

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Piero Protti

VOLUME 28 (1-2) - 2021

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) - Alessandro Montemaggiori - Samuele Ramellini

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 28 (1-2) - 2021

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

CENSIMENTO DEI DORMITORI INVERNALI DI GUFO COMUNE *Asio otus* IN PROVINCIA DI PORDENONE

CLAUDIO BEARZATTO⁽¹⁾, MONIA VIGNANDO⁽¹⁾ & GIANLUCA RASSATI⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Fanna, 7 – 33090 Arba (PN) (claudio.bearzatto@yahoo.it)

⁽²⁾ Via Udine 9 – 33028 Tolmezzo (UD) (itassar@tiscali.it)

Abstract – Census of winter roosts of the Long-eared Owl *Asio otus* in the Province of Pordenone (North-eastern Italy). From October 2017 to March 2018, 185 sites characterized by environments potentially suitable for the presence of Long-eared Owl *Asio otus* roosts were visited. 11 occupied roosts were found (5.9% of the surveyed sites). During the phase of the dusk flush, 153 individuals (Min 1; Max 23; Mean 7 ± 7.1 SD) were counted. The mean number of individuals per single roost was between 1 and 17.5. The most selected tree species were conifers and in particular the Mediterranean Cypress *Cupressus sempervirens* (76.9% of the cases). The only broadleaf species used was the Silver Birch *Betula pendula*. The need for an inventory of the roosts is highlighted so as to promote further surveys and to permit a greater degree of conservation of them.

INTRODUZIONE

In Italia l'areale di svernamento del Gufo comune *Asio otus* risulta concentrato nel nord con maggiore frammentazione, e contestuale decremento del fenomeno di aggregazione, nel centro-sud (Mastrorilli *et al.*, 2010).

In Friuli-Venezia Giulia il Gufo comune si trova tutto l'anno, presente come nidificante principalmente nelle aree pianeggianti e collinari, più localizzato in quelle montane (Guzzon *et al.*, 2020), è anche migratore e svernante regolare, probabilmente per l'arrivo in inverno di migratori d'oltralpe (Parodi, 2004; Rassati, 2011). Durante lo svernamento ed in periodo riproduttivo frequenta anche ambienti antropizzati, come parchi urbani e cimiteri (Parodi, 2004).

La specie in inverno accentua le sue tendenze gregarie e può riunirsi in dormitori diurni spesso ubicati in aree che vengono rioccupate regolarmente in anni successivi (Chiavetta, 1988). In Provincia di Pordenone sono stati rinvenuti posatoi comuni soprattutto in presenza di formazioni forestali ricche di conifere ma anche in formazioni di latifoglie con fitto sottobosco (Parodi, 2004).

Questo lavoro rappresenta il primo contributo alla definizione della presenza, della distribuzione e della consistenza dei dormitori invernali di Gufo comune nella Provincia di Pordenone.

METODI

Il censimento dei dormitori è stato realizzato da ottobre 2017 a marzo 2018. Sono stati visitati gli ambienti nei quali era nota la presenza di un dormitorio ma anche quelli

potenzialmente idonei (cfr. ad es. Cramp, 1985). In dettaglio sono stati esaminati: 148 cimiteri, 20 aree alberate in prossimità di chiese (17 urbane e 3 rurali), 9 parchi urbani e giardini, 3 viali alberati, 2 caserme abbandonate, 2 aree alberate in corrispondenza di monumenti commemorativi posti in zona rurale ed un campo sportivo per un totale di 185 siti caratterizzati da ambienti possibilmente atti ad ospitare dormitori di Gufo comune. Tutti i siti sono stati visitati almeno una volta. Dove è stata verificata la presenza di un dormitorio occupato (tramite rilievo di individui o borre) lo stesso è stato visitato un'altra volta. In entrambe le uscite è stato effettuato il conteggio degli animali durante la fase dell'involò crepuscolare da due rilevatori posizionati su lati opposti del sito per evitare doppi conteggi. Nel caso di rinvenimento solo di borre il numero di individui è stato considerato pari a uno.

RISULTATI

Sono stati rinvenuti 11 dormitori occupati (Fig. 1; Tab. 1) pari al 5,9% dei siti indagati. Considerando tutte le uscite sono stati contati 153 individui (Min 1; Max 23; Media $7 \pm 7,1$ DS) (Tab. 1). I valori medi per singolo dormitorio sono variati da 1 a 17,5 (Tab. 1). I dormitori sono stati trovati nel 81,8% (n=9) nei cimiteri, nel 9,1% (n=1) in un viale alberato di una chiesa e nel 9,1% (n=1) in un giardino.

Riguardo alle specie arboree: nel 81,8% (n=9) dei dormitori è stata utilizzata una sola specie mentre nel 18,2% (n=2) le specie utilizzate erano due. Considerando tutti i casi (n=13), in 10 (76,9%) la specie selezionata era Cipresso *Cupressus sempervirens* mentre in uno (7,7%) era, rispettivamente, Pino domestico *Pinus pinea*, Abete *Abies* sp., Betulla *Betula pendula*, quest'ultima relativa alla pertinenza di un'abitazione privata.

Il numero massimo di esemplari era compreso fra 1 e 3 nel 36,4% (n=4) dei dormitori, fra 4 e 10 nel 27,3% (n=3) dei dormitori, fra 11 e 20 nel 27,3% (n=3) dei dormitori ed era maggiore di 20 nel 9,1% (n=1) (Tab. 1).

DISCUSSIONE

La percentuale dei siti positivi alla presenza del Gufo comune è risultata molto bassa anche se, ad un primo esame, di consistenza (n=11) comparabile con quella (n=8) rinvenuta nella limitrofa Provincia di Venezia (Mastrorilli *et al.*, 2010) per la quale, però, non è indicato lo sforzo di ricerca. Tale consistenza, inoltre, appare sottostimata in quanto nel corso dell'indagine sono stati rinvenuti 3 dormitori in Provincia di Venezia (Comuni di Annone Veneto, Cinto Caomaggiore, San Michele al Tagliamento) in prossimità del confine con quella di Pordenone. Risulta pertanto difficile ipotizzare che nel resto della Provincia di Venezia si trovino solo altri 5 dormitori.

Tutti i dormitori sono stati rinvenuti al di fuori della zona montana (Fig. 1) a differenza di quanto avviene in settori più orientali del Friuli (Rassati, 2011). Questo può essere dovuto oltre alla difficoltà di indagine e di rinvenimento della specie in zona montana anche al minor numero di siti ed in particolare aventi caratteristiche idonee agli scopi della ricerca e quindi indagati. Inoltre, un fattore da considerare è la diversa geomorfologia in quanto, mentre la zona meridionale del settore montano del Friuli occidentale è interessata da strette valli in buona parte inforrate, la zona montana più orientale è ca-

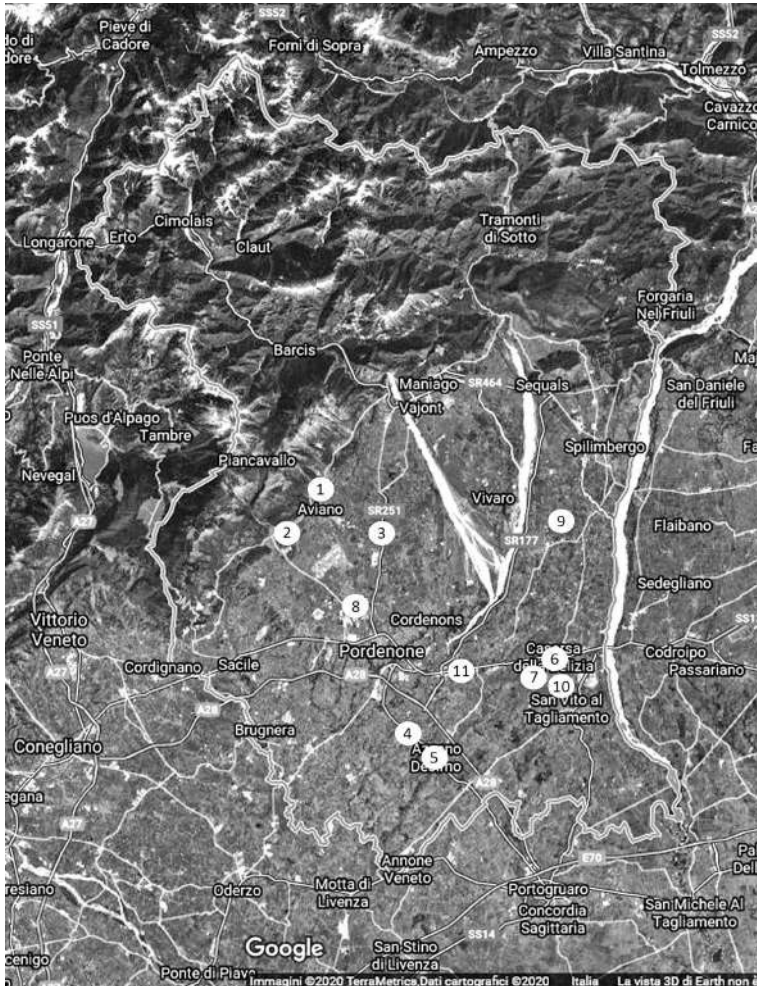


Figura 1. Ubicazione dei dormitori rinvenuti in Provincia di Pordenone.

ratterizzata dall'ampia valle del fiume Tagliamento (che permette maggiori interazioni fra aree montane e planiziali) e da una maggiore variabilità dei fattori ecologici tale da facilitare lo svernamento.

La consistenza demografica è risultata più omogeneamente distribuita nelle varie classi e maggiormente orientata verso quella inferiore (1-3 individui) rispetto a quanto emerso a livello italiano (Mastrorilli *et al.*, 2010). In accordo con lo studio appena citato, seppure in quantità molto superiore, le specie arboree maggiormente selezionate appartengono alle aghifoglie e, fra le latifoglie, la Betulla è quella più rappresentata.

La preferenza per le aghifoglie, palese in questa indagine (Fig. 2), è un fattore rico-

Tabella 1. Sintesi dei dati inerenti i dormitori rinvenuti in Provincia di Pordenone.

Codice	Comune	Min	Max	Media
1	Aviano	1	3	2
2	Aviano	12	23	17,5
3	Aviano	1	1	1
4	Azzano Decimo	12	16	14
5	Azzano Decimo	13	15	14
6	Casarsa della Delizia	1	2	1,5
7	Casarsa della Delizia	1	4	2,5
8	Roveredo in Piano	1	4	2,5
9	San Quirino	13	20	16,5
10	San Vito al Tagliamento	1	1	1
11	Zoppola	2	6	4

nosciuto ed evidenziato in vari studi (cfr. ad es. Smith, 1981; Bosakowski, 1984; Carello, 2007; Tovpinets & Evstaf'ev, 2013; Kucherenko & Kalinovsky, 2018).

La distanza inferiore a 5 km fra alcuni dormitori può far ipotizzare che ci siano interazioni fra individui di roost diversi in quanto il limite dell'home range autunno-invernale medio del Gufo comune è di circa 2,5 km di raggio dal sito di riposo (Wijnandts, 1984).



Figura 2. Individuo di Gufo comune particolarmente scoperto su Cipresso. Azzano Decimo, 7 marzo 2018. (Foto C. Bearzatto).

Questo primo contributo alla definizione della presenza, distribuzione e consistenza dei dormitori in Provincia di Pordenone dovrebbe essere propedeutico alla realizzazione di un inventario degli stessi per permettere sia ulteriori studi (ad es. finalizzati ad indagare la dieta del rapace e le comunità microterologiche tramite l'analisi delle borre) che un maggior grado di conservazione mediante tutela delle piante utilizzate come dormitori e attuazione di azioni mirate a contrastare l'eventuale disturbo antropico diretto che può, se deliberato e protratto, causare l'abbandono come accaduto ad un dormitorio ubicato nel cimitero del Comune di Arba frequentato ininterrottamente perlomeno dal 1987 e fino al 2003 quando il ripetuto lancio di sassi da parte di ragazzi al fine di far involare gli uccelli ha fatto disertare il sito.

BIBLIOGRAFIA

- Bosakowski T., 1984. Roost selection and behavior of the Long-eared Owl (*Asio otus*) wintering in New Jersey. *Raptor Research*, 18(4): 137-142.
- Carello L., 2007. Presenza nel periodo non riproduttivo di Gufo comune *Asio otus* in un parco pubblico della periferia sud di Roma. *Alula*, XIV(1-2): 127.
- Chiavetta M., 1988. Guida ai rapaci notturni Strigiformi d'Europa, nord Africa e Medio Oriente. Zanichelli, Bologna.
- Cramp S. (ed.), 1985. Handbook of the Birds of Europe, the Middle East and North Africa. The Birds of the Western Palearctic, Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- Guzzon C., Taiariol P.L., Kravos K., Grion M. & Peressin R. (a cura di), 2020. Atlante degli Uccelli nidificanti in Friuli Venezia Giulia. Associazione Studi Ornitologici e Ricerche Ecologiche del Friuli Venezia Giulia APS (ASTORE-FVG). Pubblicazione n. 5/Museo Friulano di Storia Naturale, Pubblicazione n. 75.
- Kucherenko V. & Kalinovsky P., 2018. Winter Roost Tree Selection and Phenology of the Long-Eared Owl (*Asio otus*) in Crimea. *Diversity*, 10(4): 105.
- Mastrorilli M., Sighele M., Tonelli A. & Usai A., 2010. Gufiamo: un catasto per i dormitori di Gufo comune *Asio otus* in Italia. *Alula* XVII (1-2): 136-138.
- Parodi R., 2004. Avifauna in provincia di Pordenone. Provincia di Pordenone.
- Rassati G., 2011. Check-list delle specie di Uccelli di Carnia, Canal del Ferro, Valcanale (Friuli-Venezia Giulia). *Picus*, 72: 121-135.
- Smith D.G., 1981. Winter roost site fidelity by Long-eared Owls in central Pennsylvania. *American Birds*, 35: 339.
- Tovpinets N.N. & Evstaf'ev I.L., 2013. Small mammals in the winter diet of Long-eared Owl (*Asio otus*) from the Crimea: ecological and epizootological aspects. *Berkut*, 22(2): 113-121.
- Wijnandts H., 1984. Ecological energetics of the Long-eared Owl *Asio otus*. *Ardea*, 72: 1-92.

LA MIGRAZIONE POST-NUZIALE DEI RAPACI NEL PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO

GAIA DE LUCA^(1,2) & MARIANNA DI SANTO^(1,3)

⁽¹⁾ Associazione Xèmina, emozioni in natura – Via Michele Saponaro, 10 – 00143 Roma

⁽²⁾ deluca_gaia@yahoo.it

⁽³⁾ mariannadisanto@gmail.com

Abstract – Autumn Raptor migration over the Circeo National Park. In five-years raptors monitoring on the Circeo Promontory, 18,207 birds of prey have been recorded. The most representative of the 19 surveyed species was the Marsh Harrier, followed by the Honey Buzzard. These two species were the most abundant also in previous studies carried out on this site and in other sites of the central sector of the Mediterranean such as Malta, Central Apennines and Capri. The Marsh Harrier was the species with the most prolonged observations; adults were more abundant than young individuals. There was no significant difference of abundance between males and females. In the Honey Buzzard, the majority of individuals are young of the year and the males tend to pass earlier than the females and the young. The analysis of the migratory routes seems to show a migration on the Promontory with a preferential NE-SW axis from the Antiappenninica chain (Monti Lepini and Monti Ausoni) towards the Pontian Archipelago.

INTRODUZIONE

L'importanza della conservazione delle specie migratrici è sancita da numerose direttive e convenzioni internazionali, dalla Direttiva Uccelli (2009) dalle Convenzioni di Bonn (1979) e di Ramsar (1971), ratificate dal Governo Italiano. L'Italia, per via della sua strategica posizione protesa nel Mediterraneo, rappresenta un ponte naturale tra il continente africano e quello europeo, permettendo il passaggio di circa due miliardi di uccelli, che a seconda della loro fenologia, si spostano dai quartieri di svernamento a quelli riproduttivi e viceversa (Gensbøl, 1992; Ferguson-Lees & Christie 2001).

Delle 46 specie di rapaci europei, 24 sono completamente migratrici, ciò significa che tutti gli individui di queste specie compiono movimenti migratori; altre 12 sono parzialmente migratrici in quanto le popolazioni settentrionali migrano, mentre quelle del sud sono sedentarie. In molti luoghi d'Europa, quindi, durante le due stagioni di migrazione, si possono osservare diverse specie di rapaci in migrazione. I grandi veleggiatori preferiscono attraversare il Mediterraneo sui punti più stretti evitando il sorvolo su ampie distese di mare dove le correnti ascensionali non sono presenti. Seguono, in questo modo, delle rotte ben determinate come ad esempio lo Stretto di Gibilterra, ma anche di Eilat (Israele) o del Bosforo (Kerlinger 1989; Zalles & Bildstein, 2000).

In Italia, le aree con un flusso migratorio maggiore sono le piccole isole, i promontori, i passi alpini e alcuni hot spot rappresentati da massicci isolati o strettoie obbligate. Lo Stretto di Messina è una di queste, dove si registrano in una sola stagione imponenti

spostamenti di decine di migliaia di rapaci (Agostini, 2002). Anche l'Appennino ligure, con avvistamenti particolari di migliaia di Bianconi, l'isola di Marettimo, l'Isola d'Elba (Vanni & Paesani, 2012), Capo d'Otranto e Monte Conero sono luoghi strategici per il passaggio dei grandi migratori (Agostini, 2002).

In questo lavoro vengono riportati i risultati del Monitoraggio post-nuziale dei rapaci migratori svolto dal 2014 al 2019 per cinque anni non consecutivi (2014, 2015, 2017, 2018, 2019) dall'Associazione Xèmina - emozioni in natura per conto dell'Ente Parco Nazionale del Circeo che è compreso nelle azioni avviate dal progetto di sistema "Rete euromediterranea per il monitoraggio, la conservazione e la fruizione dell'avifauna migratrice e dei luoghi essenziali alla migrazione" inserito nella direttiva "Biodiversità" del MATTM.

AREA DI STUDIO E METODI

Il Promontorio del Circeo grazie alla sua conformazione e posizione geografica va considerato un "hot spot" per la migrazione dei rapaci soprattutto durante gli spostamenti autunnali, come è emerso da studi precedenti effettuati in questo sito (Corbi *et al.*, 2003). È un complesso calcareo lungo 6 km e largo 2 km. Il punto più alto è rappresentato dal Monte Circeo con 541 m s.l.m., oltre al quale si riconoscono altre punte come il Monte Circello (448 m s.l.m.), Le Crocette (352 m s.l.m.), e la punta di Paola (475 m s.l.m.); ha un andamento ONO-ESE e occupa l'estremità Sud della Pianura Pontina.

I rilevamenti sono stati effettuati nel 2014 dal 26 agosto al 10 ottobre, nel 2015 e nel 2017 dal 20 agosto al 10 ottobre, nel 2018 dal 21 agosto all'11 ottobre e nel 2019 dal 23 agosto al 12 ottobre, con una media di 51 giorni consecutivi per anno. Le osservazioni sono state svolte dalle ore 9 alle ore 18:30 per un totale di 9,5 ore al giorno (Tab. 1).

Sono state utilizzate le seguenti postazioni (Fig. 1):

- 1) ENAV – situata sul terrazzo dell'edificio in uso all'Ente Nazionale Assistenza al Volo (448 m s.l.m., 41°13'49.73" N, 13°4'8.91" E) e utilizzata negli anni 2014, 2015 dalle ore 9 alle ore 16; nel 2018, dalle 9 alle ore 18:30. Tale area è di pertinenza dell'Aeronautica Militare Italiana e accessibile solo previa autorizzazione;
- 2) CRESTA – situata sul versante settentrionale poco al di sotto del crinale (387 m s.l.m., 41°13'50.71" N, 13°4'30.38" E) e utilizzata negli anni 2014 e 2015 dalle ore

Tabella 1. Sforzo di rilevamento nei 5 anni di studio.

Anno	Giorni	Totale ore
2014	46	437
2015	52	494
2017	52	494
2018	52	494
2019	52	494



Figura 1. Ortofoto del Promontorio del Circeo con in evidenza le due postazioni utilizzate.

16 alle ore 18:30 e negli anni 2017 e 2019 dalle ore 9 alle 18:30, poiché non è stato possibile accedere al terrazzo dell'ENAV.

La postazione ENAV offre una visibilità a 360°, interrotta a tratti dalla presenza di alcuni tralicci e dall'edificio dell'Aeronautica Militare, per cui il campo visivo si estende sulla costa settentrionale, su tutta la Pianura Pontina, sui Monti Lepini, Ausoni e Aurunci, sulla costa meridionale, sull'Arcipelago Campano e sull'Arcipelago Ponziano.

La postazione CRESTA è situata sul ciglio del versante settentrionale del Promontorio, poco al di sotto del crinale ed è costituita da un lembo di terra di circa 2 mq. Da questa postazione si ha una visibilità da Nord-Ovest a Nord-Est, corrispondente al Picco di Circe, la costa settentrionale, i Monti Lepini, una parte dei Monti Ausoni e la Pianura Pontina. La parte esposta a Sud è invece coperta dalla macchia mediterranea.

Per l'osservazione e l'identificazione delle specie, nonché dell'età e del sesso, sono stati utilizzati binocoli 10x42 mm e cannocchiali 20-60x65 mm e 20-60x80 mm che hanno permesso il riconoscimento delle specie più lontane. La direzione di avvistamento e scomparsa dei rapaci è stata annotata utilizzando una bussola.

I dati sono stati registrati su un'apposita scheda come prevista dal protocollo del progetto di sistema, in cui è stata annotata, la data, l'ora di avvistamento, la specie, il numero, l'età e il sesso degli individui, dove era possibile determinarlo, la direzione di avvistamento e scomparsa e la distanza descritta tramite un codice numerico (0, per gli uccelli che passavano entro un raggio stimato tra 0 e 100 m; 1, tra 100 e 500 m; 2, tra 500 m e 1 km; 3, per gli uccelli che passavano ad una distanza stimata di oltre 1 km dalla postazione), oltre alle note aggiuntive riguardanti il piumaggio e il comportamento. È stato inoltre deciso di aggiungere ulteriori dati non presenti nel protocollo di campionamento e che riguardano le condizioni meteorologiche (*S*, sereno; *pN*, poco nuvoloso; *N*, nu-

voloso; *P*, pioggia; *T*, temporale), la direzione e l'intensità del vento in corrispondenza della stazione (*D*, debole, scala di Beaufort 0-2; *M*, moderato, scala di Beaufort 3-6; *F*, forte, scala di Beaufort 7-10) e il tipo di volo (*I*, planato; 2, battuto; 3, volteggio).

Per l'identificazione dei rapaci e la determinazione di età e sesso si è seguito Forsman (1999). Per la sistematica e la nomenclatura si è fatto riferimento alla *Check-list* degli uccelli "Italia CISO-COI (Baccetti *et al.*, 2019).

L'attività di monitoraggio è stata sospesa in presenza di temporali o di nubi dense e basse che annullavano la visibilità; le osservazioni sono state riprese appena le condizioni meteo lo permettevano.

Particolare attenzione è stata posta nell'osservazione del comportamento e delle direzioni di volo per discriminare i rapaci migratori da quelli locali (Lodolaio, *Falco subbuteo*; Poiana, *Buteo buteo*; Gheppio, *Falco tinnunculus*; Sparviere, *Accipiter nisus*), che nidificano in zona e che quindi non sono stati inseriti nella scheda di campionamento.

A causa delle condizioni orografiche locali o meteorologiche e per comportamenti particolari di alcune specie (Panuccio, 2005), non è possibile escludere una certa quota, che comunque si ritiene minima, di doppi conteggi.

Per l'elaborazione dei dati si è preferito raggruppare le osservazioni raccolte nel corso del progetto in periodi standard di 5 giorni secondo lo schema per pentadi (Berthold, 1973) con la prima pentade che va dal 20 al 24 agosto e l'ultima che va dal 9 al 12 ottobre. Anche se brevi, questi spazi temporali presentano un potere risolutivo sufficiente per evidenziare le diverse fasi dell'andamento migratorio (inizio, picco, conclusione).

RISULTATI E DISCUSSIONE

Dal 2014 al 2019 sono stati avvistati complessivamente 18.207 rapaci (indice orario medio=7,5 ind/ora). Il valore massimo di rapaci osservati è stato rilevato nel 2018 con 4883 individui mentre nel 2017 è stato raggiunto il valore minimo, pari a 2234; tale valore potrebbe essere stato influenzato dalle avverse condizioni meteo locali, manifestatesi per un totale di 19 giorni e caratterizzate da vento moderato e forte, piogge e temporali, e dai limiti di visibilità intrinseci alla postazione utilizzata.

Nei cinque anni di monitoraggio sono state contattate complessivamente 18 specie di rapaci (Tab. 2). Il valore massimo pari a 17 è stato raggiunto nel 2017 mentre il valore minimo pari a 15 è stato ottenuto nel 2018.

La specie più abbondante risulta essere il Falco di palude (N=9399), pari al 52% delle osservazioni, seguito dal Falco pecchiaiolo (N=7479) pari al 41%. Anche in studi precedenti, effettuati su questo stesso sito (Corbi *et al.*, 2003) e in altri siti del settore centrale del Mediterraneo come ad esempio Malta, Appennino centrale e Capri (Beaman & Galea, 1974; Agostini & Lagozzo, 1995), queste due specie risultano le più abbondanti.

Nel 2018 si è potuto assistere ad un particolare flusso migratorio di Aquila minore proveniente da Spagna e Francia e che ha coinvolto tutto il territorio nazionale ed in particolar modo la costa tirrenica. Nei giorni 9 e 10 ottobre sul sito sono stati osservati complessivamente 37 individui.

Degna di nota è l'osservazione complessiva di quattro individui di Aquila anatraia minore nell'intero periodo di studio. Questa specie è particolarmente rilevante essendo ritenuta accidentale nel Lazio (Brunelli *et al.*, 2019) e inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 2009/147 CE.

Altre specie migratrici

Durante il periodo di studio sono stati osservati alcuni individui di specie di notevole interesse conservazionistico non appartenenti all'ordine degli *Accipitriformes* e dei *Falconiformes*, come Cicogna nera *Ciconia nigra*, Cicogna bianca *Ciconia ciconia* e Gru *Grus grus*, riassunti in Tab. 3.

Da evidenziare l'osservazione quasi esclusiva di individui giovani di Cicogna nera (solo nel 2018 è stato avvistato un individuo adulto). Gli avvistamenti di Cicogna bianca sono aumentati notevolmente nell'ultimo anno di monitoraggio.

Fenologia della migrazione

Considerando il flusso migratorio totale nei cinque anni di studio, si evidenzia un andamento bimodale, con un picco più alto nella pentade 14-18 settembre (N=4304) e un altro meno abbondante in corrispondenza della pentade 4-8 settembre (N=3241; Fig. 2).

Il Falco di palude transita già da fine agosto, ma numeri significativi vengono registrati dalla prima pentade di settembre fino alla fine del mese, per poi subire un calo nel mese di ottobre. Dai dati raccolti emergono due picchi di passaggio nel mese di settembre nelle pentadi 4-8 (N=1873) e 14-18 (N=1940; Fig. 3).

Il flusso migratorio del Falco pecchiaiolo mostra due picchi nelle stesse pentadi di settembre riscontrate nel Falco di Palude, ma gli avvistamenti nel periodo 14-18 settembre sono molto più abbondanti (N=2200), registrando circa il doppio di individui osservati rispetto alla pentade 4-8 settembre (N=1118; Fig. 4).

In Fig. 5 sono presenti le fenologie di tutte le specie osservate, mostrando la data del primo e dell'ultimo avvistamento; la maggior parte delle specie sono state osservate da agosto a ottobre, tranne Albanella reale *Circus cyaneus*, Albanella minore *Circus pygargus*, Albanella pallida *Circus macrourus*, Aquila anatraia minore *Aquila pomarina*, Aquila minore *Hieraaetus pennatus* e Falco cuculo *Falco vespertinus*, in linea con la fenologia delle singole specie (Cramp & Simmons, 1980).

Modalità e distribuzione oraria giornaliera

In Fig. 6 è mostrata la distribuzione oraria del passo migratorio dei rapaci transitati sul Promontorio nel periodo di studio. Come si può notare i rapaci aumentano progressivamente di numero dalle prime ore di campionamento fino a raggiungere un picco nelle ore 16-17 per poi decrescere fino alle 18:30; un leggero decremento avviene intorno alle ore 12 e può essere collegato ad un calo reale oppure ad un innalzamento delle quote di volo (Kerlinger, 1989).

L'andamento globale è determinato principalmente dai picchi delle due specie più abbondanti, come si può notare in Fig. 7 e in Fig. 8. Solitamente i Falchi pecchiaioli

Tabella 2. Numero di individui osservati per ogni specie nei cinque anni di monitoraggio (in grassetto il valore massimo).

SPECIE		2014	2015	2017	2018	2019	TOTALE
Falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	1.867	1.140	726	2.104	1.642	7.479
Nibbio bruno	<i>Milvus migrans</i>	41	43	20	46	51	201
Nibbio reale	<i>Milvus milvus</i>	16	10	5	5	6	42
Biancone	<i>Circaetus gallicus</i>	9	3	12	5	11	40
Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	1.574	1.651	1.283	2.541	2.350	9.399
Albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>	1	4	3	1		9
Albanella pallida	<i>Circus macrourus</i>	3	2	2	1	1	9
Albanella minore	<i>Circus pygargus</i>	20	22	7	30	50	129
Albanella min/pal		7	5	1	4		17
Albanella sp.		4		4	4	8	20
<i>Circus</i> sp.			1	1	1		3
Sparviere	<i>Accipiter nisus</i>	5	5	16	22	6	54
Poiana	<i>Buteo buteo</i>	34	50	83	30	74	271
<i>Buteo</i> sp.			1				1
Aquila anatraia minore	<i>Aquila pomarina</i>		2	1		1	4
Aquila minore	<i>Hieraaetus pennatus</i>	3		2	40	17	62
Falco pescatore	<i>Pandion haliaetus</i>	15	10	8	12	10	55
Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	1	11	5	5	10	32
Grillaio	<i>Falco naumanni</i>	6	2	2			10
Gheppio/Grillaio		10	6	9	3	2	30
Falco della regina	<i>Falco eleonora</i>	8	17	5	5	3	38
Lodolaio	<i>Falco subbuteo</i>	6	4	1	3	1	15
Falco cuculo	<i>Falco vespertinus</i>	4	2			3	9
<i>Falco</i> sp.		2	4	2			8
RAPACE MEDIO		95	40	36	21	78	270
TOTALE INDIVIDUI		3.731	3.035	2.234	4.883	4.324	18.207

Tabella 3. Abbondanza di altre specie veleggiatrici osservate in migrazione sul Promontorio del Circeo.

SPECIE		2014	2015	2017	2018	2019	TOTALE
Cicogna nera	<i>Ciconia nigra</i>	2	8	8	9	5	32
Cicogna bianca	<i>Ciconia ciconia</i>	1			5	24	30
Gru	<i>Grus grus</i>	1					1

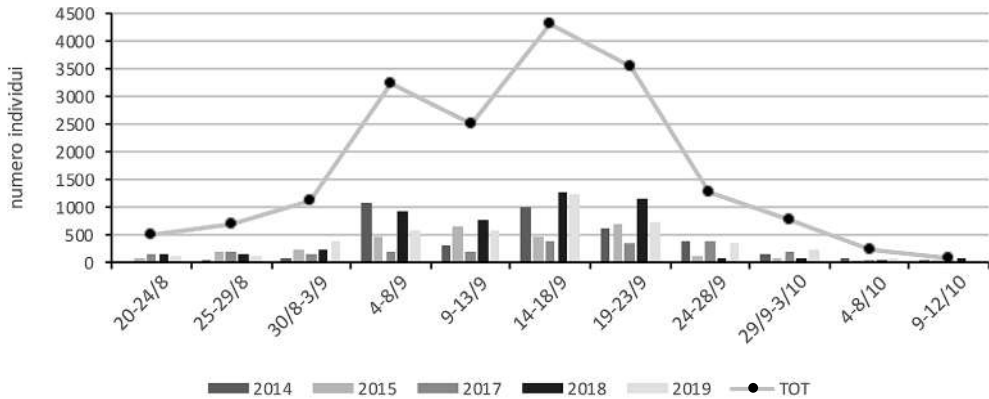


Figura 2. Fenologia della migrazione dei rapaci osservati in totale e nei singoli anni di monitoraggio nel periodo 20 agosto - 12 ottobre.

transitano sul Promontorio principalmente di mattina (ore 10-12), al contrario del Falco di palude che preferisce le ore pomeridiane (ore 17-18). Nel 2017, invece, l'analisi della distribuzione oraria giornaliera del Falco pecchiaiolo ha mostrato due picchi, uno nelle ore centrali della giornata (ore 13-14) e uno nel tardo pomeriggio (ore 17-18); tale risultato può essere stato influenzato dalle condizioni meteorologiche che hanno caratterizzato il 2017 in particolare.

Falco pecchiaiolo

Del 59% (N=4424) dei Falchi pecchiaioli avvistati è stato possibile determinare l'età; di questi il 15% (N=652) erano adulti mentre l'85% (N=3772) erano giovani,

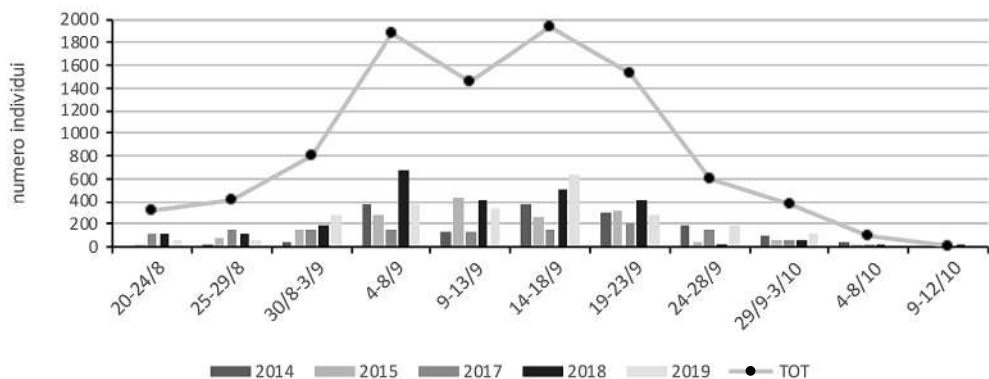


Figura 3. Fenologia della migrazione del Falco di palude in totale e nei singoli anni di monitoraggio nel periodo 20 agosto - 12 ottobre.

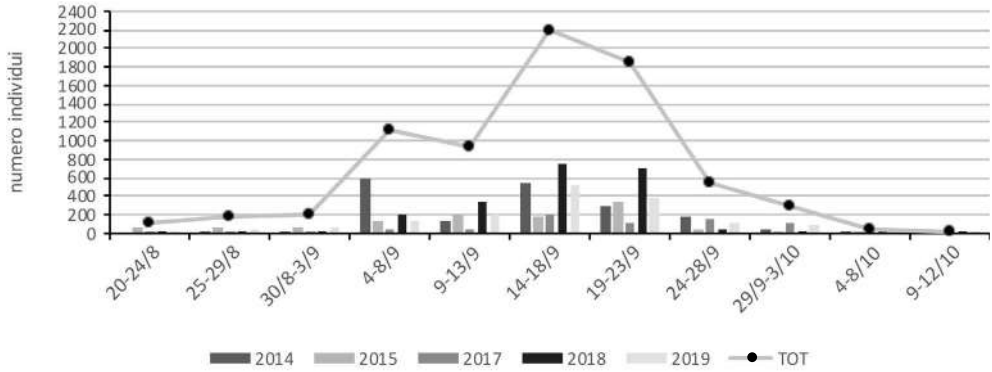


Figura 4. Fenologia della migrazione del Falco pecchiaiolo in totale e nei singoli anni di monitoraggio nel periodo 20 agosto - 12 ottobre.

($\chi^2=117,07$, $gl=4$, $p<0,001$). I movimenti migratori dei giovani sono caratterizzati da un picco in corrispondenza della pentade 19-23 settembre e proseguono quasi fino alla fine del periodo di monitoraggio (pentade 4-8 ottobre, Fig. 9).

Il sesso è stato registrato per l'8% (N=601) degli individui osservati e di questi il 65% (N=389) erano maschi e il 35% (N=212) femmine; la differenza è risultata statisticamente significativa ($\chi^2=31,28$, $gl=4$, $p<0,001$).

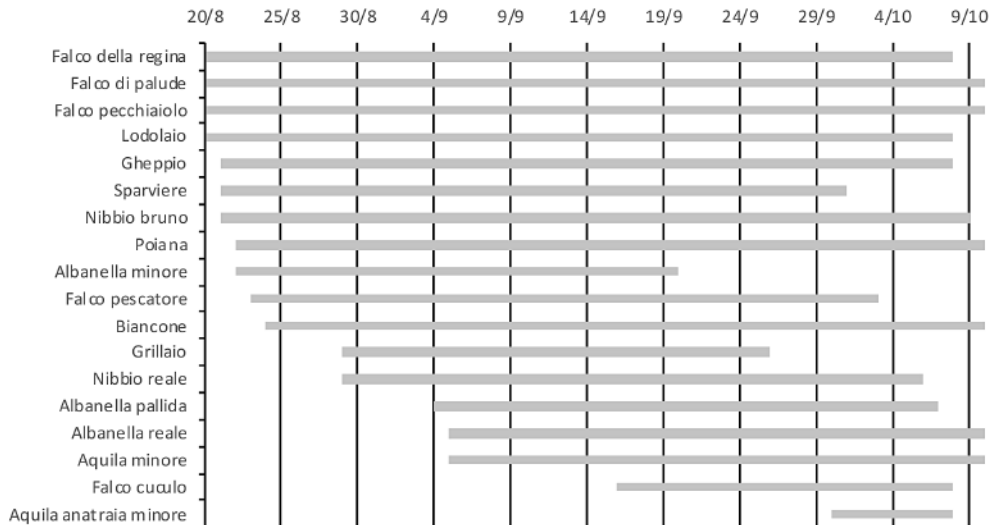


Figura 5. Fenologia della migrazione dei rapaci sul Promontorio del Circeo nel periodo di monitoraggio (20 agosto - 12 ottobre).

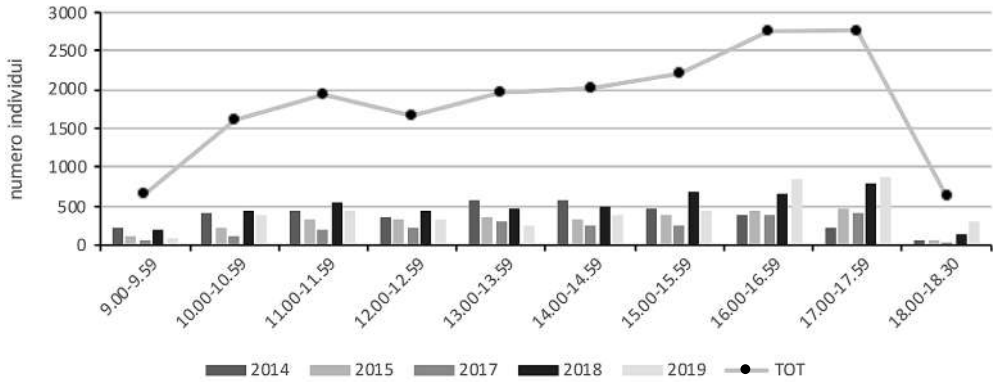


Figura 6. Distribuzione oraria giornaliera di tutti i rapaci migratori osservati nei cinque anni di monitoraggio.

I maschi hanno avuto un picco di passaggio in corrispondenza della pentade 4-8 settembre per poi decrescere rapidamente fino alla fine dello stesso mese. Le femmine invece sono state osservate all'inizio del periodo di studio con una maggiore presenza dal 14 al 18 settembre per poi avere un andamento negativo simile ai maschi (Fig. 10).

Falco di palude

Al 72% (N=6782) dei Falchi di palude contattati è stato possibile assegnare una classe d'età. La fenologia della migrazione di adulti e giovani è simile nel periodo di monitoraggio, ma il passaggio degli adulti sul Promontorio è complessivamente maggiore (68%, N=4591) rispetto a quello dei giovani (22%, N=2191; $\chi^2=67,77$, $gl=4$, $p<0,001$), come mostrato in Fig. 11.

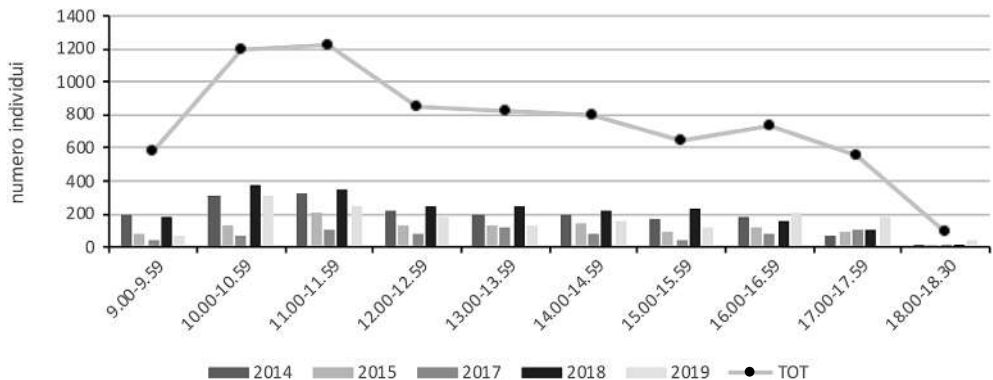


Figura 7. Distribuzione oraria giornaliera del Falco pecchiaiolo nei cinque anni di monitoraggio.

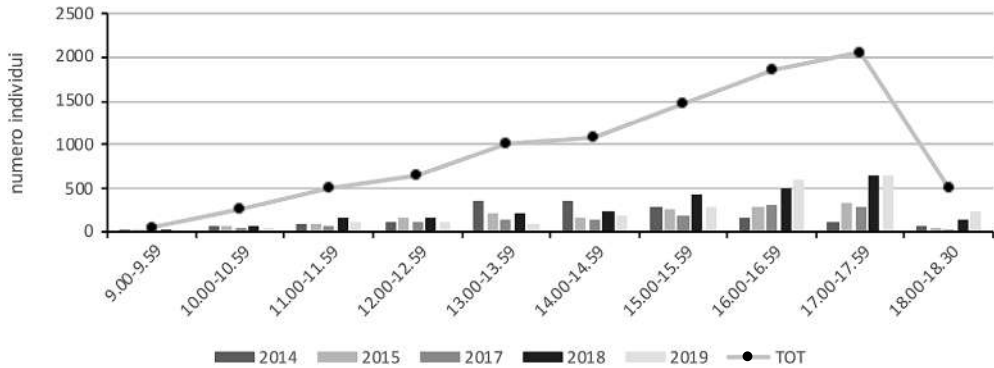


Figura 8. Distribuzione oraria giornaliera del Falco di palude nei cinque anni di monitoraggio.

Per il 49% (N=4636) degli individui è stato possibile determinare il sesso; di questi, il 49% (N=2288) sono maschi e il 51% (N=2348) femmine. Maschi e femmine hanno un andamento quasi sovrapponibile dal 20 agosto all'8 settembre e dal 19 settembre al 12 ottobre. Tuttavia, i maschi tendono a diminuire gradualmente fino alla fine del monitoraggio, mentre le femmine, dopo un andamento negativo dal 9 al 13 settembre, mostrano un picco di passaggi nella pentade 14-18 settembre ($\chi^2=77,95$, $gl=4$, $p<0,001$; Fig. 12).

Rotte migratorie

La maggior parte dei rapaci è stata vista arrivare da Nord-Est (28%) e da Nord (19%) per poi dirigersi verso Sud-Ovest (44%) e Sud (25%). Combinando, quindi, le traiettorie di avvistamento e svanimento si nota che la rotta dominante è NE-SO. Secondo alcuni autori (Agostini *et al.*, 2001) è probabile che gran parte degli individui di Fal-

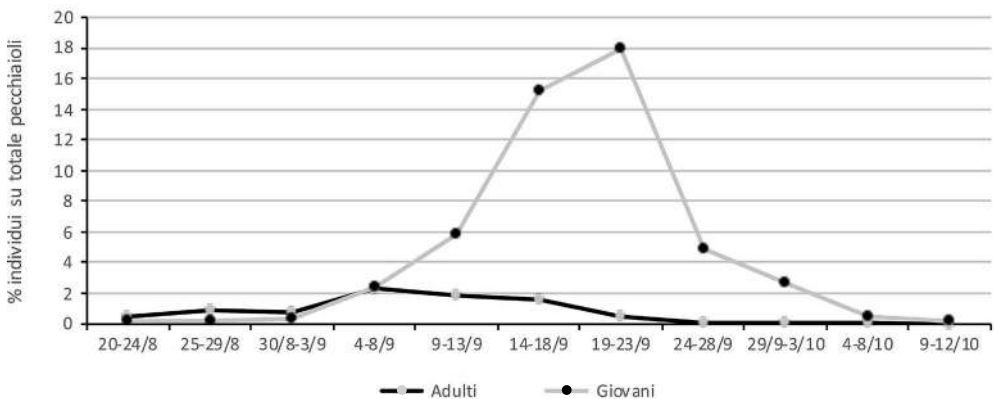


Figura 9. Fenologia della migrazione del Falco pecchiaiolo per classi di età.

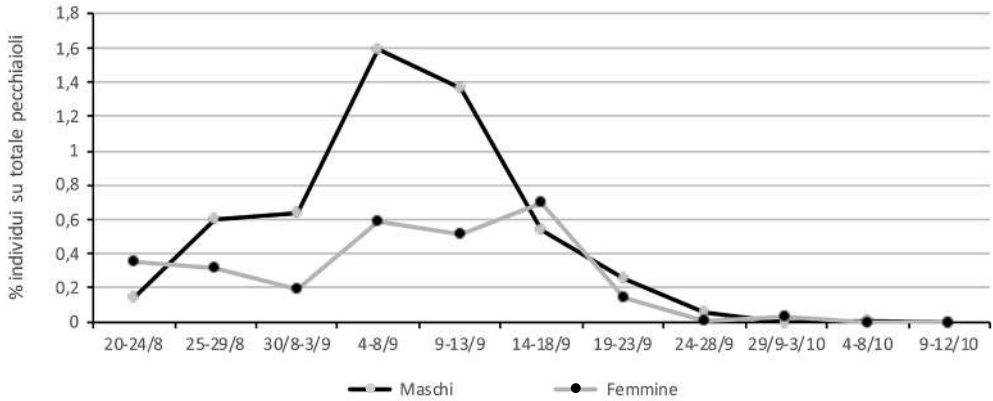


Figura 10. Fenologia della migrazione di maschi e femmine di Falco pecchiaiolo.

co di palude, ovvero la specie più rappresentativa, appartengano a popolazioni dell'Est Europa che seguono una traiettoria parallela NE-SO. Essi transitano sulla catena Antiappenninica laziale (Valle dell'Amaseno) raggiungendo la pianura pontina e il Promontorio del Circeo per poi proseguire verso l'Arcipelago Ponziano (Fig. 13).

I giovani Falchi pecchiaioli, che rappresentano la maggioranza degli individui osservati per questa specie, intraprendono la traversata sul mare verso Sud-Ovest probabilmente perché seguono la direzione di migrazione innata. Questi individui infatti affrontano la loro prima migrazione senza avere alcuna esperienza pregressa, pertanto non conoscono l'alto dispendio energetico del volo sul mare né le rotte migliori per ottimizzarlo (Agostini *et al.*, 2004).

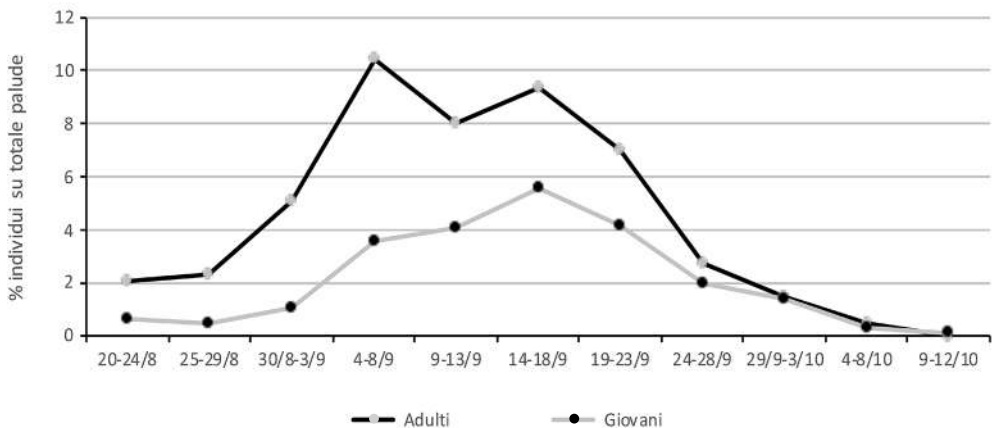


Figura 11. Fenologia della migrazione del Falco di palude per classi di età.

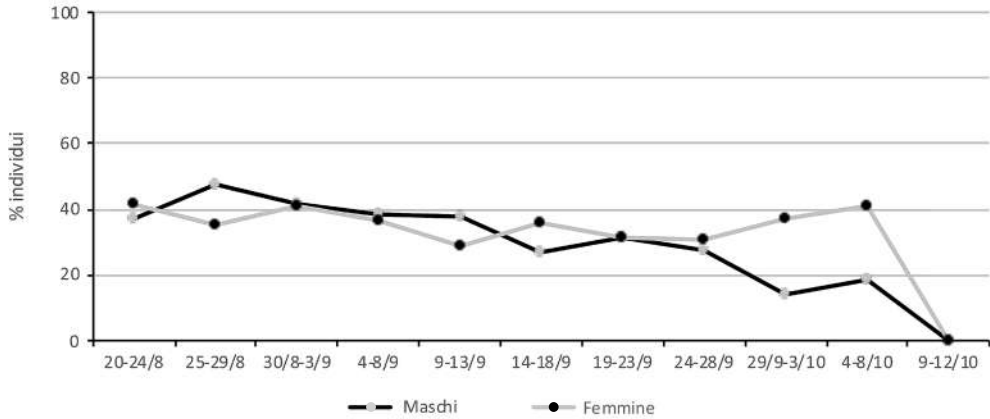


Figura 12. Fenologia della migrazione di maschi e femmine di Falco di palude.

Effettuare un conteggio dei rapaci migratori in località in cui questi intraprendono una traversata sul mare comporta alcune difficoltà (Agostini *et al.*, 1994; Agostini & Panuccio 2003a, 2003b; Panuccio *et al.*, 2004b; Premuda *et al.*, 2004; Panuccio, 2005). Gli Accipitriiformi utilizzano soprattutto il volo veleggiato, perciò tendono ad evitare vaste superfici d'acqua dove le correnti termiche sono per lo più assenti. Quando un rapace raggiunge la linea di costa si innesca un comportamento conflittuale per cui difficilmente comincerà la traversata del mare subito dopo aver veleggiato. Spesso gli individui tornano indietro dal mare, i gruppi si dividono e si ricompongono. I rapaci possono scom-

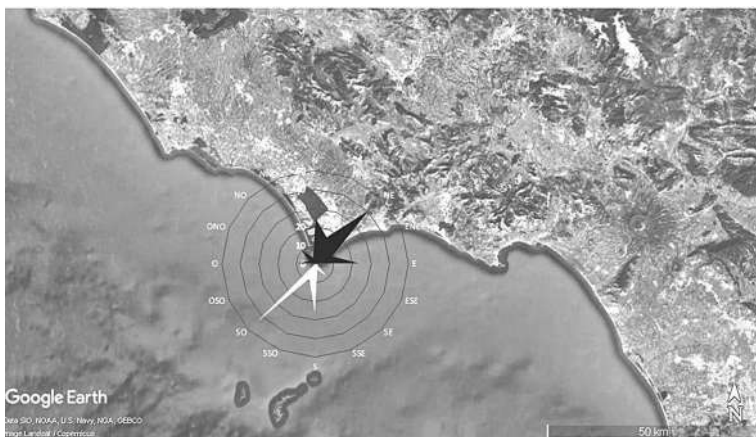


Figura 13. Direzione di avvistamento (nero) e di scomparsa (bianco) dei rapaci migratori nel periodo post-nuziale.

parire alla vista passando di nuovo nell'area di studio anche dopo oltre un'ora (Kerlinger, 1989; Agostini *et al.*, 1994; Agostini e Panuccio, 2003a; Panuccio *et al.*, 2004). Talvolta i rapaci rimangono nel sito per 1-2 giorni utilizzando il bosco del Promontorio come roost notturno. Per tale motivo l'attenta osservazione dei piumaggi individuali e l'analisi delle foto sono state fondamentali per limitare eventuali doppi conteggi.

Prima di questo studio quinquennale si riteneva che solo il Falco pecchiaiolo usasse il Promontorio come riparo per la notte (Corbi *et al.*, 2003), invece anche Falco di palude, Nibbio reale, Nibbio bruno, Aquila minore, Cicogna nera sono stati osservati poggiarsi nel bosco o ricontattati nella prima ora di monitoraggio della mattina successiva. Pertanto l'area risulta essere un importante sito di "stop over".

Ringraziamenti – Si ringrazia il personale dell'Ente Parco Nazionale del Circeo, in modo particolare la Dott.ssa Ester Del Bove e il Direttore Dott. Paolo Cassola, il personale dell'Aeronautica Militare Italiana per la gentile concessione, in modo particolare il Maresciallo Alfredo Grenga, il personale dell'Ente Nazionale Assistenza al Volo e i volontari che hanno partecipato al monitoraggio.

BIBLIOGRAFIA


- Agostini N., 2002. La migrazione dei rapaci in Italia. In: Bricchetti P. & Gariboldi A. (eds.), Manuale di Ornitologia. Vol. 3, pp. 157-182. Edagricole, Bologna.
- Agostini N, Coleiro C, Corbi F, Di Lieto G, Pinos F & Panuccio M., 2001. Comparative study on the autumn migration of Marsh Harriers at three sites of the central Mediterranean. *Vogelwarte*, 41:154-158.
- Agostini N., Coleiro C. & Panuccio M., 2004. Analysis of the autumn migration of juvenile honey-buzzards (*Pernis apivorus*) across the Central Mediterranean. *J. Raptor Res.*, 38(3): 283-286.
- Agostini N. & Logozzo D., 1995. Migration and wintering distribution of the Marsh Harrier (*Circus aeruginosus*) in southern Italy. *Buteo*, 11: 19-24.
- Agostini N., Malara G., Neri F., Mollicone D. & Melotto S. 1994. Flight strategies of Honey Buzzards during spring migration across the central Mediterranean. *Avocetta*, 18: 73-76.
- Agostini N. & Panuccio M., 2003a. Analysis of the spring migration of Honey Buzzards (*Pernis apivorus*) and Marsh Harriers (*Circus aeruginosus*) at two sites of Central Italy. *Avocetta*, 27: 203-205.
- Agostini N. & Panuccio M., 2003b. How do Accipitriiformes behave during autumn migration at the Circeo Promontory? *Riv. Ita. Orn.*, 73: 165-176.
- Baccetti N., Fracasso G. & Commissione Ornitologica Italiana. 2019. La Lista CISO-COI degli uccelli italiani.
- Beaman M. & Galea C., 1974. Visible migration of raptors over the Maltese Islands. *Ibis*, 116: 419-431.
- Berthold P., 1973. Proposal for the standardization of the presentation of annual events, especially of migrating data. *Auspicium*, 5 (suppl.): 49-59.
- Birdlife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, BirdLife International, Cambridge, UK.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana. Vol. 1. Gaviidae - Falconidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., Fraticelli F. & Molajoli R., 2019. Check List degli Uccelli del Lazio aggiornata al 2019. *Alula*, 26 (1-2): 39-60.
- Corbi F., Di Lieto G., Pinos F. & Trotta M., 2003. Fenologia della migrazione autunnale dei rapaci in un sito dell'Italia centrale (Promontorio del Circeo). *Avocetta*, 27 (1): 72.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1980. The Birds of the Western Palearctic. Vol. II. Oxford University Press, Oxford.
- Ferguson-Lees J. & D. Christie, 2001. Raptors Of The World. Houghton Mifflin, Boston, Ma U.S.A.

- Forsman D. 1999. The raptors of Europe and the Middle East: a Handbook of Field Identification. T. & A.D. Poyser, London.
- Gensbøl B., 1992. Guida ai rapaci diurni d'Europa, Nord Africa e Medio Oriente. Zanichelli Editore S.p.A., Bologna, Italy.
- Kerlinger P., 1989. Flight Strategies of Migrating Hawks. Univ. of Chicago Press, Chicago & London, 375 pp.
- Kjellén N., 1992. Differential timing autumn migration between sex and age groups in raptors at Falsterbo, Sweden. *Ornis Scand.*, 23: 420-434.
- Panuccio M., 2005. La migrazione dei rapaci attraverso il mare: metodi di studio usati nel Mediterraneo centrale. *Avocetta*, 29: 28.
- Panuccio M., Chiatante G. & Tarini D., 2013. Two different migration strategies in response to an ecological barrier: Western Marsh Harriers and juvenile European Honey Buzzards crossing the central-eastern Mediterranean in autumn. *J. Biol. Res.-Thessalon.*, 19: 10-18.
- Premuda G., Mellone U. & Cocchi L., 2004. Osservazioni sulle modalità della migrazione primaverile dei rapaci a Capo d'Otranto. *Avocetta*, 28(1): 33-36.
- Vanni L., & Paesani G., 2012. Monitoring raptors post-breeding migration on the Elba island, Arcipelago Toscano; years 2005-2006. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 82 (1-2).
- Zalles J. & Bildstein K. (eds), 2000. Raptor watch: a global directory of raptor migration site. BirdLife Conservation Series N. 9.

QUANTIFICAZIONE NUMERICA DEI PICCIONI URBANI *Columba livia* FORMA DOMESTICA IN UN PARCO DI ROMA: CONSIDERAZIONI METODOLOGICHE

FULVIO FRATICELLI

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (f_fratlicelli@hotmail.com)

 0000-0003-3999-3663

Abstract – Numerical assessment of Feral Pigeons *Columba livia* in a park in Rome: methodological considerations. The transect line method was tested to quantify Feral Pigeon population present in an urban park in Rome. The study area is a feeding area, not used for nesting. From 2003 to 2016 I made 2,137 transects, and the abundance of pigeons resulted extremely variable, both annually and monthly, invalidating the method. This methodology then is unsuitable to be used to assess pigeons' numbers, especially in order to plan containment interventions unless a large number of records is collected.

INTRODUZIONE

Il Piccione urbano *Columba livia* forma domestica ha avuto un incremento numerico proporzionale all'aumento dell'edificato urbano (Johnston & Janiga, 1995) con una distribuzione non uniforme tra zone centrali e periferiche dei centri abitati (Giunchi *et al.*, 2007a), ma con una notevole capacità di spostamento per la ricerca di risorse trofiche (Baldaccini *et al.*, 2000). Questa specie può essere causa di varie problematiche, anche di tipo sanitario (Haag-Wackernagel & Moch, 2003), spesso affrontate con metodi inefficaci (Giunchi *et al.*, 2012). I parchi urbani sono particolarmente attrattivi per questa specie, originariamente granivora, perché i cittadini che li frequentano sono ben disposti a offrire volontariamente fonti di cibo (Belguermi *et al.*, 2011) questa specie è comunque in grado di metabolizzare anche alimenti ad alto contenuto proteico (Ciminari *et al.*, 2005). Per questo motivo si creano condizioni di alta densità che possono aumentare considerevolmente i rischi d'insorgenza di zoonosi (Haro *et al.*, 2005). Contemporaneamente la presenza della specie può presentare aspetti positivi di sensibilizzazione nei confronti della biodiversità (Dunn *et al.*, 2006). È stato inoltre ipotizzato di attrezzare i parchi urbani con strutture attrattive per il Piccione urbano diminuendo così l'impatto in aree edificate (Haag-Wackernagel, 1995). In questo contesto è chiara l'importanza di disporre di un metodo di quantificazione della presenza di questa specie in contesti urbani per poterne organizzare la gestione e prevenire problematiche sanitarie. Sono stati proposti molti metodi per quantificare le popolazioni urbane di Piccioni urbani (ad es.: Uribe *et al.*, 1984; Senar & Sol, 1991; Senar, 1996; Buijs & Van Wijnen, 2001; Bursi *et al.*, 2001; Sacchi *et al.*, 2001; Amoruso *et al.*, 2013; Giunchi *et al.*, 2014), ma quello che ha dato i risultati più attendibili in ambiente di edificato è il metodo del transetto (Giunchi *et al.*, 2007a). In questo lavoro ho testato l'efficacia di questo metodo in un parco pubblico urbano.

AREA DI STUDIO E METODI

Da gennaio 2003 a dicembre 2016, durante uno studio a lungo termine sulla comunità ornitica, ho contato i Piccioni urbani presenti lungo un transetto di 700 m all'interno di Villa Borghese, un parco urbano di 80 ha situato al centro di Roma (coordinate centrali 41°54'N-12°29'E); per una descrizione dell'area si veda Fraticelli (2005) e Gratani & Bonito (2013). Il parco è frequentato regolarmente da importanti numeri di Piccioni urbani attratti principalmente da risorse trofiche di origine antropica (Fraticeili, 2010), ma anche dalla disponibilità alimentare che offrono varie essenze vegetali a stagionalità molto marcata (ad es. *Ulmus* sp., Fraticelli & Melchiorri, 2016). Per quantificare il numero d'individui ho utilizzato il metodo del transetto (Merikallio, 1946; Järvinen & Väisänen, 1973), senza però limiti alla fascia laterale di rilevamento (Bibby *et al.*, 2000). Il campionamento è stato effettuato nelle prime ore del mattino, in assenza di pioggia o forte vento (scala Beaufort <2). Ho effettuato 2.137 transetti in 14 anni di studio (media+DS 152,6 ± 17,8 transetti annui), percorrendo 1.496 km. Nelle elaborazioni statistiche dei dati ho utilizzato i test U di Mann-Whitney e l'indice di correlazione per ranghi di Spearman con un livello di significatività $\alpha < 0,05$.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Per valutare se vi fossero differenze numeriche nei Piccioni urbani presenti nell'area nel corso dei vari anni ho confrontato il numero degli individui tra i diversi anni (Fig. 1). I valori, che variano all'interno dello stesso anno da zero a più di 200 individui, l'asimmetria della distribuzione dei dati e la presenza di alcuni *outlier*, evidenziano l'estrema casualità e inaffidabilità che condizionano il metodo di conteggio. In molti casi esistono differenze statisticamente significative tra il numero medio d'individui di un anno e il successivo (Tab. 1), ma apparentemente in modo assolutamente casuale. Non è possibile quindi estrapolare i dati in periodi successivi. I valori medi dal 2003 al 2016 non mostrano inoltre una tendenza statisticamente significativa ($R_s = 0,32$; $P = N.S.$).

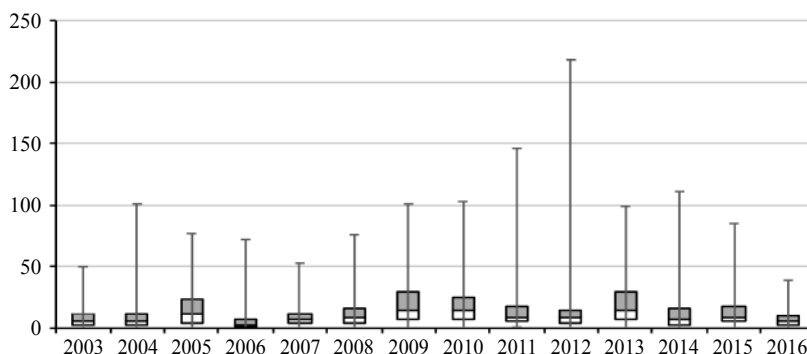


Figura 1. Boxplot del numero medio dei Piccioni urbani osservati annualmente dal 2003 al 2016 nell'area di studio. *Boxplot of the average number of Feral Pigeons from 2003 to 2016 in the study area.*

Per valutare se vi fossero differenze numeriche nei Piccioni urbani presenti nell'area nel corso dell'anno ho calcolato la media del numero di piccioni visti nel mese i-esimo dei 14 anni di campionamento (Fig. 2). Anche in questo caso si nota un alto grado di casualità che può falsificare i risultati ottenuti col metodo del transetto. Il numero maggiore d'individui riscontrato nei mesi primaverili è probabilmente da mettere in rela-

Tabella 1. Confronto tra un anno e il successivo del numero medio dei Piccioni urbani dal 2003 al 2016. Test U di Mann-Whitney. *Comparison between one year and the next of the average number of Feral Pigeons from 2003 to 2016. Mann-Whitney U Test.*

	z score	P
2003 vs 2004	0,64	N.S.
2004 vs 2005	4,14	<0,001
2005 vs 2006	-6,67	<0,001
2006 vs 2007	-5,77	<0,001
2007 vs 2008	-1,71	N.S.
2008 vs 2009	5,73	<0,001
2009 vs 2010	0,62	N.S.
2010 vs 2011	-4,06	<0,001
2011 vs 2012	0,97	N.S.
2012 vs 2013	-2,94	<0,003
2013 vs 2014	-3,07	<0,002
2014 vs 2015	-1,71	N.S.
2015 vs 2016	4,63	<0,001

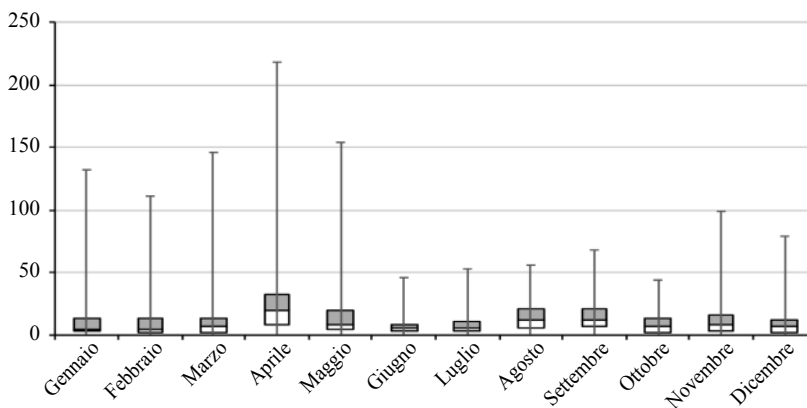


Figura 2. Boxplot della media del numero dei Piccioni urbani nell'area di studio per ogni mese, dati dal 2003 al 2016. *Boxplot of monthly mean values number of Feral Pigeons in the study area, data from 2003 to 2016.*

Tabella 2. Confronto tra un mese e il successivo del numero medio dei Piccioni urbani dal 2003 al 2016. Test U di Mann-Whitney. *Comparison between one month and the next of the average number of Feral Pigeons from 2003 to 2016. Mann-Whitney U Test.*

	z score	P
Gennaio vs Febbraio	0,58	N.S.
Febbraio vs Marzo	0,93	N.S.
Marzo vs Aprile	-8,06	<0,001
Aprile vs Maggio	-5,64	<0,001
Maggio vs Giugno	-4,81	<0,001
Giugno vs Luglio	-1,18	N,S,
Luglio vs Agosto	6,27	<0,001
Agosto vs Settembre	-0,04	N,S,
Settembre vs Ottobre	5,96	<0,001
Ottobre vs Novembre	2,19	<0,03
Novembre vs Dicembre	2,11	<0,03

zione sia alla maggiore frequentazione del parco da parte dei cittadini, e di conseguenza alla maggiore disponibilità trofica, sia alla stagionalità riproduttiva, che presenta un picco proprio in quei mesi (Giunchi *et al.*, 2007b), con conseguente maggiore fabbisogno di risorse trofiche. In molti casi esistono differenze statisticamente significative tra il numero medio d'individui di un mese e il successivo (Tab. 2), ma senza un'apparente tendenza.

In conclusione, si può affermare che per aree dove la presenza dei Piccioni urbani non è condizionata da siti di nidificazione e di ricovero, ma principalmente dalla disponibilità trofica e dal disturbo antropico, il metodo del transetto non restituisce, sia a livello annuale che mensile, dati utili per valutare le dinamiche di presenza e programmare eventuali interventi. Al momento attuale, a mio avviso, non è quindi disponibile un metodo efficace per effettuare rilevamenti quantitativi in questo tipo di ambiente urbano.

Ringraziamenti – Ringrazio sentitamente Samuele Ramellini, Alessandro Montemaggiori e Massimo Brunelli per la rilettura critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Amoroso I., Fabbris L., Mazza M. & Caravello G., 2013. Estimation of Feral Pigeon (*Columba livia*) population size using a novel Superimposed Urban Strata (SUS) method. *Urban Ecosyst.*, 17: 597–612.
- Baldaccini N.E., Giunchi D., Mongini E. & Ragonieri L., 2000. Foraging flights of wild Rock Doves (*Columba l. livia*): a spatio-temporal analysis. *Italian Journal of Zoology*, 67: 371–377.
- Belguermi A., Bovet D., Pascal A., Prévot-Julliard A.C., Saint Jalme M., Rat-Fischer L., & Leboucher G., 2011. Pigeons discriminate between human feeders. *Anim. Cogn.*, 14: 909.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, London.

- Buijs J.A. & Van Wijnen J.H., 2001. Survey of feral rock doves (*Columba livia*) in Amsterdam, a bird-human association. *Urban Ecosyst*, 5: 235–241.
- Bursi E., Gelati A, Ferraresi M. & Zannetti G., 2001. Impiego della nicarbazina nel controllo della riproduzione del colombo randagio di città. *Ann. Fac. Med. Vet. Parma*, 21: 97–115.
- Ciminari M.E., Moyano G.D.V., Chediack J.G., Cavides-Vidal E., 2005. Feral pigeons in urban environments: dietary flexibility and enzymatic digestion? *Rev. Chil. Hist. Nat.*, 78: 267–279.
- Dunn R.R., Gavin M.C., Sanchez M.C. & Solomon J.N., 2006. The Pigeon paradox: Dependence of global conservation on urban nature. *Cons. Biol.*, 20: 1814–1816.
- Fraticelli F., 2005. Gli uccelli di Villa Borghese, Roma: effetti della disponibilità trofica di origine antropica sulla comunità ornitica. *Alula*, 12: 157–182.
- Fraticelli F., 2010. L'utilizzo di un parco pubblico romano da parte del piccione urbano *Columba livia* forma *domestica*. *Alula*, 17: 43–48.
- Fraticelli F. & Melchiorri G., 2016. Commensalismo tra Piccione domestico *Columba livia* e psittaciformi. *Alula*, 23: 130–131.
- Giunchi D., Albores-Barajas Y., Baldaccini N.E., Vanni L. & Soldatini C., 2012. Feral pigeons: problems, dynamics and control methods. In: Soloneski S. & Larramendy M.L. (eds) *Integrated pest management and pest control - current and future tactics*. In Tech, Rijeka: 215–240.
- Giunchi D., Gaggini V. & Baldaccini N.E., 2007a. Distance sampling as an effective method for monitoring feral pigeon (*Columba livia* f. *domestica*) urban populations. *Urban Ecosystems*, 10: 397–412.
- Giunchi D., Baldaccini N.E., Sbragia G. & Soldatini C., 2007b. On the use of pharmacological sterilisation to control feral pigeon populations. *Wildlife Research*, 34: 306–328.
- Giunchi D., Vanni L., Soldatini C., Albores-Barajas Y. V., & Baldaccini N. E., 2014. Old and novel methods for estimating Feral Pigeons (*Columba livia* f. *domestica*) population size: a reply to Amoruso et al. (2013). *Urban Ecosystems*, 17: 719–722.
- Gratani L. & Bonito A., 2013. *Villa Borghese prati, giardini e alberi monumentali*. Palombi Editori, Roma.
- Haag-Wackernagel D., 1995. Regulation of the street pigeon in Basel. *Wildlife Society Bulletin*, 23: 256–260.
- Haag-Wackernagel D. & Moch H., 2003. Health hazards posed by feral pigeons. *Journal of Infection*, 48: 307–313.
- Haro M., Izquierdo F., Henriques-Gil N., Andrés I., Alonso F., Fenoy S. & Del Aguila C., 2005. First detection and genotyping of human-associated microsporidia in pigeons from urban parks. *Applied and Environmental Microbiology*, 71: 3153–3157.
- Järvinen O. & Väisänen R. A., 1973. Species diversity of Finnish birds: I Zoogeographical zonation based on land birds. *Ornis Fenn.*, 50: 93–125.
- Johnston R.F. & Janiga M., 1995. *The Feral Pigeons*. Oxford University Press, London.
- Merikallio E., 1946. Über regionale Verbreitung und Anzahl der Landvögel in Süd und mittel Finnland, besonders in deren östlichen Teilen, im Linkte von quantitativen Untersuchungen. *Ann. Zool. Soc. Vanano*, 12: 1–143, 12: 1–120.
- 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.
- Senar J.C., 1996. Bird census techniques for the urban habitat: a review. In: *Controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche: problemi e prospettive*. Istituto Superiore di Sanità, Roma: 36–44.
- Senar J.C. & Sol D., 1991. Censo de palomas *Columba livia* var. de la ciudad de Barcelona: aplicaciòn del muestreo estratificado con factor de correcciòn. *Butlleti del Grup Catala d'Anellament*, 8:19–24.
- Uribe F., Colom L., Camerino M., Ruiz J. & Senar J.C., 1984. Censo de las palomas semidomésticas (*Columba livia* var.) de la ciudad de Barcelona. *Misc. Zool.*, 8:237–244.

IL MONITORAGGIO DEL'AVIFAUNA NIDIFICANTE NEL PARCO NAZIONALE ALTA MURGIA: DATI PRELIMINARI

EGIDIO FULCO^(1,*), CRISTIANO LIUZZI⁽²⁾ & FABIO MASTROPASQUA⁽²⁾

⁽¹⁾Studio Naturalistico Hyla srl – Via Baroncino, 11 – 06069 Tuoro sul Trasimeno (PG)

⁽²⁾Centro Studi de Romita – Via Polignano, 36 – 70014 Conversano (BA)

* Autore per corrispondenza: fulco@studionaturalisticohyla.it

Abstract – First data on breeding birds monitoring in the Alta Murgia National Park (southern Italy). As part of the implementation of the Biodiversity Directive in 2018 prot. 24444 GAB of 17 October 2017 signed by the Minister of the Environment and Protection of the Territory and the Sea, the Alta Murgia National Park has joined the “Biodiversity, resilience and climate change” project. A monitoring strategy for the breeding bird community was therefore developed, using 90 point counts distributed throughout the park. The choice of points was made using a 5 km side grid on the park boundaries obtained from the UTM grid. In each of the 45 resulting cells, 2 points falling in arable land or arid mediterranean meadows were identified. The surveys were carried out during the 2019 and 2021 breeding season, while the 2020 was not covered. Overall, 68 breeding species were surveyed, 26 of which of significant conservation concern. During the 2021 season, the first nesting within the Park of *Clamator glandarius* and *Cecropis daurica* were also ascertained. First data relating to population trends indicate a general increase in species richness and abundance, with statistically significant increases recorded for *Coracias garrulus*, *Calandrella brachydactyla*, *Galerida cristata* and *Sylvia conspicillata*. Decreases were observed for *Melanocorypha calandra* and *Falco tinnunculus*. The continuation of the monitoring in the next years will make it possible to refine the analysis in order to obtain data on medium and long-term trends.

INTRODUZIONE

Nell'ambito dell'attuazione della Direttiva della biodiversità nel 2018 prot. 24444 GAB del 17 ottobre 2017 a firma del Ministro dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, il Parco Nazionale dell'Alta Murgia ha aderito al progetto “Biodiversità, resilienza e cambiamenti climatici”, nell'ambito del quale è stato messo a punto un protocollo di monitoraggio rivolto alla comunità ornitica nidificante. La necessità di sviluppare questo piano di monitoraggio si lega alla tipologia ambientale dominante all'interno dell'area protetta, caratterizzata da estesi prati aridi mediterranei che, unitamente ad ampie estensioni cerealicole, definiscono la cosiddetta “pseudo-steppe mediterranea”. Tali ecosistemi sono considerati tra i più importanti per la conservazione di molte specie di uccelli europei (Delgado & Moreira, 2000; Bota *et al.*, 2005; De Juana, 2005), oltre a costituire di fatto una regione ornitologica a sé stante, quanto meno nel panorama italiano (Londi *et al.*, 2010).

In anni recenti lo studio dell'avifauna che popola l'area protetta ha riguardato prevalentemente il monitoraggio dei rapaci migratori (Liuzzi *et al.*, 2020) e lo studio dell'eco-

etologia del Grillaio (Cecere *et al.*, 2018; Sarà *et al.*, 2019; Ferrarini *et al.*, 2021). Indagini organiche sulle comunità ornitiche nidificanti sono state svolte nei primi anni 2000 al fine di identificare gli effetti della cerealicoltura sulle popolazioni di uccelli (Sorino, 2011), mentre in anni successivi sono stati svolti specifici rilievi per la realizzazione di un atlante distributivo (La Gioia *et al.*, 2015).

L'indagine oggetto del presente contributo si inserisce a completamento di questo quadro conoscitivo, prefiggendosi in particolare un duplice obiettivo:

- caratterizzare la comunità ornitica nidificante negli estesi ecosistemi prativi che connotano l'area di studio;
- dare inizio ad una attività di monitoraggio standardizzato dalla quale ricavare, sul medio e lungo periodo, gli andamenti di popolazione delle specie di uccelli nidificanti, al fine di fornire un utile supporto gestionale agli enti preposti.

AREA DI STUDIO

Il Parco Nazionale dell'Alta Murgia si estende per 68.077 ettari, interessando due provincie (Bari, Barletta-Andria-Trani) e 13 comuni. Si tratta di un esteso altopiano costituito da una piattaforma calcarea sub-pianeggiante, al cui interno si riconoscono piccole ondulazioni e doline, come conseguenza di antichi fenomeni carsici. I suoli sono sottili e spesso assenti, con frequenti affioramenti del substrato, sia sottoforma di pietraie che di pareti o scarpate rocciose (Tedesco, 2002). Salvo poche aree ricoperte da boschi di latifoglie meso-termofile, la gran parte dell'altopiano è interessata da vaste estensioni di praterie semi-naturali (Macchia *et al.*, 2002), le quali ricoprono oggi circa 29.800 ettari di territorio, pari ad oltre il 43% dell'area protetta (Boccaccio *et al.*, 2012).

Tali formazioni prative sono riconducibili ad associazioni fitosociologiche peculiari, che individuano i seguenti habitat di interesse comunitario, inclusi nell'Allegato I della Direttiva 92/43/CEE:

- a) 62A0 Formazioni erbose secche della regione submediterranea orientale (*Scorzoneratalia villosae*);
- b) *6210 Formazioni erbacee semi-naturali e facies arbustive su substrato calcareo (*Festuco-Brometalia*);
- c) *6220 Percorsi substepici di graminacee e piante annue dei *Thero-brachypodietea*.

Oltre alle praterie, fortemente caratterizzate dalla diffusione della graminacea perenne *Stipa austroitalica* (Forte *et al.*, 2005), le formazioni erbacee risultano costituite da estese coltivazioni cerealicole, spesso inserite in un mosaico ambientale dove si alternano a pascoli, praterie aride mediterranee e radi arbusteti o garighe.

Gli ambienti forestali riguardano circa il 15% della superficie complessiva dell'area protetta, ma risultano fortemente frammentati e costituiti in massima parte da impianti artificiali a prevalenza di Pino d'Aleppo e Cipresso (Leone *et al.*, 2002). Residue formazioni di latifoglie, dominate dalla Roverella, sono distribuite soprattutto nell'area prossima al confine orientale del Parco.

METODI

Il rilevamento dell'avifauna è stato realizzato mediante il metodo dei punti d'ascolto (Bibby *et al.*, 2000). Lungo la rete di sentieri, tratturi e strade secondarie che attraversano l'area di studio, sono state distribuite 90 stazioni di osservazione/ascolto distanti almeno 500 m in linea d'aria l'una dall'altra. La distribuzione dei punti è stata effettuata sovrapponendo ai confini del parco una griglia avente maglia pari a 5 km di lato ricavata dal reticolo UTM. In ognuna delle 45 celle risultanti sono stati individuati 2 punti ricadenti in seminativi e/o prati aridi mediterranei (Fig. 1), scelti tenendo conto della percorribilità delle strade, in modo da definire un piano di campionamento che fosse realisticamente replicabile nel tempo. Ogni stazione è stata visitata una sola volta per 10 minuti nel bimestre maggio-giugno di ognuno dei due anni di monitoraggio (2019 e 2021). I rilievi sono stati condotti nelle prime ore del mattino, in assenza di precipitazioni o forte vento. Nel corso di ogni visita sono stati annotati tutti gli uccelli osservati oppure uditi senza limite di distanza dal rilevatore.

Dall'analisi sono state escluse le specie ritenute in migrazione e le specie notturne, in quanto la fascia oraria delle visite non si presta al loro rilevamento. Inoltre, essendo

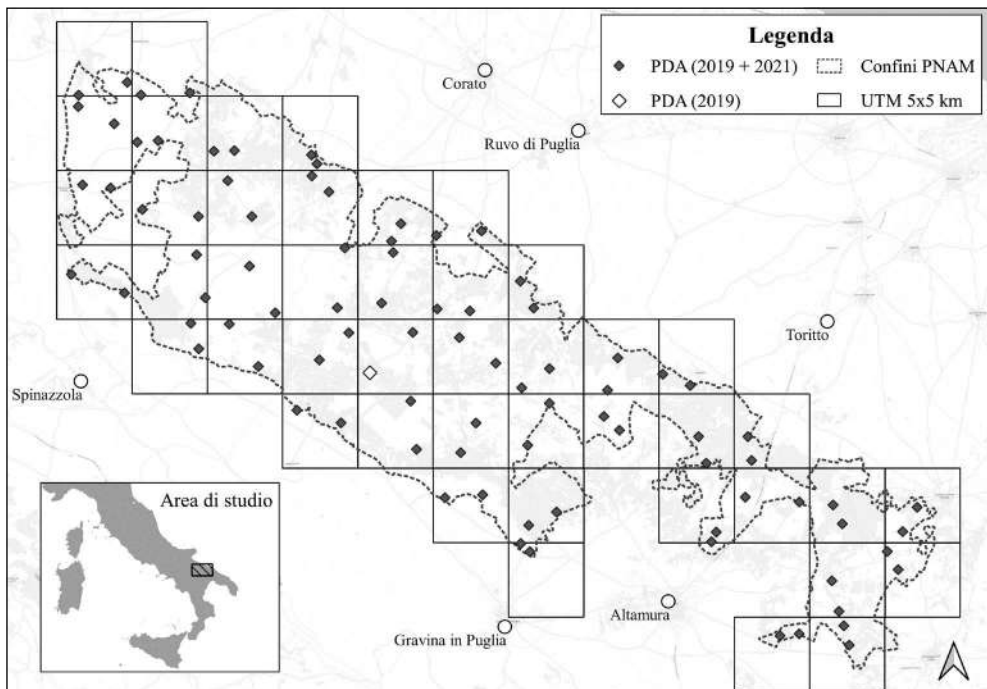


Figura 1. Distribuzione dei punti d'ascolto (PDA) all'interno dell'area di studio. In bianco è indicata la stazione effettuata solo nel corso della stagione 2019 e dunque esclusa dalle analisi. *All of 90 point counts made in the study area. In white the station carried out only in 2019.*

venuta meno (a causa di fattori logistici) l'esecuzione di una stazione nel corso della stagione 2021, la stessa è stata esclusa anche dall'elenco 2019, in modo da non inficiare il confronto tra le due stagioni riproduttive.

A partire dal set di dati risultante da questa selezione preliminare, per ciascuna delle due stagioni riproduttive sono stati calcolati i seguenti indici relativi alle singole specie:

- indice puntiforme di abbondanza (IPA) per ciascuna specie (espresso come n. individui totali/n. stazioni complessivamente visitate, ossia numero medio di individui per stazione);
- dominanza specifica (p_i): numero di individui appartenenti alla specie considerata diviso il numero totale di individui contattati nelle 89 stazioni. Il valore di p_i misura il peso che la specie ha all'interno della comunità indagata. Le specie aventi $p_i > 0,05$ sono state considerate dominanti (Turcek, 1956);
- frequenza assoluta (F): numero di stazioni nelle quali la specie è stata rinvenuta;
- frequenza % (F%): è la percentuale delle stazioni indagate nelle quali la specie è stata rinvenuta, cioè $F/89*100$.

Per la descrizione della struttura della comunità ornitica sono stati utilizzati i seguenti parametri:

- S = ricchezza di specie totale nel set di stazioni;
- s = ricchezza media delle 89 stazioni;
- NP% = percentuale di specie *Non Passeriformes*;
- IPA totale = numero medio di individui per stazione (cumulando tutte le specie);
- A = diversità specifica (H') calcolata con la formula di Shannon e Weaver (1963):

$$H' = -\sum (p_i \times \ln p_i)$$

- equiripartizione (J'), espressa dalla seguente formula (Lloyd & Ghelardi, 1964; Pielou, 1966): $J' = H'/H_{max} = H'/\log_n S$, dove S è il numero di specie presenti nel campione. L'equiripartizione è tanto maggiore quanto più sono omogenei i valori di abbondanza delle diverse specie;
- ND = numero di specie dominanti.

Le due diverse stagioni riproduttive sono state confrontate tra loro sia in relazione ai parametri di comunità che ai valori di IPA specifici. In tutti quei casi nei quali i parametri posti a confronto costituiscono la media dei valori delle 89 stazioni (ricchezza media, IPA totale, IPA specifici), per evidenziare la significatività statistica delle eventuali differenze osservate fra i due anni è stato impiegato il t-test per dati appaiati, dove ogni coppia è costituita dalla stessa stazione in due anni diversi. Anche se la distribuzione dei dati dei nostri campioni non sempre è risultata di tipo normale, la numerosità delle osservazioni è tale da consentire ugualmente l'impiego di questo test parametrico (Fowler & Cohen, 1993).

Con riferimento al set di specie incluse nell'analisi, è stata svolta una valutazione

dell'importanza della comunità sotto il profilo della conservazione, utilizzando come criterio l'inclusione in alcune liste di tutela riconosciute in ambito scientifico e gestionale: Allegato I della Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE; Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia (Peronace *et al.*, 2012); SPEC (BirdLife, 2017).

RISULTATI

Sono state complessivamente rinvenute 75 specie di uccelli, 7 delle quali sono state escluse dalle analisi in quanto considerate migratrici oppure non efficacemente contattabili con il metodo impiegato sul campo (Strigiformi). In Tabella 1 viene riportato l'elenco completo con i risultati dei conteggi per ognuna delle due stagioni riproduttive indagate; tassonomia e ordinamento sistematico sono conformi a quelli della più recente check-list degli uccelli italiani (Baccetti *et al.*, 2021).

Delle 68 specie nidificanti, ventinove (42,64%) sono risultate incluse in almeno una delle tre liste di tutela prese a riferimento, di cui tredici (19,11%) inserite in All. I della dir. Uccelli (Tab. 2).

Per quasi tutti i parametri della comunità (Tab. 3) i valori registrati nella stagione riproduttiva 2021 sono risultati superiori ai corrispondenti valori del 2019. Sia nel caso della ricchezza media (s) che dell'IPA totale l'incremento è risultato altamente significativo (Tab. 4).

Le specie dominanti ($p_i > 0,05$) in almeno una delle due stagioni sono risultate essere le seguenti: *Falco naumanni*, *Pica pica*, *Corvus corone cornix*, *Melanocorypha calandra*, *Galerida cristata*, *Passer italiae*, *Emberiza calandra* (Tab. 5).

Sulla base dei risultati del test t-student, le specie che hanno mostrato fra il 2019 e il 2021 un incremento statisticamente significativo sono le seguenti: *Calandrella brachydactyla*, *Galerida cristata*, *Carduelis carduelis*, *Fringilla coelebs*, *Coracias garrulus*, *Sylvia conspicillata*, *Turdus viscivorus*, *Emberiza cirulus*. Le specie in decremento significativo sono *Melanocorypha calandra* e *Falco tinnunculus* (Tab. 6).

DISCUSSIONE

La comunità ornitica è paragonabile, in termini di ricchezza, a quanto emerso da studi analoghi condotti in ambiti territoriali limitrofi (Sorace *et al.*, 2007), rispetto ai quali risulta però fortemente caratterizzata da specie tipiche di ambienti pseudo-steppici, alcune delle quali sono risultate dominanti. Tra esse spicca la Calandra, che presenta in assoluto i più alti valori di dominanza. Questo Alaudide, classificato "vulnerabile" nella Lista Rossa nazionale, è specie che a scala nazionale risulta oggettivamente rara: i rilievi condotti nel periodo 2000-2020 nell'ambito del progetto *Farmland Bird Index* (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2020) ne hanno infatti accertato la presenza in appena 69 particelle UTM su 1365 indagate (5,1%). Tale constatazione evidenzia sufficientemente la grande valenza rivestita a livello nazionale dal Parco dell'Alta Murgia per la conservazione di questa specie. La presenza (benché molto meno diffusa) di altre specie rare e localizzate quali Occhione, Ghiandaia marina, Calandrella, Monachella e Sterpazzola della Sardegna, contribuisce a innalzare ulteriormente la rilevanza dell'area di studio

Tabella 1. Specie rinvenute e corrispondente numero di individui conteggiati ogni anno nelle 89 stazioni di campionamento utilizzate per le elaborazioni. Sono indicate tra parentesi le specie escluse dalle analisi. *List of species and number of individuals counted each year in the 89 point counts used. Species excluded from the analyzes are indicated in the brackets.*

Id	Specie		2019	2021
1	<i>Coturnix coturnix</i>	Quaglia comune	20	19
2	<i>Columba palumbus</i>	Colombaccio	31	55
3	<i>Streptopelia turtur</i>	Tortora selvatica	6	6
4	<i>Streptopelia decaocto</i>	Tortora dal collare	17	29
5	<i>Apus pallidus</i>	Rondone pallido	0	2
6	<i>Apus apus</i>	Rondone comune	15	30
7	<i>Clamator glandarius</i>	Cuculo dal ciuffo	0	1
8	<i>Cuculus canorus</i>	Cuculo	7	5
9	<i>Burhinus oedicnemus</i>	Occhione	6	5
10	(<i>Athene noctua</i>)	(Civetta)	3	3
11	(<i>Otus scops</i>)	(Assiolo)	1	0
12	<i>Pernis apivorus</i>	Falco pecchiaiolo	4	9
13	(<i>Neophron percnopterus</i>)	(Capovaccaio)	1	0
14	<i>Circaetus gallicus</i>	Biancone	7	5
15	(<i>Circus aeruginosus</i>)	(Falco di palude)	7	1
16	(<i>Circus pygargus</i>)	(Albanella minore)	2	0
17	<i>Accipiter nisus</i>	Sparviere	1	0
18	<i>Milvus milvus</i>	Nibbio reale	5	5
19	<i>Milvus migrans</i>	Nibbio bruno	5	3
20	<i>Buteo buteo</i>	Poiana	18	14
21	<i>Upupa epops</i>	Upupa	17	18
22	<i>Merops apiaster</i>	Gruccione	61	35
23	<i>Coracias garrulus</i>	Ghiandaia marina	2	12
24	<i>Picus viridis</i>	Picchio verde	0	1
25	<i>Falco naumanni</i>	Grillaio	72	147
26	<i>Falco tinnunculus</i>	Gheppio	12	2
27	(<i>Falco vespertinus</i>)	(Falco cuculo)	8	0
28	<i>Falco biarmicus</i>	Lanario	0	1
29	<i>Oriolus oriolus</i>	Rigogolo	25	21
30	<i>Lanius minor</i>	Averla cenerina	2	5
31	<i>Lanius senator</i>	Averla capirossa	3	7
32	<i>Garrulus glandarius</i>	Ghiandaia	25	26
33	<i>Pica pica</i>	Gazza	107	152
34	<i>Corvus monedula</i>	Taccola	18	41
35	<i>Corvus corax</i>	Corvo imperiale	2	9
36	<i>Corvus corone cornix</i>	Cornacchia grigia	99	97

continua

Id	Specie		2019	2021
37	<i>Cyanistes caeruleus</i>	Cinciarella	41	34
38	<i>Parus major</i>	Cinciallegra	70	60
39	<i>Melanocorypha calandra</i>	Calandra	323	265
40	<i>Calandrella brachydactyla</i>	Calandrella	18	48
41	<i>Lullula arborea</i>	Tottavilla	72	79
42	<i>Alauda arvensis</i>	Allodola	15	24
43	<i>Galerida cristata</i>	Cappellaccia	104	140
44	<i>Cisticola juncidis</i>	Beccamoschino	0	4
45	<i>Cecropis daurica</i>	Rondine rossiccia	0	2
46	<i>Hirundo rustica</i>	Rondine	80	97
47	<i>Aegithalos caudatus</i>	Codibugnolo	25	18
48	<i>Sylvia atricapilla</i>	Capinera	14	12
49	<i>Sylvia melanocephala</i>	Occhiocotto	16	27
50	<i>Sylvia cantillans</i>	Sterpazzolina comune	29	45
51	<i>Sylvia communis</i>	Sterpazzola	2	0
52	<i>Sylvia conspicillata</i>	Sterpazzola della Sardegna	1	10
53	<i>Certhia brachydactyla</i>	Rampichino comune	3	2
54	<i>Troglodytes troglodytes</i>	Scricciolo	0	1
55	<i>Sturnus vulgaris</i>	Storno	25	5
56	<i>Turdus viscivorus</i>	Tordela	5	12
57	<i>Turdus merula</i>	Merlo	3	8
58	<i>(Muscicapa striata)</i>	(Pigliamosche)	1	0
59	<i>Luscinia megarhynchos</i>	Usignolo	3	3
60	<i>Monticola solitarius</i>	Passero solitario	0	2
61	<i>Saxicola torquatus</i>	Saltimpalo	0	4
62	<i>Oenanthe hispanica</i>	Monachella	10	14
63	<i>Passer italiae</i>	Passera d'Italia	202	178
64	<i>Passer montanus</i>	Passera mattugia	4	2
65	<i>Petronia petronia</i>	Passera lagia	2	5
66	<i>Anthus campestris</i>	Calandro	6	10
67	<i>Motacilla alba</i>	Ballerina bianca	0	3
68	<i>Fringilla coelebs</i>	Fringuello	16	34
69	<i>Chloris chloris</i>	Verdone	3	6
70	<i>Linaria cannabina</i>	Fanello	9	21
71	<i>Carduelis carduelis</i>	Cardellino	36	69
72	<i>Serinus serinus</i>	Verzellino	18	25
73	<i>Emberiza melanocephala</i>	Zigolo capinero	1	1
74	<i>Emberiza calandra</i>	Strillozzo	185	190
75	<i>Emberiza cirius</i>	Zigolo nero	24	40

Tabella 2. Specie nidificanti di interesse conservazionistico. *Breeding species of conservation concern.*

Id	Specie	All. I Dir. Uccelli	SPEC	Lista Rossa
1	<i>Coturnix coturnix</i>		SPEC 3	
2	<i>Streptopelia turtur</i>		SPEC 1	
3	<i>Burhinus oedicnemus</i>	X	SPEC 3	VU
4	<i>Pernis apivorus</i>	X		
5	<i>Circaetus gallicus</i>	X		VU
6	<i>Milvus milvus</i>	X	SPEC 1	VU
7	<i>Milvus migrans</i>	X	SPEC 3	NT
8	<i>Coracias garrulus</i>	X	SPEC 2	VU
9	<i>Falco naumanni</i>	X	SPEC 3	VU
10	<i>Falco tinnunculus</i>		SPEC 3	
11	<i>Falco biarmicus</i>	X	SPEC 3	VU
12	<i>Lanius minor</i>	X	SPEC 2	VU
13	<i>Lanius senator</i>		SPEC 2	EN
14	<i>Melanocorypha calandra</i>	X	SPEC 3	VU
15	<i>Calandrella brachydactyla</i>	X	SPEC 3	EN
16	<i>Lullula arborea</i>	X	SPEC 2	
17	<i>Alauda arvensis</i>		SPEC 3	VU
18	<i>Galerida cristata</i>		SPEC 3	
19	<i>Cecropis daurica</i>			VU
20	<i>Hirundo rustica</i>		SPEC 3	NT
21	<i>Saxicola torquatus</i>			VU
22	<i>Oenanthe hispanica</i>			EN
23	<i>Passer italiae</i>		SPEC 3	VU
24	<i>Passer montanus</i>		SPEC 3	VU
25	<i>Anthus campestris</i>	X	SPEC 3	
26	<i>Chloris chloris</i>			NT
27	<i>Linaria cannabina</i>			NT
28	<i>Emberiza melanocephala</i>			NT
29	<i>Emberiza calandra</i>		SPEC 2	

Tabella 3. Parametri ecologici della comunità ornitica. *Breeding birds community's ecological parameters.*

Parametri	Valori 2019	Valori 2021
Ricchezza (S)	58	66
Ricchezza media (s)	8,57	9,36
NP%	31,03%	33,33%
IPA totale	21,74	25,42
Numero di specie dominanti	6	6
Diversità di Shannon (H')	3,22	3,39
Equipartizione (J)	0,79	0,81

Tabella 4. Test t di student applicato al confronto tra ricchezza media per stazione e IPA di tutte le specie. In entrambi l'incremento osservato tra le due stagioni è risultato essere statisticamente significativo. *Student's t-test applied to the comparison between average richness and abundance (IPA) of all species. In both, the increase was statistically significant.*

	IPA 2019	IPA 2021	t	df	Sig. (2-tailed)	Segno della variazione
Ricchezza media	8,57	9,36	-2,893	89	0,005	incremento
IPA totale	21,74	25,42	-3,259	89	0,002	incremento

Tabella 5. Valori di p_i delle specie dominanti in almeno una delle due stagioni riproduttive. In grassetto i valori superiori a 0,05. *p_i values of the dominant species in at least one of the two breeding seasons. Values greater than 0,05 are in bold.*

Specie dominanti	p_i 2019	p_i 2021
<i>Falco naumanni</i>	0,037	0,065
<i>Pica pica</i>	0,055	0,067
<i>Corvus corone cornix</i>	0,051	0,043
<i>Melanocorypha calandra</i>	0,165	0,117
<i>Galerida cristata</i>	0,054	0,062
<i>Passer italiae</i>	0,104	0,079
<i>Emberiza calandra</i>	0,095	0,084

Tabella 6. Risultati del test t di student sui valori di IPA specifici. In grassetto i valori statisticamente significativi. *Student's t-test on abundance values (IPA). Statistically significant values are in bold.*

Specie	IPA 2019	IPA 2021	t	Sig. (2-tailed)	Segno della variazione
<i>Coturnix coturnix</i>	0,225	0,213	0,179	0,859	
<i>Columba palumbus</i>	0,348	0,618	-1,174	0,244	
<i>Streptopelia turtur</i>	0,067	0,067	0,000	1,000	
<i>Streptopelia decaocto</i>	0,191	0,326	-1,978	0,051	
<i>Apus pallidus</i>	assente	0,022			
<i>Apus apus</i>	0,169	0,337	-0,510	0,611	
<i>Clamator glandarius</i>	assente	0,011			
<i>Cuculus canorus</i>	0,079	0,056	0,630	0,530	
<i>Burhinus oedicnemus</i>	0,067	0,056	0,241	0,810	
<i>Pernis apivorus</i>	0,045	0,101	-0,575	0,567	
<i>Circaetus gallicus</i>	0,079	0,056	0,469	0,640	
<i>Accipiter nisus</i>	0,011	assente			
<i>Milvus milvus</i>	0,045	0,056	-0,332	0,741	
<i>Milvus migrans</i>	0,056	0,034	0,815	0,417	
<i>Buteo buteo</i>	0,202	0,157	0,684	0,496	
<i>Upupa epops</i>	0,180	0,202	-0,406	0,685	

continua

Specie	IPA 2019	IPA 2021	t	Sig. (2-tailed)	Segno della variazione
<i>Merops apiaster</i>	0,685	0,393	1,590	0,115	
<i>Coracias garrulus</i>	0,022	0,135	-2,578	0,012	incremento
<i>Picus viridis</i>	assente	0,011			
<i>Falco naumanni</i>	0,798	1,652	-1,604	0,112	
<i>Falco tinnunculus</i>	0,135	0,022	2,771	0,007	decremento
<i>Falco biarmicus</i>	assente	0,011			
<i>Oriolus oriolus</i>	0,270	0,236	0,491	0,625	
<i>Lanius minor</i>	0,022	0,056	-0,904	0,369	
<i>Lanius senator</i>	0,034	0,079	-1,422	0,158	
<i>Garrulus glandarius</i>	0,270	0,292	-0,323	0,748	
<i>Pica pica</i>	1,202	1,708	-1,969	0,052	
<i>Corvus monedula</i>	0,202	0,461	-1,621	0,109	
<i>Corvus corax</i>	0,022	0,101	-1,469	0,145	
<i>Corvus corone cornix</i>	1,101	1,090	0,056	0,956	
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,461	0,382	1,021	0,310	
<i>Parus major</i>	0,764	0,674	0,775	0,440	
<i>Melanocorypha calandra</i>	3,584	2,978	2,088	0,040	decremento
<i>Calandrella brachydactyla</i>	0,202	0,539	-3,146	0,002	incremento
<i>Lullula arborea</i>	0,798	0,888	-1,033	0,304	
<i>Alauda arvensis</i>	0,169	0,270	-1,264	0,209	
<i>Galerida cristata</i>	1,169	1,573	-3,053	0,003	incremento
<i>Cisticola juncidis</i>	assente	0,045			
<i>Cecropis daurica</i>	assente	0,022			
<i>Hirundo rustica</i>	0,899	1,090	-0,819	0,415	
<i>Aegithalos caudatus</i>	0,281	0,202	0,895	0,373	
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,157	0,135	0,469	0,640	
<i>Sylvia melanocephala</i>	0,180	0,303	-1,945	0,055	
<i>Sylvia cantillans</i>	0,326	0,506	-1,942	0,055	
<i>Sylvia communis</i>	0,022	assente			
<i>Sylvia conspicillata</i>	0,011	0,112	-2,574	0,012	incremento
<i>Certhia brachydactyla</i>	0,034	0,022	1,000	0,320	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	assente	0,011			
<i>Sturnus vulgaris</i>	0,281	0,056	1,528	0,130	
<i>Turdus viscivorus</i>	0,056	0,135	-2,741	0,007	incremento
<i>Turdus merula</i>	0,034	0,090	-1,684	0,096	
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,034	0,034	0,000	1,000	
<i>Monticola solitarius</i>	assente	0,022			
<i>Saxicola torquatus</i>	assente	0,045			
<i>Oenanthe hispanica</i>	2,270	2,000	0,687	0,494	
<i>Passer italiae</i>	2,270	2,000	0,687	0,494	
<i>Passer montanus</i>	0,045	0,022	1,000	0,320	
<i>Petronia petronia</i>	0,022	0,056	-1,000	0,320	
<i>Anthus campestris</i>	0,067	0,112	-1,269	0,208	
<i>Motacilla alba</i>	assente	0,034			

continua

Specie	IPA 2019	IPA 2021	t	Sig. (2-tailed)	Segno della variazione
<i>Fringilla coelebs</i>	0,169	0,382	-2,381	0,019	incremento
<i>Chloris chloris</i>	0,034	0,067	-1,000	0,320	
<i>Linaria cannabina</i>	0,101	0,236	-1,487	0,141	
<i>Carduelis carduelis</i>	0,404	0,775	-2,709	0,008	incremento
<i>Serinus serinus</i>	0,202	0,281	-0,818	0,416	
<i>Emberiza melanocephala</i>	0,011	0,011	0,000	1,000	
<i>Emberiza calandra</i>	2,056	2,135	-0,407	0,685	
<i>Emberiza cirius</i>	0,258	0,449	-2,827	0,006	incremento

per le politiche di conservazione della biodiversità. L'indagine ha inoltre consentito di accertare la nidificazione di *Clamator glandarius* e *Cecropis daurica* (entrambe nel corso della stagione 2021), la cui riproduzione all'interno dell'area protetta non era prima d'ora nota (La Gioia *et al.*, 2015).

Se si confrontano (Tab. 7) i risultati del presente lavoro con quelli di indagini pregresse condotte nello stesso comprensorio sulla *guild* ecologica degli *Alaudidae* (Sorino, 2011; Campedelli *et al.*, 2015), sembrerebbe che nel corso dell'ultimo decennio si sia verificata una contrazione dell'areale della Calandra, la quale era risultata presente in oltre l'80% delle stazioni visitate nel periodo 2007-2013, mentre attualmente mostra indici di diffusione inferiori al 60%. Situazione analoga riguarda anche la Cappellaccia, mentre la Tottavilla sembra mostrare una diffusione maggiore che in passato.

Pur considerando che il confronto tra i risultati di lavori che si avvalgono di piani di campionamento tra loro non omogenei possa certamente essere soggetto ad un ampio margine di errore, tali indicazioni rappresentano comunque un campanello d'allarme da non sottovalutare, soprattutto in considerazione che un decremento della Calandra è emerso anche dalla presente indagine.

Il metodo utilizzato consente di ottenere informazioni dettagliate sulla composizione e struttura della comunità ornitica insediata negli ecosistemi steppici dell'area di studio, fornendo anche la possibilità di stimare gli andamenti di popolazione delle varie specie e di valutare eventuali variazioni dei rapporti di dominanza. Quest'ultimo aspetto

Tabella 7. Confronto tra le frequenze relative alla famiglia *Alaudidae* registrate nel presente studio e in indagini pregresse. *Comparison between Alaudidae frequencies found in the present study and in previous investigations.*

	Allodola	Calandra	Calandrella	Cappellaccia	Tottavilla
F% 2021	12,4%	58,4%	23,6%	59,6%	46,1%
F% 2019	9,0%	57,3%	15,7%	56,2%	36,0%
F% (Campedelli <i>et al.</i> 2015)	10,7%	80,0%	14,5%	71,0%	34,4%
F% (Sorino 2011)	3,5%	80,8%	28,8%	64,6%	10,0%

è di grande rilevanza gestionale in quanto può rappresentare la spia di possibili trasformazioni in corso negli ecosistemi indagati. A tale proposito è il caso di puntualizzare che le variazioni osservate nel corso della presente indagine sono relative ad un periodo troppo breve per poter essere considerate indicative di veri e propri *trend* di popolazione, per la cui definizione sarebbe necessaria e auspicabile una serie temporale ben più lunga.

Ringraziamenti – Si ringrazia l’Ente Parco Nazionale dell’Alta Murgia per aver sostenuto questo progetto. Un particolare ringraziamento è inoltre rivolto all’amico Francesco Velatta per il prezioso aiuto nell’analisi dei dati e la revisione critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Fracasso G. & C.O.I., 2021. Lista CISO-COI 2020 degli Uccelli italiani. Avocetta, 45: 1-64.
- Bibby CJ, Burgess ND, Hill DA, Mustoe S.H.M, 2000. Bird Census techniques. Second edition. Academic Press, London.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International, 170 pp.
- Bota G., Morales M.B., Mañosa S., Comprodon J. (Eds.), 2005. Ecology and Conservation of Steppeland Birds. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Calunya, Barcelona.
- Boccaccio L., Labadessa R., Leromni V., Mairota P., 2012. Landscape changes in the Natura 2000 “Murgia Alta” site and dry grassland fragmentation. In: Calabrese G., Pacucci C., Occhialini W., Russo G. (eds). Proceedings of the IX National Congress on Biodiversity, Bari, 3: 351-357.
- Campedelli T., Londi G., Tellini Florenzano G., La Gioia G., 2015. Ecologia degli Alaudidi e conservazione degli ambienti steppici mediterranei. In: La Gioia G., Frassanito A.G., Liuzzi C., Mastropasqua F. (a cura di), 2015. Atlante degli uccelli nidificanti nella ZPS “Murgia Alta” e nel Parco Nazionale dell’Alta Murgia. Gravina in Puglia (BA): 133-146.
- Cecere J. C., Bondi S., Podofilini S., Imperio S., Griggio M., Fulco E., Rubolini D., 2018. Spatial segregation of home ranges between neighbouring colonies in a diurnal raptor. Scientific Reports 8, 11762. <https://doi.org/10.1038/s41598-018-29933-2>.
- De Juana E., 2005. Steppe Birds: a characterization. In: Bota G., Morales M.B., Mañosa S., Comprodon J. (Eds.), 2005. Ecology and Conservation of Steppeland Birds. Lynx Edicions & Centre Tecnològic Forestal de Calunya, Barcelona: 25-48.
- Delgado A. & Moreira F., 2000. Bird assemblage of an Iberian cereal steppe. Agriculture, Ecosystems and Environment, 78: 65-76.
- Ferrarini A., Giglio G., Pellegrino S., Gustin M., 2021. A new general index of home range overlap and segregation: the Lesser Kestrel in Southern Italy as a case study. Avian Research, 12:4.
- Forte L., Perrino E.V., Terzi M., 2005. Le praterie a *Stipa austroitalica* Martinovsky ssp. *austroitalica* dell’Alta Murgia (Puglia) e della Murgia materana (Basilicata). Fitosociologia, 42 (2): 83-103.
- Fowler J., Cohen L., 1993. Statistica per ornitologi e naturalisti. Franco Muzio Editore, Padova.
- La Gioia G., Frassanito A.G., Liuzzi C., Mastropasqua F. (a cura di), 2015. Atlante degli uccelli nidificanti nella ZPS “Murgia Alta” e nel Parco Nazionale dell’Alta Murgia. Gravina in Puglia (BA): pp. 1-152.
- Leone V., Lombardi V., Lovreglio R., Minnini M., Semerari P., 2002. Inventario dei boschi dell’Alta Murgia, primi risultati. In: Studi per il Piano di Area del Parco dell’Alta Murgia. Rapporto finale. Politecnico di Bari, Dipartimento di Architettura e Urbanistica. Regione Puglia-Provincia di Bari.
- Liuzzi C., Fulco E., Gaudiano L., Mastropasqua F. & Frassanito A.G., 2020. La migrazione dei rapaci nel Parco Nazionale Alta Murgia (Puglia): 4 anni di monitoraggio. Alula, 26 (1-2): 103-110

- Londi G., Tellini Florenzano G., Campedelli T., Fornasari L., 2010. An ornithological zonation of Italy. In: Bermejo A. (ed.). Bird Numbers 2010 “Monitoring indicators and targets”. Book of abstract of the 18th Conference of the European Bird Census Council-SEO/BirdLife, Madrid: 77.
- Lloyd, M. and Ghelardi, R.J. (1964) A Table for Calculating the “Equitability” Component of Species Diversity. *Journal of Animal Ecology*, 33, 217-225.
- Macchia F., Marvulli M., Terzi M., 2002. Lineamenti della flora e della vegetazione. In: Studi per il Piano di Area del Parco dell’Alta Murgia. Rapporto finale. Politecnico di Bari, Dipartimento di Architettura e Urbanistica. Regione Puglia-Provincia di Bari.
- Peronace V., Cecere J.C., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11-58.
- Pielou E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131-144.
- Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2020. Uccelli comuni delle zone agricole in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2020.
- Sarà M, Bondi S, Bermejo A, Bourgeois M., Bouzin M., Bustamante J., de la Puente J., Evangelidis A., Frassanito A., Fulco E., Giglio G., Gradev G., Griggio M., Lopez-Ricaurte M., Kordopatis P., Marin S., Martinez J., Mascara R., Mellone U., Pellegrino S. C., Pilard P., Podofillini S., Romero M., Gustin M., Saulnier N., Serra L., Sfougarus A., Urios V., Visceglia M., Vlachopoulos K., Zanca L., Cecere J.G., Rubolini D. Broad front migration leads to strong migratory connectivity in the lesser kestrel (*Falco naumanni*). *J Biogeogr.* 2019; 00:1–15. <https://doi.org/10.1111/jbi.13713>
- Shannon C.E., Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University Illinois Press, Urbana.
- Sorace A., Gustin M., Zintu M., 2007. Monitoraggio della comunità ornitica. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V., Gustin M. (eds.), 2007. L’Avifauna d’interesse comunitario delle Gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza (TA): 74-81.
- Sorino R., 2011. Monitoraggio della diversità animale negli ambienti agro-pastorali del SIC-ZPS Murgia Alta e modificazioni dei sistemi agro-pastorali sulla distribuzione degli uccelli. Dottorato di Ricerca in Scienze Ambientali, Università degli Studi di Bari. Pp. 90.
- Tedesco N., 2002. Caratteri generali dell’area. In: Studi per il Piano di Area del Parco dell’Alta Murgia. Rapporto finale. Politecnico di Bari, Dipartimento di Architettura e Urbanistica. Regione Puglia-Provincia di Bari.
- Turček F.J., 1956. Zur Frage der Dominanz in Vogelpopulationen. *Waldhygiene*, 8: 248-257.

AMBIENTI DI ALIMENTAZIONE DEL CORVO COMUNE *Corvus frugilegus* IN PROVINCIA DI MANTOVA

NUNZIO GRATINI⁽¹⁾, CRISTIANO MANTOVANI⁽²⁾, GIORGIO NIGRELLI⁽³⁾,
EGIDIO BACCHI⁽⁴⁾ & MASSIMO CREMA⁽⁵⁾

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

⁽²⁾Strada Chiesanuova 40/b – 46100 (MN)

⁽³⁾Via della Pace 28 – 46020 Pegognaga (MN)

⁽⁴⁾Via Sacca 29 – 46020 Pegognaga (MN)

⁽⁵⁾WWF Mantovano U.O. Mantova – Via Formigosa 36 – 46100 (MN)

Abstract – Feeding environments of Rook *Corvus frugilegus* in the Province of Mantua. The aim of this study was to identify the most frequented feeding habitats of the wintering Rook *Corvus frugilegus* in the province of Mantua. Observations were carried out between late October and early March of the years 2017-2020. During the three winters considered, 416 observations were made, and a total of 6.419 individuals were counted. Arrivals coincided mainly with the last ten days of October, although there were occasional presences at the beginning of the month, while the last individuals stayed until the end of February/beginning of March. Results show that the most frequented feeding habitats were meadows with about 28% of observations, ploughed fields with 26% and corn stubble with 16%.

INTRODUZIONE

Il Corvo comune *Corvus frugilegus* è specie politipica a distribuzione euroasiatica. La popolazione nidificante in Europa risulta in decremento ed è attualmente stimata in 11.400.000-21.300.000 coppie; inserita come VU “Vulnerabile” nella nuova Lista Rossa Europea (BirdLife International, 2021).

Le cause del declino sembrano imputabili alla persecuzione diretta e alla distruzione dei siti di nidificazione (BirdLife International, 2021). Ulteriori cause sono attribuibili alla perdita di pascoli e dall’uso massiccio di pesticidi e trattamenti chimici. Le persecuzioni alla specie inoltre, sembrano aver portato a spostamenti in centri urbani, dove le colonie riproduttive causano frequentemente conflitti con l’uomo (Keller *et al.*, 2020).

La specie frequenta le aree aperte anche ai margini di città, paesi e villaggi con presenza di grandi alberi, parchi e cimiteri (Madge, 2009). Spiccatamente coloniale si riproduce già dalla fine di febbraio in Gran Bretagna, ma può riprodursi fino alla metà di aprile nella Russia europea (Madge & Burn, 1993). Onnivora, si alimenta prevalentemente di lombrichi, grano e di una grande varietà di altri invertebrati e vertebrati, come lucertole, rane e micromammiferi, uova e nidiacei di piccoli uccelli (Madge, 2009), vegetali come ad esempio noci (Purchas, 1980). Un’indagine effettuata in Pianura Padana centrale e occidentale alla fine degli anni ’80 del XX secolo, ha evidenziato come il

Corvo comune utilizzasse le stesse aree di alimentazione della Cornacchia grigia *Corvus cornix*, senza evidenziare forme di competizione interspecifica (Baglione *et al.*, 1989).

In Italia è ritenuta specie migratrice e svernante regolare, con spiccata fedeltà al sito di svernamento (Brichetti & Fracasso, 2011). Numerosi individui in transito a fine ottobre-inizio novembre in Veneto, nel Tarvisiano e nel Vicentino, indicano una provenienza da Est-Nord-Est (Bogliani, 1985). La popolazione svernante in Italia negli ultimi anni è stimata in 5.000-10.000 individui (Brichetti & Fracasso, 2020), mentre nel periodo 1990-2010 era stata stimata in 10.000-70.000 individui (Brichetti & Fracasso, 2011), in vistoso calo rispetto alla metà degli anni '80 del XX secolo quando era stata stimata in alcune centinaia di migliaia di individui (Bogliani & Perco, in Fornasari *et al.*, 1992). La distribuzione attuale è fortemente discontinua e concentrata in poche aree del Nord Italia, in particolare in Piemonte, Lombardia, Veneto orientale e Friuli-Venezia Giulia, in seguito ad una marcata contrazione dell'areale da sud verso nord nel corso del secolo scorso (Brichetti & Fracasso, 2011). Storicamente in provincia di Mantova il Corvo comune veniva considerato invernale e frequente in qualsiasi periodo dell'anno (Paglia, in Giglioli 1889), anche se Caterini (1955) evidenziava la possibilità di confusione con la Cornacchia nera *Corvus corone*.

La distribuzione potenziale della specie a fine XXI secolo (2070-99), ipotizzata in base ad una simulazione che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, denota un ampliamento dell'areale verso nord, senza sostanziali modificazioni nei restanti settori estendendosi all'Islanda, alla Norvegia occidentale, a nord delle isole Lofoten, a zone della Svezia, al sud della Finlandia e alla Russia a nord del Mar Bianco. Più della metà dell'areale riproduttivo attuale, soprattutto il sud e l'ovest, viene simulato come non più adatto, la specie potenzialmente si estinguerrebbe in Francia e nella maggior parte dell'Europa centrale e dai Balcani meridionali (Huntley *et al.*, 2007).

AREA DI STUDIO

La Provincia di Mantova si estende su una superficie di circa 2300 km². Confina a nord e a est con il Veneto (Province di Verona e Rovigo), a sud con l'Emilia-Romagna (Province di Ferrara, Modena, Reggio Emilia, Parma), a ovest con la Provincia di Cremona e la Provincia di Brescia. Il territorio provinciale è prevalentemente pianeggiante, ad esclusione della porzione più settentrionale, situata al centro dell'anfiteatro morenico gardesano e caratterizzata da colline la cui quota massima è di poco superiore ai 200 m s.l.m.. L'analisi dell'idrografia del territorio mantovano rileva la ragguardevole ricchezza di corsi d'acqua e bacini, sia di origine naturale sia artificiale. È attraversata da tratti dei fiumi Po, Mincio, Oglio, Secchia e Chiese.

METODI

Tra la fine di ottobre e l'inizio di marzo del periodo 2017-2020 è stata condotta un'indagine per appurare gli habitat di alimentazione del Corvo comune svernante in provincia di Mantova.

Identificate le aree utilizzate dalla specie, prevalentemente localizzate lungo il cor-

so del Po (diverse già conosciute e frequentate in passato), tramite percorsi in auto a cadenza settimanale (nebbie permettendo), su un'apposita scheda di rilevamento sono stati annotati gli ambienti utilizzati e il numero di individui presenti suddivisi per tipologia ambientale. Inoltre, sono stati compiuti periodicamente tragitti in tutta la provincia e nei territori confinanti per individuare altre eventuali aree frequentate dalla specie, che hanno permesso di verificare occasionali presenze nell'area a nord della provincia poste sul confine Bresciano, e a sud sul confine Reggiano, probabilmente riguardanti soggetti in trasferimento da aree limitrofe. Dopo oltre 15 anni si è deciso di aggiornare una precedente indagine effettuata tra la fine di ottobre e l'inizio di marzo nel periodo 2001-2003, per verificare le variazioni dei contingenti svernanti ed eventuali cambiamenti nelle preferenze ambientali.

RISULTATI

Da alcuni decenni, l'arrivo del Corvo comune nel mantovano corrisponde prevalentemente con l'ultima decade di ottobre, mentre da fine febbraio-inizio marzo vengono osservati gli ultimi individui presenti, confermando quanto noto e riscontrato in altre regioni del Nord Italia (Bogliani, 1985; Brichetti & Fracasso, 2011). Le zone di alimentazione maggiormente frequentate sono situate a margine del corso del fiume Po e corrispondono ad un paesaggio agrario non interamente modificato rispetto al passato, contrariamente ad altre zone della provincia disertate dalla specie e oggetto di drastiche trasformazioni (Fig. 1).

Nel periodo d'indagine sono state effettuate 416 osservazioni e conteggiati 6.419 individui. Gli habitat maggiormente frequentati sono risultati rispettivamente i prati con il 28% delle osservazioni, l'arato con il 26% e le stoppie di mais con circa il 16%. Il

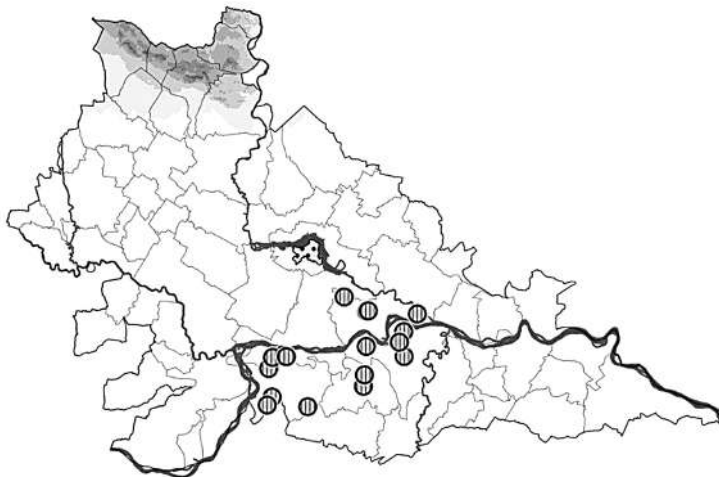
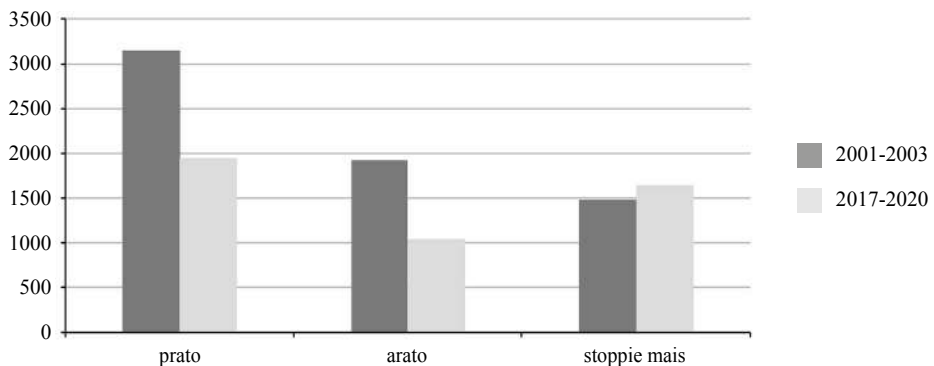


Figura 1. Siti di alimentazione del Corvo comune.

Tabella 1. Numero di osservazioni e numero di individui negli habitat di alimentazione frequentati dal Corvo comune nel periodo (2017-2020).

Ambiente	N. osservazioni	%	N. individui	%
Prato	116	27,88	1945	30,30
Arato	109	26,20	1042	16,23
Mais (stoppie)	68	16,35	1644	25,61
Noceto	62	14,90	925	14,41
Campi seminati	45	10,82	770	12,00
Frutteto-vigneto	8	1,92	65	1,01
Mucchi di letame	2	0,48	18	0,28
Giardini privati	1	0,24	2	0,03
Altri cereali	1	0,24	1	0,02
Altro	1	0,24	1	0,02
Girasole (stoppie)	3	0,72	6	0,09
Totale	416	100	6419	100

maggior numero di presenze è stato rilevato rispettivamente nei prati con 1.945 individui, nelle stoppie di mais con 1.644 individui e nell'arato con 1.042 individui (Tab. 1). La media dei corvi censiti nei tre inverni 2017-2020 è stata pari a 2.139 (DS \pm 779), in calo del 56% rispetto alla media di 4.900 (DS \pm 848) conteggiata nei due inverni 2001-2003. I censimenti effettuati mensilmente ad un roost presente da alcuni decenni lungo il fiume Po, hanno rilevato che nel biennio 2001-2003 il dormitorio era frequentato da circa 1.000 corvi nel primo inverno, ridotto del 38% a 620 individui nel secondo inverno, e ulteriormente ridimensionato a 75 individui nell'inverno 2017-2018, pari al 7,5% dell'inverno 2001-2002.

**Figura 2.** Numero di individui negli habitat maggiormente frequentati nei due periodi di indagine.

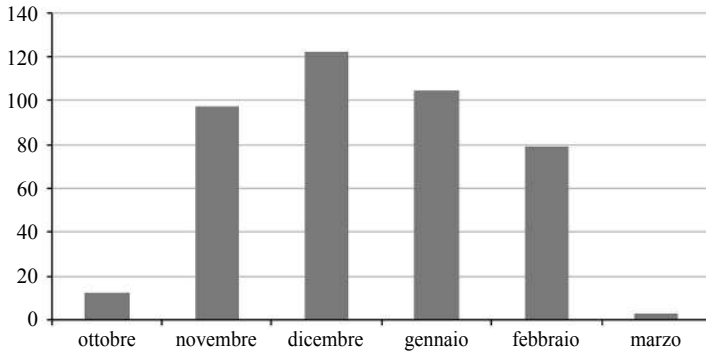


Figura 3. Numero di osservazioni suddivise per mese nel periodo 2017-2020.

In Fig. 2 viene confrontato il numero di individui censimenti negli ambienti maggiormente frequentati nei due periodi d'indagine 2001-2003 e 2017-2020. Il maggior numero di osservazioni è stato accertato nei mesi di dicembre-gennaio (Fig. 3). Gruppi di corvi composti da più di 50 individui sono stati osservati nel 5% dei casi, in particolare il 25 gennaio 2020 è stato osservato un gruppo composto da 160 individui in alimentazione in stoppie di mais. Corvo comune e Cornacchia grigia molto abbondante e distribuita nell'area monitorata, sono risultati associati nello stesso ambiente nel 30% dei casi, senza apparente competizione interspecifica, confermando quanto già descritto nel pavese (Bogliani, 1985; Baglione *et al.*, 1990). Durante la presente indagine è stata constatata una stretta fedeltà per gli stessi campi di alimentazione dove non sono state modificate le pratiche agricole, come riscontrato nella precedente indagine (Grattini, 2005).

DISCUSSIONE

L'indagine ha rilevato che il Corvo comune utilizza prevalentemente come ambienti di alimentazione i prati, le stoppie di mais e l'arato, confermando quanto verificato in altre ricerche negli anni '80 del secolo scorso in Italia Nord-Occidentale (Bogliani, 1985), a inizio anni '90 in un'area della Pianura Padana centrale (Groppali, 1994) e nel mantovano all'inizio degli anni '2000 (Grattini, 2005). Inoltre, vengono confermati come ambienti secondari i campi seminati e letamati, i filari di noci, i frutteti e i vigneti.

Dall'inchiesta del Giglioli (1889), che evidenziava come il Corvo comune svernasse in tutte le regioni italiane, si è assistito progressivamente sia ad una notevole contrazione dell'areale di svernamento che ad un progressivo drastico calo nelle presenze, variazioni evidenziate prima da Caterini (1955) e successivamente da Bogliani (1985). Questa indagine conferma il mantovano e, in particolare, l'area a sud del Po, come una delle aree del Nord Italia che ospita tuttora una popolazione svernante ancora discreta. La diminuzione di individui di Corvo comune riscontrata su prati e terreni arati nel mantovano (Fig. 2) è coerente con il trend negativo rilevato nel resto delle regioni settentrionali (cfr. Brichetti & Fracasso, 2020).

Anche l'eventuale rarefazione della specie nelle aree di nidificazione non spiegherebbe la contrazione graduale e generalizzata dell'area di svernamento in Italia e che i cambiamenti climatici verificatisi negli ultimi cento anni circa che hanno portato ad un aumento delle temperature invernali, può fornire almeno un'ipotesi di lavoro (Bogliani, 1985). Le cause della contrazione dell'areale di svernamento vengono ipotizzate dalle modifiche climatiche verificatisi, con un riscaldamento del clima, che hanno determinato un accorciamento dei percorsi migratori delle popolazioni svernanti in Italia (Bogliani, 1985). Secondo Busse (1969), che ha analizzato più di 1.000 individui inanellati, in Europa sono riconoscibili diverse popolazioni di corvo caratterizzate da aree di svernamento distinte. In ogni popolazione l'informazione sulle aree di svernamento sarebbe fissata geneticamente. Inoltre Busse (1969), suppone che gli individui di alcune popolazioni includerebbero le informazioni relative a due distinte aree di svernamento e che sceglierebbero la più vicina alle aree riproduttive (quartieri d'inverno secondari) nei periodi di clima più caldo.

Ringraziamenti – Per la collaborazione ringraziamo gli amici Stefano Bellintani, Enrico Catalano, Beatrice Gadani, Federico Novelli, Maria Angela Sala, Marco Simonazzi.

BIBLIOGRAFIA

- Baglione V., Pieri M. & Bogliani G., 1990. Ampiezza e sovrapposizione dell'habitat di alimentazione nel corvo e nella cornacchia grigia durante l'inverno. Atti Mus. reg. Sci. Nat. Torino: 231-235.
- BirdLife International., 2021. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European union.
- Bogliani G., 1985. Distribuzione ed Ecologia del Corvo *Corvus frugilegus*, svernante in Italia. Riv. ital. Orn., 55: 140-150
- Brichetti P. & Fracasso G., 2011. Ornitologia italiana. Vol. 7. Paridae - Corvidae. Oasi alberto Perdisa editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2020. The Birds of Italy. Volume 2. Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina, "historiae naturae" 7: 416 pp.
- Busse P., 1969. Results of ringing of European *Corvidae*. Acta Orn., 11: 263-285.
- Caterini P., 1955. Inchiesta sul Corvo comune (*Corvus frugilegus* L.) in Italia. Riv. ital. Orn., 25: 85-104.
- Fornasari L., Bottoni L., Massa R., Fasola M., Brichetti P. & Vigorita V., 1992. Atlante degli uccelli svernanti in Lombardia. Regione Lombardia e Università degli Studi di Milano, 378 pp.
- Giglioli E. H., 1889. Primo resoconto dei risultati dell'inchiesta ornitologica in Italia. Parte prima Avifauna italiana. Le Monnier, Firenze, 706 pp.
- Grattini N., 2005. Sul Corvo *Corvus frugilegus* svernante in provincia di Mantova. Picus, 59: 25-29.
- Groppali R., 1994. Corvi, *Corvus frugilegus* L., svernanti nella Valpadana centrale e conservazione del paesaggio agrario tradizionale. Natura bresciana, 29: 257-263.
- 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.
- Madge S. & Burn H., 1993. Crows and jays: a guide to the crows, jays and magpies of the world. Helm Information, Robertsbridge, U.K.
- Madge S., 2009. Rook (*Corvus frugilegus*). In: del Hoyo, J., Elliott, A., Sargatal, J., Christie, D.A. and de Juana, E. (eds), Handbook of the Birds of the World Alive, Lynx Edicions, Barcelona.
- Purchas T.P.G., 1980. Alimentazione ecologica dei corvi (*Corvus frugilegus*) nelle pianure di Heretaunga, Hawke's Bay, Nuova Zelanda, New Zealand Journal of Zoology, 7: 557-578.

INDAGINE PRELIMINARE SULLA PRESENZA DEL GUFO REALE *Bubo bubo* NEL PARCO NATURALE REGIONALE TERRA DELLE GRAVINE E NEL PARCO REGIONALE DELLA MURGIA MATERANA

GAETANO LUCE⁽¹⁾, MANUÉL MARRA⁽¹⁾, ROSARIA PINTO⁽²⁾ & LORENZO GAUDIANO⁽³⁾

⁽¹⁾Lega Italiana Protezione Uccelli – Via Udine 3/A – 43122 Parma (gaetano.luce1@gmail.com)

⁽²⁾Corso Roma 232 – 74016 Massafra (Taranto)

⁽³⁾Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Dipartimento di Biologia – Via Orabona 4 – 70125 Bari

Abstract – Preliminary survey of the presence of the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo* in “Terra delle Gravine” Natural Regional Park and in “Murgia Materana” Regional Park. Except in the Alps regions, the Eagle Owl is irregularly distributed throughout Italy. Specific knowledge in Puglia and Basilicata is decidedly lacking, particularly in the Gravine Area, where sporadic sightings have been documented in recent decades. The aim of this work is to update the information relating to the status of the Eagle Owl in this area. The method used was the playback, which consists in the emission of recorded calls of a conspecific to obtain a reaction from individuals who defend their territory through sound communication. The 54 emission stations have been located in relation to various factors considered in the literature to be of primary importance for the owl. Only in three stations located in the Gravina of Laterza was obtained a territorial response from a male individual in both sessions envisaged by the monitoring.

INTRODUZIONE

Il Gufo reale *Bubo bubo* è una importante emergenza conservazionistica a livello europeo: la specie è considerata SPEC 3 secondo BirdLife International (2017), è classificata come specie a minor preoccupazione (LC) secondo le categorie di minaccia individuate dall’Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (IUCN), è inserita nell’Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE), nell’Allegato II della Convenzione di Berna ed è presente nella Lista Rossa dei Vertebrati Italiani (Rondinini *et al.*, 2013). A livello italiano, confrontando lo status attuale con i dati delle liste rosse nazionali redatte negli anni passati, si osserva un trend di leggero aumento e la stessa è passata dalla categoria di specie vulnerabile (VU) (Lipu & WWF, 1999) a quella di specie quasi minacciata (NT) (Rondinini *et al.*, 2013, Gustin *et al.* 2019). Il Gufo reale è una specie irregolarmente distribuita in tutta Italia (Brichetti & Fracasso, 2006) ad eccezione della Sicilia, dove si è recentemente estinta (Sarà *et al.*, 1987) e della Sardegna, dove non è mai stata presente (Fasce, 1993).

Sull’arco alpino è diffusamente presente, mentre lungo la dorsale appenninica ha una distribuzione localizzata e puntiforme. Nell’area studio le informazioni relative al suo status sono decisamente lacunose: in particolare, nel Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine, in provincia di Taranto, dove negli ultimi decenni sono stati documen-

tati sporadici avvistamenti (Sigismondi, 1987; Sigismondi *et al.*, 2005), una nidificazione (Sigismondi, 1987), l'involo di due giovani (Sigismondi, 1987) ed il ritrovamento di una carcassa nel territorio comunale di Massafra (Chiatante, *oss. pers.*). Sporadiche segnalazioni sono concentrate anche nel Parco Regionale della Murgia Materana (Visceglia, *com. pers.*). Nella stessa area, Scorrano (2008) ha confermato la presenza della specie, con una distribuzione puntiforme, concentrata soprattutto nei territori di Laterza e Matera e con presenze sporadiche nel territorio nord del Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine. In questo lavoro ci si prefigge di aggiornare lo status del Gufo reale nell'area del Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine e nel Parco Regionale della Murgia Materana stimando il numero minimo di coppie riproduttive e descrivendo le aree di maggiore valenza conservazionistica per la specie.

AREA DI STUDIO

L'area studio (Fig. 1) si estende in un territorio che comprende quasi completamente l'intero arco delle gravine ioniche e lucane e va dal versante occidentale della provincia di Taranto, con i comuni di Statte, Massafra, Mottola, Palagianello, Castellaneta, Laterza e Ginosa, fino al comune di Matera in Basilicata. Parte di questi territori comunali ricadono inoltre nella ZSC e ZPS cod. IT9130007 "Area delle gravine" e rientrano nel Sistema Regionale per la Conservazione della Natura in Puglia (L.R. 19/97) in linea con le direttive comunitarie di Rete Natura 2000 (Direttiva Habitat 92/43 CEE; Direttiva Uccelli 79/409, aggiornata 2009/147/CE). Inoltre, su questi territori, insiste il Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine, con estensione di 28016 ettari, istituito dalla Regione Puglia con L.R. 18/05 nel dicembre 2005. All'interno del Parco è inclusa l'Oasi Lipu Gravina di Laterza, di circa 730 ettari istituita nel 1999 grazie ad un accordo di collaborazione tra la Provincia di Taranto, il Comune di Laterza e la Lipu. Le gravine lucane invece rientrano nell'area del Parco Regionale della Murgia Materana, istituito

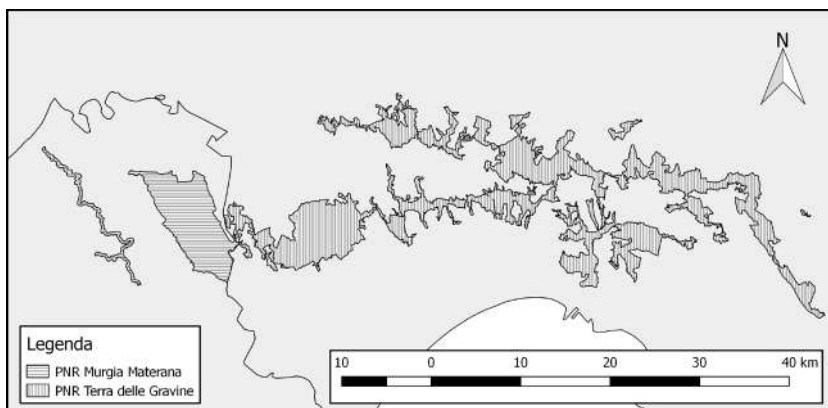


Figura 1. Perimetrazione dei parchi in cui ricade l'area studio.

dalla Regione Basilicata con L.R.11/90 e spalmato su circa 8000 ettari. La scelta dell'area studio (Tab. 1) è avvenuta sulla base di informazioni passate sulla presenza certa del Gufo reale (Sigismondi, 1987; Sigismondi, Tedesco & Cillo, *com. pers.*; Scorrano, 2008; Chiatante, *oss.pers.*) e sulle caratteristiche morfologiche dell'area, ritenuta idonea come habitat della specie.

METODI

Il metodo del playback è un metodo utilizzato per certificare la presenza in un territorio di alcune specie particolarmente difficili da osservare e da censire e consiste nel riprodurre, con richiamo registrato o a voce, il canto del maschio del Gufo reale per indurlo ad emettere una risposta (Bergerhausen & Willelms, 1988; Pedrini 1989). Scopo della stimolazione è quello di ottenere una risposta da almeno un individuo, che difende il proprio territorio attraverso la comunicazione sonora reagendo all'invasione dello stesso da parte del presunto intruso (Bibby *et al.*, 1992). Tale tecnica, inoltre, permetterebbe di individuare il sito di riposo diurno o il sito di nidificazione tramite triangolazione (Bux, 2008). La vocalizzazione territoriale del maschio del Gufo reale utilizzata in questo studio è stata ottenuta dal sito web *xeno-canto* (www.xeno-canto.org), dedicato

Tabella 1. Gravine incluse nell'area studio.

Comune	Gravine
Statte	Complesso Gennarini
Massafra	Gravina della Madonna della Scala
	Gravina di Colombato
	Gravina di Monte Sant'Elia
Mottola	Gravina di Corneto
	Gravina di Petruscio
	Gravina di Giulieno
	Gravina di Capo Gavito
Palagianello	Gravina di Palagianello
Castellaneta	Gravina di Castellaneta
	Gravina di Montecamplo
Laterza	Gravina di Laterza
	Gravina del Varco
	Gravina della Vernata
	Gravina di San Nicola
	Fosso dell'Alloro
Ginosa	Canale San Pellegrino
	Complesso delle gravine di Ginosa
Matera	Gravina di Matera

alla registrazione e alla condivisione dei versi e dei richiami delle diverse specie di uccelli da ogni parte del mondo.

L'attività di ricerca è stata svolta su una stagione riproduttiva, e quindi durante il periodo autunno-invernale del 2018 e durante il periodo primaverile del 2019. Mediante l'utilizzo del software *Qgis* è stata suddivisa l'intera base cartografica dell'area studio in 210 unità di griglia (UdG) di 2 km di lato, ciascuna con un'estensione di 400 ha. La scelta sulla dimensione delle celle è stata relazionata alle dimensioni dell'*home range* della specie che, nel periodo riproduttivo, si restringe notevolmente fino ad una frequentazione quasi esclusiva di aree che non distano più di 2-3 km dal sito di nidificazione (Frey, 1973; Penteriani, 1996). Successivamente è stato effettuato un accurato lavoro di campo per scegliere al meglio i siti di emissione e di ascolto in relazione alle variabili topografiche e alle tipologie di uso del suolo, correlate con le informazioni circa l'ecologia del Gufo reale e i dati pregressi di presenza della specie. Tenendo conto delle prerogative su descritte sono state, quindi, scelte 54 stazioni di campionamento sulle 210 considerate (Fig. 2).

Sono state indagate da 1 a 4 stazioni per notte, riuscendo così a coprire l'intera area selezionata mediante 35 uscite, suddivise in 2 sessioni: 19 da novembre 2018 a gennaio 2019 e 16 tra aprile e giugno 2019.

Ogni stazione è stata indagata simultaneamente da almeno 2 operatori, uno dei quali si posizionava nel sito di emissione, mentre l'altro occupava quello di ascolto; la distanza tra gli operatori poteva variare in funzione delle caratteristiche geomorfologiche della UdG campionata.

Il protocollo da applicare per ogni stazione d'ascolto segue uno schema standardizzato che consiste inizialmente con un primo step di ascolto spontaneo, effettuato in un intervallo di tempo compreso tra i 30 minuti prima del tramonto e le 5 ore successive (Pedrini, 1989; Penteriani & Pinchera, 1989). Dopo questo primo step di ascolto sponta-

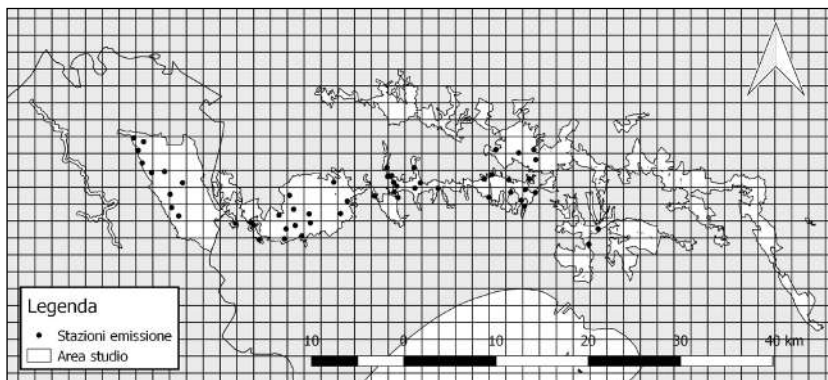


Figura 2. Griglia utilizzata per il monitoraggio. L'area censita comprende 210 celle nelle quali sono state localizzate le 54 stazioni di emissione/ascolto.

neo della durata di 30 minuti, segue la stimolazione tramite playback della durata di 30 minuti suddivisi in 5 tranches di 6 minuti ciascuna. Ogni tranche è costituita da 3 minuti di emissione e 3 minuti di ascolto. Infine, è stato effettuato un ulteriore step di ascolto spontaneo della durata di 15 minuti: quindi complessivamente per ogni stazione d'ascolto sono stati impiegati 75 minuti. Eventuali risposte ed ulteriori osservazioni venivano riportate in una scheda di campo predisposta per lo scopo.

RISULTATI

La stimolazione mediante metodo del playback ha permesso di udire la risposta territoriale di un individuo maschio in 3 UdG (5,55%) sulle 54 totali (Fig. 3), tutte ricadenti nella Gravina di Laterza. L'individuo maschio è stato contattato sia nella sessione invernale (23 dicembre 2018) sia nella sessione primaverile (9 maggio 2019) e, in entrambe le occasioni, ha proseguito ininterrottamente con le vocalizzazioni per più di mezz'ora. La zona in questione è caratterizzata da numerose cavità e imponenti pareti verticali (Fig. 4).

DISCUSSIONE

Le specie al vertice delle piramidi alimentari, come ad esempio il Gufo reale, giocano un ruolo chiave nel mantenimento dei corretti equilibri sistemici. Pertanto, la loro tutela risulta prioritaria. Lo studio dell'habitat utilizzato da queste specie, dette anche "top predators", e dei loro parametri demografici è essenziale per giungere a delle strategie gestionali e di conservazione delle stesse e dei loro habitat (Newton, 1979). In Italia lo stato delle conoscenze sulla specie è piuttosto frammentario e carente. La specie è diffusamente presente in tutte le regioni dell'arco alpino, in alcuni casi, anche con importanti densità, come nelle province di Bergamo (Bassi, 2005), Belluno (Tormen & Cibien, 1993), in Trentino (Marchesi, Pedrini & Galeotti, 1999) e in Alto Adige (Sa-

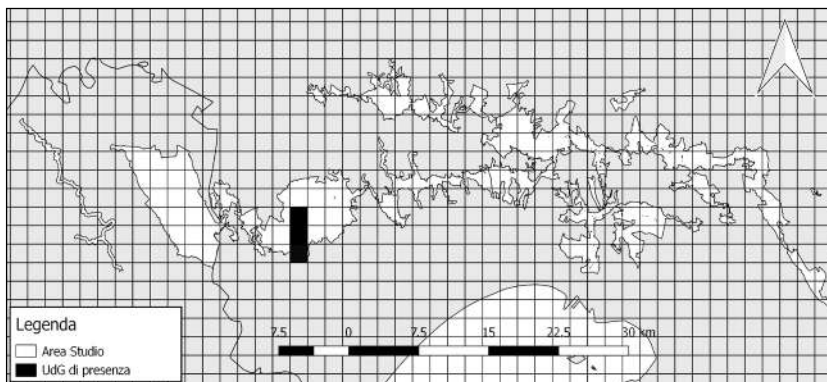


Figura 3. Risultati del monitoraggio del Gufo reale nel Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine e nel Parco Regionale della Murgia Materana.



Figura 4. Scorcio della zona meno antropizzata della Gravina di Laterza. Le imponenti pareti verticali sono il sito di nidificazione ideale per il Gufo reale.

scor & Maistri, 1996), mentre lungo la dorsale appenninica il Gufo reale sembra avere una distribuzione più sparuta e puntiforme, anche a causa di un livello conoscitivo sullo status della specie che appare molto deficitario. L'Area delle Gravine, in provincia di Taranto, sembrerebbe rappresentare uno dei pochi siti di presenza della specie nel meridione d'Italia. Tuttavia, le informazioni disponibili sono esigue e frammentarie ad eccezione fatta dell'indagine di Scorrano (2008) che riporta una sparuta distribuzione in tutta l'area, ma che considera un intervallo di tempo di solo tre anni. Questo lavoro, pertanto, si è prefisso di aggiornare lo status della popolazione di Gufo reale nell'arco delle gravine, soprattutto in termini distributivi e di abbondanza, anche attraverso un robusto piano di lavoro espletato nella stagione riproduttiva mediante l'applicazione di metodiche di monitoraggio standardizzate. I risultati, di per sé poco incoraggianti, mostrano una distribuzione limitata al solo contesto della Gravina di Laterza e non hanno permesso di stimare la presenza di una coppia riproduttiva. È opportuno però ricordare che le basse densità che caratterizzano alcuni popolamenti faunistici inducono ad evitare manifestazioni territoriali come ad esempio quelle canore. Una condizione analoga sarebbe confermata anche dagli studi di Penteriani & Pinchera (1989) e Pedrini (1989).

Da un punto di vista metodologico il metodo presenta una semplice applicabilità, nonostante ciò presenta alcuni limiti rappresentati da alcuni aspetti logistici, di raggiungibilità dei siti e dal numero minimo di operatori impiegati. La particolare geomorfologia delle gravine gioca un ruolo importante nella diffusione sonora del playback, infatti in base al contesto di ogni singola stazione si rende necessario adattare la metodica di

monitoraggio alle specifiche caratteristiche di ognuna, come ad esempio il posizionamento dell'emettitore acustico in un punto situato in alto o ai margini delle gravine, in modo tale da attenuare l'eco. Un importante fattore limitante può essere invece rappresentato dal vento che potrebbe alterare la capacità di ascolto degli operatori o semplicemente, alterare la trasmissione del suono.

La Gravina di Laterza sembrerebbe giocare un ruolo favorevole nella conservazione degli habitat idonei alla specie. Nella sua integrità di habitat, risulta essere uno dei luoghi meglio conservati nell'arco delle gravine ioniche, come dimostrato dalla nidificazione di specie ornitiche di rilevanza conservazionistica quali la Cicogna nera *Ciconia nigra*, il Lanario *Falco biarmicus*, il Grillaio *Falco naumanni*, il Biancone *Circus gallicus* e il Nibbio bruno *Milvus migrans* (Bellini *et al.*, 2008). Nonostante studi e avvistamenti passati suggerissero la presenza del Gufo reale anche in altre aree dell'area studio, in questo lavoro tali dati non hanno trovato conferma. Si ipotizza che, nel corso degli anni, la pressione antropica, sempre più diffusa in ambienti prima remoti, abbia giocato un ruolo chiave, negativo, nelle dinamiche di sopravvivenza della specie. Nel prossimo futuro si auspica la continuazione di studi mirati che possano nel tempo determinare eventuali trend di popolazione, anche attraverso gli stessi protocolli di indagine proposti in questo studio e, parallelamente, si suggerisce l'adozione di adeguate politiche gestionali che mirino a tutelare fattivamente i delicati equilibri che caratterizzano gli ambienti che caratterizzano le gravine appulo/lucane.

BIBLIOGRAFIA

- Bassi, E. 2005. Andamento stagionale della mortalità di Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Bergamo. Avocetta, 29:101.
- Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M., (eds) 2008. L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (TA).
- Bergerhausen W. & Willems H., 1988. Methodik und Effizienz der Bestandskontrolle einer Population des Uhus (*Bubo bubo* L.). Charadrius, 24: 171-187.
- Bibby C. S., Burgess, N. D., Hill D. A., 1992. Bird census techniques. Academic Press, London.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Bricchetti P. & Fracasso G. (2006). Ornitologia Italiana. 3 Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Bux M., 2008. Rapaci notturni. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M., (eds) 2008. L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (TA). pp 64-68.
- Fasce P., 1993. Gufo reale. In: Meschin E. & Frugis S. Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 1-344.
- Frey H., 1973. Zur Ökologie niederösterreichischer Uhupopulationen. Egretta, 16: 1-68.
- LIPU & WWF (a cura di Calvario L., Gustin M., Sarrocco S., Gallo-Orsi U., Bulgarini F. & Fraticelli F.), 1999. Nuova lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia - The new Red List for Italian birds. Riv. ital. Orn. 69: 3-43.
- Marchesi L., Pedrini P. & Galeotti P., 1999. Densità e dispersione territoriale del Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Trento (Alpi centro-orientali). Avocetta, 23: 19-23.
- Mastrotrilli M., 2019. Guida ai rapaci notturni d'Europa. Ricca Editore. Roma.
- Newton I., 1979. Population Ecology of Raptors. Poyser, Berkhamsted.

- Pedrini P., 1989. Indicazione per la localizzazione al canto di territori di Gufo reale. Atti II Seminario italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 16: 379-384.
- Penteriani V., 1996. Il Gufo reale. Edagricole, Bologna.
- Penteriani V., 2002. Variation in the function of Eagle Owl vocal behaviour: territorial defence and intra-pair communication. Ethol. Ecol. Evol. 14: 275-281.
- Penteriani V., 2003. Breeding density affects the honesty of bird vocal display as possible indicators of male/territori qualità. Ibis, 145: E127-E135.
- Penteriani V. & Pinchera F., 1989. Il metodo del playback e dell'ascolto sistematico nel censimento di una popolazione di Gufo reale, *Bubo bubo*. Atti 2 Seminario italiano Censimenti faunistici dei Vertebrati. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 16: 385-388.
- Rondinini, C., Battistoni, A., Peronace, V., Teofili, C. (compilatori), 2013. Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Sarà M., Siracusa M. & Ciaccio A., 1987. Estinzione del Gufo reale, *Bubo bubo*, in Sicilia. Riv. ital. Orn., 57: 50-56.
- Sascor, R. & Maistri R. 1996. Il Gufo reale. Ecologia, status e dinamica di popolazione in Alto Adige. Monografia WWF sezione Alto Adige, Publistampa Pergine.
- Scorrano S., 2008. Gufo reale. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V. & Gustin M., (eds). L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (TA). pp 69-73.
- Sigismondi A., 1987. Il Gufo reale signore della notte. Umanesimo della pietra verde, 2: 37-42.
- Sigismondi A., Caldarella M., Cillo N., Laterza M., Marrese M., Scorrano S., 2005. Contributo alla conoscenza dello status del Gufo reale *Bubo bubo* in Puglia e Basilicata. Avocetta, 29: 123.
- Tormen, G. & Cibien, A. 1993. Il Gufo reale (*Bubo bubo*) in provincia di Belluno. Dati preliminari. Atti 1° Convegno Faunisti Veneti, 53-59.
- Toso S. & Pedrotti L., 2001. Linee guida per la gestione del cinghiale (*Sus scrofa*) nelle aree protette. Quad. Cons., Natura, 2, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.

SITOGRAFIA

- <https://www.xeno-canto.org/explore?query=bubo%20bubo>

BIRD STRIKE 2021: COSA SUCCEDE IN ITALIA?

ALESSANDRO MONTEMAGGIORI^(1,2)

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

⁽²⁾ Bird Strike Committee Italy: c/o ENAC – Viale Castro Pretorio, 118 – 00185 Roma
(alessandro.montemaggiori@gmail.com)

Abstract – Bird strike in Italy: state of the art in the year 2021. The risk of wildlife strike is a serious problem all over the world. In North America, Italy and most of the other countries this hazard (95-98% involving birds) is dramatically increasing (in USA, during 2019, 17,358 bird strikes occurred, while in Italy they were 2,095), also because the populations of many wildlife species have increased dramatically since the last decades. In Italy the breeding population of Yellow-legged Gull *Larus michahellis*, one of the most involved species in bird strikes, together with Kestrel *Falco tinnunculus* and Swift *Apus apus* and Swallow *Hirundo rustica*, doubled from 1984 to 2006. Most bird strikes occurs between May and August and during the morning; 68% of them occurs below 300 ft of altitude and 95% below 3,000 ft. Most bird strikes occurs during landing (63%) while 34% is experimented during take-off. Bird Strike Committee Italy (BSCI) is the task force dealing with this issue since 1987. It is an ENAC (Italian Civil Aviation Authority) operative structure and since then collected many data from more than 46 airports. It achieved many results, especially under the reporting point of view, and for the next future is planning several activities to mitigate and better monitor the bird strike hazard in Italy.

INTRODUZIONE

Le collisioni tra uccelli ed aerei (*bird strike*) sono un fenomeno antico quanto l'aviazione. Il primo *bird strike* registrato risale al 7 Settembre 1905, e vide coinvolto il terzo aeroplano costruito dai fratelli Wright, il Wright Flyer III (Avisure, 2019). Le collisioni tra aerei e animali selvatici (*wildlife strike*) sono un fenomeno regolare, e gli uccelli costituiscono il 95-98% di tutti i *wildlife strike* (Dolbeer, 2021; ICAO, 2017; ATSB, 2019). A seconda del paese, negli ultimi anni sono stati riportati tassi medi di *wildlife strike* tra 3,00 e 9,08 per 10.000 movimenti di aeromobili nell'aviazione civile (Tab. 1). Mentre le collisioni tra uccelli e aerei di solito hanno conseguenze letali per gli uccelli, i danni agli aerei o gli effetti sul volo sono rari. Negli Stati Uniti il 7% di tutti i *bird strike* registrati tra il 1990 e il 2020 (238.652) ha provocato danni all'aeromobile, ma meno del 3% sono stati gli impatti con danni sostanziali o con effetto catastrofico. Sempre negli USA, relativamente agli effetti operativi sul volo, il 5% dei *bird strike* ha provocato un effetto negativo sul volo, ma meno dell'1% ha comportato lo spegnimento del motore colpito (Dolbeer *et al.*, 2021). Tuttavia, a causa dell'energia cinetica che si sviluppa in un impatto ad alta velocità con grandi masse, l'esito di un *bird strike* può anche avere conseguenze catastrofiche. A livello globale, i *wildlife strike*, inclusi quelli avvenuti con aeromobili militari, hanno ucciso più di 534 persone e causato la perdita di oltre 618 aeromobili dal 1905 al 2019 (Avisure, 2019).

Tabella 1. Esempio di tassi medi di *wildlife strike* (numero di impatti per 10.000 movimenti di aeromobili) per diversi paesi.

Paese	Tasso di wildlife strike	Periodo	Fonte
Italia	9,08	2006-2020	ENAC, 2021a
Regno Unito	7,76	2012-2016	CAA, 2017
Germania	4,42	2010-2018	DAVVL, 2019
Francia	3,95	2004-2013	DGAC, 2017
Australia	7,76	2008-2017	ATSB, 2019
Canada	3,51	2008-2018	Metz <i>et al.</i> , 2020
USA	3,00	2014-2020	Dolbeer <i>et al.</i> , 2021

Nel gennaio 2009 a New York un gravissimo incidente con Oche canadesi *Brantha canadensis* ha portato un A-320 ad uno spettacolare ammaraggio sul fiume Hudson (Thorpe, 2012, 2014). Nell'Agosto 2019 un A321 dopo un impatto con gabbiani *Larus sp.* in fase di decollo a Mosca, è atterrato miracolosamente sulla pancia in un campo di granturco, senza conseguenze per i passeggeri (Wikipedia, 2022). Nel novembre 2008 nell'aeroporto di Roma Ciampino un flock di Storni *Sturnus vulgaris* ha determinato un incidente molto grave con conseguente perdita del velivolo (B-738) (ANSV 2018).

Dal punto di vista economico, i *wildlife strike* comportano un costo annuo stimato di circa 1,2 miliardi di dollari americani per l'industria dell'aviazione commerciale mondiale (Allan, 2002). A causa della rendicontazione incompleta, queste cifre devono essere interpretate come stime prudenti; nei soli Stati Uniti d'America la stima annuale dei costi diretti e indiretti del *bird strike* si aggira intorno ai 196 milioni di dollari per la sola aviazione commerciale (Dolbeer *et al.*, 2021).

Circa il 95% degli impatti riportati per l'aviazione civile risulta avvenire all'interno o nelle vicinanze degli aeroporti, soprattutto durante le fasi di decollo e atterraggio (EASA, 2009; ICAO, 2017). Le specie che a livello mondiale risultano maggiormente coinvolte nei *bird strike* sono state, nel periodo 2008-2015: Passeriformi (22%), Caradriformi (11%), Accipitriformi (9%), Columbiformi (7%) e Apodiformi (2%) (ICAO, 2017). L'aumento del numero di incidenti dovuti a *bird strike* negli ultimi anni è particolarmente evidente. Negli USA, nella sola aviazione civile, da 2.000 incidenti nel 1990 si è passati a quasi 17.358 nel 2019 (Dolbeer *et al.*, 2021). Per fronteggiare tale emergenza esiste la World Birdstrike Association (WBA), (ex International Bird Strike Committee - IBSC), un insieme di varie professionalità con lo scopo di condividere le conoscenze per migliorare la sicurezza aerea attraverso la comprensione e la riduzione del rischio di impatto con gli uccelli. In Italia dal 1987 opera il Bird Strike Committee Italy (BSCI), formalmente riconosciuto nel 1993 come Commissione Tecnica del Ministero dei Trasporti, e ricostituito nel 2001 nell'ambito dell'Ente Nazionale Aviazione Civile. Nel 2006 il BSCI è diventato un gruppo di lavoro operativo ENAC, attualmente alle dipen-

denze funzionali della Direzione Centrale Programmazione Economica e Sviluppo Infrastrutture dell'Ente. Il presente lavoro è una sintesi dei risultati ottenuti dal BSCI a livello nazionale nel corso degli anni 2006-2020, e va ad aggiornare quanto riportato oltre 10 anni fa su questa stessa rivista (Montemaggiori, 2009).

AREA DI STUDIO

In Italia ci sono 126 aeroporti distribuiti su tutto il territorio nazionale, di cui 44 certificati da ENAC ad oggi (fonte ENAC). Per 46 di essi, sulla base della normativa nazionale (Circ. ENAC APT-01b/11), il BSCI ha a disposizione tutta una serie di informazioni dettagliate sul *bird strike* che sono oggetto dell'analisi qui presentata. Nella Tab. 2 viene mostrato l'elenco degli aeroporti le cui informazioni sono state utilizzate nel presente lavoro.

MATERIALI E METODI

A livello nazionale la materia *bird strike* è, di fatto, disciplinata dall'ENAC, principalmente attraverso il Regolamento per la Costruzione e l'Esercizio degli Aeroporti, Cap. 5 ('Rischio da impatto con volatili') e Cap. 4, par.12 ('Pericoli per la navigazione aerea'), il Regolamento UE n. 139/2014 'Regolamentazione in materia di sicurezza degli aeroporti', e dal relativo materiale interpretativo contenuto nella Circolare ENAC APT-01b del 2011. Tale normativa di fatto obbliga i gestori aeroportuali ad attuare le opportune azioni di contenimento per prevenire i rischi di impatto di aeromobili con fauna selvatica sugli aeroporti di competenza.

Nel caso si verifichino gli eventi di *wildlife strike* definiti dal regolamento ENAC, i gestori sono obbligati a commissionare una ricerca naturalistica sull'ambiente e sull'in-

Tabella 2. Elenco (ord. alfabetico) degli aeroporti italiani i cui dati hanno contribuito al quadro generale presentato nel corrente lavoro.

Alghero	Ancona	Bari	Bergamo
Bologna	Bolzano	Brescia	Brindisi
Cagliari	Catania	Comiso	Crotone
Cuneo	Elba	Firenze	Foggia
Forlì	Genova	Grosseto	Lamezia Terme
Lampedusa	Milano Linate	Milano Malpensa	Napoli
Olbia	Oristano	Palermo	Pantelleria
Parma	Perugia	Pescara	Pisa
Reggio Calabria	Rimini	Roma Ciampino	Roma Fiumicino
Salerno	Siena	Taranto	Torino
Tortoli	Trapani	Treviso	Trieste
Venezia	Verona		

torno aeroportuale comprensiva di uno studio di valutazione del rischio, e devono predisporre un piano di prevenzione e controllo opportunamente tarato sui risultati dello studio che preveda anche il monitoraggio quotidiano della fauna selvatica.

L'analisi dei risultati delle suddette ricerche e i dati di monitoraggio provenienti dagli aeroporti italiani permettono al BSCI di avere un quadro complessivo della situazione a livello nazionale, che viene reso pubblico attraverso la pubblicazione di rapporti annuali sul sito istituzionale dell'ENAC (cfr. ENAC, 2021a).

RISULTATI

In Italia nel 2002 sono stati registrati 348 impatti tra aerei e fauna selvatica mentre nel 2019 si è arrivati a 2.095 eventi; il brusco calo degli impatti del 2020 è dovuto al lockdown imposto dalla pandemia di COVID-19, che ha determinato un calo del traffico aereo del 72% negli aeroporti certificati da marzo 2020 a febbraio 2021 (ENAC, 2021b) (Fig. 1). Nel 63,44% degli eventi (quelli nei quali è stato possibile identificare la specie coinvolta), le specie di uccelli maggiormente coinvolte negli incidenti per il periodo 2006-2020 sono il Rondone *Apus apus* e la Rondine *Hirundo rustica*, trattati come unico *taxon* per l'impossibilità di distinguere le due specie sulla base dei report analizzati, il Gheppio *Falco tinnunculus* e il Gabbiano reale zampegiale *Larus michahellis* (Fig. 2). La maggior parte dei *bird strike* avviene nel periodo maggio-agosto. Maggio e giugno sono i mesi di picco per il rondone/rondine, luglio e settembre per il Gheppio e maggio per il Gabbiano reale, che registra un numero di impatti piuttosto costante durante tutto l'anno (Fig. 3).

Relativamente all'orario nel quale si registrano gli impatti, il mattino sembra essere il momento del giorno con maggior numero di eventi, il che corrisponde con l'orario di maggiore attività dell'avifauna selvatica (e il momento di traffico aereo più intenso) (Fig. 4). Il 68% degli incidenti avviene al di sotto dei 300 ft di quota e il 95% al di sotto dei 3000 ft (Fig. 5) e, per quanto riguarda le fasi di volo, il 63% degli incidenti avviene in fase di atterraggio, mentre il 34% in fase di decollo. Soltanto l'1% degli incidenti avviene invece in fase di crociera (Fig. 6).

Per quanto riguarda la localizzazione degli impatti sul territorio nazionale, la Fig. 7 mostra la mediana annua del tasso di impatto (n. impatti/10.000 movimenti) per ciascun aeroporto nel periodo 2006-2020, ma poiché il solo numero di impatti non è direttamente proporzionale al rischio, nella cui matrice interviene anche la specie con cui avviene l'impatto, il numero, il peso, ecc. (cfr. Soldatini *et al.*, 2011), si mostra in Fig. 8 per ciascun aeroporto la mediana annua del tasso di impatto con il Gabbiano reale, la specie che per dimensioni, comportamento e diffusione risulta essere la più pericolosa per l'aviazione civile italiana.

CONCLUSIONI

La tendenza all'aumento dei report di *bird strike* negli ultimi anni è un fenomeno comune a tutti i Paesi (ICAO, 2017; Dolbeer *et al.*, 2021) ed è evidente anche in Italia (ENAC, 2021a). Tale aumento è dovuto ad un sempre maggior grado di precisione

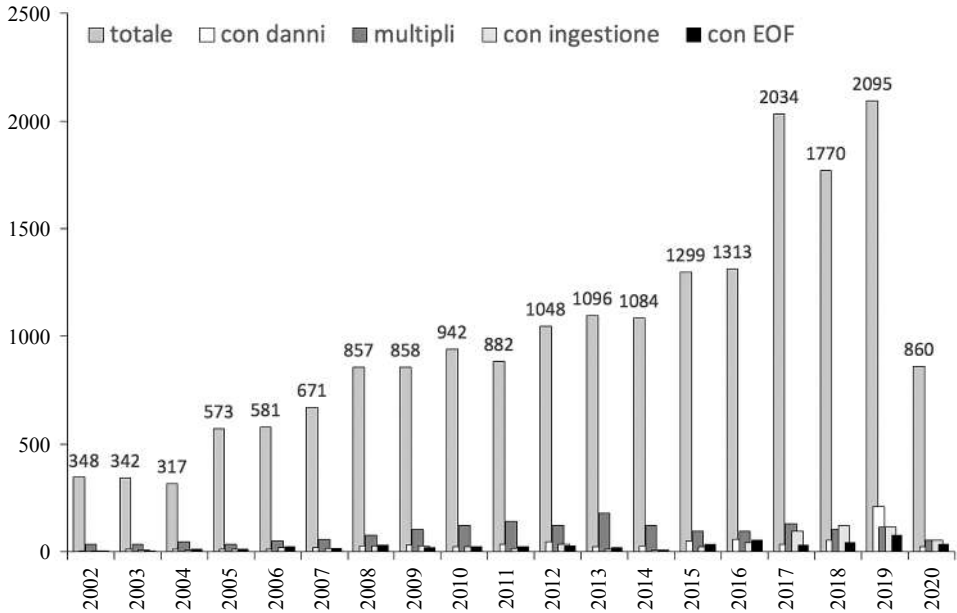


Figura 1. Wildlife strikes in Italia per anno (Aviazione Civile 2002-2020). Nel grafico è evidenziato il numero di eventi annuale complessivo, quello degli eventi con danni, quello degli eventi che hanno visto più di un uccello coinvolto (multipli), quelli in cui si è verificata l'ingestione da parte di un motore e quelli con effetto negativo sul volo (con EOF), effetto che va dal semplice ritardo all'atterraggio precauzionale o all'aborto di decollo. N = 18.970.

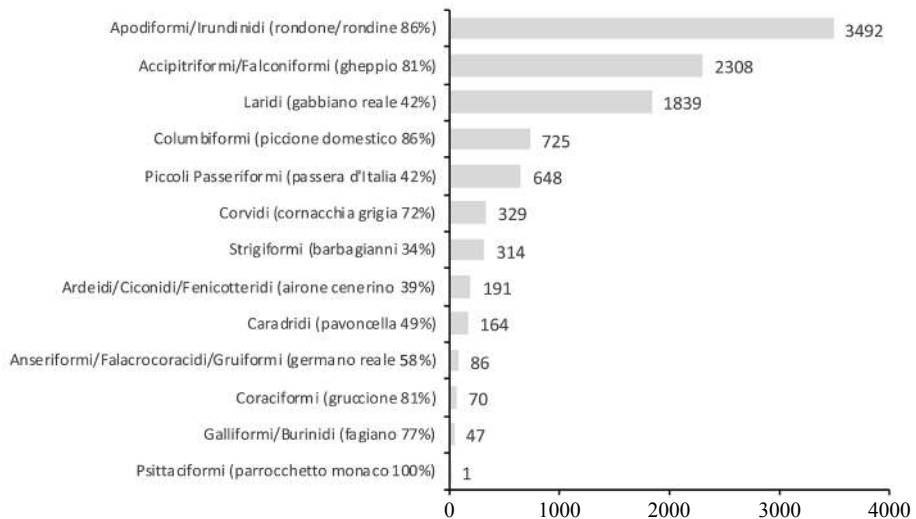


Figura 2. Bird strikes in Italia per gruppi di specie (Aviazione Civile 2006-2020). N = 10.214.

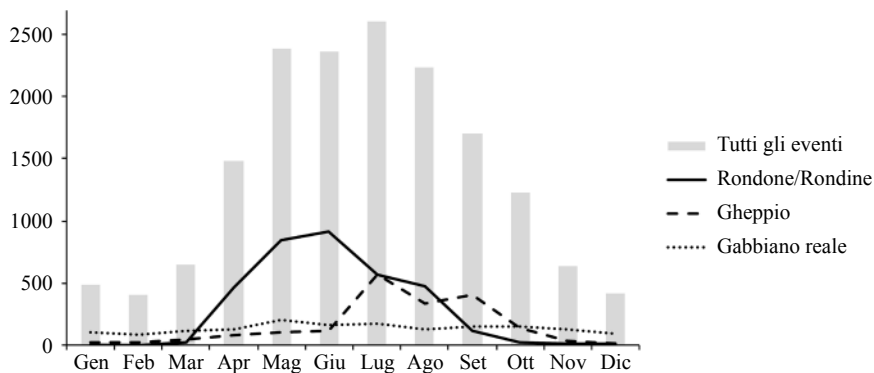


Figura 3. Andamento stagionale dei *bird strike* in Italia (Aviazione Civile 2006-2020). Oltre al dato mensile complessivo vengono mostrati anche gli andamenti stagionali per i tre taxa maggiormente rappresentati nei *wildlife strike* in Italia (Rondone/Rondine, Gheppio, Gabbiano reale). N complessivo = 16.572.

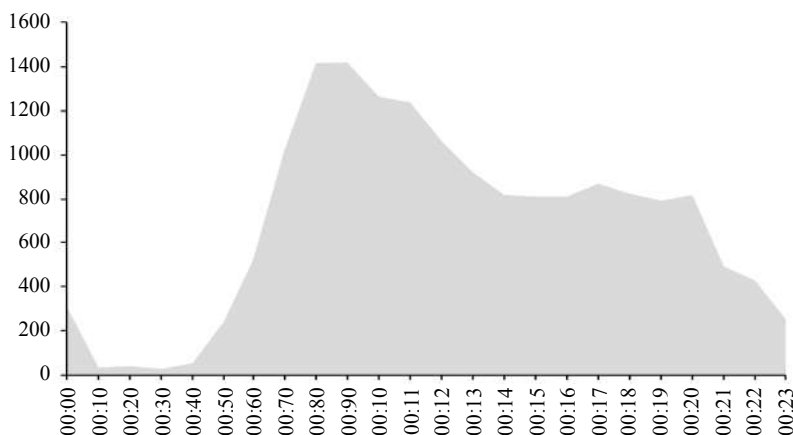


Figura 4. Andamento orario dei *bird strike* in Italia (Aviazione Civile 2006-2020). N= 16.496.

dell'analisi svolta (rispetto agli anni precedenti, viene raggiunto un grado di informazione sempre migliore). Inoltre, va considerato anche il maggior grado di attenzione rivolto al problema, che di fatto fa aumentare le segnalazioni di impatto. A ciò vanno aggiunti l'aumento complessivo del traffico aereo (momentaneamente fermatosi a causa della pandemia di COVID-19) e l'aumento numerico di alcune popolazioni di volatili sinantropici a livello nazionale e regionale. Solo per fare alcuni esempi la popolazione nidificante di Gabbiano reale in Italia è passata da 30.000 coppie nel 1983-84 a 60.000 nel 2006 (Brichetti & Fracasso, 2003), mentre negli USA l'Oca delle nevi *Anser caerulescens* è passata da 4,3 milioni nel 1990 a 15,1 milioni nel 2018, l'Avvoltoio collaroso

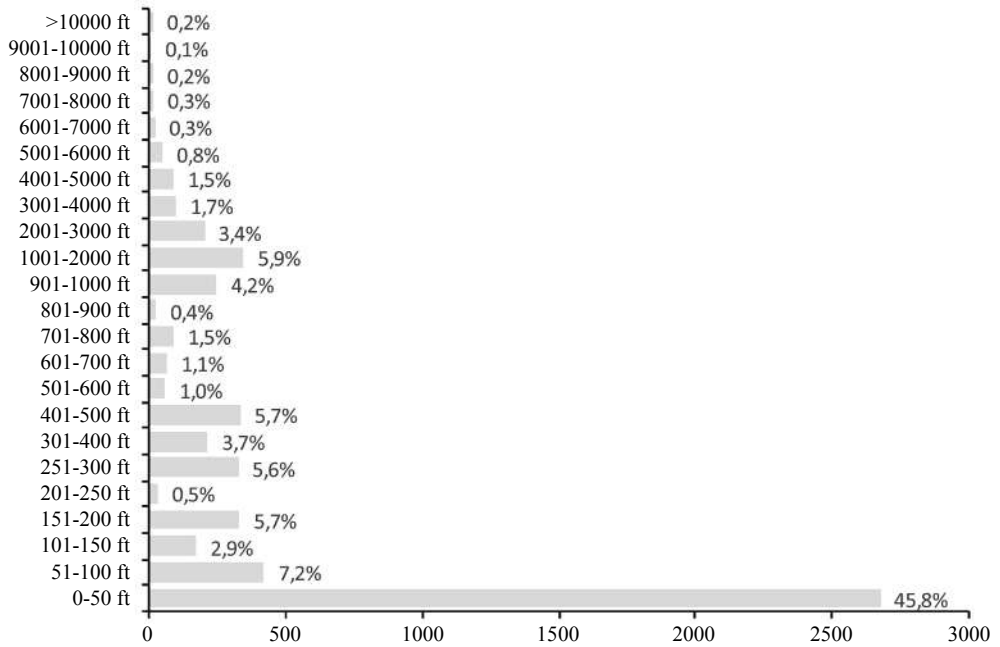


Figura 5. Bird strike per quota di volo in Italia (Aviazione Civile 2006-2020). N = 5.842.

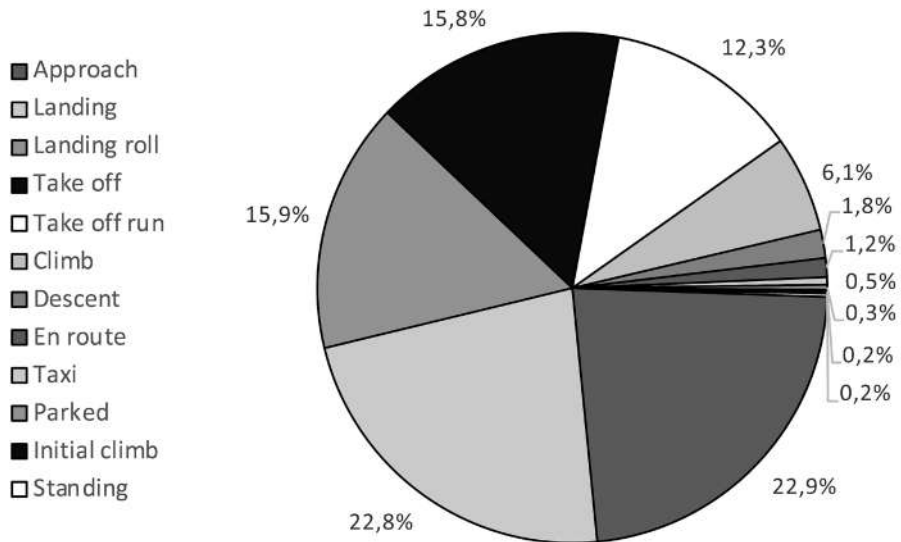


Figura 6. Bird strike per fase di volo in Italia (Aviazione Civile 2006-2020). N = 12.344.

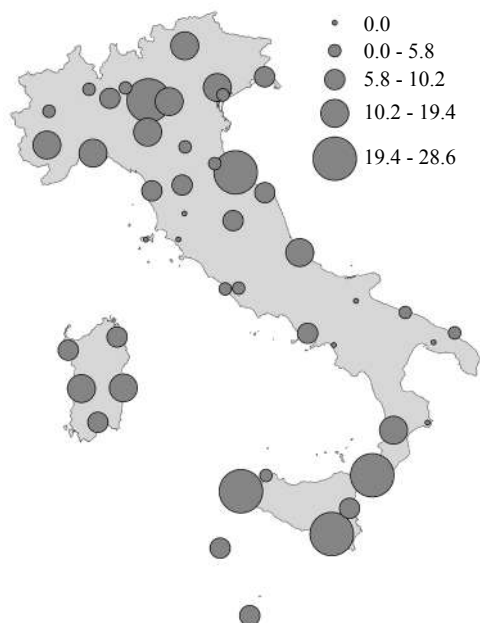


Figura 7. Localizzazione dei *bird strike* per aeroporto (Aviazione Civile 2006-2020). N = 12.582. I circoletti scuri sono di grandezza proporzionale alla mediana annua del tasso di impatto (N. impatti/10.000) per aeroporto.

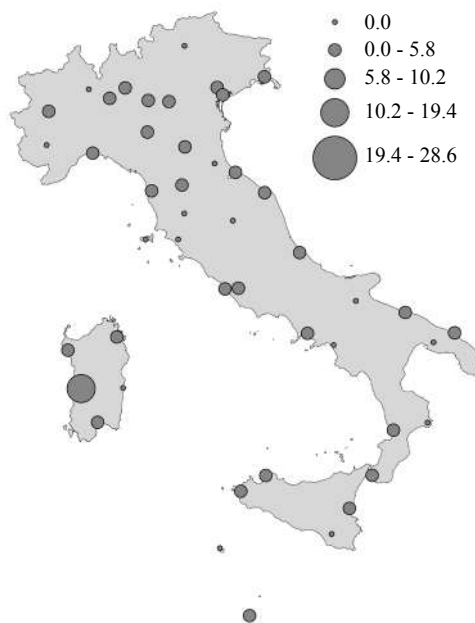


Figura 8. Localizzazione dei *bird strike* con i gabbiani reali per aeroporto (Aviazione Civile 2006-2020). N = 1.671. I circoletti scuri sono di grandezza proporzionale alla mediana annua del tasso di impatto (N. impatti/10.000) per aeroporto.

Cathartes aura da 4,8 a 10,5 milioni nello stesso lasso di tempo, e l'Oca canadese *Brantha canadensis* da 3,1 a 7,5 milioni (Dolbeer, 2021).

Relativamente agli andamenti di tipo stagionale, orario e per quanto riguarda le quote e le fasi di volo in cui avvengono gli incidenti, l'Italia non si differenzia sostanzialmente da quanto succede negli altri Paesi (Dolbeer *et al.*, 2021; ICAO, 2017).

Confrontando la situazione italiana con quella di altri Stati membri dell'ICAO o di altri Paesi più simili al nostro in termini di gestione del sistema aeroportuale e del problema *wildlife strike*, di habitat e di specie di fauna selvatica si può notare sostanzialmente un allineamento dei dati nazionali con le medie di altri paesi aeronauticamente avanzati (vedi Tab. 1). Sebbene in termini meramente numerici il numero di *wildlife strike* medio risulti più alto, quello degli impatti con conseguenze sul volo, multipli, con danno o con ingestione nei motori è decisamente più basso (ENAC, 2021a).

Per quanto riguarda infine il prossimo futuro, il BSCI ha intenzione di portare avanti diverse iniziative (cfr. ENAC, 2021a), tra le quali la realizzazione di un sito tematico costituito da una mappa interattiva che ha l'obiettivo di offrire informazioni agli utenti dell'aviazione (compagnie aeree, gestori aeroportuali, fornitori di servizi di navigazio-

ne aerea, piloti privati, ecc.) sulla fauna che potrebbe influenzare le operazioni aeree. Sulla base delle informazioni provenienti dagli studi sulla fauna selvatica e sui rischi di impatto con essa sviluppati dai gestori aeroportuali, nella mappa saranno rappresentate anche le principali fonti di attrazione della fauna selvatica negli aeroporti soggetti al Regolamento EU 139/2014 e nei loro dintorni e le specie più rilevanti per le operazioni aeronautiche, con informazioni sui loro movimenti e sulle misure di mitigazione attuate dai gestori aeroportuali.

BIBLIOGRAFIA

- Allan J.R., 2002. The costs of bird strikes and bird strike prevention. In: Clark L., Hone J., Shivik J.A., Watkins R.A., Vercauteren K.C., Yoder J.K. (Eds.), *Human Conflicts with Wildlife: Economic Considerations*, Proceedings of the Third NWRC Special Symposium. National Wildlife Research Center, Fort Collins, CO, USA, pp. 147–153.
- ANSV - Agenzia Nazionale per la Sicurezza del Volo, 2028. Relazione d'inchiesta incidente occorso all'aeromobile B737-8AS marche di identificazione EI-DYG aeroporto di Roma Ciampino 10 novembre 2008. ANSV. 114 pp. <https://ansv.it/aeroporto-di-ciampino-b737-8as-marche-ei-dyg/>.
- ATSB - Australian Transport Safety Bureau, 2019. Australian Aviation Wildlife Strike Statistics 2008 to 2017. Australian Transport Safety Bureau: Canberra, Australia.
- Avisure, 2019. Fatalities and Destroyed Aircraft in Aviation. Disponibile online: <https://avisure.com/wp/incident-database/> (ultimo accesso 11 gennaio 2022).
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. *Ornitologia italiana*. Vol.3 – Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- CAA - Civil Aviation Authority, 2017. Reported bird strikes 2012-2016. caa.co.uk.
- DAVVL - Deutscher Ausschuss zur Verhütung von Vogelschlägen im Luftverkehr e. V., 2019. Jahresbericht 2018; DAVVL. Bremen, Germany.
- DGAC - Direction Générale de l'Aviation Civile, 2017. Analyse du risque animalier en France, Statistiques 2010 - 2013. Rapport d'étude. Service technique de l'aviation civile, Département Aménagement Capacité Environnement, Avril 2017.
- Dolbeer R. A., 2021. Population Increases of Large Birds in North America Pose Challenges for Aviation Safety. *Human–Wildlife Interactions*: Vol. 14: Iss. 3, Article 5. DOI: <https://doi.org/10.26077/53f9-edc3>
- Dolbeer R.A., Begier M.J., Miller P.H., Weller J., Anderson A.L., 2021. Wildlife strikes to civil aircraft in the United States, 1990–2020 Report of the Associate Administrator of Airports Office of Airport Safety and Standards and Certification. Federal Aviation Administration. National Wildlife Strike Database Serial Report 27, Washington, D.C., USA.
- EASA - European Aviation Safety Agency, 2009. Bird Population Trends and Their Impact on Aviation Safety 1999–2008; Safety Report; EASA: Cologne, Germany.
- ENAC - Ente Nazionale Aviazione Civile, 2021a. Wildlife Strike. Relazione Annuale 2020. ENAC – Bird strike Committee Italy: 101 pp. (https://www.enac.gov.it/sites/default/files/allegati/2021-Ago/Relazione_WS_2020.pdf).
- ENAC - Ente Nazionale Aviazione Civile, 2021b. Dati di traffico 2020. Enac.gov.it
- ICAO - International Civil Aviation Organization, 2017. 2008–2015 Wildlife Strike Analyses (IBIS); Electronic Bulletin; ICAO: Montreal, QC, Canada.
- Metz I.C., Ellerbroek J., Mühlhausen T., Kügler D., Hoekstra J.M., 2020. The Bird Strike Challenge. *Aerospace* 7(3):26. <https://doi.org/10.3390/aerospace7030026>.
- Montemaggiore A., 2009. Il problema del birdstrike in Italia: situazione attuale e scenari futuri. *Alula XVI* (1-2): 420-425.
- Soldatini C., Albores-Barajas Y.V., Lovato T., Andreon A., Torricelli P., Montemaggiore A., *et al.* 2011

Wildlife Strike Risk Assessment in Several Italian Airports: Lessons from BRI and a New Methodology Implementation. PLoS ONE 6(12): e28920. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0028920>

- Thorpe J., 2012. 100 Years of Fatalities and Destroyed Civil Aircraft due to Bird Strikes. In Proceedings of the 30th Meeting of the International Bird Strike Committee, Stavanger, Norway, 25–29 June 2012.
- Thorpe J., 2014. Update to '100 Years of Fatalities and Destroyed Civil Aircraft due to Bird Strikes'. In Proceedings of the 31th Meeting of the World Bird Strike Association, Atlanta, GA, USA, 30–31 July 2014.
- Wikipedia, 2022. Ural Airlines Flight 178. Disponibile online: https://en.wikipedia.org/wiki/Ural_Airlines_Flight_178 (ultimo accesso 12 gennaio 2022).

CONSISTENZA E FENOLOGIA DELLA POPOLAZIONE DI STRIGIFORMI PRESENTE NELLE PROPRIETÁ DELL'AZIENDA AGRICOLA CATTOLICA SARL, RONCADE (TV)

ALESSANDRO NARDOTTO⁽¹⁾, CRISTIAN BERTOLIN & FABIO COGO

⁽¹⁾Via Guizze 55/3 – Villorba (TV) (alenard8@gmail.com)

Abstract – Consistency and phenology of the Strigiformes in the properties of the agricultural company Cattolica Sarl, Roncade (TV). This work has the aim of evaluating the consistency and phenology of the Strigiformes present in the agricultural context of the properties of Cattolica Sarl. The work was carried out in more of 3 years of study, during which different methods were applied: camera trapping, play-back, listening to individuals in spontaneous singing, nocturnal transpets, the search for nesting sites and the collection of wads near the ruins and perches. In total, 5 species of Strigiformes were contacted: Long-eared Owl *Asio otus*, Little Owl *Athene noctua*, Scops Owl *Otus scops*, Tawny Owl *Strix aluco* and Barn Owl *Tyto alba*. Of these, 3 are certain nesting and 2 are probable. The presence of Strigiformes in rural areas, such as the one in question, reveals the importance of farms in the conservation of these precious ecological indicators.

INTRODUZIONE

È ormai risaputo che gli Strigiformi rappresentano un gruppo di specie, tutelato da diverse leggi e direttive internazionali, dall'elevato valore conservazionistico (Benussi, 2008). La loro presenza in un determinato territorio va interpretata come un'indicazione di un ambiente salubre e funzionale. Queste specie infatti, trovandosi all'apice della catena alimentare, costituiscono dei validi indicatori ecologici (Allen, 1893; Benussi, 2008; Fröhlich & Ciach, 2019) che testimoniano la presenza di una solida rete trofica e di una virtuosa gestione degli ambienti presenti nelle aree in cui vengono rilevate. La presenza di queste specie anche in ambienti dominati dal comparto agricolo, riveste quindi un'importanza ancora maggiore. L'intensificazione e la banalizzazione delle pratiche agricole stanno contribuendo alla perdita di biodiversità dei sistemi rurali (Erisman *et al.*, 2016); in questo contesto rientra anche la quasi totalità della pianura veneta, un settore caratterizzato da un elevato sfruttamento antropico, in cui abbondano i centri abitati e le coltivazioni e scarseggiano ecosistemi integri e aree naturali di pregio. L'indagine, si propone di descrivere le specie di Strigiformi presenti all'interno dei fondi agricoli di proprietà di Cattolica S.a.r.l., evidenziandone le variazioni nel corso dell'anno e una stima delle consistenze.

AREA DI STUDIO

L'area esaminata si colloca a cavallo tra la provincia di Treviso e quella di Venezia, per un totale di circa 2000 ha. Si tratta della più grande azienda agricola a corpo unico

del Veneto, situata per gran parte in località Ca'Tron (TV) e nella minor parte in località Meolo (VE) e Portegrandi (VE).

L'area è articolata in molteplici coltivazioni: la maggior parte della proprietà è interessata dai seminativi e in minor parte da prati da sfalcio, vigneti e noccioleti. Gli appezzamenti sono inframezzati da elementi di pregio, a valenza faunistica, come alcune aree boscate, incolti, fossi, canali e dei vecchi casolari abbandonati o utilizzati come depositi delle attrezzature agricole. L'area inoltre si rivela estremamente interessante dal punto di vista faunistico in quanto confinante con diversi ambienti acquatici di rilievo, come il fiume Sile, il fiume Meolo, alcuni canali artificiali e la laguna di Venezia (Fig. 1).

METODI

I dati sono stati raccolti nell'ambito di una collaborazione istituita tra Barbasso Srl. e l'azienda agricola Cattolica Sarl per un progetto di conservazione sul Barbagianni, poi ampliato al monitoraggio di tutte le componenti faunistiche presenti nelle proprietà aziendali. I dati utilizzati nel presente studio derivano dall'applicazione di diverse metodiche quali il fototappolaggio, il play-back (Barbieri *et al.*, 1976; Bibby *et al.*, 2000), l'ascolto degli individui in canto spontaneo (Johnson *et al.*, 1981) l'esecuzione di transetti notturni, la ricerca dei siti di nidificazione (Bibby *et al.*, 2000), il conteggio ai roost (per il Gufo comune) e la raccolta di borre presso i ruderi e i posatoi. Il periodo in-

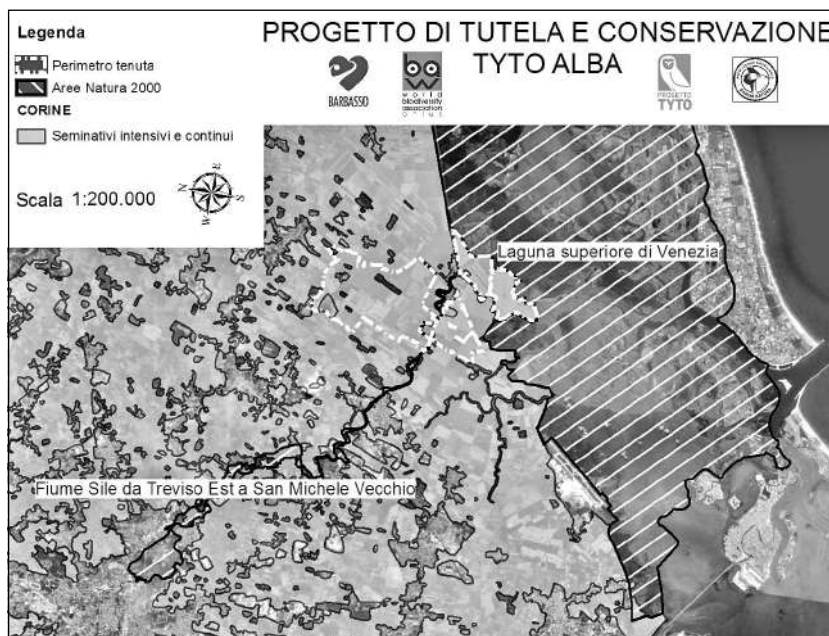


Figura 1. Inquadramento dell'area di studio.

teressato dall'indagine va da gennaio 2018 a marzo 2021. Il numero massimo di coppie e di individui è stato stimato sulla base del numero massimo di individui contattati nel corso del periodo di studio, prestando attenzione a non sovrastimare una volta incrociati i dati derivanti dall'applicazione delle metodiche sopracitate; quindi è stata calcolata la densità di coppie presenti su 100 ha, utilizzando il valore del numero di coppie stimato per ciascuna specie. È stata redatta una tabella di presenza delle varie specie nel corso dell'anno. Infine sono state individuate le rispettive categorie di nidificazione secondo i criteri standard (cfr. www.ornitho.it).

RISULTATI

In totale, nel periodo di studio, sono state contattate 5 specie di Strigiformi, ovvero Gufo comune *Asio otus*, Civetta *Athene noctua*, Assiolo *Otus scops*, Allocco *Strix aluco* e Barbagianni *Tyto alba*. In Tabella 1 sono riportate le variazioni della composizione della comunità di Strigiformi nel corso dell'anno.

Secondo le categorie standard di nidificazione, 2 specie sono risultate nidificanti probabili e 3 nidificanti certe e, dai dati raccolti nel corso di questi anni di studio, sono state riscontrate le seguenti consistenze riproduttive (Tab 2).

Tabella 1. Composizione della comunità di Strigiformi nel corso dei mesi dell'anno, in grigio i mesi in cui sono state rilevate le specie.

	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
<i>Asio otus</i>												
<i>Athene noctua</i>												
<i>Otus scops</i>												
<i>Strix aluco</i>												
<i>Tyto alba</i>												

Tabella 2. Categorie di nidificazione (NP: probabile, NC: certa) e stima del numero di coppie riproduttive nell'area indagata. Tra parentesi i numeri delle coppie delle specie di cui non è stata accertata la nidificazione.

	NP	NC	N. coppie	N. coppie/100 ha
<i>Asio otus</i>		X	2	0,1
<i>Athene noctua</i>		X	5	0,25
<i>Otus scops</i>	X		(1)	(0,05)
<i>Strix aluco</i>	X		(1)	(0,05)
<i>Tyto alba</i>		X	1	0,05

Ad eccezione dell'Assiolo, specie migratrice di lungo raggio, tutte le altre specie sono state contattate in tutti i mesi dell'anno, a testimonianza di come gli ambienti presenti nell'area indagata si prestino ancora come aree idonee a garantire la sussistenza e la riproduzione delle specie rilevate. Risulta interessante segnalare la presenza di una coppia di Allocco, contattata e fototrappolata in più occasioni, ma senza evidenze certe di nidificazione. La specie, tipicamente forestale (Mezzavilla *et al.*, 2016) frequenta parchi di ville storiche e gli ambienti agrari con una sufficiente e strutturata copertura arborea. Risulta costante nel corso degli anni la presenza del Gufo comune che, nidifica con successo e sverna con un roost di circa 10 individui lungo un filare alberato all'interno della proprietà. Anche il Barbagianni ha nidificato con certezza, almeno nel 2018, anno in cui sono stati osservati dei giovani; difficile la stima della consistenza invernale della specie. Infine, si segnala l'osservazione di un individuo di Gufo di palude *Asio flammeus* segnalata presso l'area nell'inverno del 2018 (C. Bertolin, *oss. pers.*) e riconducibile probabilmente ad un individuo proveniente dalla vicina Laguna.

DISCUSSIONE

L'area indagata, seppur interessata da grandi distese agricole ospita una buona presenza di rapaci notturni, ospitando tutte le specie di Strigiformi nidificanti nella pianura veneta (Stival & Sighele, 2019). Al fine di garantire siti idonei alla nidificazione della specie, e degli Strigiformi in generale, andrebbero tutelati gli alberi vetusti e le formazioni boscate (Di Santo, 2015), soprattutto in aree agricole come quella in esame. Le basse densità riproduttive calcolate sono collegate alla bassa disponibilità di siti idonei alla nidificazione delle specie; basti pensare che le aree boscate coprono solamente una superficie di poco più di 20 ha sui 2000 totali e che i ruderi potenzialmente vocati sono solamente 6. Anche la piccola area abitativa di Ca' Tron (TV), presente all'interno dell'area di studio, non sembra essere particolarmente utilizzata, nemmeno dalla Civetta, lo Strigiforme più diffuso in ambito urbano. Anche per questa specie la densità calcolata appare modesta rispetto ad altre aree agricole padane (Pirovano & Galeotti, 1999; Sgorlon, 2003).

L'indagine ha permesso inoltre di aggiornare il quadro conoscitivo relativo a quest'area di confine tra due provincie: infatti, nell'ambito della raccolta di dati per l'atlante avifaunistico della provincia di Treviso (Mezzavilla & Bettiol, 2007), ente territoriale in cui si inserisce la quasi totalità della superficie aziendale, non era stata indagata l'area in esame in quanto marginale. Il presente studio evidenzia ancor di più il ruolo fondamentale degli ambienti agrari nella conservazione della fauna. Gli ambienti naturali presentano superfici sempre minori e le loro dinamiche sono fortemente influenzate dall'antropizzazione dei territori nel quale l'uomo è presente; sarebbe quindi auspicabile la necessità di aumentare le fasce boscate e le formazioni a filari e dal punto di vista agronomico frammentare la monotonia delle colture con formazioni verticali multi specifiche. La campagna diventa dunque la nuova frontiera per garantire i servizi ecosistemici e la sussistenza delle specie animali. La presenza di Strigiformi in aree rurali risulta quindi di particolare interesse e dovrebbe essere incentivata tramite il potenziamento e

la tutela delle aree boscate, l'installazione di nest box e la sensibilizzazione delle aziende agricole sull'importanza di questi preziosi indicatori ecologici.

Ringraziamenti – Un doveroso ringraziamento all'azienda agricola “Le Tenute di Cattolica” per averci consentito l'accesso ai luoghi di studio e per l'interesse dimostrato verso la salvaguardia e la tutela del patrimonio faunistico presente nelle proprietà.

BIBLIOGRAFIA

- Allen J.A., 1893. Our Hawks and Owls in Their Relation to Agriculture. *The Auk*, 10 (2): 199-201.
- Barbieri F., Bogliani G., Fasola M., 1976. I metodi di censimento degli Strigiformi. *Atti I Convegno Siciliano di Ecologia*: 109-116.
- Benussi E., 2008. Monitoraggio Strigiformi e Caprimulgiformi nel perimetro del SIC IT 3340006 Carso Triestino e Goriziano e della ZPS IT 3341002 Aree carsiche della Venezia Giulia. Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia. Direzione centrale risorse agricole, naturali, forestali e montagna. Servizio Tutela Ambienti Naturali e Fauna.
- Bibby C., Burgess N., Hill D., Mustoe S., 2000. *Bird Census Techniques* (second edition). Academic Press.
- Di Santo D., 2015. The role of monumental trees and old-growth forests in biodiversity conservation. *L'Italia forestale e montana*: 417-425.
- Erisman J.W., van Eekeren N., De Wit J., Koopmans C.J., Cuijpers, W.J.M., Oerlemans N., Koks B., 2016. Agriculture and biodiversity: A better balance benefits both. *AIMS Agriculture and Food*. 1: 157-174. 10.3934/agrfood.2016.2.157.
- Fröhlich, A., Ciach, M., 2019. Nocturnal noise and habitat homogeneity limit species richness of owls in an urban environment. *Environ Sci Pollut Res* 26: 17284-17291.
- Johnson R.R., Brown B.T., Haight L.T., Simpson J.M., 1981. Playback recording as a special avian censusing technique. *Studies Avian Biol.*, 6: 68-75.
- Mezzavilla F., Bettiol K., 2007. *Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006)*. Associazione Faunisti Veneti, 200 pp.
- Mezzavilla F., Scarton F., Bon M., 2016. *Gli Uccelli del Veneto*. Danilo Zanetti Editore, Montebelluna, 436 pp.
- Pirovano A., Galeotti P., 1999. Territorialismo intra e interspecifico della Civetta *Athene noctua* in provincia di Pavia. *Avocetta*, 23 (1): 139.
- Sgorlon G., 2003. Densità e spazialità dei siti di nidificazione di Civetta *Athene noctua* in un ambiente urbano del Veneto Orientale. *Avocetta*, 27 (1): 88.
- Stival E., Sighele M., 2019. *Atlante FotoSonoro degli Uccelli del Veneto - ed. 2019*. Birding Veneto, birdingveneto.eu/atlasven2019.

LA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE NEL SETTORE MERIDIONALE DEI MONTI CERITI (CASTEL GIULIANO, CERVETERI, LAZIO, ITALIA CENTRALE): UN CONTRIBUTO PRELIMINARE

MARISA PERCHINELLI⁽¹⁾ & CORRADO BATTISTI⁽²⁾

⁽¹⁾Via Oriolo, 21 – 00052 Cerveteri (marisa.perchinelli@libero.it)

⁽²⁾“Torre Flavia” LTER (Long Term Ecological Research) Station, Città Metropolitana di Roma Capitale, Servizio Aree protette, Parchi Regionali – Viale G. Ribotta 41 – 00144 Rome (c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Abstract – The breeding bird community of the Southern sector of Ceriti Hills (Latium, central Italy): a preliminary survey. We carried out a preliminary survey carried out on the Southern sector of the Ceriti Mts. (southern sector of the ‘Tolfetano-Cerite-Manziate’ Special Protection Area), carried out with a modified transect method with repeated 10-minute sessions. Thirty-seven species were detected (34 with the standard method), largely linked to forest and edge-mosaic habitats, with the presence of synanthropic species linked to historical towns. Due to its location in a sub-coastal area exposed to local thermal winds, the area was frequented by aerial foragers (swallows and *Apus apus*). The presence of river streams explained the presence of *Motacilla cinerea*. We recorded the *Circaetus gallicus*, already known for the area. Although the method used shows some limitations (i.e. focusing on common and easily detectable species), however this approach allows to obtain representative data of large and relatively homogeneous areas.

INTRODUZIONE

Sebbene tutta l’area del Tolfetano-Cerite-Manziate sia da decenni oggetto di indagini ornitologiche (e.g. Aa.Vv., 1977; Di Carlo, 1977; Contoli *et al.*, 1980), gran parte delle ricerche sono state condotte a livello di singole specie e concentrate nel settore centrale tolfetano. Allo stato attuale, indagini a livello di comunità sono disponibili alla scala più ampia per tutto la Zona di Protezione Speciale ‘Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate’ (es., Bernoni *et al.*, 2012) e per sotto-ambiti specifici (es., Faggeto di Allumiere: Lorenzetti *et al.*, 2007; Monterano: Pietrelli & Biondi, 2011 e check-list: Scarfò, 2011; area tolfetana centrale: Zangari *et al.*, 2013; Macchia Grande di Manzianna: Bernoni *et al.*, 1989, 2001, Salvati, 1998). Tuttavia, risultano ancora assenti lavori strutturati a livello di comunità per il settore meridionale dei monti Ceriti, per il quale sono disponibili solo dati sulla presenza di singole specie (es., Sorace, 1992; Ceccarelli & Ricci, 2007).

Con questa nota si vuole contribuire ad un primo inquadramento della comunità ornitica nidificante del settore meridionale dei monti Ceriti, con particolare riferimento alle specie comuni, più facilmente contattabili.

AREA DI STUDIO

L'area di studio, estesa per circa 1000 ettari, comprende il settore meridionale dei monti Ceriti dalla necropoli etrusca di Cerveteri (La Banditaccia; 42°00'32.3"N 12°06'27.3"E) al borgo di Castel Giuliano (Bracciano; Lazio, Italia centrale; m 228 s.l.m.; 42°03'07.9"N 12°07'34.8"E), tra M. Ercole, M. Rastello e M. Guardia e le loc. Montelungo e Belvedere del Principe, nel settore meridionale della Zona di Protezione Speciale ZPS 'Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate' (IT6030005; Foglio IGMI 143 III SE; CTR Lazio 1:10.000: 364141, 364142, 364143).

Le tipologie di uso/copertura del suolo dominanti sono costituite da cerrete collinari (cod. Corine 311211) e dalla macchia alta interna collinare (cod. 32312) con seminativi in aree non irrigue, legnose agrarie e sistemi particellari complessi, questi ultimi nelle aree prossime ai centri abitati (Regione Lazio, 2012). Sotto l'aspetto vegetazionale, tipico della Regione fitoclimatica mediterranea di transizione (Blasi, 1994), sono presenti (i) boschi sub-planiziali a Cerro *Quercus cerris* e Farnetto *Q. frainetto* della serie climatofila tirrenica submediterranea collinare e planiziale sub-acidofila del *Mespilo germanicae-Quercetum frainetto* (Fig. 1); (ii) macchie costiere e subcostiere a Leccio *Quercus ilex* e sempreverdi del *Viburno-Quercetum ilicis* (serie climatofila plaziiale tirrenica meso-mediterranea basofila) con *Viburnum tinus* e *Fraxinus ornus*; (iii) arbusteti e stadi di ricostituzione forestale di boschi di caducifoglie (*Prunetalia spinosae*, con *Prunus spinosa* e *Crataegus monogyna*: Fanelli & Bianco, 2007; Provincia di Roma, 2007; cfr. anche Di Pietro *et al.*, 2010; Chirici *et al.*, 2014). Nell'area si articola un reticolo idrografico minore con salti orografici che danno luogo a cascate lungo aste a regime torrentizio (Fosso della Mola, Torrente delle Ferriere, Fosso Vaccinella) con qualità delle acque medio-alta (classe IBE: 7-8; Mancini & Arcà, 2000).

METODI

I dati sono stati raccolti con il metodo del transetto a tempo, modificato (Bibby *et al.*, 2000), effettuando lungo percorsi prestabiliti (coincidenti con la rete sentieristica locale: "Anello delle Cascate di San Giuliano"), una serie di sessioni di campionamento di 10 minuti ciascuna, effettuate in movimento. Il 9 aprile e il 7 maggio 2021 sono stati percorsi oltre 20 km, lungo i sentieri dell'area (velocità media: 1,5 km/h), raccogliendo in ogni sessione tutte le *occurrences* di specie (n; dato di presenza di una specie, indipendentemente dal numero di contatti individuali), osservate direttamente o rilevate indirettamente attraverso vocalizzazioni, avendo l'accortezza di lasciare un intervallo tra una sessione e l'altra al fine di evitare pseudo-replicazione dei dati (Battisti & Dodaro, 2010). I rilevamenti sono stati effettuati in continuo dalla mattina al primo pomeriggio: pertanto non sono stati ottenuti dati su specie crepuscolari e notturne. Complessivamente sono state ottenute 27 sessioni di *occurrences* per complessivi 270 minuti di campionamento.

I dati sono stati normalizzati per sessione e analizzati ottenendo il numero di *occurrences*/specie e la loro frequenza (fr) sia sul numero totale di sessioni, sia sul numero totale di *occurrences* (N). Le specie con frequenza > 0,05 sul totale delle *occurrences* so-



Figura 1. Un aspetto degli estesi querceti a cerro e farnetto dei monti Ceriti (serie del *Mespilo germanicae-Quercetum frainetto*) in periodo primaverile.

no state considerate dominanti; le specie con frequenza compresa tra $>0,02$ e $<0,05$ sono state considerate sub-dominanti. A livello meramente descrittivo (ma utile per comparazioni future adottando lo stesso metodo e protocollo), sono stati ottenuti anche i seguenti indici strutturali di comunità: numero complessivo di specie (S); ricchezza normalizzata (indice di Margalef, ottenuto come: $Dm=S-1/\ln(N)$); indice di diversità di Shannon-Wiener, ottenuto come $H' = -\sum fr \ln fr$) e indice di evenness, ottenuto come $e=H'/\ln S$ (per approfondimenti sui singoli indici: Magurran e McGill, 2011).

Al fine di visualizzare le differenze tra le frequenze, sono state infine ottenuti due diagrammi rango/frequenza (Whittaker plots, modificati: Magurran & McGill, 2011), sia sulle frequenze di sessione che sulle frequenze di *occurrences*. Per comparare i dati

di frequenza relativa è stato usato il test del χ^2 , usando il programma PAST per Windows (Hammer *et al.*, 2001).

RISULTATI

Complessivamente sono state registrate 37 specie. Con il metodo del transetto con sessioni sono stati ottenuti 154 record di *occurrence* relativi a 34 specie (S=34; Tab. 1; Fig. 2) alle quali si aggiungono *Sturnus vulgaris*, *Cettia cetti* e *Aegithalos caudatus*, contattate al di fuori del tempo standard di rilevamento. Cinque specie sono risultate dominanti (*Sylvia atricapilla*, *Cyanistes caeruleus*, *Parus major*, *Turdus merula*, *Erithacus rubecula*); altre 9 specie sono risultate sub-dominanti (Tab. 1). Non è stata osservata una differenza significativa tra l'ultima specie dominante e la prima sub-dominante ($\chi^2= 2,03$, $p=0,15$). Gli indici strutturali di comunità hanno mostrato i seguenti valori: ricchezza normalizzata $Dm=6,75$; indice di Shannon-Wiener: $H'=3,026$, evenness: $e=0,858$.

DISCUSSIONE

La comunità ornitica di questo settore meridionale dei monti Ceriti rientra tra quelle tipiche delle aree forestali e a mosaico dell'Italia centrale (es., Bernoni *et al.*, 1989,

Tabella 1. Specie contattate. Numero di sessioni (n), frequenza sul totale delle sessioni (fr_{sess} ; n=27), frequenza sul totale delle *occurrences* (fr_{occ} ; n=154). In grassetto, la frequenza delle specie dominanti ($fr_{occ} > 0,05$), in corsivo la frequenza delle specie sub-dominanti (fr_{occ} compresa tra $>0,02$ e $<0,05$).

Specie	n	fr_{sess}	fr_{occ}	Specie	n	fr_{sess}	fr_{occ}
<i>Sylvia atricapilla</i>	23	0,852	0,149	<i>Streptopelia decaocto</i>	2	0,074	0,013
<i>Cyanistes caeruleus</i>	19	0,704	0,123	<i>Passer italiae</i>	2	0,074	0,013
<i>Parus major</i>	14	0,519	0,091	<i>Motacilla cinerea</i>	2	0,074	0,013
<i>Turdus merula</i>	12	0,444	0,078	<i>Dendrocopos major</i>	2	0,074	0,013
<i>Erithacus rubecula</i>	12	0,444	0,078	<i>Columba livia dom.</i>	2	0,074	0,013
<i>Troglodytes troglodytes</i>	7	0,259	<i>0,045</i>	<i>Serinus serinus</i>	1	0,037	0,006
<i>Garrulus glandarius</i>	6	0,222	<i>0,039</i>	<i>Regulus ignicapilla</i>	1	0,037	0,006
<i>Sylvia melanocephala</i>	5	0,185	<i>0,032</i>	<i>Phylloscopus collybita</i>	1	0,037	0,006
<i>Hirundo rustica</i>	5	0,185	<i>0,032</i>	<i>Oriolus oriolus</i>	1	0,037	0,006
<i>Sylvia cantillans</i>	4	0,148	<i>0,026</i>	<i>Motacilla alba</i>	1	0,037	0,006
<i>Fringilla coelebs</i>	4	0,148	<i>0,026</i>	<i>Miliaria calandra</i>	1	0,037	0,006
<i>Delichon urbicum</i>	4	0,148	<i>0,026</i>	<i>Corvus monedula</i>	1	0,037	0,006
<i>Corvus corone cornix</i>	4	0,148	<i>0,026</i>	<i>Columba palumbus</i>	1	0,037	0,006
<i>Carduelis carduelis</i>	4	0,148	<i>0,026</i>	<i>Cisticola juncidis</i>	1	0,037	0,006
<i>Picus viridis</i>	3	0,111	0,019	<i>Circaetus gallicus</i>	1	0,037	0,006
<i>Pica pica</i>	3	0,111	0,019	<i>Buteo buteo</i>	1	0,037	0,006
<i>Luscinia megarhynchos</i>	3	0,111	0,019	<i>Apus apus</i>	1	0,037	0,006

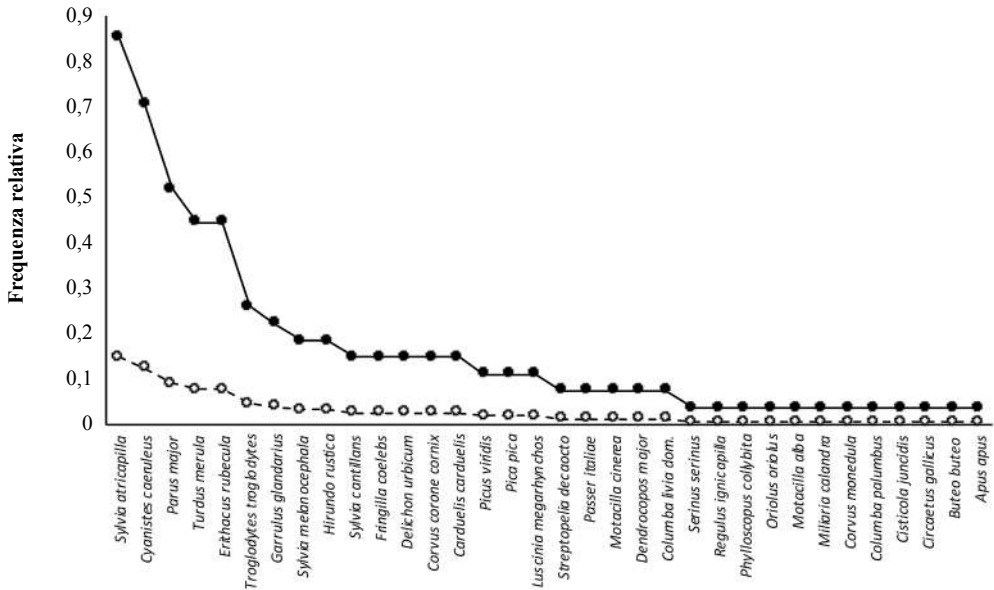


Figura 2. Diagramma rango-frequenza delle specie registrate con il metodo del transetto modificato. In nero: le frequenze sul numero di sessioni; in bianco: le frequenze sul totale delle occurrences.

2001; Battisti, 2002; Ukmar *et al.*, 2007). L'estesa continuità forestale spiega la prevalenza della *guild* di specie strettamente forestali, mentre la presenza di centri storici spiega la presenza di alcune specie sinantropiche (es., *Apus apus*, irundinidi, passeridi, *Streptopelia decaocto*, *Columba livia dom.*, corvidi non forestali) e legate ad ambienti ecotonali e agroecosistemi (es., *Sylvia melanocephala*, *S. cantillans*, *Luscinia megarhynchos*, *Cisticola juncidis*, ecc.). L'eterogeneità ambientale spiega l'elevata diversità ed evenness. L'area è frequentata da foraggiatori aerei (irundinidi e *Apus apus*), anche probabilmente a causa della collocazione in ambito sub-costiero esposto a venti termici locali (*thermal updraft*), che facilitano le concentrazioni di insetti-preda e, conseguentemente, le aggregazioni di tali uccelli (cfr., per *Apus apus*: de Margerie *et al.*, 2018). La presenza di raccolte d'acqua spiega la presenza, in ambiti ecotonali, di *Cettia cetti* e, più occasionalmente, di *Motacilla cinerea*, riportata per le aree limitrofe in periodo riproduttivo già da Lorenzetti (2011). A tal proposito può essere interessante indagare la presenza dei *Cincus cinclus*, specie co-presente con *Motacilla cinerea* (Sorace *et al.*, 2002; Larsen *et al.*, 2010), legata a corsi d'acqua con qualità medio-elevata, per la quale esistono dati occasionali per un'area limitrofa (Oriolo: Boano, 1999). Benché il metodo utilizzato abbia consentito di raccogliere dati prevalentemente su specie comuni e facilmente contattabili, è stata registrata la presenza di *Circaetus gallicus*, da riferire alle coppie già segnalate per l'area da Ceccarelli & Ricci (2007; cfr. anche Petretti, 2011).

Tali dati rappresentano solo un inquadramento preliminare e il metodo utilizzato mostra alcuni limiti, focalizzando su specie comuni che mostrano una attività canora frequente. Pertanto, le frequenze riflettono più l'intensità di canto delle singole specie che non le reali abbondanze. Tuttavia, la registrazione continuativa dei contatti lungo percorsi relativamente lunghi può rappresentare un punto di forza di questo approccio, rendendo i dati ben rappresentativi dell'avifauna presente in settori di grande estensione e relativamente omogenei sotto il profilo vegetazionale.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1977. Ricerche ecologiche, floristiche e faunistiche nel comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate. Quad. Acc. Naz. Lincei, 207.
- Battisti C., 2002. Comunità ornitiche e frammentazione ambientale: dati dalle riserve naturali "Nomentum" e "Macchia di Gattaceca e del Barco" (Roma, Italia centrale). Rivista italiana di Ornitologia, 71: 115-123.
- Bernoni M., Di Russo C., Ianniello L., Mattoccia M. & Plini P., 1989. Dati preliminari sulle comunità ornitiche di alcuni querceti del Lazio. Atti III Conv. Ital di Ornitologia: 147-148.
- Bernoni M., Ianniello L. & Meschini A., 2001. Il metodo del transetto in due boschi d'alto fusto dell'Italia centrale soggetti a diverse forme di gestione. Atti XI Conv. Ital. Ornitologia, Avocetta, 25: 114.
- Bernoni M., Sorace A., Cecere J.C., Biondi M., Cento M., Guerrieri G. & Savo E., 2012. La comunità degli uccelli nidificanti nella ZPS IT60305 "Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate". Alula, 19: 11-27.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Hillis D.M. & Mustoe S., 2000. Bird census techniques. Elsevier.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Carta del Fitoclima del Lazio. Università "La Sapienza", Roma. Regione Lazio.
- Boano A., 1999. Distribuzione del Merlo acquaiolo, *Cinclus cinclus*. Alula, 6: 160-166.
- Brunelli M., Calvario E., Fraticelli F., Sarrocco S. & Gibertini G., 2001. Il catalogo della Collezione ornitologica del Palazzo Ruspoli di Cerveteri (Roma). Alula, 8: 3-28.
- Ceccarelli V. & Ricci S., 2007. Monitoraggio delle popolazioni di Biancone *Circaetus gallicus* nella ZPS 'Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate' (Roma). Alula, 14: 3-7.
- Chirici G., Fattori C., Cutolo N., Tufano M., Corona P., Barbatì A., Blasi C., Copiz R., Rossi L., Biscontini D., Ribera A., Morgante L. & Marchetti M., 2014. La realizzazione della carta delle formazioni naturali e semi-naturali e della carta forestale su basi tipologiche della regione Lazio. Forest@, 11: 65-71.
- Contoli L., Lombardi G., Spada F., 1980. Piano per un Parco naturale nel territorio di Allumiere e Tolfa (Lazio). Provincia di Roma, Comunità montana Monti della Tolfa. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma.
- de Margerie E., Pichot C. & Benhamou S., 2018. Volume-concentrated searching by an aerial insectivore, the common swift, *Apus apus*. Animal Behaviour, 136: 159-172.
- Di Carlo E.A., 1977. L'avifauna del comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate (Lazio settentrionale). In: AA. VV., Ricerche ecologiche, floristiche e faunistiche del comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate. Quaderni dell'Accademia Nazionale dei Lincei, 227: 125-176.
- Di Pietro R., Azzella M.M. & Facioni L., 2010. The forest vegetation of the Tolfa-Ceriti mountains (northern Latium-central Italy). Hacquetia, 9(1): 91-150.
- Fanelli G., Bianco M., 2007. Memorie illustrative della Carta della vegetazione reale della Provincia di Roma. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche del territorio, pp. 119.
- Fraticelli F., Prola G., 2010. Gli uccelli svernanti nel bosco Macchia grande di Manziana. Alula, 17: 49-58.
- Hammer Ø., Harper D.A. & Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia electronica, 4(1): 9.
- Larsen S., Sorace A. & Mancini L., 2010. Riparian bird communities as indicators of human impacts along Mediterranean streams. Environmental Management, 45: 261-273.

- Lorenzetti E., 2011. Ballerina gialla *Motacilla cinerea*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (eds), 2011. Nuovo atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 242-243.
- Magurran A.E. & McGill B.J. (Eds.), 2011. Biological diversity: frontiers in measurement and assessment. Oxford University Press, Oxford.
- Petretti F., 2011. Biancone *Circateus gallicus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (eds), 2011. Nuovo atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 116-117.
- Provincia di Roma, 2007. Carta della vegetazione reale della provincia di Roma. Scala 1: 50.000. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche del territorio, Roma.
- Ukmar E., Lorenzetti E. & Battisti, C., 2007. Un contributo alla conoscenza della comunità ornitica nidificante del Monte Soratte (Lazio, Italia centrale). Alula, 14(1-2): 115-119.

EFFETTO DELLA PRESENZA DI SAGOME IN PLASTICA NEI PRESSI DI PIATTAFORME ARTIFICIALI PER INDURRE LA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA BIANCA *Ciconia ciconia* IN CALABRIA

ROBERTO SANTOPAULO⁽¹⁾, GIORGIO GIOVANNI BERARDI⁽¹⁾, SALVATORE GOLIA⁽¹⁾,
ANTONIO MANCUSO⁽¹⁾, FERNANDO SANTOPAULO⁽¹⁾, KATHARINA WERNER⁽¹⁾ & MARCO GUSTIN⁽²⁾

⁽¹⁾Lipu Sezione di Rende – Via Bertoni snc – 87036 Rende (CS)

⁽²⁾Lipu Settore Conservazione – Via Udine 3/A – 43100 Parma

Abstract – Effect of the presence of plastic templates in the front of artificial platforms to induct the nesting of White Stork *Ciconia ciconia* in Calabria. In 2020, 31 breeding pairs of White Stork nested in artificial platforms. From 2011 to 2017, 18 artificial templates were positioned in the provinces of Cosenza, Crotona and Catanzaro. The templates are three-dimensional and made of plastic. They perfectly mimic the somatic characteristics of the species, both in shape and colour of plumage, as well as in size. Finally, the legs were welded to a bracket that allows them to be attached to the mast or pole by means of a screw ring. When assessing the role of the individual template, we considered that the nesting value was higher if the platform was already present before the installation of the template and if there were no breeding pairs in the immediate vicinity, i.e. within a set radius of at least 5 km. From 2012 to 2020, there were 11 confirmed nestings on artificial platforms and 8 nesting attempts in the study area. All of them were in the immediate vicinity of the platforms, except for 1 which was at a distance of 3.8 km. As a conclusion of this work, we believe that the combined action of templates and artificial platforms can be an important stimulus for the nesting of the White Stork.

INTRODUZIONE

Alla fine degli anni '90 la Cicogna bianca *Ciconia ciconia* ha iniziato a colonizzare l'Italia meridionale, in particolar modo la Sicilia (Bricchetti & Fracasso, 2018). In Calabria, la specie ha nidificato per la prima volta nel 1992 (Capalbo, 1993), ma una vera e propria colonizzazione è iniziata a partire dai primi anni 2000 (Santopaolo *et al.*, 2006). La disponibilità di siti idonei alla nidificazione fu uno dei limiti iniziali all'aumento delle coppie nidificanti in Calabria. Per ovviare a questo vennero predisposte in aree particolarmente vocate per la specie un importante numero di piattaforme circolari in legno posizionate su tralicci e pali elettrici con il potenziale effetto di attrarre coppie nidificanti della specie (Miraglia *et al.*, 2003; Santopaolo *et al.*, 2006).

Un primo consuntivo relativo ai risultati di questo progetto è stato reso noto nel 2012 (Santopaolo *et al.*, 2013).

Nel 2020 su 31 coppie nidificanti in regione, 29 hanno nidificato su piattaforme artificiali, con un incremento esponenziale, anno dopo anno, del numero di coppie avvenuto quasi esclusivamente su tali strutture.

Contestualmente, è stata avviata nell'ottobre 2011 un'altra sperimentazione sulla specie ovvero valutare se l'uso di zimbelli in vicinanza delle piattaforme artificiali poteva indurre/influenzare ulteriormente la nidificazione.

Lo scopo di questo lavoro è stato quello di verificare al pari delle piattaforme, se anche le sagome artificiali fossero in grado di attirare le cicogne bianche in migrazione e di indurle a nidificare sulle piattaforme artificiali posizionate nelle immediate vicinanze. In particolare, la sperimentazione ha voluto testare se, l'utilizzo dei suddetti zimbelli, sia risultato più efficace in particolar modo in quelle aree dove ancora non erano state rinvenute nidificazioni di Cicogna bianca.

AREA DI STUDIO E METODI

Sono state interessate sette aree geografiche privilegiando soprattutto quelle dove non erano ancora avvenute nidificazioni della specie nonostante la presenza, in alcune aree, di piattaforme artificiali atte ad ospitare coppie nidificanti di Cicogna bianca (Tab. 1).

Dal 2011 al 2017 sono state posizionate 18 sagome artificiali distribuite tra le province di Cosenza, Crotone e Catanzaro.

Le sagome sono di forma tridimensionale e costituite da materiale plastico e mimano perfettamente le caratteristiche somatiche della specie, sia nella forma che nel colore del piumaggio, così come nelle dimensioni.

Per poterle installare sui tralicci e pali elettrici, sono state apportate delle piccole modifiche, ovvero le zampe in plastica sono state sostituite da zampe in ferro agganciate al corpo della sagoma tramite un'imbracatura (Fig. 1).

Le sostituzioni delle parti in plastica con quelle in ferro sono state pitturate con i colori tipici della specie. Le zampe infine sono state saldate ad una staffa che ne consente l'aggancio al traliccio o al palo tramite un anello a vite.

Per motivi di accessibilità al sito da parte di e-distribuzione le sagome sono state installate ad una distanza di 200-800 m dalla più vicina piattaforma artificiale.

In alcuni casi, dove vi erano due o più piattaforme artificiali, la sagoma è stata inse-

Tabella 1. Distribuzione delle sagome nelle diverse aree geografiche.

Provincia	Area geografica	N° sagome
Cosenza	Valle del Crati	8
Cosenza	Piana di Sibari	3
Cosenza	Valle dell'Esaro	2
Crotone	Cirò Marina	1
Crotone	Valle del Neto	1
Crotone	Valle del Tacina	1
Catanzaro	Piana di Lamezia	2
Totale		18

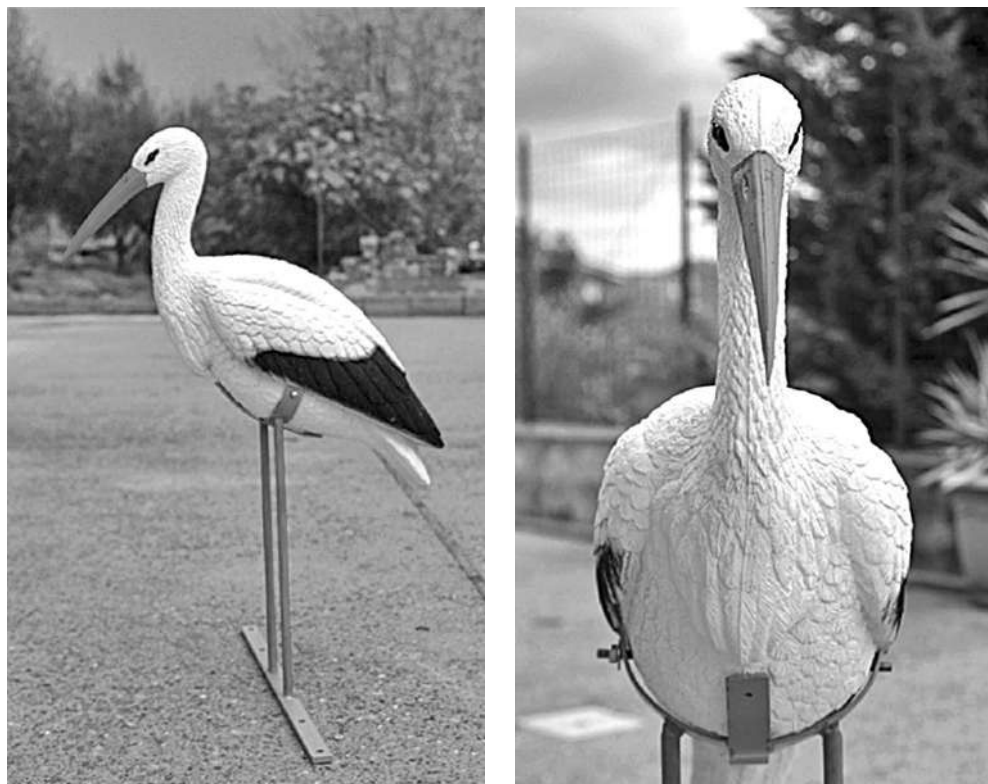


Figura 1. Sagoma in plastica con imbracatura e zampe in ferro.

rita ad una distanza media così che, un'unica sagoma, potesse essere funzionale per 2 o più piattaforme.

Nel valutare il ruolo della singola sagoma, abbiamo ritenuto che il valore della nidificazione fosse più elevato se la piattaforma era già presente prima dell'installazione della sagoma e se nelle immediate vicinanze, ovvero nel raggio stabilito di almeno 5 km, non vi fossero coppie nidificanti.

RISULTATI

Vengono di seguito descritti dettagliatamente 8 casi la cui sintesi viene riportata in Tab. 2 e 3.

1° caso

Piattaforma e sagoma installate contemporaneamente nello stesso mese/anno. Nessuna coppia nidificante presente nelle immediate vicinanze. Nidificazione più vicina a 11,3 Km a sud-ovest.

Nel marzo 2012, la Cicogna bianca torna a nidificare nella Piana di Tarsia (Valle del Crati, Cs). La coppia utilizza una piattaforma artificiale installata nel dicembre del 2011 unitamente ad una sagoma distanti tra loro circa 250 m.

2° Caso

Piattaforma e sagoma installate contemporaneamente nello stesso mese/anno. Nessuna coppia nidificante presente nelle immediate vicinanze. Nidificazione più vicina 8,7 Km a sud-ovest.

Nel marzo 2012, nella zona valliva del comune di Bisignano (Valle del Crati - CS), nidifica su piattaforma artificiale una coppia di Cicogna bianca. Piattaforma e sagoma erano state installate due mesi prima ad una distanza di circa 700 metri.

3° caso

Nidificazione 2012. Piattaforma posizionata prima della sagoma. Nessuna coppia nidificante nelle immediate vicinanze.

Nel marzo del 2012 viene installata una sagoma nella Piana di Sibari - CS (Loc. Thurio) con l'obiettivo di favorire una nidificazione su alcune piattaforme presenti nelle immediate vicinanze installate tra il 2010 e il 2011.

Nell'aprile 2012 una coppia di Cicogna bianca nidifica su una piattaforma artificiale posizionata nel 2011 in una zona distante, 3,8 km ad est rispetto alla sagoma. Data la distanza tra piattaforma e sagoma è difficile stabilire se quest'ultima abbia avuto un ruolo nell'indurre la nidificazione.

Il raggio dei 5 km per la presenza/assenza di coppie nidificanti può, evidentemente, essere valido anche per la distanza della sagoma rispetto alla piattaforma.

Nidificazione 2014. Piattaforma posizionata prima della sagoma. Una coppia nidificante presente nelle immediate vicinanze (3,8 Km a nord-est).

Nel 2014 viene occupata una piattaforma artificiale installata nel 2010 in località Thurio e distante 500 m a sud della sagoma. È stato anche osservato come uno dei due individui, appena giunto in zona, cercava di accoppiarsi con la sagoma in plastica. Successivamente, una volta costruito il nido, uno dei due individui ha fatto la spola tra la piattaforma artificiale occupata e la sagoma come se volesse allontanare "l'individuo" in plastica. La coppia si è riprodotta regolarmente sino al 2018. Nel 2019, dopo un periodo di cova di tre settimane ha abbandonato il sito.

Nella seconda decade di maggio 2018, una coppia di Cicogna bianca inizia la costruzione di un nido nella Piana di Sibari (Loc. Thurio) su un palo elettrico senza piattaforma a circa 700 m a est dalla sagoma. Nella stessa zona era anche presente una coppia nidificante a 950 m a sud-ovest. Uno dei due individui rimane purtroppo folgorato per un contatto con i cavi elettrici. Subito dopo i volontari della lipu fanno intervenire i tecnici di e-distribuzione per isolare i cavi e installare una piattaforma nido. L'individuo di cicogna rimasto da solo ha subito iniziato a trasportare materiale sulla piattaforma ma dopo qualche giorno ha interrotto il lavoro di costruzione del nido. Il palo elettrico era presente prima dell'installazione della piattaforma.

4° caso

Piattaforma installata prima della sagoma. Nessuna coppia nidificante presente nelle immediate vicinanze.

Nell'aprile 2013, viene installata una sagoma nella Piana di Sibari (Azienda Cilento) a circa 200 m da una piattaforma installata nel gennaio 2011. La piattaforma artificiale viene occupata ad inizio maggio 2013, viene costruito un abbozzo di nido e dopo pochi giorni la coppia abbandona il sito. La piattaforma artificiale verrà poi occupata per due anni consecutivi nel 2015 e 2016 e di nuovo nel 2020.

5° caso

Nidificazione 2014. Piattaforma nido installata contestualmente alla sagoma. Nessuna coppia nidificante presente nelle immediate vicinanze.

Nel gennaio 2013 viene installata una sagoma nella zona valliva di Montalto Uffugo ai confini tra i comuni di Luzzi e Rose (Valle del Crati - CS). Contestualmente vengono installate nelle immediate vicinanze due piattaforme artificiali, una delle quali, nella primavera 2013, è stata occupata da una coppia di Cicogna bianca. La stessa coppia, dopo aver costruito il nido, è rimasta in cova per 2 settimane, poi ha abbandonato il sito. Dal 2014 la piattaforma artificiale è stata regolarmente occupata tutti gli anni da una coppia. La sagoma è posizionata a 800 m a sud-ovest rispetto alla piattaforma artificiale.

Nidificazione 2019. Piattaforma nido installata contestualmente alla sagoma. Una coppia nidificante presente nelle immediate vicinanze (950 m a nord est).

Nel 2019 una coppia di Cicogna bianca ha occupato anche l'altra piattaforma, quella più vicina alla sagoma (200 m a nord est), installata nel 2013. La coppia ha portato regolarmente a termine la nidificazione riproducendosi anche nel 2020.

La distanza tra le due piattaforme artificiali è di 950 m, separate dal fiume Crati. In questo caso, oltre che la sagoma anche la presenza della prima coppia nidificante potrebbe aver funzionato da attrazione per la seconda nidificazione.

6° caso

Questo caso ha interessato 3 piattaforme artificiali e 1 sagoma all'interno della Valle del Crati (CS) distribuite lungo un percorso in linea retta di 2,3 km, distanza, quest'ultima, tra la prima e la terza piattaforma. Come per la sagoma del 3° caso, anche per questo sito è stato osservato un individuo accoppiarsi con la sagoma in plastica nel marzo 2007 (Fig. 2).

Nel gennaio 2014 in località Paglialonga (Valle del Crati - CS) vengono installate una sagoma e una piattaforma artificiale distanti tra loro circa 400 m. Nell'aprile del 2016 la piattaforma artificiale viene occupata con un abbozzo di nido, poi la coppia abbandona il sito. Successivamente, nel 2017, il sito viene rioccupato, portando regolarmente a termine la nidificazione.

Negli anni 2018-2019 il sito non è stato più occupato, verrà rioccupato nel 2020 ma, dopo la schiusa del primo uovo, la coppia abbandona il sito, probabilmente a causa del disturbo arrecato da un drone. Sempre nel 2020, nella stessa zona, una nuova coppia uti-



Figura 2. Un individuo di cicogna bianca stazione sul traliccio elettrico dopo un tentativo di accoppiamento con la sagoma in plastica – Valle del Crati, marzo 2007 (Foto: A. Mancuso).

lizza una piattaforma artificiale installata a gennaio dello stesso anno e distante 400 m dalla piattaforma di Paglialonga. Anche questa coppia abbandona la nidificazione probabilmente a causa del disturbo da drone.

Nel 2016, sempre nella stessa zona (Azienda Loise), una coppia di Cicogna bianca occupa una piattaforma artificiale installata nel 2013 e posizionata, rispetto alla sagoma (installata nel 2014) 800 m più a sud. La coppia costruisce una bozza di nido, resta in cova per circa una settimana, poi abbandona il sito. Il sito verrà occupato nel 2020 e la coppia porterà a termine la nidificazione.

Nell'aprile 2017 e successivamente nel 2018 una coppia di Cicogna bianca occupa una piattaforma artificiale installata nel gennaio 2014 e distante 1,7 km a sud dalla sagoma. La coppia costruisce una bozza di nido, resta in cova per circa 10 giorni poi abbandona il nido. Nel 2019 una coppia occupa il sito e porta a termine la nidificazione. Nel 2020 dopo una prima fase di apparente cova, la coppia abbandona il sito e, probabilmente, utilizza la piattaforma posta a 1200 m più a nord (Azienda Loise) dove nel 2016 vi era stato un tentativo di nidificazione, questa volta però portando a termine la nidificazione.

7° Caso

Piattaforma nido installata prima della sagoma. Una coppia nidificante presente nelle immediate vicinanze (2,5 km a sud-ovest).

Nell'aprile 2017 una nuova coppia di Cicogna bianca nidifica su una piattaforma artificiale nella Piana di Tarsia (Valle del Crati - CS) installata esattamente 10 anni prima, ovvero nel 2007. Nel dicembre 2011, veniva installata, ad una distanza di 300 m, una sagoma. Nella stessa zona, sin dalla primavera 2012, nidifica una coppia della specie.

Data la distanza tra le due coppie è difficile stabilire quanto potrebbe avere influenzato la sagoma e quanto l'altra coppia nell'indurre la nidificazione della nuova coppia.

8° Caso

Nel dicembre 2012 in località Scalo Tarsia (Comune di Roggiano Gravina, Valle dell'Esaro - CS), vengono installate una sagoma e una piattaforma artificiale distanti tra loro 300 m. Nessuna coppia nidificante nelle immediate vicinanze.

Nell'aprile 2019, a distanza di sette anni, una coppia di Cicogna bianca costruisce regolarmente il nido sulla piattaforma, resta in cova per circa tre settimane, poi abbandona il sito. Nel 2020 la coppia, presumibilmente la stessa dell'anno precedente, utilizzerà la piattaforma artificiale e porterà a termine la riproduzione.

In questa valle, la nidificazione della specie non era ancora stata accertata.

Dal 2012 al 2020 nell'area presa in esame, si sono verificate 11 nidificazioni certe su piattaforme artificiali e 8 tentativi di nidificazione. Di quest'ultimi, 7 sono avvenuti su piattaforme e 1 su palo di e-distribuzione senza piattaforma. Tutte le sagome si trovavano nelle immediate vicinanze delle piattaforme, tranne 1 che era ad una distanza di 3,8 km.

Degli 8 tentativi di nidificazione, 5 si sono trasformati, negli anni successivi, in nidificazioni con deposizione di uova e nascita di pulli. 4 sono avvenuti su piattaforme (più 1 su palo senza piattaforma) installate prima delle sagome, 3 su piattaforme installate in contemporanea alle sagome (Tab. 2).

Delle 11 nidificazioni certe, 5 sono avvenute su piattaforme installate prima delle sagome e 6 su piattaforme installate contemporaneamente alle sagome (Tab. 2).

Per quanto riguarda invece la presenza di coppie nelle immediate vicinanze, ovvero nel raggio di 5 Km che avrebbero potuto fungere da zimbelli naturali, la situazione è la seguente:

Tabella 2. Casi di nidificazioni o tentativi di nidificazioni su piattaforme artificiali avvenute dopo o contemporaneamente alla installazione delle sagome.

Nidificazioni certe		Tentativi di nidificazione	
piattaforme installate prima delle sagome	piattaforme e sagome installate nello stesso momento	piattaforme installate prima delle sagome	piattaforme e sagome installate nello stesso momento
5	6	4+1 (palo s.p.)	3

Tabella 3. Casi di nidificazioni o tentativi di nidificazioni avvenuti in assenza o presenza (ovvero entro un raggio di 5 km) di coppie nidificanti.

Nidificazioni certe		Tentativi di nidificazione	
coppia presente	coppia non presente	coppia presente	coppia non presente
6	5	5	3

Su 11 nidificazioni certe, 6 sono avvenute con la presenza di una coppia presente nelle immediate vicinanze della piattaforma, per altre 5 nidificazioni invece non vi erano coppie entro il raggio di 5 km. Per i tentativi di nidificazione, 5 sono avvenuti in presenza di coppie già presenti, 3 senza (Tab. 3).

CONCLUSIONI

L'obiettivo del presente studio è stato quello di verificare se la presenza delle sagome potesse influenzare/indurre la nidificazione della Cicogna bianca, soprattutto in aree dove non si erano ancora verificate nidificazioni della specie.

La presenza della piattaforma artificiale prima dell'installazione della sagoma e l'assenza di coppie naturali, avvalorano ancora di più l'ipotesi dell'importanza delle sagome nell'indurre la nidificazione.

Nel caso in cui la nidificazione è avvenuta contestualmente all'installazione della sagoma e/o con la presenza di una coppia nelle immediate vicinanze, è più difficile stabilire il ruolo e il peso avuto dalla sagoma rispetto alla piattaforma artificiale o alla coppia nidificante nelle immediate vicinanze nell'influenzare la nidificazione della nuova coppia.

Le nidificazioni su piattaforma artificiale con presenza di sagome, sono avvenute all'interno della Valle del Crati (CS) e della Piana di Sibari (CS) dove già la specie nidificava su piattaforme, ma distanti da coppie nidificanti, per un raggio di almeno 5 Km. Un tentativo di nidificazione e una nidificazione, quest'ultima avvenuta l'anno successivo (2020), si sono invece verificate in una area dove ancora non vi erano mai state nidificazioni della specie, ovvero nella Valle dell'Esaro (CS).

Nelle altre 4 aree geografiche dove sono state installate le sagome, non si sono verificate nidificazioni nonostante la presenza di piattaforme artificiali.

A conclusione di questo lavoro riteniamo che l'azione combinata di sagome e piattaforme artificiali possa rappresentare uno stimolo importante per la nidificazione della Cicogna bianca.

Le sagome, come le coppie naturali, potrebbero influenzare la sosta e l'interruzione del viaggio migratorio di alcune coppie o individui diretti verso nord, mentre le piattaforme artificiali potrebbero rappresentare uno stimolo alla nidificazione.

Pertanto, si dovrebbero inizialmente installare alcune piattaforme artificiali e solo dopo qualche anno, in assenza di nidificazioni, procedere anche all'installazione di al-

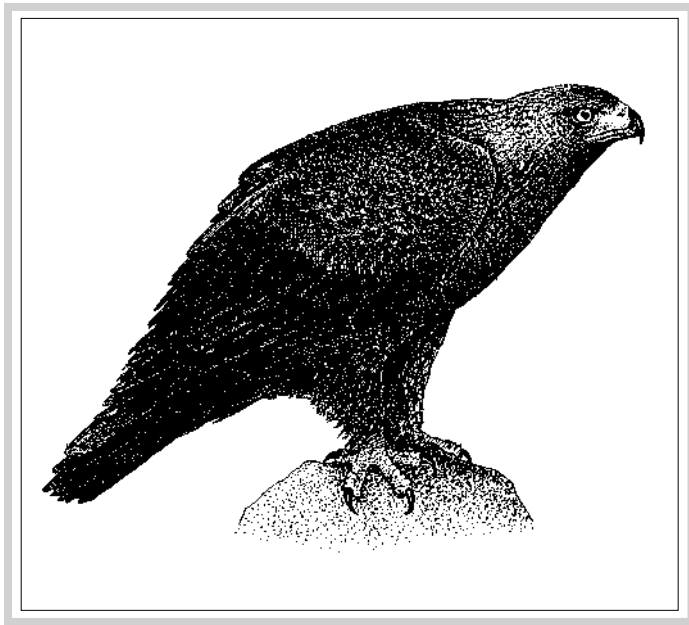
cune sagome nelle immediate vicinanze delle piattaforme, che in molti casi potrebbero indurre la specie a occupare la piattaforma stessa.

Ringraziamenti – Come per l’installazione delle piattaforme anche questa sperimentazione è stata possibile grazie alla disponibilità di e-distribuzione, la società del Gruppo Enel che gestisce la rete elettrica a media e bassa tensione, acconsentendo all’utilizzo di pali e tralicci elettrici come supporti per l’installazione di piattaforme e sagome.

BIBLIOGRAFIA

- Bricchetti P. & Fracasso G., 2018. The birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere. Latina (Italy), *historiae naturae*” (6), pp. 512.
- Capalbo 1992 Capalbo, P. 1993. Nidificazione di Cicogna bianca, *Ciconia ciconia*, in Calabria. Rivista Italiana di Ornitologia, 63: 108–109.
- Miraglia G., Santopaolo R., Gustin M. & Godino G., 2003. Monitoraggio sulle attività al nido di una coppia di Cicogna bianca *Ciconia ciconia* nidificante nella Valle del Crati (CS, Calabria). Alula, 10: 81–85.
- Santopaolo R., Miraglia G., Godino G., Gustin M. & Salerno M., 2006. Incremento della popolazione nidificante di Cicogna bianca, *Ciconia ciconia*, in Calabria. Rivista Italiana di Ornitologia, 76: 179–182.
- Santopaolo R., Godino G., Golia S., Mancuso A., Monterosso G., Pucci M., Santopaolo F. & Gustin M., 2013. Increase of white stork *Ciconia ciconia* population attracted by artificial nesting platforms in Calabria, Italy. Conservation Evidence 10: 67-69.

Brevi note



Aquila reale (*Aquila chrysaetos*) (Disegno: M. Falchi)

PRIMI DATI SULLA MIGRAZIONE PRIMAVERILE DEI RAPACI NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE NAZZANO, TEVERE-FARFA (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

STEFANO BASSI

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (stefanobassi1012@gmail.com)

Abstract – First data on the spring migration of birds of prey in the Nazzano Regional Nature Reserve, Tevere-Farfa (Lazio, central Italy). The data on the migration of birds of prey collected in the period 11 March-13 May 2020 are reported. 9 species were detected for a total of 178 individuals. The Marsh Harrier was found to be the most frequent species.

Negli ultimi anni si sono moltiplicate le ricerche sulla migrazione degli uccelli rapaci in Europa ed in Italia (Agostini, 2002; Panuccio & Moiana, 2016), nel nostro Paese le stazioni di monitoraggio sono poste prevalentemente lungo le coste, sulle piccole isole e sui valichi montani (cfr. AA.VV., 2020), scarse sono invece le informazioni circa i flussi lungo le aste fluviali nelle rotte migratorie e, nello specifico, sulla consistenza della migrazione primaverile lungo il corso del fiume Tevere.

Il bacino del Tevere, secondo fiume d'Italia, potrebbe costituire, per lunghezza e orientamento, una possibile rotta migratoria per gli uccelli che attraversano lo Stretto di Messina e risalgono la penisola, oppure che attraversano il Tirreno direttamente dalle isole Eolie, per riapparire in numeri importanti nei “bottle-necks” di Monte Conero e Monte San Bartolo, e proseguire poi in larga parte verso Est attraversando l'Adriatico (Agostini, 2002; Panuccio & Moiana, 2016). Sebbene diversi studi siano stati condotti sull'avifauna presente nella media valle del Tevere, e in particolare sul territorio della Riserva (Di Carlo, 1976, 1983; Di Carlo & Laurenti, 1991; Angelici & Brunelli, 2008, 2012, 2015; Angelici *et al.*, 2012), mancano indagini specifiche relative alla migrazione primaverile dei rapaci diurni.

Nella primavera 2020, ho effettuato osservazioni regolari sul transito dei rapaci da una postazione sita nel paese di Torrita Tiberina (RM). La postazione si affaccia, con vista sud-ovest, su una doppia ansa del Tevere che ospita la Riserva Naturale Regionale Nazzano Tevere Farfa. Il periodo coperto è stato 11 marzo-13 maggio, per un totale di 46 giorni di osservazione. Le ore di osservazione giornaliere sono state in media 6, con prevalenza di quelle mattutine (4) su quelle pomeridiane (2). Per le osservazioni sono stati utilizzati binocolo 10x42, cannocchiale 25-60x88, e macchina fotografica bridge, utile per la determinazione di specie dubbie

Complessivamente le specie di rapaci osservate sono state 14, dai conteggi sono state però escluse le osservazioni di Sparviere *Accipiter nisus*, Nibbio bruno *Milvus migrans*, Poiana *Buteo buteo*, Gheppio *Falco tinnunculus* e Falco pellegrino *Falco pere-*

Tabella 1. Specie di rapaci in migrazione osservate nella primavera 2020 nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa (Lazio).

Specie	N
Falco pescatore <i>Pandion haliaetus</i>	5
Falco pecchiaiolo <i>Pernis apivorus</i>	17
Biancone <i>Circaetus gallicus</i>	3
Aquila minore <i>Hieraetus pennatus</i>	2
Falco di palude <i>Circus aeruginosus</i>	78
Albanella minore <i>Circus pigargus</i>	4
Falco cuculo <i>Falco vespertinus</i>	21
Smeriglio <i>Falco columbarius</i>	1
Lodolaio <i>Falco subbuteo</i>	17
Rapaci non determinati	30
Totale	178

grinus, trattandosi con buona probabilità relative ad individui nidificanti nell'area di studio (Tab. 1).

Trattandosi di una zona umida, come atteso il Falco di palude è risultata la specie più abbondante (52,7% degli individui determinati), modesta la consistenza delle altre specie rilevate, è invece probabilmente sottostimato il Falco pecchiaiolo per il quale occorrerebbe protrarre le osservazioni a tutto maggio. La presenza nell'area di 2-3 coppie nidificanti di Nibbio bruno ha fatto propendere per l'esclusione di questa specie dai conteggi è però probabile che la specie sia frequente anche come migratrice.

Tra i non rapaci di un certo interesse locale, da segnalare il transito una Cicogna bianca *Ciconia ciconia* il 30 marzo, di tre Sterne maggiori *Hydroprogne caspia* il 3 aprile, specie per la quale era nota una sola segnalazione per la Riserva (Angelici & Brunelli, 2008) e di una Cicogna nera *Ciconia nigra* il 13 maggio.

I dati raccolti non sembrano evidenziare un flusso migratorio di rapaci particolarmente consistente. Per avere un quadro più attendibile sulla rilevanza per i rapaci di questa rotta migratoria sarebbe però necessario ampliare il periodo di osservazione dall'inizio di marzo fino a tutto maggio, nonché aumentare il numero di rilevatori e le ore giornaliere di osservazione.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2020. Infomigrans. Parco Naturale Alpi Marittime, Vol. 45.
- Agostini M., 2002. La migrazione dei rapaci in Italia. In: Brichetti P. & Gariboldi A. (eds). Manuale di ornitologia. Edagricole, Vol. 3: 157-182.
- Angelici C. & Brunelli M., 2008. Gli uccelli della Riserva Naturale Tevere-Farfa. Edizioni Belvedere (Latina) "le scienze" (9), 100 pp.

- 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., 2015. Nuove specie osservate nella Riserva Naturale Regionale Tevere-Farfa (Lazio, Italia centrale). *Gli Uccelli d'Italia*, 40: 107-108.
- 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.
- Di Carlo E.A., 1976. L'Oasi di Protezione Faunistica detta "La Meanella" o "Lago di Nazzano" sul Fiume Tevere (Lazio). *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, VII: 321-358.
- Di Carlo E.A., 1983. Il popolamento delle acque interne (laghi, fiumi, bacini artificiali) dell'Italia centrale. *Gli Uccelli d'Italia*, VIII: 108-134.
- Di Carlo E.A. & Laurenti S., 1991. L'Avifauna della valle del Tevere e dell'Oasi di Alviano. *Gli Uccelli d'Italia*, XVI: 20-71.
- Panuccio M. & Moiana L., 2016. La migrazione dei rapaci: tra nuove tecnologie e strumenti di conservazione. *Gazzetta Ambiente*, 12 (5): 77-86.

THE ALARM FOR ORCHARDS IS SOUNDED: FURTHER EVIDENCE OF MONK PARAKEET *Myiopsitta monachus* AND ROSE-RINGED PARAKEET *Psittacula krameri* FEEDING ON FIG *Ficus carica* FRUITS (ROME, CENTRAL ITALY)

CORRADO BATTISTI

Stazione di ricerca LTER (Long Term Ecological Research) 'Torre Flavia', Servizio Aree protette, Città Metropolitana di Roma Capitale – Via G. Ribotta, 41 – 00144 Roma
(c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Riassunto – L'allarme per i frutteti è suonato: ulteriori evidenze di foraggiamento di Parrocchetto monaco, *Myiopsitta monachus*, e Parrocchetto dal collare, *Psittacula krameri* su frutti di Fico, *Ficus carica* (Roma, Italia centrale). Si riportano ulteriori evidenze di alimentazione su frutti di Fico (*Ficus carica*) da parte di Parrocchetto Monaco, *Myiopsitta monachus*, e Parrocchetto dal collare, *Psittacula krameri*, in un'area agricola periferica di Roma (Italia centrale). Ciò può costituire motivo di preoccupazione per il possibile future impatto di questi due psittacidi su colture commerciali di questa e altre specie fruttifere, soprattutto in ambiti suburbani.

Currently, Monk parakeet *Myiopsitta monachus* and Rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* are, worldwide, common and largely distributed in many urban areas, outside their native range (Menchetti & Mori, 2014). In this regard, Postigo *et al.* (2017) suggested that it was the case of sounding an alarm for the expansion of parakeets in rural landscapes, surrounding the urbanized areas, with possible damage on croplands and orchards of commercial interest.

In September 2021 I observed individuals (approximately >20) of psittacidae (both Monk parakeet *Myiopsitta monachus* and Rose-ringed parakeet *Psittacula krameri*) who foraged on Fig *Ficus carica* fruits (Fig. 1). Fig trees (at least four plants; height: 4-6 m) were located in an agroforest remnant landscapes between two nature reserves ('Valle dei Casali' and 'Tenuta dei Massimi') in the Western sector of Rome (central Italy; 41°51'52" N, 12°24'53" E), near abandoned orchards and surrounding *Q. suber* oak wood patches (details in Battisti & Mandolini, 2018). Birds ate the fruits (undetermined number, but approximately in high number) especially in the higher parts of fig trees. Also individuals of *Carduelis carduelis*, *Turdus merula*, *Sylvia borin*, *S. atricapilla*, *Sturnus vulgaris* have been observed eating fig fruits in co-presence of parakeets, apparently without competitive behaviours.

The impact of parakeets feeding on fruits, and other crops of commercial interests is historically known in their native range (e.g. Shinavarayan, 1981; Sandhu & Chakravarthy, 1982; Ahmad, *et al.*, 2012) and economic damages on orchards have been also recorded in non native range starting from the second half of 20th Century (Northern and central Europe: Yealland, 1958; Fletcher & Askew, 2007; Gray, 2008; Van Kleunen *et al.*, 2010; Clergeau & Vergnes, 2011; Florida: Tillman *et al.*, 2000). Nevertheless,



Figure 1. Fruits of Fig (*Ficus carica*) damaged by parakeets (in the circles: top left).

only recently, evidences for the Mediterranean areas have been obtained (Senar *et al.*, 2016; Postigo *et al.*, 2017; for Rome, see Biondi *et al.*, 2005). For Italy, Spanò & Truffi (1998), Fraissinet *et al.* (2000), Fraticelli (2014), Fraissinet (2015), Mentil *et al.* (2018), obtained evidences on a large number of fruit trees showing a food suitability for rose-ringed parakeets: *Carya illinoensis*, *Citrus* spp., *Cydonia oblonga*, *Diospyros kaki*, *Malus domestica*, *Mespilus germanica*, *Morus nigra*, *M. alba*, *Olea europaea*, *Persea americana*, *Prunus armeniaca*, *P. avium*, *P. dulcis*; *P. persica*, *Punica granatum*, *Pyrus* spp. (including domestic forms), *Vitis vinifera* and other tree species (e.g. *Melia azedarach*, *Phoenix dactylifera*). L. Mentil (pers. comm.) reported an occasional feeding on fruits of *Ficus carica* in unpublished observations.

About Monk parakeet, there are evidences of an impact on *Carya illinoensis*, *Cydonia oblonga*, *Cytrus* sp., *Diospyros kaki*, *Malus domestica*, *Mespilus germanica*, *Olea europaea*, *Prunus armeniaca*, *P. avium*, *P. dulcis*, *P. persica*, *Punica granatum*, *Vitis vinifera* (Andreotti *et al.*, 2001; Zocchi *et al.*, 2009; Battisti, 2019; L. Mentil, pers. comm.) and, only occasionally, on *Malus sylvestris* and *Ficus carica* (Di Santo *et al.*, 2013).

These additional evidences corroborate the first observations (L. Mentil, pers. comm., for both the species; Di Santo *et al.*, 2013, for *Myiopsitta monachus*), corroborating a concern about the possible impact of these two non native species on fruit trees and orchards of commercial interest (Postigo *et al.*, 2017).

Acknowledgments – Lorenzo Mentil provided further data.

REFERENCES

- Ahmad S., Khan H.A. & Javed M., 2012. An estimation of Rose-Ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) depreations on Citrus, Guava and Mango in orchard fruit farm. International Journal of Agriculture & Biology, 14: 149–152.

- 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, Roma.
- Battisti C., 2019. Impact of Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* on commercial orchards: evidence on Persimmon *Diospyros kaki* fruits, Roma (central Italy). Alula, 26: 139-142.
- 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: 1-9.
- 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. Revue d'Écologie (Terre Vie), 68: 275-282.
- Fletcher M. & Askew N. 2007. Review of the status, ecology and likely future spread of parakeets in England. CSL, York, England. [http://archive.defra.gov.uk/wildlife-pets/wild life/management/ non-native/ documents/csl-parakeet-deskstudy.pdf](http://archive.defra.gov.uk/wildlife-pets/wild%20life/management/non-native/documents/csl-parakeet-deskstudy.pdf)
- Fraissinet M., 2015. L' Avifauna della Campania. ASOIM Monografie, 15. Regione Campania, Napoli.
- Fraissinet M., Casoria P., De Luca P., 2000. Il Parrocchetto dal collare, *Psittacula krameri*, a Napoli. Note sull'alimentazione. Rivista italiana di Ornitologia, 58: 177-185.
- Fraticelli F., 2014. The rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* in a urban park: demographic trend, interspecific relationships and feeding preferences (Rome, central Italy). Avocetta, 38: 23-28.
- Gray L., 2008: Parakeets now outnumber native British birds after escaping into the wild. - Available at: [http://www.telegraph.co.uk/earth/wildlife/3531274/ Parakeets-reach-record-numbers.html](http://www.telegraph.co.uk/earth/wildlife/3531274/Parakeets-reach-record-numbers.html).
- Menchetti M. & Mori E., 2014. Worldwide impact of alien parrots (Aves Psittaciformes) on native biodiversity and environment: a review. Ethology Ecology & Evolution, 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. Belgian Journal of Zoology, 148: 129-134.
- 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.
- Sandhu P.S. & Chakravarthy S., 1982. Rose-ringed parakeet damage to almonds at Ludhiana in Punjab. Indian Journal of Agricultural Sciences, 523: 14-21.
- 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. Animal Biodiversity and Conservation, 39: 141-145.
- Shivanarayan N., 1981. Note on the food of Rose-ringed parakeet in Hyderabad. Pavo, 19: 97-99.
- 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*. Rivista italiana di Ornitologia, 56, 231-239.
- Tillman E.A., Van Doom A. & Avery M.L., 2000. Bird damage to tropical fruit in south Florida. In: Wildlife Damage Management Conferences-Proceedings, p. 13.
- Van Kleunen A., Van den Bremer L., Lensink R. & Wiersma P., 2010. De Halsbandparkiet, Monniksparkiet en Grote Alexanderparkiet in Nederland: risicoanalyse en beheer. SOVONonderzoeksrapport 2010/10 Dit rapport is samengesteld in opdracht van Team Invasieve Exoten van het Ministerie van Landbouw, Natuur en Voedselkwaliteit.
- Yealland J.J., 1958. Cage birds in colour. H.F.&G. Witherby, London.
- Zocchi A., Battisti C. & Santoro R., 2008. Note sul Pappagallo monaco, *Myiopsitta monachus*, a Roma (Villa Pamphili). Rivista italiana di Ornitologia, 78: 135-137.

ACCOMPIAMENTO TARDIVO DI AQUILA REALE *Aquila chrysaetos*

FABIO BORLENGHI^(1,2), MARINA M. CIANCONI^(1,3) & GIANNI LAURETTI^(1,4)

⁽¹⁾ALTURA-odv – Via Cardinal Sanfelice, 4 – 00167 Roma

⁽²⁾fabioborlenghi@libero.it; ⁽³⁾marina.cianconi@tiscali.it; ⁽⁴⁾laug@email.it

Abstract – Tardive copulation in the Golden Eagle *Aquila chrysaetos*. During a monitoring day of a Golden Eagle pair, in a regular context of everyday activity of the partners, a tardive copulation has been observed respect to the egg laying and hatching, having the pair an eaglet of about 28 days old at the eyrie. It happened in the afternoon of June 4th, 2021. The bibliography reports some Authors who observed tardive copulation after the egg laying in Italy and in the USA. Some of these Authors suppose that probably this behaviour aims to strengthen the pair bond during the long period of parental care, maybe also helping to go beyond the conflict situation between the two partners.

Generalmente la maggior parte degli accoppiamenti di Aquila reale *Aquila chrysaetos* avviene, per la popolazione italiana, nel periodo febbraio-marzo (Fasce & Fasce, 1984).

Il 4 giugno 2021 durante il controllo della nidificazione di una coppia di Aquila reale nell'Appennino centrale (Lazio – provincia di Rieti) viene osservato un accoppiamento tardivo dei due partner avvenuto nel territorio di nidificazione mentre il nido era occupato da un pullo di circa quattro settimane.

Si tratta di una coppia di individui adulti alla loro terza nidificazione, le prime due terminate con l'involo di un giovane per ciascun anno, presso un sito recentemente ricolonizzato dopo un'assenza di circa un quarantennio (Di Carlo, 1980). In merito all'evento si riporta la contestualizzazione dell'osservazione di campo:

Ore 11:10: orario d'inizio del monitoraggio, la femmina adulta è osservata al nido (1.350 m s.l.m. – esposizione sud est nella sinistra idrografica della valle), in quel momento assoluto, mentre fa schermo in posizione eretta al pullo di circa 28 gg.

Ore 12:08: compare in volo il maschio adulto che va a posarsi su un albero alla testata della valle. Dopo circa venti minuti s'invola, ridiscende la valle e si posa di nuovo su un albero.

Ore 12:43: il maschio lascia l'albero e risale la valle in volo battuto tornando a posarsi su un albero. Passano pochi minuti e nuovamente il maschio s'invola, questa volta volteggiando e alzandosi di quota mobbato insistentemente da un Gheppio *Falco tinnunculus*. Dopo aver eseguito marcati festoni il maschio ridiscende la valle lungo la destra idrografica, scomparendo poi dietro il crinale. Per tutto questo tempo la femmina è rimasta al nido nella stessa posizione facendo ombra al pullo.

Ore 14:18: la femmina s'invola, scivola lungo il crinale della sinistra idrografica e inizia un volteggio sulla piana appena fuori la valle del nido, mobbata da una Cornacchia grigia *Corvus cornix*. Raggiunta una certa quota l'aquila scivola verso il crinale della destra idrografica per poi scomparire alla vista. Il nido comincia ad andare in ombra.

Ore 17:00 circa: ricompare il maschio mentre risale in volo battuto la sinistra idrografica; a circa quattrocento metri a monte del nido atterra su un terrazzo roccioso dove è già presente la femmina. Le due aquile sono vicine e dopo pochi secondi eseguono un accoppiamento osservato al cannocchiale.

In trentasette anni di monitoraggio della specie nell'Appennino centrale questa riportata è la prima personale osservazione di un accoppiamento di Aquila reale avvenuto a nidificazione in corso.

Per l'Italia si riporta un caso di accoppiamento tardivo avvenuto l'8 maggio 2021 e riguardante la coppia di Locana (Val d'Orco - Piemonte) (P. Fasce, com. pers.), senza tuttavia certezza dell'avvenuta riproduzione. Spinetti (1997) riporta, per l'Appennino centrale, osservazioni personali di diversi accoppiamenti durante la cova. Massimiliano Di Vittorio ha osservato, in Sicilia, un accoppiamento durante la nidificazione con un pullo al nido di almeno 21 gg (com. pers.). In uno studio effettuato negli USA sono state riportate osservazioni di accoppiamenti di aquile reali avvenuti nel Montana, nel 1972, a nidificazione in corso (Ellis & Powers, 1982). Di tredici accoppiamenti avvenuti dopo la deposizione, sette sono avvenuti durante l'incubazione, mentre sei dopo la schiusa delle uova. Sempre nella stessa ricerca in Montana è stato riportato un accoppiamento avvenuto il 5 maggio 1972, con la presenza di due pulli al nido di 12 e 15 gg, e un altro avvenuto in Arizona il 16 aprile 1980 con pulli al nido di circa 18 gg. All'inizio della medesima ricerca gli autori citano un'osservazione di accoppiamento di aquile reali avvenuta durante l'incubazione riportata in letteratura per la Gran Bretagna (Gordon, 1935).

Diversi Autori come Ellis & Powers (1982), Newton (2010), Watson (2010), Spinetti (1997), ipotizzano che questo comportamento sia finalizzato a rinforzare il legame di coppia. Ellis & Powers allargano le finalità presupponendo che possa essere anche utilizzato come dimostrazione territoriale e come attività mirata a rimuovere situazioni di conflitto nella coppia. Ciò potrebbe essere plausibile tenendo conto che nel mondo animale il conflitto tra maschio e femmina è un evento che si verifica e il cui esito è rappresentato dal sistema nuziale che si è evoluto in quelle condizioni e "in cui ciascun individuo deve cooperare con un membro del sesso opposto, almeno al momento dell'accoppiamento" (Manning & Dawkins, 1998). Come riportano Manning & Dawkins, più del 90% delle specie di uccelli è monogama e questa tendenza evolutiva probabilmente si è sviluppata poiché le uova vengono incubate fuori del corpo della femmina e quindi entrambi i genitori possono provvedere al reperimento del cibo e alle cure necessarie per i piccoli. Si potrebbe quindi ipotizzare che un accoppiamento tardivo possa rappresentare un rinforzo a quell'affinità di coppia, che va oltre il conflitto, così necessaria affinché i due partner continuino a collaborare tra loro per tutto il periodo di crescita dei piccoli.

L'accoppiamento è un comportamento finalizzato alla fecondazione, il fatto che avvenga in un contesto diverso e di non-fertilizzazione, potrebbe forse ricondurlo al concetto di "ritualizzazione" (Huxley, 1914), andando così ad assumere una finalità differente da quella originaria, ossia rafforzare il legame e quindi la collaborazione tra i due partner per sostenerli nel lungo periodo di cura e nutrimento della prole. Riportando le

parole di Huxley (1966): “Some displays functioned as an emotional bond between the mated pair”.

Si tenga presente che, anche se le osservazioni riportate in questa nota possano apparire rare, esse sono circoscritte nell’ambito della generale attività di monitoraggio del ciclo riproduttivo dell’Aquila reale che non è basato su osservazioni di campo quotidiane, ma su specifiche giornate corrispondenti ai periodi critici della riproduzione. Quindi, in mancanza di osservazioni quotidiane, non si può asserire che sia un comportamento raro della specie in assoluto. Tinbergen (1963) formulò quattro domande che sarebbe necessario porsi per inquadrare un comportamento animale e che fanno riferimento alla causa, allo sviluppo, alla funzione e all’evoluzione di quel determinato comportamento. Ulteriori future annotazioni di questo comportamento potrebbero far delineare un quadro più chiaro con l’intento di dare risposta agli interrogativi etologici che inevitabilmente emergono.

BIBLIOGRAFIA

- Di Carlo E. A., 1980. Indagine preliminare sulla presenza passata ed attuale dell’Aquila reale, *Aquila chrysaetos*, sugli Appennini. *Gli Uccelli d’Italia*, 5: 263-283.
- Ellis D.H. & Powers L., 1982. Mating behavior in the Golden Eagle in non-fertilization context. *Raptor Research*, 16(4): 134-136.
- Fasce P. & Fasce L., 1984. L’Aquila reale in Italia. *Ecologia e conservazione*. LIPU, Parma.
- Gordon S., 1935. Golden Eagle mating during incubation. *Brit. Birds* 29: 59-60.
- Huxley J.S., 1914. The courtship habits of the great crested grebe *Podiceps cristatus*. *Proceedings of the Zoological Society of London*, 2: 491-562.
- Huxley J.S., 1966. Introduction. *Phil. Trans. R. Soc. Lond. B*, 251: 249–271.
- Manning A. & Dawkins M.S., 1998. *Il comportamento animale*. Bollati Boringhieri, Torino.
- Newton I., 2010. *Population Ecology of Raptors*. T & AD Poyser, Berkhamsted.
- Spinetti M., 1997. *L’Aquila reale. Biologia, etologia e conservazione*. Cogeestre Edizioni.
- Tinbergen N., 1963. On aims and methods of ethology. *Zeitschrift für Tierpsychologie*, 20: 410-433.
- Watson J., 2010. *The Golden Eagle*. T & AD Poyser, London (2nd ed.).

RAPPORTO SULLA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN ITALIA. ANNO 2021

MASSIMO BRUNELLI, LUCIO BORDIGNON*, MATTEO CALDARELLA, ENZO CRIPEZZI,
BRUNO DOVERE, 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 2021 year. In 2021 year, the annual monitoring of the Italian population of Black Stork recorded the presence of 28 territorial pairs whit 69 fledged juveniles.

Anche nel 2021 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 dello scorso anno, tutte si sono riprodotte con successo portando all'involo 10 giovani. Nel Lazio l'unica coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti, uno dei due individui ha però abbandonando il sito prima della deposizione, a stagione ormai avanzata nell'area del nido erano nuovamente presenti due individui; nel comprensorio l'osservazione ripetuta di almeno un terzo individuo adulto potrebbe far supporre la presenza di una seconda coppia. In Molise è stata confermata la nidificazione nel sito degli anni precedenti, la coppia si è riprodotta con successo portando all'involo 3 giovani. In Campania l'unica coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti portando all'involo 4 giovani. In Basilicata sono state rinvenute 12 coppie, tutte si sono riprodotte con successo portando all'involo 34 giovani. In Puglia sono state rinvenute 4 coppie, tutte si sono riprodotte

Tabella 1. Esito della stagione riproduttiva 2021.

Coppie territoriali	28
Coppie controllate (a)	28
Coppie che hanno deposto (b)	27
Coppie che hanno allevato giovani (c)	26
Giovani involati (d)	69
Produttività (d/a)	2,5
Successo riproduttivo (d/b)	2,6
Tasso d'involo (d/c)	2,7

con successo portando all'involo 9 giovani. In Calabria sono state rinvenute 5 coppie, di cui 4 si sono riprodotte con successo portando all'involo 9 giovani, una ha invece abbandonato durante il periodo di cova probabilmente a causa del disturbo causato da scattatori.

Rispetto alla stagione 2020 (Brunelli *et al.*, 2020) si è verificato un incremento da 24 a 28 coppie territoriali, il numero più elevato riscontrato a tutt'oggi; le nuove coppie sono state rinvenute in Basilicata e Calabria.

Ringraziamenti – Desideriamo ringraziare i numerosi collaboratori senza i quali la capillare raccolta dei dati non sarebbe stata possibile, in particolare: Ludovico Barboni, Remo Bartolomei, Giovanni Bombarda, Annamaria Cafieri, Stefano Celletti, Gianluca Congi, Rocco Dambrosio, Silvia Di Lella, Michele Ferro, Mariangela Francione, Vittorio Giacoia, Giuseppe Giglio, Francesco Lamanna, Franco Lorè, Franco Lorenzini, Gaetano Luce, Manuel Marra, Emiliano Montanaro, Roberto Montorio, Eugenio Muscianese, Roberto Papi, Stefania Caterina Pellegrino, Manuela Policastrese, Giovanni Prato, Guido Prola, Mario Pucci, Giuseppe Rocca, Susy Romano, Marco Saggioro, Gianvito Santantonio, Carmine Sarcinella, Leonardo Siddi, Rocco Silvaggi, Pierpaolo Storino, Mario Vietti, Antonio Viola.

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., 2020. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2020. Alula, 27 (1-2): 86-87.
- 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.

PRIMA NIDIFICAZIONE DI CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN SILA (APPENNINO CALABRO, ITALIA MERIDIONALE)

GIANLUCA CONGI

Gruppo Locale di Conservazione GLC 121 “SILA” - LIPU (Lega Italiana Protezione Uccelli)
(gianlucacongi@libero.it)

Abstract – First breeding record of Black Stork *Ciconia nigra* in Sila (Calabrian Apennines, South Italy). The author reports the first confirmed breeding record by Black Stork in the mountain resort of Sila. The nest was built in a pine tree at 1,230 meters above sea level. Two chicks fledged successfully. This is the highest recorded nesting for this species in Italy as well as the first confirmed nesting on a tree in southern Italy.

La Cicogna nera *Ciconia nigra* è una specie monotipica a distribuzione paleartico-afrotropicale. In Italia è migratrice, nidificante (estiva) di recente immigrazione e svernante irregolare (Bricchetti & Fracasso, 2003). La popolazione italiana (2020) è indicata in almeno 24 coppie, con un incremento di 2 coppie rispetto alla stagione precedente (2019) (Brunelli *et al.*, 2020). In Calabria, vari autori, indicano la Cicogna nera come migratrice regolare (Scebba *et al.*, 1993), svernante irregolare (Rocca, 2005; Congi, 2017, 2019, 2020, 2021) e nidificante (Mordente *et al.*, 1998; Rocca, 2005; Lamanna, 2016; Storino *et al.*, 2018; Brunelli *et al.*, 2020; Muscianese *et al.*, 2020). Nell'ultima stagione riproduttiva presa in considerazione (2020), in Calabria sono state accertate 3 coppie nidificanti che hanno involato con successo 6 giovani e con l'incremento di 1 coppia rispetto alla stagione precedente (Brunelli *et al.*, 2020; Muscianese *et al.*, 2020). Sull'altopiano della Sila, la specie in passato è stata osservata unicamente durante il transito migratorio (agosto-ottobre/marzo-maggio), mentre nella stagione invernale 2016/2017 è stato accertato per la prima volta lo svernamento, avvenuto ad una quota altimetrica compresa tra i 1230 e i 1530 m s.l.m, riguardante un individuo adulto che ha svernato in un habitat contraddistinto da estese fustaie di conifere appartenenti all'endemico *Pinus nigra laricio*, in gran parte coetanee e in buono stato di conservazione, valli fluviali e ampi spazi aperti utilizzati per colture agrarie e pascolo (Congi, 2017). Lo svernamento è stato confermato in tutti i periodi invernali seguenti, fino all'ultima stagione di monitoraggio considerata (2020/2021) e nella stagione 2018/2019 è stata rilevata la presenza di un adulto e di un giovane; si tratta dell'area di svernamento alla quota nota più elevata in Italia. Tuttavia, tra il 26 maggio e il 9 agosto 2019, un adulto e un giovane sono stati osservati per la prima volta anche in periodo riproduttivo all'interno del massiccio silano e in più località anche distanti dal comprensorio segnalato per lo svernamento (Congi, 2020). In considerazione dell'aumento delle osservazioni per la Sila, dell'elusività tipica della specie soprattutto nel periodo riproduttivo e della vastità del territorio oggetto di indagine, sono stati ampliati gli sforzi di ricerca, estesi in numerose località dell'altopiano, ricadenti nelle province di Cosenza, Catanzaro e Crotona.

Grazie a questo impegno di ricerca è stato possibile accertare la nidificazione nell'area d'interesse. Si riportano in sequenza cronologica i principali momenti della riproduzione rilevati durante la presente ricerca: il primo indizio di una probabile nidificazione si è avuto l'1 aprile, grazie all'osservazione di un individuo adulto con un ramo nel becco, utilizzato molto verosimilmente per realizzare il nido. Il 23 maggio veniva osservato un adulto in prossimità del luogo noto per lo svernamento, comunque distante dal sito di riproduzione almeno 11 km. Diverse altre osservazioni riguardanti singoli individui adulti impegnati in attività trofica, si sono susseguite in località distanti anche fino a 21 km in linea diretta dal sito di riproduzione, rafforzando perciò quanto già riportato in altri studi che indicano come possibili gli spostamenti dal sito riproduttivo fino a circa 15 km (Caldarella *et al.*, 2018). Individui adulti sono stati osservati più volte in attività trofica soprattutto nelle zone meno disturbate lungo le rive di alcuni fiumi e laghi dell'altopiano. Il 17 giugno per la prima volta sono stati osservati due individui adulti di Cicogna nera in periodo riproduttivo. Il 6 luglio è stato scoperto il nido; gli adulti sono stati osservati in volo spedito, in più occasioni e sempre separatamente, mentre si recavano al nido per alimentare i 2 pulli presenti e ormai prossimi all'involo. Il 12 luglio, sono stati osservati 3 individui in volo, di cui 1 adulto e 2 giovani, la zona dell'avvistamento dista circa 5 km in linea diretta dal sito di nidificazione accertato per la Sila. Il 20 luglio, presso il sito riproduttivo, sono stati osservati in volo 2 adulti con 2 giovani. Per almeno una decina di giorni seguenti, altre osservazioni di adulti e giovani, osservati anche assieme, si sono susseguite nel raggio di massimo 10 km in linea diretta dal sito riproduttivo. L'habitat è rappresentato da una vasta area forestale mista, di origine naturale, dominata dall'endemico Pino laricio calabrese o silano con la presenza di *Fagus sylvatica*, *Alnus glutinosa*, *Abies alba*, *Populus tremula*, *Quercus cerris*, *Acer pseudoplatanus*, *Castanea sativa*, *Quercus ilex* e *Quercus pubescens*, situata ad un'altitudine compresa tra i 600 m e i 1500 m slm. In questa zona, specie su alcuni crinali, sono presenti diverse piante mature di Pino laricio, alte fino a circa 20 metri, con ampi e larghi rami che si prestano ad ospitare nidi di uccelli dalla grande apertura alare. L'elemento caratterizzante dell'ambiente presente è rappresentato da una stretta valle fluviale attraversata da un corso d'acqua perenne e in leggera pendenza, tutto intorno sono situati ampi valloni e versanti densamente boscosi, a tratti difficilmente accessibili, con alcuni spazi aperti, di piccola-media estensione, situati a valle e a monte, solitamente utilizzati per il pascolo brado e semi-brado. La zona valliva risulta scarsamente o per nulla frequentata, non sono presenti insediamenti umani e strade nel raggio di almeno 1 km in linea diretta. Tenuto conto dell'eccezionalità dell'evento, durante tutto il periodo d'interesse, sono state predisposte numerose uscite mirate allo scopo, stabilendo dei punti di osservazione sempre a grande distanza dal sito, proprio per non arrecare alcun minimo disturbo alla coppia (punti di osservazione panoramica situati anche oltre 1-1,5 km in linea diretta e sempre con l'ausilio di strumentazione idonea). Nessun avvicinamento al sito di nidificazione è stato concretizzato, soprattutto durante la delicata fase riproduttiva. Tutte le volte che è stato possibile realizzare delle immagini e dei video alle cicogne, si è trattato di momenti in cui gli individui sorvolavano i boschi circostanti o erano impegnati in attività trofi-

ca, con gli individui che erano ben visibili da punti panoramici e/o da strade del comprensorio frequentato. Il nido è stato costruito all'interno di un folto gruppo di alberi, con pini larici alti circa 20 m, nella parte medio-alta della chioma, dove sono presenti branche ampie, ad una quota di circa 1230 m s.l.m., in una parte boschiva soprastante il corso d'acqua. Il nido, sebbene osservato dalla distanza e non visibile nell'interezza, sembrerebbe di recentissima formazione anche per via delle dimensioni più ridotte e per il materiale che lo costituisce. La zona, nonostante sia stata battuta in precedenza e nell'ambito di altre campagne di ricerca, non aveva mai prodotto dati al riguardo. Per queste ed altre ragioni non è da escludere che l'insediamento descritto sia di questa stagione riproduttiva. Data la difficoltà di reperire punti panoramici nell'area, tenuto conto dell'orografia complessa e vista l'elusività della specie, la presente ricerca è stata concretizzata riportando i dati di principale interesse, mantenendo comunque una certa riservatezza su alcuni aspetti. Più in generale, si riportano solo i comuni della Sila, interessati dalle osservazioni descritte nel presente lavoro di ricerca e riferiti esclusivamente alle osservazioni in periodo riproduttivo: Acri, Aprigliano, Casali del Manco, Celico, Colosimi, Longobucco, Parenti, San Giovanni in Fiore e Spezzano della Sila in provincia di Cosenza; Caccuri e Cotronei in provincia di Crotona; Taverna in provincia di Catanzaro. Una buona parte delle osservazioni sono avvenute nel perimetro del Parco Nazionale della Sila, tuttavia, altre osservazioni sono state registrate in zone non sottoposte a vincoli di protezione. Per ovvie ragioni protezionistiche non viene indicato il comune, la provincia e la località della Sila dove la specie si è riprodotta. Gli avvistamenti di individui adulti e giovani di Cicogna nera sull'altopiano della Sila, si sono susseguiti fino a tutto agosto e settembre 2021, con individui singoli o in gruppi fino a un massimo di 5. In più occasioni sono stati osservati i due adulti della coppia, i due giovani e un altro individuo adulto, scrutati spesso in attività trofica e in un acquitrino situato a circa 10 km in linea diretta dal sito riproduttivo. Sul territorio della Sila, per quanto riguarda i fattori di minaccia diretti ai danni della specie è noto un solo caso accaduto il 7 marzo 2014 in località San Nicola, nel Parco Nazionale della Sila, con il rinvenimento di un individuo adulto morto verosimilmente a causa di un abbattimento illegale per mezzo di arma da fuoco (fonte: *Corpo Polizia Provinciale di Cosenza*). Le principali e potenziali minacce insistenti nei comprensori frequentati dalla specie, sono rappresentate dagli incendi boschivi, dai tagli forestali poco oculati e dai cavi aerei dell'alta tensione per il rischio di collisioni. Nella bibliografia sull'ornitofauna dell'altopiano della Sila, non sono note segnalazioni recenti e passate che attestano la riproduzione della specie (Lucifero, 1899; Moltoni, 1940, 1964; Di Carlo, 1961; Mingozzi 1984, 1988; Sorace 2008, 2011; Brandmayr *et al.*, 2013; Riga & Sorace, 2017; Congi, 2019). Nella recentissima checklist sugli uccelli della Sila, contenuta nell'*Atlante fotografico degli uccelli del Parco Nazionale della Sila con inediti contributi sull'avifauna silana*, la specie è stata indicata con fenologia di migratrice regolare e svernante irregolare (Congi, 2021). Questa segnalazione risulta di notevole importanza anche per via di più fattori concomitanti: accerta la prima nidificazione nota per l'area d'interesse; si tratta del sito di nidificazione noto alla quota più elevata d'Italia, tenuto conto che il nido più alto era ubicato in provincia

di Biella a 520 m slm (Fraissinet, com. pers.); documenta la prima nidificazione su albero (piante di alto fusto radicate su nudo terreno) conosciuta nell'Italia meridionale. Quest'ultimo fattore, che sicuramente va ulteriormente indagato con studi approfonditi nelle aree d'interesse, potrebbe essere la spiegazione alle nidificazioni su roccia delle altre coppie meridionali, verosimilmente in virtù della scarsità di ampie superfici boschive disponibili, visto che i nidi sono segnalati in anfratti o cenge di pareti rocciose e in forre fluviali (Bordignon, 2005). In effetti, la differenza nella scelta del sito di nidificazione, viene ben evidenziata all'interno delle due macro aree italiane, con la Cicogna nera che nidifica su albero per le coppie del Nord-Ovest e su roccia per quelle del Centro-Sud (Fraissinet *et al.*, 2018). In futuro, sarà auspicabile un potenziamento dell'attività di ricerca nella vasta e complessa area della Sila (*estesa fino a circa 150.000 ettari con annessi i rilievi minori*), tenendo conto anche delle numerose valli fluviali pedemontane, specie di quelle più interne ed esposte verso il settore orientale jonico. Attestato che sull'altopiano silano gli avvistamenti in periodo riproduttivo risultano in aumento e, che già nel 2018/2019 sono stati osservati adulti e giovani, non è da escludere che la specie abbia già potuto nidificare o che possano essere presenti altre coppie, questi dati, sebbene non supportati da prove, qualora venissero confermati, confermerebbero ulteriormente l'andamento registrato negli ultimi anni, ovvero la graduale espansione della specie in Calabria e più in generale nell'Italia centro-meridionale (Fraissinet *et al.*, 2018).

Ringraziamenti – Desidero ringraziare tutte quelle persone che in questi anni, con grande riservatezza e delicatezza, hanno contribuito alla presente ricerca comunicando al sottoscritto osservazioni della specie in più località e periodi: Emilio Arnone, Devis Barone, Giovanni Biafora, Saverio Bianco, Serafino Antonio Bruni, Francesco Saverio Cimino, Adriano Fantozzi, Romina Fusilli, Giacomo Gervasio, Francesco Leonetti, Manlio Marcelli, Antonio T. Mingozzi, Eugenio Muscianese, Michele Puntillo, Salvatore Salerno, Andrea Serra, Gianpaolo Serra e Tommaso Talerico. Un ringraziamento anche a Lucio Bordignon e Maurizio Fraissinet, autorevoli membri del Gruppo di Lavoro Italiano sulla Cicogna Nera per le utili informazioni ricevute. Dedico questo mio modesto sforzo di ricerca a tutte quelle persone che amano gli uccelli e che li osservano, ascoltano e studiano con autentica passione.

BIBLIOGRAFIA

- Bordignon L. (red), 2005. La Cicogna nera in Italia - Parco Naturale del Monte Fenera. Tipolitografia di Borgosesia s.a.s., Borgosesia (VC).
- Brandmayr P., Gangale C., Mazzei A., Mingozzi A., Pizzolotto R., Urso S., Scalercio S., Tripepi S., Aloise G. & Ouzunov D., 2013. L'approfondimento: la biodiversità animale e vegetale della Sila. Sinergie, rapporti di ricerca, 37:71-93.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 – *Gaviidae – Falconidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Dovere B., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2020. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2020. Alula, 27 (1-2): 86-87.
- 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.
- Congi G., 2017. Svernamento di Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria. Alula, 24 (1-2): 130-132.

- 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.
- Congi G., 2020. Primi dati sullo svernamento della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Sila – Appennino calabro (Italia meridionale). *Alula*, 27 (1-2): 88-90.
- Congi G., 2021. Atlante fotografico degli uccelli del Parco Nazionale della Sila con inediti contributi sull'avifauna silana. Seconda Edizione riveduta e aggiornata. Ente Parco Nazionale della Sila, Lorica di San Giovanni in Fiore (CS), 416 pp.
- Di Carlo E.A., 1961. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte I: dal Pollino alla Sila. *Riv. ital. Orn.*, 31: 43-100.
- Fraissinet M., Bordignon L., Brunelli M., Caldarella M., Cripezzi E., 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. *Riv. ital. Orn.*, 88 (1): 15-22.
- Lamanna F., 2016 - Nesting of the Black Stork *Ciconia nigra* Linnaeus, 1758 (Aves Ciconiidae) in the Fiumara Vitravo Valley (Calabria, Italy). *Biodiversity Journal*, 2016, 7 (1): 3–6.
- Lucifero A., 1899. Avifauna calabro. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Selezione di Scritti Naturalistici. Greentime Editori, Bologna, 167 pp.
- Mingozzi T., 1984. L'avifauna del Parco Nazionale della Calabria (Sila Grande e Piccola). Relazione inedita.
- Mingozzi T., 1988. Uccelli del Parco Nazionale della Calabria. Relazione inedita.
- Moltoni E., 1940. Escursione a scopo ornitologico della Sila Grande (Calabria) 25 giugno – 14 luglio 1939. *Riv. ital. Orn.*, 10: 229-243.
- Moltoni E., 1964. L'ornitofauna della Sila (Calabria). *Riv. ital. Orn.*, 34: 47.
- Mordente F., Rocca G., Salerno S. & Serroni P. 1998. Cicogne noire *Ciconia nigra* nidificatrice en Calabrie (Italie du Sud). *Alauda*, 66: 321-323.
- Muscianese E., Policastrese M. & Iemma D., 2020. Nuovo sito riproduttivo di Cicogna nera *Ciconia nigra* in provincia di Crotone (Calabria, Italia meridionale). *Alula*, 27 (1-2): 109-110.
- Riga F. & Sorace A., 2017. Le comunità ornitiche nidificanti negli ambienti aperti della Sila Greca (Calabria, Italia meridionale). *Alula*, 24 (1-2): 109-114.
- Rocca G., 2005 - la Cicogna nera in Calabria: in Bordignon L. (red.) 2005. La Cicogna nera in Italia. Parco Nat. Monte Fenera: 1-176. Tipolitografia di Borgoesia s.a.s., Borgoesia (VC).
- Scebba S., Moschetti G., Cortone P. & Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. *Sitta*, 6: 33-45.
- Sorace A. 2008. Uccelli. In Reggiani G. et al. (a cura di): Il patrimonio botanico e faunistico della ZPS Sila Grande. Parco Nazionale della Sila, pp. 184.
- Sorace A. 2011. Le comunità ornitiche degli ambienti aperti della Sila Grande (Calabria) con note sull'apparente contrazione demografica di *Saxicola rubetra*, *Regulus regulus* e *Carduelis spinus*. *Avocetta*, 35: 53-60.
- Storino P., Rocca G. & Urso S., 2018. La Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria: prima nidificazione accertata in provincia di Cosenza. *Alula*, 25 (1-2): 141-143.

AGGIORNAMENTI SULLA NIDIFICAZIONE DELLA CUTRETTOLA CAPOCENERINO *Motacilla flava cinereocapilla* IN SILA (APPENNINO CALABRO, ITALIA MERIDIONALE)

GIANLUCA CONGI

Gruppo Locale di Conservazione GLC 121 “SILA” - LIPU (Lega Italiana Protezione Uccelli)
(gianlucacongi@libero.it)

Abstract – Updates on the breeding of Ashy-headed Wagtail *Motacilla flava cinereocapilla* in Sila (Calabrian Apennines, South Italy). Updates on the breeding of Ashy-headed Wagtail in Sila are presented by the author. Also reported are a series of unedited notes of observations, also collected by the author, from the only known breeding site of this sub-species in the region. Observations on the other sub-species of Yellow Wagtails present in the area during migration are also presented. The breeding site at Sila is the highest in Italy for this species.

La Cutrettola *Motacilla flava* è una specie politipica a distribuzione olopaleartica, con ampia variabilità geografica e presenza diffusa di popolazioni ibride nelle zone di intergradazione (Brichetti & Fracasso, 2007). In Calabria è presente regolarmente durante le migrazioni con diverse sottospecie sia lungo le zone litoranee che in quelle interne, mentre, una sola osservazione fa riferimento a un individuo a inizio dicembre 2000 in provincia di Reggio Calabria (Corso *et al.*, 2000). In tempi storici, Lucifero (1899) cita il Giglioli per merito del quale “*poterla annoverare tra le specie sedentarie della Calabria*”; nell’atlante nazionale l’unico riferimento per la regione è quello della provincia di Reggio Calabria (Meschini & Frugis, 1993), confermato da Brichetti & Fracasso (2007). La specie, in Calabria, è considerata migratrice regolare e nidificante (Scebba *et al.*, 1993). Nel giugno 1993, durante delle attività di monitoraggio ornitologico, la nidificazione della Cutrettola capocenerino *Motacilla flava cinereocapilla* era stata già accertata nel medesimo comprensorio di studio, con una “*presenza piuttosto costante in associazione a colture cerealicole - visti più individui con imbeccata*” (Mingozzi, ined.). Tuttavia, in bibliografia, l’unica segnalazione recente che attesta la riproduzione della Cutrettola capocenerino è quella riportata per la Sila Grande, in provincia di Cosenza (Congi, 2016). Nelle stagioni riproduttive comprese tra il 2014 e il 2021, ed in particolare tra maggio e agosto, sono state effettuate numerose e mirate uscite nei siti ritenuti potenzialmente idonei per la riproduzione sull’altopiano della Sila (province di Cosenza, Catanzaro e Crotone). La riproduzione è stata confermata in più aree di un unico vasto comprensorio agrario ricadente nel comune di Celico (provincia di Cosenza), all’interno della ZPS “Sila Grande” (IT9310301) - IBA (*Important Bird and Biodiversity Area*) n. 148 della Sila Grande, ad una quota compresa tra i 1145 e i 1155 m s.l.m.. In questa zona della Sila, a partire dal 2015, è stata seguita la nidificazione in ogni stagione riproduttiva. Queste nidificazioni sono risultate soggette a fluttuazioni annue, in dettaglio, nelle tre stagioni 2017/2019 è stato registrato un aumento di coppie nidificanti,

diminuite nelle due successive stagioni 2020/2021 (Tab. 1). Il 21 giugno 2017, in agro del comune di Longobucco (CS), all'interno del Parco Nazionale della Sila, durante le medesime ricerche, in una zona aperta di un comprensorio forestale dominato dal *Pinus nigra laricio* situato a circa 1322 m s.l.m., è stato prima udito in canto e poi osservato un maschio adulto di Cutrettola capocenerino. Altre uscite nella località, non ne hanno ri-confermato la presenza. Il luogo è distante circa 10 km in linea diretta dal comprensorio noto per la riproduzione. Il 7 agosto 2021, in agro del comune di Casali del Manco (CS), nel perimetro del parco della Sila, a circa 1475 m slm, è stato prima udito e poi osservato un maschio adulto, senza ottenere altri riscontri pur in presenza di un habitat idoneo, costituito da una vasta area aperta contraddistinta da un prato erboso secco utilizzato a pascolo di bovini, da un campo coltivato di patate e da un'ampia zona con frumento (coltura cerealicola derivata dalla nascita spontanea per via della caduta di semi dell'ultima mietitura); il luogo è distante circa 11 km in linea diretta dal comprensorio noto per la riproduzione. Per quanto concerne il sito riproduttivo accertato, l'habitat è costituito da una vasta area montana pianeggiante, che sorge nella parte Ovest e Nord-Ovest del lago Cecita, caratterizzata da un mosaico fatto di campi di patate e di frumento, frutteti nelle aree marginali e praterie erbose in parte umide usate per il pascolo di bovini. Nei siti più distanti dal bacino lacustre di riferimento, sono presenti fossati umidi e laghetti artificiali utilizzati per l'irrigazione dei campi. L'area d'interesse ha una forte vocazione agricola ed ogni anno subisce continue trasformazioni, pertanto sono state registrate più annate, dove alcune tipologie di coltivazioni (in particolare campi di patate e in minor misura di ortaggi) hanno preso il sopravvento su altre culture (cerealicole) ed è stato anche riscontrato che ampie porzioni di terreno pascolativo ed incolto (manto erboso e cespugliato), sono state trasformate in terreni coltivati soprattutto a patate. Questo fattore potrebbe essere alla base della diminuzione delle coppie nidificanti nel comprensorio, trend registrato in particolar modo nelle ultime due stagioni riproduttive, in simultaneità proprio con la differente utilizzazione del suolo e coincidente con il periodo della riproduzione della specie (maggio-luglio). L'area in oggetto, fino alla primavera-estate del 2019, conservava anche delle porzioni di territorio con un certo grado di naturalità e con

Tabella 1. Nidificazioni di Cutrettola capocenerino *Motacilla flava cinereocapilla* sull'altopiano della Sila.

Anno	N. coppie nidificanti
2015	2-3
2016	6-7
2017	10-12
2018	16-20
2019	15-20
2020	10-12
2021	12-14

la presenza di cespugli di *Cytisus scoparius* e dell'endemica *Genista silana*. I posatoi maggiormente utilizzati dalle coppie nidificanti e dai giovani, sono costituiti dai pali in legno delle siepi (Figg. 1 e 2). Sulla Sila, dal 2005 al 2021, durante la migrazione pre e post riproduttiva, la Cutrettola è stata osservata regolarmente anche nelle zone più idonee del comprensorio oggetto di studio, con un massimo di 100 individui circa (osservazione del 10 settembre 2020). I maggiori movimenti migratori sono stati comunque registrati tra aprile e maggio. Le sottospecie rilevate appartenevano a *M. f. cinereocapilla*, *M. f. feldegg* e *M. f. flava*, quest'ultima, contattata in maggior numero. Il 29 marzo 2019 è stato osservato un probabile individuo della sottospecie *M. f. beema*, attualmente sottoposto a omologazione da parte della COI (*Commissione Ornitologica Italiana*); quest'ultima segnalazione, qualora venisse confermata, sarebbe la prima documentata per la regione. In periodo autunnale (ottobre), gli sporadici avvistamenti sono riferibili alla sottospecie *M. f. flava*. Le segnalazioni riportate nella presente nota, riguardanti un'area montana interna e pianeggiante della provincia di Cosenza, costituiscono un importante contributo alla conoscenza di un taxon nidificante raro per la Calabria, si tratta, infatti, dell'unico dato noto in epoca recente riportato in bibliografia per quanto concerne la riproduzione della Cutrettola capocenerino (*nidificazioni stabili anche se con un numero variabile di coppie da un anno all'altro*) (Congi, 2019; Keller *et al.*, 2020;



Figura 1. Cutrettola capocenerino, maschio adulto con imbeccata in Sila il 26.05.2018 (Foto G. Congi).



Figura 2. Cutrettola capocenerino juv in Sila il 20.07.2020 (Foto G.Congi).

Congi, 2021). Le nidificazioni accertate sulla Sila, sono ubicate alle quote più elevate in Italia (Ferlini, com. pers.). Da una ricerca bibliografica condotta su altre nidificazioni accertate in aree montane della dorsale appenninica meridionale, la Cutrettola capocenerino è nidificante anche in Campania, nei pressi del lago del Matese, a circa 1100 m slm (Fraissinet, 2015). Inoltre, come riportato dalle più recenti fonti bibliografiche (Keller *et al.*, 2020), le segnalazioni calabresi sulla riproduzione della ssp. capocenerino, sarebbero collocate all'estremo limite meridionale del Paese, dato confermato anche dall'assenza di dati recenti di riproduzione provenienti dalla Sicilia (Brichetti, D'Amico, Massa e Surdo, com.pers.).

Ringraziamenti – Desidero ringraziare: Flavio Ferlini, per lo scambio di informazioni e dati anche in virtù del suo lavoro di ricerca sulla Cutrettola che sarà proposto all'interno del prossimo ed aggiornato Atlante degli uccelli nidificanti in Italia; il prof. Antonio T. Mingozi, per aver fornito a supporto del presente lavoro dei dati inediti; Pierandrea Brichetti, Davide D'Amico, Bruno Massa e Salvatore Surdo per lo scambio di informazioni e dati inerenti la fenologia della Cutrettola in Sicilia, con riguardo alla ssp. capocenerino. Un ringraziamento doveroso va a John J. Borg e Alison Parnell per l'aiuto nelle traduzioni degli abstracts relativi ai diversi lavori che ho pubblicato nel corso del 2021.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4 – Apodidae-Prunellidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.

- Congi G., 2016. Nidificazione di Cutrettola *Motacilla flava* sull'Altopiano della Sila (CS). Alula, XXIII (1-2): 127-128.
- 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.
- Congi G., 2021. Atlante fotografico degli uccelli del Parco Nazionale della Sila con inediti contributi sull'avifauna silana. Seconda Edizione riveduta e aggiornata. Ente Parco Nazionale della Sila, Lorica di San Giovanni in Fiore (CS), 416 pp.
- Corso A., Ciaccio A. & Cappello V., 2000. Lo svernamento della Cutrettola *Motacilla flava* in Italia. *Aves Ichnusae*, 3: 53-58.
- Fraissinet M. (a cura di), 2015. L'avifauna della Campania. Associazione Studi Ornitologici Italia Meridionale, Monografia n. 12.
- Lucifero A., 1899. Avifauna calabra. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. *Avicula*, 3 (13-14): 24-27.
- Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M.V., Bauer H.-G. & Foppen R.P.B., 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Meschini E. & Frugis S. (Eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, XX: 1-344.
- Scebba S., Moschetti G., Cortone P. & Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. *Sitta*, 6: 33-45.

PRIMA NIDIFICAZIONE ACCERTATA DI NIBBIO REALE *Milvus milvus* NEL PARCO NAZIONALE DEL GRAN SASSO E MONTI DELLA LAGA

GINO DAMIANI & CARLO ARTESE *

* Autore per la corrispondenza: carlo.artese@gransassolagapark.it

Abstract – First verified nesting of the Red Kite *Milvus milvus* in the Gran Sasso-Laga National Park (central Italy). In 2021 a pair of Red Kites nested in the Gran Sasso-Laga National Park, two fledged chicks.

Il Nibbio reale *Milvus milvus* è specie di elevato interesse conservazionistico, la specie è inserita nell'Allegato 1 della Direttiva 2009/147/CE (Direttiva Uccelli) e nell'Allegato II della Convenzione di Bonn sulle specie migratrici. In Europa è considerata SPEC 1 con popolazioni in decremento (BirdLife International, 2017), in Italia versa in un "Cattivo" stato di conservazione ed è classificata come specie "Vulnerabile" (Gustin *et al.*, 2016, 2019), la popolazione nidificante è stimata in 425-515 coppie distribuite principalmente nell'Italia centro-meridionale, popolazioni isolate sono presenti in Toscana, Lazio, Sicilia e Sardegna (Brichetti & Fracasso, 2018.)

In Abruzzo il Nibbio reale nel 1800 era considerato nidificante in maniera irregolare "non troppo frequente" (De Leone, 1933); successivamente, per la mancanza di dati attendibili, la specie non era ritenuta nidificante nella regione (Chiavetta, 1981). Indagini condotte sul finire degli anni '80 del secolo scorso hanno poi accertato la presenza di 12-16 coppie nidificanti localizzate nel settore meridionale della regione, nei pressi del confine con il Molise (Manzi *et al.*, 1991). Successive ricerche hanno evidenziato la tendenza ad un progressivo aumento numerico ma non ad una espansione di areale, rimasto sostanzialmente uguale in questi ultimi 40 anni, localizzato nell'area Frentana della provincia di Chieti a ridosso con il Molise (Pellegrini, 2006; Pellegrini *et al.*, 2014). La specie sembra infatti non superare la latitudinale corrispondente al meridiano 42.5° "confine" immaginario attraversato regolarmente dalla specie durante i periodi di migrazione ma che verosimilmente non aveva ambienti e condizioni idonee per la riproduzione.

Nella primavera 2021 abbiamo accertato la prima nidificazione di Nibbio reale avvenuta all'interno del territorio del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga. La prima segnalazione di presenza della coppia è avvenuta a fine febbraio già nella zona di nidificazione. Successivamente, il 23 marzo la coppia è stata osservata da uno di noi (G.D.) mentre trasportava materiale per la costruzione del nido (Fig. 1).

Il 26 aprile viene osservata la coppia in cova, il 14 maggio nel nido sono presenti due pulli di pochi giorni, il 19 giugno i giovani sono quasi prossimi all'involo, il 29 giugno i giovani vengono osservati in volo con gli adulti.

Adulti e giovani vengono osservati ancora nell'area fino alla terza settimana di luglio.



Figura 1. Un individuo adulto di Nibbio reale che apporta materiale per la costruzione del nido (Foto di G. Damiani).

L'area di nidificazione ricade nel territorio del Comune di Farindola ed è caratterizzata da una morfologia molto varia, con pendenze e declivi formati da fossi e mosaici di ex coltivi, zone agricole, pascoli e boschi. Il nido era posto ad una quota di circa 500 m slm, su un versante con pendenza di circa 45° ed una esposizione nord-nordest. L'habitat circostante è caratterizzato da bosco misto con prevalenza di carpino e ornio. Il nido era posto su un Carpino nero con diametro a petto d'uomo di 35 cm, ad un'altezza di circa 15 metri. Il mosaico territoriale, rilevato da Google Earth nel raggio di un chilometro dal nido risultava così composto: bosco, boscaglia, arbusteti 40%; coltivi, oliveti, orti, prati 20%; incolto, pascolo, 10%; Urbanizzato, strade manufatti 30%.

L'avvenuta riproduzione con l'involto di due giovani all'interno del Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga ha un importante significato sotto diversi aspetti: la conferma di un trend positivo della specie in Abruzzo; un riscontro del miglioramento delle condizioni ambientali e delle disponibilità trofiche all'interno dell'Area protetta per specie anche necrofaghe; una probabile diminuzione dell'uso di metodi e prodotti illegali per l'uccisione dei cosiddetti "nocivi"; Il beneficio dell'assenza dell'attività venatoria con avvelenamento da piombo nelle carcasse di selvatici; l'atteggiamento positivo da parte della popolazione residente consapevole della presenza della specie.

Ringraziamenti – Desideriamo ringraziare il dott. Stefano Allavena, presidente dell'Associazione ALTURA, per i preziosi consigli e per averci stimolato a presentare questa nota.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Chiavetta M., 1981. I Rapaci d'Italia e di Europa. Rizzoli Editore, Milano.
- De Leone N., 1933 (1994). Uccelli d'Abruzzo e Molise. Ristampa, Cogecstre Edizioni, Penne (PE).
- Gustin M., Brambilla M., Celada C., 2016. Stato di conservazione e valore di riferimento favorevole per le popolazioni di uccelli nidificanti in Italia. Rivista Italiana di Ornitologia, 86 (2): 3-58.
- Gustin M., Nardelli R., Bricchetti P., Battistoni A., Rondinini C., Teofili C. (compilatori), 2019. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2019 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Manzi A., Pellegrini Mr., Pellegrini Ms., 1991. Primi dati sulla nidificazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) in Abruzzo. In: SROPU (red). Atti V Convegno Italiano di Ornitologia. Bracciano, 4-8 ottobre 1989. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XVII: 347-350.
- Pellegrini Mr., 2006. Status del Nibbio reale e del Nibbio bruno in Abruzzo. In: Allavena S. *et al.* (Eds.). Atti del convegno "Status e conservazione del Nibbio reale (*Milvus milvus*) e del Nibbio bruno (*Milvus migrans*) in Italia e in Europa meridionale". Serra S. Quirico, 11-12 marzo 2006: 21-22.
- Pellegrini Ms., De Sanctis A., Altea T., Allegrino C., Civitaresse S., Di Francesco N., Di Marzio M., Di Tizio L., Liberatore M., Ponziani V. & Ricci F., 2014. Il monitoraggio del Nibbio reale *Milvus milvus* nella Rete Natura 2000 della Regione Abruzzo. In: Tinarelli R. *et al.* (a cura di). Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia, 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 200-202.

UN NUOVO SITO DI NIDIFICAZIONE DI GRILLAIO *Falco naumanni* NEL LAZIO E LA RICOLONIZZAZIONE DEL TERRITORIO PONTINO (PROVINCIA DI LATINA)

GIUSEPPE DI LIETO

(cunag@libero.it)

Abstract – A new nesting site for the Lesser kestrel *Falco naumanni* in the region of Lazio and a re-colonization of the pontine territory in the province of Latina. A new nesting site of the Lesser kestrel *Falco naumanni* was discovered in May 2020 in the territory of the Municipality of Sezze in the province of Latina (Lazio – Italy). A pair mated successfully in an abandoned farm-building and raised three fledglings. During the following breeding season (2021) there were two nesting pairs even though, for reasons unknown, both nests were abandoned. Nesting Lesser kestrel in this Province had previously been considered extinct and the last nesting pairs to have been reported here were in the latter half of the last century: in the 1960s.

Durante la metà del secolo scorso, il Grillaio *Falco naumanni*, ha subito su scala mondiale un drastico calo numerico. Questo fenomeno, con particolare riferimento ai contingenti del Paleartico occidentale, ha comportato la rarefazione della maggior parte delle popolazioni nidificanti, nonché l'estinzione di alcune di esse da interi territori (Biber, 1994).

La situazione attuale, tuttavia, relativamente ai confini dell'Unione europea, appare decisamente migliorata (BirdLife International, 2017). In Italia sono riconosciute tre storiche distinte popolazioni, distribuite tra la Puglia e la Basilicata (popolazione apulo-lucana), la Sicilia e la Sardegna (Palumbo, 1997) e, sebbene alcuni autori ancora includono la specie tra quelle in cattivo stato di conservazione (Gustin *et al.*, 2016), si assiste ad una positiva e continua tendenza alla ripresa, talora con casi isolati di ricolonizzazioni di vecchi territori. A questo trend positivo si aggiunge anche un'interessante espansione dell'areale riproduttivo verso nord, come testimonia la comparsa di nuove colonie nell'alto Lazio, Emilia-Romagna e Lombardia (La Gioia *et al.*, 2017).

Nella check-list degli uccelli della provincia di Latina (Cascianelli *et al.*, 1996), la specie è ritenuta migratrice regolare, ancora nidificante fino agli anni 60 del secolo scorso, quando alcune coppie si riproducevano nel territorio di Norma (LT) (Corsetti, 2006). Altre nidificazioni storiche sono riportate per il territorio di Patrica (FR), localizzato sulle pendici della catena orientale dei Monti Lepini (T. Tolassi in Corsetti, 1990), o più genericamente ipotizzate per questo comprensorio montuoso (Allavena, 1977).

Il 6 maggio 2020, percorrendo una strada di campagna nel territorio comunale di Sezze (LT), sulla pianura antistante la catena occidentale dei Monti Lepini, notavo la presenza di 2 piccoli rapaci (genere *Falco*) posati sul tetto di un fabbricato colonico annesso ad un podere di ca 100 ha coltivato a mais e cereali. Si trattava di due Grillai identificati per la presenza del maschio adulto. Nei giorni a seguire, l'inequivocabile com-

portamento dei falchi mi ha fatto concludere che la coppia si era insediata presso il manufatto con la finalità di riprodursi: la cavità nido, a cui accedevano attraverso un angusto passaggio, era ubicata nel sottotetto. Ho quindi provveduto a monitorare l'attività dei rapaci effettuando sopralluoghi regolari, spesso quotidiani, ma senza attenermi ad alcun metodo standardizzato, dunque con l'unico scopo di verificare l'eventuale successo riproduttivo della coppia.

I dati che seguono vengono presentati sotto forma di brevissime annotazioni riferite alle fasi più significative dell'intero ciclo riproduttivo.

Durante la prima decade di maggio ho osservato più volte il maschio fare dono di grossi insetti alla femmina, con molta probabilità già impegnata nella cova o quantomeno nella deposizione. Il 24 maggio ho potuto documentare con certezza, per la prima volta, un cambio di cova (la femmina ha sostituito il maschio). Dalla metà di giugno in poi, soprattutto il maschio ha notevolmente intensificato la sua attività di caccia con arrivi al nido sempre più frequenti. Questo aumento del ritmo predatorio mi ha fatto ipotizzare che fosse avvenuta la schiusa delle uova, con conseguente aumentato fabbisogno di cibo. In linea con le attese, il primo luglio un pullo, ancora interamente ricoperto da piumino bianco, è fuoriuscito autonomamente dalla cavità nido per accaparrarsi l'imbeccata. Dal 15 luglio in poi, i pulli/giovani osservati sono risultati 3, che per la maggior parte della giornata, viste le elevate temperature raggiunte, rimanevano sul tetto allo scoperto. Va sottolineato che i giovani mostravano piumaggi in differenti fasi di crescita, in accordo con la biologia riproduttiva della specie, che prevede una schiusa asincrona della covata (Cramp & Simmons, 1980). Questa differenza individuale ha avuto effetto anche sul comportamento dei giovani falchi, infatti il 22 luglio due individui erano già in grado di effettuare brevi voli di perlustrazione intorno all'area agricola circostante, mentre l'ultimo nato rimaneva ancora in attesa al riparo tra le tegole del tetto. Il 27 luglio, solo quest'ultimo presidiava ancora il sito riproduttivo, senza avere più accanto gli altri 2 componenti della nidiate. Il 30 luglio ho potuto assistere all'ultima imbeccata, che ha coinciso anche con l'ultimo avvistamento dei Grillai nell'area di studio. In quella occasione il maschio adulto, diversamente dalle altre volte, ha sollecitato il piccolo ad involarsi per ricevere il cibo, con scambio della preda avvenuto sul terreno a circa 100 metri dal nido.

In occasione della stagione riproduttiva successiva (2021) ho ripreso a monitorare il sito, potendo constatare che i Grillai sono tornati ad occupare il casale con 2 coppie nidificanti, sebbene entrambe le nidificazioni, seppur già in fase avanzata, siano state interrotte all'inizio del mese di luglio. Non sono noti i motivi di tale esito, ma l'assenza improvvisa dei Grillai al casale fa presupporre si siano verificati problemi a danno dello sviluppo delle uova o dei nidiacei, o che gli adulti siano morti per avvelenamento riconducibile all'uso di sostanze chimiche antiparassitarie per la coltivazione del mais. Questo nuovo tentativo, tuttavia, conferma, come è noto in letteratura, la tendenza della specie a manifestare una spiccata filopatria (Serrano *et al.*, 2003), avvalorando l'ipotesi che la struttura, come molte altre simili presenti sul territorio, in futuro possano risultare idonee a sostenere la formazione di piccole colonie, con conseguente espansione della specie sul territorio pontino.

Con il presente contributo si intende sottolineare l'importanza di un evento che nella provincia di Latina ha avuto solamente precedenti storici e che dagli anni 60, fino ad oggi, non si è mai più verificato.

Per quanto concerne il Lazio, invece, l'unica popolazione stabile finora nota, attiva con ca 40 coppie, è frutto di una recente colonizzazione avvenuta nel viterbese nel 2010 (Hueting & Molajoli, 2011). Anche in quell'occasione, inizialmente una coppia si era insediata presso un casale abbandonato con modalità simili a quelle appena descritte.

A tal proposito, la ricolonizzazione dell'agro pontino andrebbe incoraggiata e supportata con interventi volti a migliorare l'idoneità dei numerosi fabbricati agricoli presenti sul territorio, anche con l'installazione di cassette nido, nonché a curarne il mantenimento attraverso opere di consolidamento, visti il degrado in cui la maggior parte di essi versa. Sono auspicabili anche interventi di miglioramento delle pratiche agricole adottate nelle aree circostanti ai siti più idonei, soprattutto in merito all'uso indiscriminato, sempre più diffuso, di sostanze chimiche nocive. Non di minore importanza possono essere ritenute le azioni di sensibilizzazione rivolte alle istituzioni, ai proprietari dei terreni e conseguentemente a tutti gli addetti ai lavori che prestano servizio presso le aziende potenzialmente interessate al fenomeno della nidificazione del Grillaio.

Ringraziamenti – Desidero ringraziare Quinto e Adele per le informazioni e l'infinita ospitalità, Steven Hueting e Steve Barley per la rilettura critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Allavena S., 1977. Gli uccelli del Parco Nazionale del Circeo. Ministero dell'Agricoltura e delle Foreste. Collana verde (49), Roma.
- Biber J.-P., 1994. Lesser Kestrel *Falco naumanni*. In Tucker G. M. & Heath M. F. (eds.). Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge (BirdLife Conservation Series 3): 292-293.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International. 170 pp.
- Cascianelli D., Corbi F. & Corsetti L., 1996. Check-List degli uccelli della provincia di Latina (Lazio). Gli Uccelli d'Italia, 21: 39-59.
- Corsetti L., 1990. Atlante ornitologico dei Monti Lepini. Ypothekai, Bollettino del Consorzio delle Biblioteche dei Monti Lepini. Anno V, Gennaio-Dicembre 1989.
- Corsetti L. (a cura di), 2006. Lepini, anima selvaggia del Lazio. Edizioni Belvedere, Latina "natura" (2). 248 pp.
- Cramp S. & Simmons K.E.L., 1980. The birds of the Western Palaearctic. Vol. 2: Hawks to Bustards. Oxford University Press, Oxford. 695 pp.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C., 2016. Stato di conservazione e valore di riferimento favorevole per le popolazioni di uccelli nidificanti in Italia. Rivista Italiana di Ornitologia, 86 (2): 3-58.
- Hueting S. & Molajoli R., 2011. Nidificazione di Grillaio *Falco naumanni* nel Lazio. Alula XVIII (1-2): 146-147.
- La Gioia G., Melega L. & Fornasari L., 2017. Piano d'Azione nazionale per il Grillaio (*Falco naumanni*). Quad. Cons. Natura, 41, MATTM - ISPRA, Roma.
- Palumbo G., 1997. Il Grillaio. Altrimedia Edizioni, Matera. 142 pp.
- Serrano D., Tella J. L., Donàzar J. A. & Pomarol M., 2003. Social and individual features affecting natal dispersal in the colonial lesser kestrel. Ecology, 84: 3044-3054.

PRIMA OSSERVAZIONE DI CALANDRO DI BLYTH *Anthus godlewskii* NEL LAZIO

FULVIO FRATICELLI, ERNESTO MONACO & SERGIO MURATORE

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli – Piazza Margana, 40 – 00186 Roma
(f_fratlicelli@hotmail.com)

Abstract – First data of Blyth's Pipit *Anthus godlewskii* in Latium. On 19 January 2019, an individual from Blyth's Pipit was observed in the municipality of Santa Marinella (Rome). The data was approved by the Italian Ornithological Commission and this is the first for Lazio, the third for Italy and the first for the winter season.

Il giorno 19 gennaio 2019, nell'ambito dei rilevamenti IWC, abbiamo censito le zone umide all'interno dell'area dell'Aeronautica Militare di Furbara 17° Stormo IncurSORI, in comune di Santa Marinella (Roma, 41°59'N – 12°00'E), caratterizzata da prati a erba bassa in riva al mare. Alle ore 10.00, mentre percorrevamo in macchina una pista asfaltata all'interno dell'area, abbiamo notato un passeriforme, chiaramente riferibile al genere *Anthus*, spostarsi rapidamente da un lato all'altro della strada. Mentre lo osservavamo con i binocoli siamo riusciti a scattare una serie di foto che, anche se di mediocre qualità, hanno permesso in seguito di confermare i caratteri che andavamo notando. L'osservazione di un Calandro maggiore *Anthus richardi*, dopo pochi minuti, a poche decine di metri di distanza e in ottime condizioni di visibilità, ci ha permesso di effettuare utili confronti. Le dimensioni del primo individuo apparivano chiaramente, anche se di poco, inferiori a quelle del Calandro maggiore; questo era dovuto principalmente ai tarsi e alla coda più corti che davano l'idea di un individuo più compatto. Anche il becco risultava più piccolo e appuntito. Il centro scuro delle copritrici mediane era più corto e con il margine distale più piatto. Erano presenti due chiare ed evidenti barre alari formate dai margini delle copritrici. L'unghia del dito posteriore risultava più curva e più corta. Tutte queste caratteristiche ci hanno fatto subito pensare a un Calandro di Blyth *Anthus godlewskii*, specie che uno di noi FF aveva avuto l'opportunità di osservare, scoperto da altri ornitologi, il 26 ottobre 2017 sull'isola di Linosa (Agrigento) (Fracasso et al., 2018), ma la certezza l'abbiamo avuta solamente al momento dell'involo. L'individuo si era spostato nell'adiacente prato camminando tra la vegetazione erbacea; nel tentativo di ricontattarlo siamo usciti dall'auto, ma si è involato emettendo un verso estremamente simile a quello di una Cutrettola *Motacilla flava* e ben diverso da quello del Calandro maggiore. L'osservazione è avvenuta a una distanza variabile tra i 7 e i 10 m ed è durata circa 15 minuti. La settimana successiva, il 26 gennaio, uno di noi SM insieme a un gruppo di ornitologi, Verena Penna, Andrea Corso e Steven Hueting, ha nuovamente contattato l'individuo senza però riuscire a sentire il verso a causa del vento molto forte. Non è stato più possibile visitare l'area successivamente. Il dato è stato omologato dalla COI nella categoria B1, osservazione accettata sulla base di una docu-

mentazione sufficiente a permettere la corretta determinazione (Fulco & Liuzzi, 2021) e risulta essere il terzo per l'Italia, il primo per il Lazio e il primo per la stagione invernale. Quel tratto di costa è probabilmente un'area regolare di svernamento del Calandro maggiore avendone osservati alcuni anche precedentemente e successivamente: un individuo il 14 gennaio 2017 e due individui l'11 gennaio 2021. E' da notare che l'areale riproduttivo del Calandro di Blyth (Tyler et al., 2020) è interamente compreso in quello del Calandro maggiore (Tyler, 2020), si può quindi ipotizzare che la presenza di questo individuo accidentale nel Lazio possa essere stata condizionata dal flusso migratorio dell'altra specie.

BIBLIOGRAFIA

- Fracasso G., Janni O., Fulco E. & Liuzzi C., 2018. Commissione Ornitologica Italiana (COI) - Report 27. Avocetta, 42: 45-54.
- Fulco E. & Liuzzi C., 2021. Italian Birds Rarities Committee (COI) - Report 29. Avocetta, 44: 107-114.
- Tyler S., 2020. Richard's Pipit (*Anthus richardi*), version 1.0. In Birds of the World (del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A. & de Juana E., Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ricpip1.01>
- Tyler, S., de Juana E., & Kirwan G.M., 2020. Blyth's Pipit (*Anthus godlewskii*), version 1.0. In Birds of the World (del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A. & de Juana E., Editors). Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.ricpip1.01>

A SIMPLIFIED BREEDING BIRD COMMUNITY ALONG REMNANT RIPARIAN WOODPATCHES IN AN AGRICULTURAL LANDSCAPE (CENTRAL ITALY)

SIMONE MARTINELLI⁽¹⁾ & CORRADO BATTISTI⁽²⁾

⁽¹⁾Via Collinense, 7 – Rome (Italy) (simo.mart88@gmail.com)

⁽²⁾Torre Flavia LTER (Long Term Ecological Research) Station, Città Metropolitana di Roma Capitale Rome (Italy) (c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Riassunto – Una comunità ornitica nidificante semplificata in frammenti forestali ripariali inseriti in un paesaggio agricolo (Italia centrale). Si riportano i dati su una comunità di uccelli nidificanti molto semplificata situata lungo due frammenti lineari di bosco ripariale inserite in un mosaico di paesaggio agricolo a nord di Roma. La comunità è formata da specie forestali generaliste; le specie sensibili alla frammentazione sono risultate assenti. Questa comunità appare eterogenea nella composizione con una specie sinantropica (*Passer italiae*) come prima dominante e alcune specie di agro-mosaico ed ecotonali come sub-dominanti. Questi dati preliminari potrebbero essere utili per il monitoraggio futuro di queste comunità forestali residuali, inserite in paesaggi suburbani in progressiva trasformazione.

Although bird communities in fragmented forests have been largely studied in central Italy (Bianconi *et al.*, 2003; Frank & Battisti, 2005; Lorenzetti & Battisti, 2006; Arca *et al.*, 2014), studies on riparian woodpatches embedded in intensive croplands are still scanty. In agricultural landscape of Campagna Romana (central Italy) there are linear remnant woodpatches with riparian hygrophilous vegetation reduced in size, scarcely studied regarding its breeding bird communities.

This note provided preliminary data on a breeding bird community along two remnant riparian woodpatches, located within an extensive agricultural area North of Rome. Given that this site, like others of the Campagna Romana, is undergoing progressive land use transformation (Grapow & Fanelli, 1993), although our data are local and preliminary, they may be useful for future monitoring focused on the effects of these anthropogenic changes on species and communities.

We carried out the study in the surrounding of La Storta (Rome North; 42° 0'42.05"N; 12°21'20.98"E) on an area of 27.5 ha with an altitude of about 180 m a.s.l.. In the area large croplands (grain and forage for livestock) are present, surrounding two semi-permanent ditches with forested slopes (oakwoods of *Quercetea pubescentis*; Fanelli & Bianco, 2007).

Field sampling has carried out from 6 to 28 June 2021, using the point count method at fixed radius and sampling time (5 minutes; Bibby *et al.*, 2000). We randomly selected 10 points (fixed radius 100 m), at least 200 m far away each one. We carried out two sessions/point. For each species, we obtained the number of recorded individuals (n), the mean number of individuals/point count and the relative frequency (fr). At the community level, we obtained: the normalized richness (Mar-

galef index: $Dm = (S-1)/\ln N$, where N is the total number of individuals and S the number of species); the Shannon-Wiener index ($H' = -\sum fr \times \ln fr$) and the evenness ($e = H'/H'_{max}$, where $H'_{max} = \ln S$). To illustrate the different frequency distribution among species, ranked in decreasing order, we performed a Whittaker plot (details in Magurran, 2003). We compared (i) the averaged values of individuals categorized for three ecological guilds (synanthropic, forest and mosaic) using the Kruskal-Wallis test for equal medians, and (ii) the relative frequencies using a χ^2 test (Dytham, 2011). For statistical comparisons, we used the PAST software 1.89 (Hammer *et al.*, 2001). Alpha level was set at 0.05.

In total, 374 individual contacts belonging to 16 species were obtained (excluding *Ardea cinerea* in high flight, > 50 m, not included). The dominant species ($fr > 0.05$) were: *Passer italiae*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Streptopelia turtur*, *Cisticola juncidis* and *Troglodytes troglodytes* (Table 1). The species showed a significant difference in the mean number of ind./point ($H = 25.76$; $p = 0.007$; Kruskal-Wallis test for equal medians; Fig. 1). The Whittaker plot highlights the dominance of the first two dominant species (a sinanthropic species, *Passer italiae* and a generalist one, *Sylvia atricapilla*; Fig. 2).

At the guild level, forest species were the most frequent (0.54), compared to

Table 1. Species recorded, mean number of individuals (and standard deviation), relative frequency (fr) and total number of records (N). Guilds: Sin: synanthropic species, For: forest species, Agmos: agromosaic and edge species. In bold, the dominant species ($fr > 0.05$).

Guild	Species	Mean (\pm s.d.)	fr	N
Sin	<i>Passer italiae</i>	8 (± 6.91)	0.214	80
For	<i>Sylvia atricapilla</i>	7 (± 11.83)	0.187	70
For	<i>Turdus merula</i>	4 (± 4.29)	0.107	40
For	<i>Streptopelia turtur</i>	3.6 (± 2.76)	0.096	36
Agmos	<i>Cisticola juncidis</i>	3 (± 5.29)	0.080	30
For	<i>Troglodytes troglodytes</i>	2.5 (± 2.51)	0.067	25
Agmos	<i>Carduelis carduelis</i>	1.2 (± 1.48)	0.032	12
For	<i>Fringilla coelebs</i>	1.2 (± 2.10)	0.032	12
Agmos	<i>Luscinia megarhynchos</i>	1.1 (± 1.29)	0.029	11
Agmos	<i>Galerida cristata</i>	1 (± 1.94)	0.027	10
Agmos	<i>Falco tinnunculus</i>	1 (± 1.05)	0.027	10
For	<i>Erithacus rubecula</i>	1 (± 1.33)	0.027	10
For	<i>Parus major</i>	0.9 (± 1.52)	0.024	9
Agmos	<i>Sylvia melanocephala</i>	0.8 (± 1.48)	0.021	8
Agmos	<i>Hippolais polyglotta</i>	0.6 (± 1.35)	0.016	6
Agmos	<i>Saxicola torquatus</i>	0.5 (± 1.58)	0.013	5

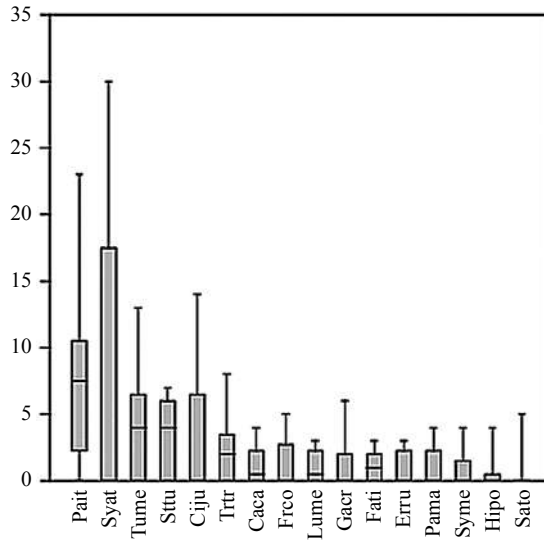


Figure 1. Mean number of individuals/point count for each species. Pait: *Passer italiae*, Syat: *Sylvia atricapilla*, Tume: *Turdus merula*, Sttu: *Streptopelia turtur*, Ciju: *Cisticola juncidis*, Trtr: *Troglodytes troglodytes*, Caca: *Carduelis carduelis*, Frco: *Fringilla coelebs*, Lume: *Luscinia megarhynchos*, Gacr: *Galerida cristata*, Fati: *Falco tinnunculus*, Erru: *Erithacus rubecula*, Pama: *Parus major*, Syme: *Sylvia melanocephala*, Hipo: *Hippolais polyglotta*, Sato: *Saxicola torquatus*.

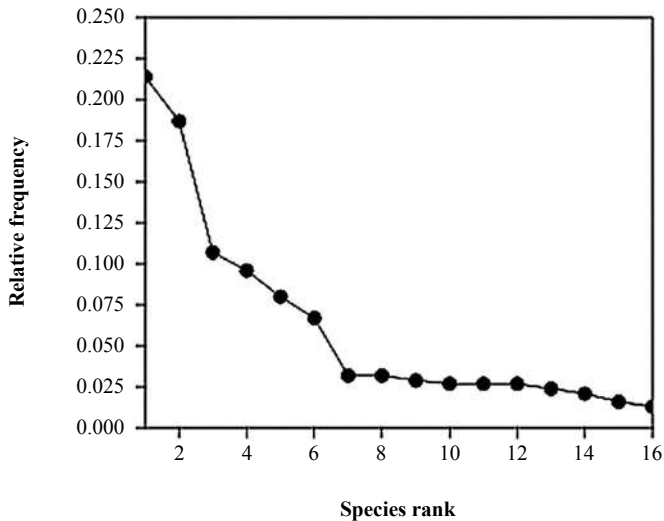


Figure 2. Whittaker plot for the breeding bird community studied. Species have been ranked in decreasing order. X-axis: species rank, y-axis: relative frequency.

agro-mosaic (0.246) and synanthropic ones (0.214) with a significant difference $\chi^2 = 108.8$, $p < 0.001$). Indices at community level showed the following values: Shannon-Wiener diversity index = 2.402, evenness = 0.866; normalized richness (Margalef index): 2.533.

These riparian woodpatches are included in an extremely homogeneous agricultural landscape. This fact explains the poor abundance, richness, and diversity recorded in this bird community. The assemblage is mainly characterized by common and edge-generalist forest species, with the occurrence of birds belonging to open-mosaic and synanthropic habitats. Fragmentation-sensitive species (woodpeckers, *Sitta europaea*; e.g., Matthysen *et al.*, 1995; Bianconi *et al.*, 2003; Battisti, 2004) are totally lacking.

Although these data refer to a local site, they will be useful for future comparisons through monitoring focusing on the effect of land use change on breeding bird communities inhabiting these remnant woodpatches.

REFERENCES

- Arca E., Battisti C. & Fraticelli F., 2012. Area-effect in breeding bird communities occurring in an archipelago of urban holm oak fragments (Rome, Central Italy). *Vie et Milieu*, 62: 159-164.
- Battisti C., 2004. Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Provincia di Roma, Rome.
- Bianconi R., Battisti C. & Zapparoli M., 2003. Pattern of richness, abundance and diversity of four interior bird species in a hilly landscape in Central Italy: a contribution to assess their sensitivity to habitat fragmentation. *J. Medit. Ecol.*, 4: 37-44.
- Bibby C. J., Burgess N. D., Hillis D. M., Hill D. A., & Mustoe S., 2000. Bird census techniques. Elsevier.
- Dytham C., 2011. Choosing and using statistics: a biologist's guide. John Wiley & Sons, New York.
- Fanelli G. & Bianco, P. M., 2007. Memoria illustrativa della carta della vegetazione della Provincia di Roma. Provincia di Roma, Dip. VI-Governo del territorio, Rome.
- Frank B. & Battisti C., 2005. Area effect on bird communities, guilds and species in a highly fragmented forest landscape of Central Italy. *Ital. J. Zool.*, 72: 297-304.
- Grapow L.C. & Fanelli G., 1993. The vanishing landscape of the Campagna Romana. *Landsc. Urban Plann.*, 24: 69-76.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D., 2001. PAST-palaeontological statistics, ver. 1.89. *Palaeontol. electron*, 4: 1-9.
- Magurran A.E., 2003. Measuring biological diversity. John Wiley & Sons, New York.

NUOVO SITO RIPRODUTTIVO DI CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN PROVINCIA DI COSENZA (CALABRIA)

MARIO PUCCI^(1,*) & GIUSEPPE CANDELISE⁽¹⁾

⁽¹⁾ StOrCal, Stazione Ornitologica Calabrese – C/da Guarassano – 87036 Cosenza

* Autore per la corrispondenza: mariopucci1963@libero.it

Abstract – New nesting site of Black Stork *Ciconia nigra* in the Province of Cosenza (Calabria, southern Italy). Since 2020 the Black Stork *Ciconia nigra* has been present in Calabria with three breeding pairs, located respectively in the provinces of Crotona and Cosenza. Recent inspections have led to the discovery of a new breeding site in the municipality of Pietrapaola (CS) where only one young has fled.

La Cicogna nera *Ciconia nigra* è specie monotipica a distribuzione paleartico-afrotropicale, con una popolazione europea stimata in 9.800-13.900 coppie e trend generale in aumento (BirdLife International, 2017). Inclusa nell'allegato I della Dir. 2009/147/CEE Uccelli, è classificata come specie in pericolo (EN) nella Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia 2019 (Gustin *et al.*, 2019). La popolazione italiana conta 24 coppie, e il trend appare in progressivo aumento (Brunelli *et al.*, 2020). In Calabria la specie è migratrice nidificante, ma sverna ormai regolarmente sull'Altopiano silano (Congi, 2017). La prima nidificazione risale al 1994 (Bordignon 2005; 2006), da allora, anche grazie all'aumento dello sforzo di monitoraggio da parte della Stazione Ornitologica Calabrese, si assiste ad un progressivo aumento delle coppie riproduttive, arrivando fino a 3 censite nel 2020 in provincia di Cosenza e Crotona (Storino *et al.*, 2018; Muscianese *et al.*, 2020; Brunelli *et al.*, 2020).

Nei primi giorni del mese di luglio del 2021, durante uno dei consueti monitoraggi per la ricerca di nuove coppie riproduttive di Rondine rossiccia *Cecropis daurica*, nel comune di Pietrapaola (CS) è stato osservato un adulto di Cicogna nera in pastura lungo uno dei numerosi torrenti della zona. Viste le potenzialità dell'habitat e il periodo ancora idoneo alla riproduzione della specie, si è deciso di esplorare meglio il comprensorio rupestre circostante e lo stesso alveo fluviale dove, a circa 100 m. dal punto della prima osservazione, è stato rinvenuto un nido con un pulcino.

Come nella gran parte dei casi registrati finora in Calabria, il nido è ubicato su un piccolo terrazzo di una parete di roccia arenaria, a circa 20 m di altezza rispetto al fondo valle e a 27 m. s.l.m. L'area circostante al nido è caratterizzata da macchia mediterranea e boschi termofili nelle zone più acclive, mentre nelle aree sommitali più pianeggianti prevalgono aree aperte destinate al pascolo di bovini e ovi caprini alternati a coltivazioni di uliveti e agrumeti.

I controlli successivi al rinvenimento del nido hanno confermato la presenza di un solo pulcino il cui involo è avvenuto presumibilmente tra il 28 agosto e il 5 settembre 2021. A giudicare dal numero di osservazioni degli adulti in pastura, l'alveo del torrente

te in cui è stato rinvenuto il nido, costituisce il punto principale di alimentazione della coppia durante l'allevamento dei giovani. La scoperta di questo nido conferma l'elevata potenzialità dell'area geografica in questione per la riproduzione della specie e, considerate altre osservazioni di individui adulti nelle vicinanze, non si esclude la presenza di almeno un'altra coppia riproduttiva.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2017. European bird of conservation concern: populations, trend and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S, Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2020. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2020. Alula, 27 (1-2): 86-87.
- 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 Piccole Dolomiti Lucane.
- Congi G., 2017. Svernamento di Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria. Alula, 24 (1-2): 130-132.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C. 2019. Conoscerli, proteggerli. Guida allo stato di conservazione degli uccelli in Italia. Lipu: 148-149.
- Muscianese E., Policastrese M., Iemma D., 2020. Nuovo sito riproduttivo di Cicogna nera *Ciconia nigra* in provincia di Crotone (Calabria, Italia Meridionale). Alula, 27 (1-2): 109-110.
- Storino P., Rocca G. & Urso S., 2018. La Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria: prima nidificazione accertata in provincia di Cosenza. Alula, 25 (1-2): 141-143.

EURASIAN BLACKCAP *Sylvia atricapilla* VOCAL MIMICKING A RED-BILLED LEIOTHRIX *Leiothrix lutea*

SAMUELE RAMELLINI

Dipartimento di Scienze e Politiche Ambientali, Università degli Studi di Milano – Via Celoria, 2
20133 Milano (Italia) (samuele.ramellini@gmail.com)

Riassunto – Imitazione del canto dell’Usignolo del Giappone da parte della Capinera. Una Capinera *Sylvia atricapilla* è stata registrata mentre imitava ripetutamente una delle tipologie di canto dell’Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* presso Monte Artemisio (Velletri, RM, Italia) il 21 luglio 2021. Questo comportamento è classificabile come un autentico caso di imitazione canora e potrebbe conferire all’individuo alcuni vantaggi selettivi.

Vocal mimicry in birds has been frequently reported, especially in songbirds (Garamszegi *et al.*, 2007; Kelley *et al.*, 2008). Several hypotheses have been proposed to explain the adaptive significance of mimicking heterospecific songs or calls, but there is no consensus about which of these is empirically confirmed (Kelley *et al.*, 2008; Dalziell *et al.*, 2015). This is mainly due to the scarcity of studies reporting events of vocal mimicry, often belittled as anecdotic. In fact, one of the predictors of the occurrence of vocal mimicry is the research effort, suggesting a large knowledge gap (Garamszegi *et al.*, 2007). Therefore, reporting events of vocal mimicry is pivotal to create the baseline data to understand functional and evolutionary causes and consequences of the vocal mimicry behaviour.

In this study, I report one event of vocal mimicry of a Eurasian Blackcap *Sylvia atricapilla* (hereafter blackcap) mimicking a Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* (hereafter leiothrix). The Blackcap is a small songbird with a breeding range spanning most of the Western Palearctic (Aymí *et al.*, 2020). It is one of the most common breeding birds in Europe and is found in almost any kind of forested habitat (Aymí *et al.*, 2020). On the other hand, the Leiothrix is one of the seven bird invasive alien species (IAS) with the highest impact on native biodiversity (Martin-Albarracin *et al.*, 2015). The species has an Indo-Malayan primary distribution range (Male *et al.*, 2020), and has been frequently introduced through the pet trade, becoming naturalized in broad areas of Japan, Hawaii, and Europe (i.e., Spain, Portugal, France, and Italy; Male *et al.*, 2020). In Italy there are three main populations in Tuscany, Liguria and Latium and several smaller ones scattered across the country (Ramellini *et al.*, 2019). The Leiothrix shows a high level of dominance in the soundscape, producing 37% of all the sounds of an entire bird community (Farina *et al.*, 2013), and several studies evidenced a vocal competition with the Blackcap (Farina & Pieretti, 2014; Ramellini, 2017; Pereira *et al.*, 2020).

On 21st July 2021, I recorded a Blackcap mimicking a Leiothrix in short temporal association with leiothrix songs on Monte Artemisio in Velletri municipality (Rome, Italy; see Ramellini, 2017 for a thorough description of the area). The mimicking individ-

ual was not seen directly as it sang from high in the canopy (>15 m above the ground) and the vegetation density prevented the direct observation. However, there are several elements that point the identification to a Blackcap. First, the individual mixed together some sequences corresponding to the normal Blackcap song with the mimicked sequences. Third, I can exclude the possibility of a second Leiothrix, as the species in the area is found mostly below 10 m above the ground with the peak of observations at 3 m (Ramellini, 2017). Moreover, the mimicked sequence was characterized by 3 notes, less than the normal 5 notes of the Leiothrix song (see below). Therefore, I can conclude that the mimicking individual was a Blackcap.

The Blackcap mimicry started right after a song of the Leiothrix (Fig. 1), classifiable as Leiothrix song-type I, a long and melodious sequence of up to 15 syllables (Collar *et al.*, 2014; Ramellini, 2017). The Blackcap mimicked the song-type II of the Leiothrix, which is a sequence of 5 rapidly-repeated syllables (see Fig. 2; Ramellini unpublished data; Collar *et al.*, 2014; Ramellini, 2017). In Fig. 2, I show a comparison between the Blackcap mimicry (3 syllables) and a Leiothrix song-type II (5 syllables) recorded on 25th April 2018, less than 2 km far from the mimicry site. The mimicry was characterised by 3 syllables rapidly repeated, that is, shorter than the typical Leiothrix song-type II (Ramellini unpublished data; Collar *et al.*, 2014; Ramellini, 2017).

In this study, I report, to my knowledge, the first recording of a Eurasian Blackcap mimicking a Red-billed Leiothrix. I acoustically recorded repeated mimicry sequences in response to Leiothrix songs.

Blackcaps are known to sing in the gaps left by the Leiothrix during playback experiments (Farina & Pieretti, 2014), and in the study area they vary their song, resembling the Leiothrix (Ramellini, 2017). However, no recording of vocal resemblance was available, and only a single sequence of resembling syllables was reported (Ramellini, 2017). The Blackcap has a complex song repertoire and mimics several species (xeno-canto.org). However, in a review of all the recordings available on xeno-canto.org reporting mimicry events (accessed on September 21st, 2021), I found no information on the mimicry of the Leiothrix. This may be due to a sampling bias, as most of the recordings avail-

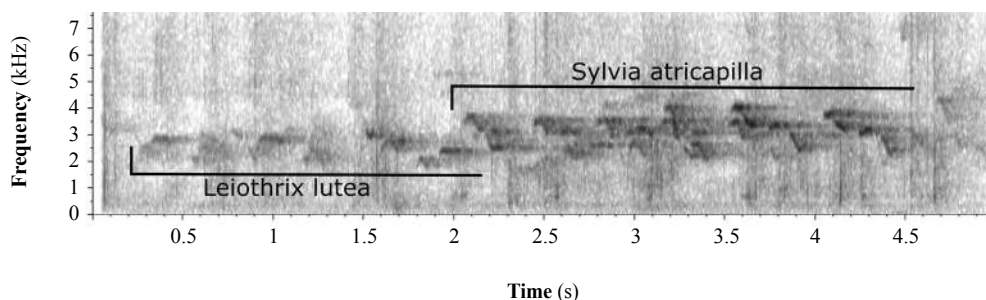


Figure 1. Sonogram of the Blackcap mimicry right after a Leiothrix song-type I sequence.

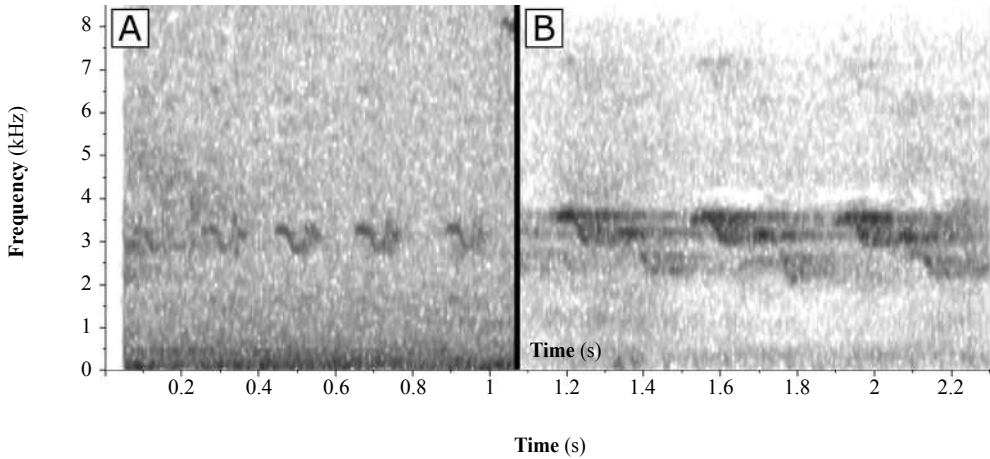


Figure 2. Sonogram comparison of a) a normal *Leiothrix* song-type II recorded less than 2 km far from the mimicry site and b) the mimicry sequence of the Blackcap.

able in the xeno-canto database are from Northern Europe, where the *Leiothrix* is not as abundant as in Central and Southern Europe (Pereira *et al.*, 2020). Therefore, this study may draw attention on the mimicry of the *Leiothrix* and new cases may be reported.

The vocal competition between these two species has been already evidenced (Farina & Pieretti, 2014; Pereira *et al.*, 2020). However, the results I report may partly disagree with these findings. In fact, it has been evidenced that the Blackcap shows subordinate response to the *Leiothrix* (Pereira *et al.*, 2020), or even avoids overlapping with the *Leiothrix* while singing (Farina & Pieretti, 2014). On the contrary, in this study I report a mimicry event in short temporal association with a *Leiothrix* song, which may rather indicate an aggressive behaviour towards the *Leiothrix* intruder. This may be in accordance with a misidentification of the heterospecific (Peiman & Robinson, 2010), with the Blackcap mis-recognising the *Leiothrix* as a conspecific competitor and responding accordingly with an agonistic intent. In this case, this behaviour should not be considered as a true mimicry event (Dalziell *et al.*, 2015). Besides, the high vocal similarity between the *leiothrix* and the blackcap may further support this hypothesis (Ramellini, 2017; Pereira *et al.*, 2020).

Vocal resemblance cases should be interpreted as true mimicry behaviour if the “mimic” individual gains advantages over the “receiver” one (Dalziell *et al.*, 2015). Even though I did not directly observe the mimic individual nor any advantages over the receiver, there are several elements that suggests this may be a true mimicry behaviour. First, the Blackcap mimicked one of the simplest song-types of the *Leiothrix* (song-type II), rather than more complex ones (e.g., song-type I; Collar *et al.*, 2014; Ramellini, 2017). This may suggest that this is a true mimicry event rather than a mistaken identification, as mimicry often involves the simplest songs (Ferguson *et al.*, 2002). Second,

Blackcaps (i.e., the mimics) may gain advantage over the Leiothrix (i.e., the receiver). In fact, Blackcaps overlapping their songs with those of the Leiothrix may aggressively deter intruders (cfr. Farina & Pieretti, 2014; Pereira *et al.*, 2020). Finally, including heterospecific syllables in a song may favour a higher individual variability in vocal performance and limit the vocal intraspecific competition. As the Leiothrix is a dominant species in the soundscape (Farina *et al.*, 2013), Blackcaps mixing their syllables with Leiothrix's may achieve a higher vocal performance, since they become more dominant in the soundscape. The presence of a highly-vocal and dominant invasive alien species may then increase the frequency of mimicking individuals.

Acknowledgements – I am grateful for the recordings from the xeno-canto database. This note has benefitted from the comments and suggestions made by Andrea Simoncini and Pedro Filipe Pereira.

REFERENCES

- Aymi R., Gargallo G., & Christie D. A., 2020. Eurasian Blackcap (*Sylvia atricapilla*), version 1.0. In: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A., & de Juana E. (eds.) Handbook of the Birds of the World Alive. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA.
- Collar N., Robson C., & de Juana E., 2014. Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea*). In: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal A., Christie D.A., & de Juana E. (eds.), Handbook of the Birds of the World. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Dalziel A. H., Welbergen J. A., Iqic B., & Magrath R. D., 2015. Avian vocal mimicry: A unified conceptual framework. *Biol. Rev.*, 90: 643–668.
- Farina A., & Pieretti N., 2014. Acoustic Codes in Action in a Soundscape Context. *Biosemiotics*, 7: 321–328.
- Farina A., Pieretti N., & Morganti N., 2013. Acoustic patterns of an invasive species: the Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea* Scopoli 1786) in a Mediterranean shrubland. *Bioacoustics*, 22: 175–194.
- Ferguson J. W. H., van Zyl A., & Delport K., 2002. Vocal mimicry in African *Cossypha* robin chats. *J. Ornithol.*, 143: 319–330.
- Garamszegi L. Z., Eens M., Pavlova D. Z., Avilés J. M., & Møller A. P., 2007. A comparative study of the function of heterospecific vocal mimicry in European passerines. *Behav. Ecol.*, 18: 1001–1009.
- Kelley L. A., Coe R. L., Madden J. R., & Healy S. D., 2008. Vocal mimicry in songbirds. *Anim. Behav.*, 76: 521–528.
- Male T. D., Fancy S. G., & Ralph C. J., 2020. Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea*). In: Billerman S. M. (ed.) Birds of the World. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, New York.
- Martin-Albarracín V. L., Amico G. C., Simberloff D., & Nuñez M. A., 2015. Impact of non-native birds on native ecosystems: A global analysis. *PLoS One*, 10: 1–14.
- Peiman K. S., & Robinson B. W., 2010. Ecology and Evolution of Resource-Related Heterospecific Aggression. *Q. Rev. Biol.*, 85: 133–158.
- Pereira P. F., Barbosa A. M., Godinho C., Salgueiro P. A., Silva R. R., & Lourenço R., 2020. The spread of the red-billed leiothrix (*Leiothrix lutea*) in Europe: The conquest by an overlooked invader? *Biol. Invasions*, 22: 709–722.
- Pereira P. F., Lourenço R., & Mota P. G., 2020. Two songbird species show subordinate responses to simulated territorial intrusions of an exotic competitor. *Acta Ethol.*, 23: 143–154.
- Ramellini S., 2017. L'usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* nel Lazio: aggiornamento della distribuzione ed annotazioni eco-etologiche. *Alula*, 24 (1-2): 95–108.
- Ramellini S., Simoncini A., Ficetola G. F., & Falaschi M., 2019. Modelling the potential spread of the Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* in Italy. *Bird Study*, 66: 550–560.

PRIMA NIDIFICAZIONE DI MARANGONE MINORE *Microcarbo pygmaeus* NEL LAZIO

LUCA STERPI⁽¹⁾, MAURIZIO STERPI⁽¹⁾, MASSIMO BRUNELLI⁽²⁾ & STEFANO SARROCCO^(2,3)

⁽¹⁾Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile – Viale Manzoni, 10 – 02100 Rieti
(lucaste08@gmail.com; mauryste@gmail.com)

⁽²⁾Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli – Piazza Margana, 40 – 00186 Roma
(mss.brunelli@gmail.com)

⁽³⁾Direzione Regionale Ambiente, Regione Lazio – Via di Campo Romano, 65 – 00173 Roma
(ssarrocco@regione.lazio.it)

Abstract – First breeding of Pigmy Cormorant *Microcarbo pygmaeus* in Lazio. In 2021 we discovered 16 nests of Pigmy Cormorant in Ripasottile Lake (Central Italy, Rieti), placed in a herony included by Cormorant *Phalacrocorax carbo* and 4 herons species (*Nycticorax nycticorax*, *Bubulcus ibis* *Ardea cinerea* *Egretta garzetta*). This bird colony is inside a Regional Natural Reserve and a Special Protection Area (SPA).

Il Marangone minore *Microcarbo pygmaeus*, è una specie a distribuzione euroturanica. In Italia è migratore regolare, svernante, estivante e nidificante di recente immigrazione; si riproduce in colonie con Ardeidi e Falacrocoracidi (Brichetti & Fracasso, 2003). È inserito nella Lista Rossa italiana nella categoria a “minore preoccupazione” (LC, Gustin *et al.*, 2019). Nel Lazio la specie era precedentemente ritenuta solo migratrice regolare e svernante (Brunelli *et al.*, 2019).

Nella Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile (RNRLLR, Rieti) il Marangone minore risulta svernante dal 2009 e, dal 2013 anche estivante, con alcuni individui isolati presenti anche nel periodo riproduttivo (Cento, 2013). Nell'estate 2020 un gruppo di circa 15 individui ha frequentato regolarmente la garzaia presente nel Lago di Ripasottile, ma non sono state raccolte prove certe di nidificazione. A conferma della progressiva regolarizzazione delle presenze, a gennaio 2021, durante i censimenti IWC, sono stati registrati 20 individui.

Successivamente, il 29 marzo 2021, 8 coppie di Marangone minore hanno costruito il loro nido sugli alberi della garzaia posti a sud/est, ed altri 4 nidi erano posti ad alcune centinaia di metri, presso dei pioppi dove è presente un secondo nucleo della garzaia (Fig. 1).

In tutti i nidi vi erano individui in cova, mentre altri marangoni erano intenti nel rituale di corteggiamento e nella costruzione di altri nidi. Il 9 aprile, sugli alberi posti a sud/est si rinvenivano 12 nidi, mentre su quelli posti a sud sempre 4, per un totale di 16 nidi; presenza riconfermata il successivo 22 aprile. Nel mese di maggio alcuni nidi avevano pulli, mentre a giugno alcuni giovani erano già pronti all'involto. L'8 luglio tutti i nidi erano stati abbandonati, ma giovani e adulti continuavano a occupare gli alberi dove avevano nidificato.

I nidi erano collocati in stretta vicinanza a quelli degli Ardeidi, ma distanti da quelli di Cormorano *Phalacrocorax carbo* probabilmente a causa all'aggressività di questi ultimi (Fermani *et al.*, 2019).

Nell'area protetta è presente attualmente una garzaia composta da quattro specie di Ardeidi (Nitticora *Nycticorax nycticorax*, Airone guardabuoi *Bubulcus ibis*, Airone cenerino *Ardea cinerea* e Garzetta *Egretta garzetta*) e dal Cormorano. È posizionata nell'ansa posta a sud del lago; occupa un'isola, coperta esclusivamente da Cannuccia di palude *Phragmites australis*, e le rive prospicienti, su cui vegeta una fascia riparia arborea a Pioppo canadese *Populus canadensis*, salici bianco *Salix alba* e cinereo *S. cinerea*.



Figura 1. Tre nidi di Marangone minore fotografati il 2 aprile 2021 nella R. N. R. Laghi Lungo di Ripasottile (Foto di M. Brunelli).

Nel 2021 vi sono state stimate un totale di circa 600 coppie (L. e M. Sterpi, dati inediti). L'area è sottoposta a tutela, grazie all'istituzione della Riserva Naturale dei Laghi Lungo e Ripasottile avvenuta nel 1985 ed è designata come Zona di Protezione Speciale della Rete europea Natura 2000 (ZPS, cod. IT6020011). Tra le misure di conservazione vigenti nell'area vi sono il divieto di navigazione e venatorio; nel periodo riproduttivo è inoltre interdetto l'avvicinamento alla colonia.

Questa prima nidificazione di Marangone minore nel Lazio conferma l'ampliamento dell'areale riproduttivo della specie nella Penisola, iniziato nei primi anni '80 del secolo scorso in Emilia-Romagna; seguito da altre località poste lungo il litorale adriatico, tra Friuli-Venezia Giulia, Veneto, Marche, Puglia ed altre aree interne, prima lungo il corso del Fiume Po in Lombardia e, più recentemente, in laghi interni dell'Umbria (Volponi, 2013; Grattini *et al.*, 2019; Gaggi *et al.*, 2020; Guzzon *et al.*, 2020).

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Fraticelli F. & Molajoli R., 2019, Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al 2019. Alula, 26: 39-60.
- Cento M., 2013. Svernamento ed estivazione di Marangone minore *Phalacrocorax pygmeus* nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale). Alula, 20 (1-2): 124-126.
- Fermani R. N., Sterpi M., Sterpi L., 2019. First data on the hierarchy of waterbirds for the use of roosts in the breeding colony of herons (garzaia) of 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: 85-88.
- Gaggi A., Morvidoni P., Andreini M., Convito L., Laurenti S., Paci A.M., Velatta F., 2020. Il Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* in Umbria: distribuzione e consistenza. Gli Uccelli d'Italia, 45: 154-159.
- Grattini N., Gargioni A., Lavezzi F., 2019. Status del Marangone minore (*Microcarbo pygmaeus*) nelle province di Brescia, Cremona e Mantova. Bollettino Ornitologico Lombardo, 2: 3-14.
- Gustin M., Nardelli R., Bricchetti P., Battistoni A., Rondinini C., Teofili, C. (compilatori), 2019. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2019 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Guzzon C., Taiariol P.L., Kravos K., Grion M. & Peresin R. (a cura di), 2020. Atlante degli uccelli nidificanti in Friuli Venezia Giulia. ASTORE-FVG/Museo Friulano di Storia Naturale. Udine, 304 pp.
- Volponi S. (a cura di), 2013. Materiali per un piano d'azione nazionale per il Marangone minore (*Phalacrocorax pygmeus*). Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare - Istituto Superiore Ricerca Protezione Ambientale.

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 Regionale 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 didascalia in italiano e in inglese. 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 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. Foto e disegni devono essere inviati su file separati in formato .jpg, png, o .tiff con una risoluzione minima di 300 dpi.

ALULA
RIVISTA DI ORNITOLOGIA
VOLUME 28 (1-2) - 2021

INDICE

Bearzatto C., Vignando M. & Rassati G. - Censimento dei dormitori invernali di Gufo comune <i>Asio otus</i> in provincia di Pordenone	1
De Luca G. & Di Santo M. - La migrazione post-nuziale dei rapaci nel Parco Nazionale del Circeo (Lazio)	7
Fratlicelli F. - Quantificazione numerica del Piccione urbano <i>columba livia</i> forma domestica in un parco di Roma: considerazioni metodologiche	21
Fulco E., Liuzzi C. & Mastropasqua F. - Il monitoraggio dell'avifauna nidificante nel Parco Nazionale dell'Alta Murgia: dati preliminari	27
Grattini N., Mantovani C., Nigrelli G., Bacchi E. & Crema M. - Ambienti di alimentazione del Corvo comune <i>Corvus frugilegus</i> in provincia di Mantova	41
Luce G., Marra M., Pinto R. & Gaudiano L. - Indagine preliminare sulla presenza del Gufo reale <i>Bubo bubo</i> nel Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine e nel Parco Regionale della Murgia Materana	47
Montemaggiori A. - Bird Strike 2021: cosa succede in Italia ?	55
Nardotto A., Bertolin C. & Cogo F. - Consistenza e fenologia della popolazione di strigiformi presente nelle proprietà dell'Azienda Agricola Cattolica sarl, Roncade (TV)	65
Perchinelli M. & Battisti C. - La comunità ornitica nidificante nel settore meridionale dei Monti Ceriti (Castel Giuliano; Cerveteri; Lazio, Italia centrale): un contributo preliminare	71
Santopaulo R., Berardi G.G., Golia S., Mancuso A., Santopaulo F., Werner K. & Gustin M. - Effetto della presenza di sagome in plastica nei pressi di piattaforme artificiali per indurre la nidificazione della Cicogna bianca <i>Ciconia ciconia</i> in Calabria	79
 Brevi note	
Bassi S. - Primi dati sulla migrazione primaverile dei rapaci nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa (Lazio, Italia centrale)	91
Battisti C. - The alarm for orchards is sounded: further evidence of Monk Parakeet <i>Myiopsitta monachus</i> and Rose-ringed Parakeet <i>Psittacula krameri</i> feeding on Fig <i>Ficus carica</i> fruits (Rome, central Italy)	94
Borlenghi F., Cianconi M.M. & Lauretti G. - Accoppiamento tardivo di Aquila reale <i>Aquila chrysaetos</i>	97
Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Dovere B., 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 2021	100
Congi G. - Prima nidificazione di Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Sila (Appennino calabro, Italia meridionale)	102
Congi G. - Aggiornamenti sulla nidificazione della Cutrettola capocenerino <i>Motacilla flava cinereocapilla</i> in Sila (Appennino calabro, Italia meridionale)	107
Damiani G. & Artese C. - Prima nidificazione accertata di Nibbio reale <i>Milvus milvus</i> nel Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga	112
Di Lieto G. - Un nuovo sito di nidificazione di Grillaio <i>Falco naumanni</i> nel Lazio e la ricolonizzazione del territorio Pontino (LT)	115
Fratlicelli F., Monaco E. & Muratore S. - Prima osservazione di Calandro di Blyth <i>Anthus godlewskii</i> nel Lazio	118
Martinelli S. & Battisti C. - A simplified breeding bird community along remnant riparian woodpatches in an agricultural landscape (central Italy)	120
Pucci M. & Candelise G. - Nuovo sito riproduttivo di Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in provincia di Cosenza (Calabria)	124
Ramellini S. - Eurasian Blackcap <i>Sylvia atricapilla</i> vocal mimicking a Red-billed Leiothrix <i>Leiothrix lutea</i>	126
Sterpi L., Sterpi M., Brunelli M. & Sarrocco S. - Prima nidificazione di Marangone minore <i>Microcarbo pygmaeus</i> nel Lazio	130