area di studio, Metodi, Risultati, Discussione, Ringraziamenti, Riassunto in lingua inglese, Bibliografia

Nell'**Introduzione** va esposto chiaramente l'argomento del lavoro, senza eccessivi dettagli. La continuità con altre ricerche va posta in evidenza con gli opportuni riferimenti bibliografici evitando la ricapitolazione di questi stessi lavori. L'**Area di studio** va sommariamente descritta riportando le caratteristiche più significative. I **Metodi** devono essere espressi con chiarezza, ma senza introdurre dettagli particolareggiati, tranne quando si tratti di un lavoro metodologico innovativo. I **Risultati** devono essere espressi chiaramente e integrare quanto riportato in tabelle e figure. Nella **Discussione** si deve fornire una sintesi dei principali risultati raggiunti e commentarne la rilevanza in confronto a quanto già noto. Il **Riassunto in inglese** deve contenere anche il titolo e deve essere massimo di 15 righe, elencherà schematicamente l'argomento del lavoro ed i risultati ottenuti. Nel riassunto non devono comparire abbreviazioni e simboli specialistici. La **Bibliografia** deve essere solo quella citata nel testo e comunque quella essenziale. Le citazioni bibliografiche nel testo devono essere date con la seguente sintassi: Fraticelli (1984), Arcà & Petretti (1984), Calvario *et al.* (1989) o alla fine della frase (Fraticelli, 1990; Cianchi e Sorace, 1992; Bologna *et al.*, 1998). Le citazioni in Bibliografia devono conformarsi ai seguenti esempi:

- Rivista: Bologna M. A., Cardone P., Di Fabrizio F. & Locasciulli O., 1990. La nidificazione della Nitticora *Nycticorax nycticorax* nella Riserva Naturale Regio-

nale Lago di Penne (Abruzzo). Riv. ital. Orn., 60 (1-2): 79-87.

- Libro: Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Capitolo di libro o Atti di convegno: Brunelli M., 2004: 45-49. Il Lanario, *Falco biarmicus*, e il Pellegrino, *Falco peregrinus*, nel Lazio. In: Corsetti L. (ed.). Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina, 174 pp.

Le **tabelle** e le **figure** devono essere numerate consecutivamente e inserite su un foglio separato con una chiara ed esauriente legenda. Nel testo le tabelle vanno abbreviate come Tab. 1 ecc., le figure come Fig. 1 ecc.

I **nomi scientifici** delle specie devono essere in *corsivo* e vanno riportati solo alla prima citazione nel testo. I nomi comuni di animali vanno scritti in maiuscolo (Merlo, Averla piccola, Strillozzo...).

Per le **Brevi note** non suddividere il testo in capitoli; il riassunto in inglese, comprensivo di titolo, deve essere massimo di 5 righe.

I lavori, una volta accettati dal comitato editoriale, devono essere predisposti per la stampa tipografica.

Il **file di testo** deve avere estensione .doc e non contenere comandi di formattazione particolari. Non si accettano file di articoli già "impaginati" contenenti illustrazioni, grafici e tabelle importati o creati con altri programmi; non si accettano inoltre file in PowerPoint.

Illustrazioni, tabelle, grafici, ecc., creati con programmi quali Photoshop, Excel, Word e/o altri, vanno consegnati su file separati, su supporto informatico (CD o DVD) e in versione originale, con estensioni rispettivamente .psd, .xls, .doc, ecc.

I grafici devono necessariamente essere riprodotti in "scala di grigio" e non a colori. Un file di un grafico a colori (in RGB o CMYK) per esempio, stampato in scala di grigio potrebbe infatti risultare illeggibile: un rosso, un blu e un verde, in "scala di grigio" si trasformano in un grigio pressoché identico! Inoltre, i file di stampa devono avere una risoluzione minima di 300-360 dpi.

Gli originali di eventuali illustrazioni in china nera, vanno realizzati su carta bianca o lucida, formato massimo A4, grandi 1,5 volte del formato definitivo di stampa (mm 130 x 190). Scritte, lettere e numeri delle figure (in numeri arabi) vanno riportati sulle copie cartacee e non sugli originali.

ALULA
RIVISTA DI ORNITOLOGIA
VOLUME 26 (1-2) - 2019

INDICE

Angelici C. & Brunelli M. - Andamenti stagionali degli uccelli acquatici nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa (Lazio) e indicazioni gestionali	1
Battisti C., Laprovitera D., Paoletti M. & Rossi Tati D.P. - Presenza di Piccione domestico <i>Columba livia</i> forma domestica su mura di contenimento stradale: note su esposizione, disponibilità e occupazione di cavità . .	9
Battisti C., Marini F., Sarrocco S., De Santis E. & Savo E. - Analisi degli impatti di un evento musicale (Jova Beach Party, Campo di Mare, Italia centrale) su comunità ornitiche urbane e di mosaico ambientale: prime evidenze	15
Brichetti P. & Grattini N. - Distribuzione delle popolazioni di Zigolo giallo <i>Emberiza citrinella</i> nidificanti nelle zone collinari e pianeggianti dell'Italia settentrionale: variazioni nel periodo 1980-2018	25
Brunelli M., Fraticelli F. & Molajoli R. - Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al 2019	39
Campedelli T., Londi G., Reggioni W. & Tellini Florenzano G. - Avifauna nidificante negli ambienti aperti del Parco Nazionale dell'Appennino Tosco-Emiliano	61
Grattini N. & Nigrelli G. - Variazione della comunità ornitica nidificante nel Parco San Lorenzo (Pegognaga, Mantova) dal 2008 al 2018	85
Grattini N., Novelli F. & Bellintani S. - Il Nibbio bruno <i>Milvus migrans</i> in Provincia di Mantova: analisi storica e attuale della popolazione nidificante	95
Liuzzi C., Fulco E., Gaudiano L., Mastropasqua F. & Frassanito A.G. - La migrazione dei rapaci nel Parco Nazionale Alta Murgia (Puglia): 4 anni di monitoraggio	103
Scarton F. - La comunità ornitica nidificante in un'area agricola ad alto valore naturale. Un caso di studio nel Parco Regionale del Fiume Sile (TV)	111
Velatta F., Convito L. & Lombardi G. - Contributo alla conoscenza ornitologica del lago di Piediluco (Terni - Umbria)	121

Brevi note

Battisti C. - Impact of Monk Parakeet <i>Myiopsitta monachus</i> on commercial orchards: evidence on Persimmon <i>Diospyros kaki</i> fruits (Roma, central Italy)	139
Bellavita M. & Sorace A. - Distribuzione di <i>Caprimulgus europaeus</i> e di rapaci notturni nella Riserva Naturale Regionale Monte Rufeno (Lazio)	143
Bernoni M., Brunelli M., Calvario E., Paziani E. & Sarrocco S. - Importanza dei laghi vulcanici del Lazio settentrionale per la conservazione del Fistione turco <i>Netta rufina</i> in Italia	147
Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M. - Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Italia. Anno 2019	150
Cento M., Circosta A., Condello E.G., Coppola M., Demartini L., de Santis R., Giampaolletti P., Hue-ting S., Manetti C., Meschini A., Molajoli R., Pagotto A., Ramellini S., Rossi M., Savo E., Scrocca R., Tecchiato G., Valenti D. & Fraticelli F. - Associazione tra sessi in Saltimpalo <i>Saxicola rubicola</i> al di fuori della stagione riproduttiva nel Lazio	152
Cento M., Scrocca R., Coppola M., De Santis R. & De Lorenzis A. - Svernamenti di Calandro maggiore <i>Anthus richardi</i> nella Riserva Naturale Statale Litorale Romano (Lazio, Italia centrale)	155
Congi G. & Luzzi G. - Nidificazioni di Spioncello <i>Anthus spinoletta</i> sull'Altopiano della Sila (Appennino Calabro, Italia meridionale)	157
Forconi P. & Bulgarini F. - Alimentazione interspecifica tra Picchio dorsobianco di Lilford <i>Dendrocopos leucotos lilfordi</i> e Picchio rosso mezzano <i>Leipicis medius</i> in Italia centrale	159
Giardini L., Audinet J.P. & Panuccio M. - Osservazioni di Moretta tabaccata <i>Aythya nyroca</i> in una cava di un'area periurbana di Roma	163
Hueiting S. & Santucci B. - Nuovo sito di nidificazione di Zigolo capinero <i>Emberiza melanocephala</i> in Abruzzo (Italia centrale)	166
Londi G., Tellini Florenzano G., Cutini S., Siclari A. & Campedelli T. - Il Rampichino alpestre <i>Certhia familiaris</i> (Linnaeus, 1758) nel Parco Nazionale dell'Aspromonte	168
Pantalone M. & Bai S.O. - Prima nidificazione di Cincia dal ciuffo <i>Lophophanes cristatus</i> nelle Marche	175
Sterpi L., Rosati M., Rampini E. & Sterpi M. - Nidificazione di Cormorano <i>Phalacrocorax carbo</i> nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale)	179