

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Fulco Pratesi

VOLUME 30 (1-2) - 2023

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
Fabrizio Bulgarini
Enrico Calvario
Claudio Carere
Jacopo Giuseppe Cecere
Fulvio Fraticelli
Marco Gustin
Alessandro Montemaggiori
Vincenzo Penteriani
Tommaso Pizzari
Samuele Ramellini



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

Impaginazione/Editing: Monica Amadio

(p) ISSN 1126-8468
(e) ISSN 2975-1616

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME 30 (1-2) - 2023

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

EDITORIAL

The times change, and we change with them

More than ten years ago, Battisti *et al.* (2010) published a paper in Alula showcasing how a journal without the impact factor can still exert a strong impact in the scientific panorama. In these years, the scientific community dramatically changed, and Alula must cope with this change, and even contribute to it. Therefore, in this first editorial of the journal, I will present the changes we made and are willing to make in the near future.

First of all, this is the first editorial of the journal, a new article type which will become typical from the next issue of the journal. In the editorials, we will deal about topics that are normally not publishable as articles, like opinions on major themes relevant for both ornithologists as well as for ecologists more generally. This article type will be written only upon invitation and the board will make sure to invite renowned ornithologists or experts on specific topics. In such a way, we will also tackle one of the main objectives of a scientific journal: communicating science not only to scientists but also to a broader audience. Such a role is pivotal in times when science and research are often seen as dangerous and untruthful.

Working with animals often brings about ethical concerns, and we are more and more attentive to animal conservation and welfare. Hence, we are aiming at implementing a new section paragraph within each article. In fact, Alula will now request all the authors to compile a section paragraph on the ethics entitled “Ethical note”. This will follow the guidelines of the Association for the Study of Animal Behaviour (ASAB Ethical Committee/ABS Animal Care Committee, 2023). Even if most of the research published on Alula focuses on monitoring and censusing, we still believe that ensuring the readers on the actions that were put in place to avoid disturbance and burden to animals and to guarantee animal welfare is needed. Hence, upon submission, we will invite authors to adhere to the guidelines and to showcase how they took into account the “Replacement, Reduction, Refinement” principles (ASAB Ethical Committee/ABS Animal Care Committee, 2023). Whenever needed, we will ask authors to include a compelling description of the potential harms to individuals and communities, and how these were taken into consideration. This will particularly apply to protected species and habitats e.g., those included in the annexes of “Habitat” and “Birds” European Directives, respectively 92/43/CEE and 2009/147/CE, and in national and regional laws or monitoring actions within particularly sensitive sites (e.g. heronries, raptors nesting sites) or habitats (e.g., wetlands, coastal areas).

As previously said, the publication industry is now rapidly changing and terms like “diamond open-access”, “early view”, or “peer-community journals” are being increasingly used. Alula is also adapting to such changes. First of all, as of this issue we are including a Digital Object Index (DOI) to every article and short note. In this way, we will promote the visibility and accessibility of articles. Including “grey lit-

erature”, especially non-english literature, within meta-analyses or global studies is proving more and more useful and insightful (Gertsner *et al.*, 2017; Nuñez & Amano, 2023). By providing a DOI, we will then ensure an easier searching process for articles published in Alula. Furthermore, we now encourage authors, at least first authors, to include the ORCID (Open Researcher Contributor ID), an easily obtained code identifying authors. Such code can further increase visibility and promote the inclusion in meta-analyses.

Finally, as of this issue, we are also going fully online with the publication of Alula. Alula has always been the flagship characteristic of the Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli. Nevertheless, printing the journal was absorbing huge amounts of resources. However, we must note that online publishing carries also key advantages. One of these is that from now on we will be able to publish colour images, plots and maps. In this respect, we urge authors to consider colour-blindness when preparing the figures of their manuscript. By selecting a colour-blind-friendly palette, we’re ensuring inclusiveness and fairness of the articles. Finally, we will also be able to publish articles in early view, promoting a faster process of publication and earlier access to articles.

In conclusion, following the dramatic changes that the academic and publication system is nowadays facing, Alula will change accordingly and contribute to such evolution. As Ovidio said “*Tempora mutantur et nos mutamur in illis*”, the times change, and we change with them.

EDITORIALE

I tempi stanno cambiando, e noi cambiamo con essi

Più di dieci anni fa, Battisti *et al.* (2010) pubblicarono un articolo su Alula riguardo l’impatto che una rivista senza *impact factor* può esercitare nel panorama scientifico. In questi anni, la comunità scientifica è cambiata drasticamente, e Alula deve affrontare questo cambiamento e contribuirvi. Pertanto, in questo primo editoriale della rivista, presenterò i cambiamenti che abbiamo pensato e che vorremmo portare avanti nel prossimo futuro.

Per prima cosa, questo è il primo editoriale della rivista, una nuova tipologia di articolo che verrà pubblicata in ogni prossimo numero della rivista. Negli editoriali tratteremo temi che non sono normalmente pubblicabili come articoli di ricerca, come opinioni su temi chiave che siano rilevanti sia per gli ornitologi che per gli ecologi più in generale. Questa tipologia di articolo sarà scritta solo su invito e il gruppo editoriale si assicurerà di invitare sia ornitologi di rilievo che esperti su temi più specifici. In questo modo potremmo anche portare avanti uno dei principali obiettivi di una rivista scientifica: la comunicazione delle scienze, che non sia limitata ai soli addetti ai lavori ma anche ad una *audience* più ampia. Questo è un obiettivo chiave in tempi in cui la ricerca e la scienza più in generale sono viste come inaffidabili e pericolose.

Lavorare con gli animali necessariamente porta a considerazioni di natura etica, e si è sempre più attenti al *welfare* e alla conservazione degli animali. Pertanto, stiamo lavorando per implementare una nuova sezione in ogni articolo. Infatti, Alula chiederà agli autori di preparare un paragrafo dedicato alle questioni etiche intitolato “Nota etica”. Questo dovrà aderire alle linee guida compilate dall’*Association for the Study of Animal Behaviour* (ASAB Ethical Committee/ABS Animal Care Committee, 2023). Anche se gran parte della ricerca pubblicata su Alula è focalizzata su monitoraggi e censimenti, crediamo che assicurare i lettori sulle azioni messe in atto per evitare il disturbo e per garantire il *welfare* degli animali sia necessario. Perciò, al momento dell’invio dell’articolo, inviteremo gli autori ad aderire alle linee guida, mostrando di aver tenuto conto dei principi di “*Replacement, Reduction, Refinement*” (Sostituzione, Riduzione e Perfezionamento) (ASAB Ethical Committee/ABS Animal Care Committee, 2023). Quando necessario, chiederemo agli autori di includere una descrizione dettagliata dei potenziali impatti su individui e comunità e come questi sono stati tenuti in considerazione. Ciò vale soprattutto per gli articoli su specie e habitat protetti come quelli inclusi negli allegati delle Direttive Europee “Habitat” e “Uccelli”, rispettivamente 92/43/CEE e 2009/147/CE, o nelle leggi nazionali e regionali. Oppure, per azioni di monitoraggio in siti (es. garzaie, siti di nidificazione dei rapaci) o habitat (es. aree umide o costiere) particolarmente sensibili.

Come già detto, l’industria delle pubblicazioni scientifiche è in rapido cambiamento e termini come “*diamond open-access*”, “*early view*”, o “*peer-community journals*” stanno diventando sempre più comuni. Alula si sta anch’essa adattando a questo cambiamento. Per prima cosa, da questo numero includeremo il *Digital Object Index* (DOI) per tutti gli articoli e brevi note. In questo modo favoriremo la visibilità e l’accessibilità degli articoli. L’inclusione di letteratura grigia, specialmente quando non in lingua inglese, nelle meta-analisi o studi a livello globale si sta dimostrando sempre più utile (Gertsner *et al.*, 2017; Nuñez & Amano, 2023). Fornendo un DOI sarà possibile avere una ricerca più agevole degli articoli pubblicati su Alula. Inoltre, incoraggeremo gli autori, almeno i primi autori, ad includere un ORCID (*Open Researcher Contributor ID*), un codice identificativo per gli autori che si ottiene facilmente online. Con questo codice si potrà aumentare ulteriormente la visibilità e promuovere l’inclusione nelle meta-analisi.

Infine, da questo numero, Alula sarà disponibile solamente online. Alula è da sempre il fiore all’occhiello della Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli. Nonostante ciò, la stampa della rivista assorbiva una notevole quantità di risorse. Tuttavia, la pubblicazione online porta anche a notevoli vantaggi. Uno di questi è che sarà possibile pubblicare immagini, plot e carte a colori. A tal proposito, invitiamo gli autori a considerare che alcuni dei lettori possono non essere in grado di distinguere i colori. Scegliendo delle palette adatte si potrà quindi assicurare inclusività ed equità negli articoli. Infine, potremo anche pubblicare gli articoli in anteprima online, promuovendo così un processo di pubblicazione più veloce e un accesso più rapido.

In conclusione, seguendo il drastico cambiamento nel mondo accademico e nel si-

stema di pubblicazione a cui stiamo assistendo, Alula cambierà di conseguenza, contribuendo a questa evoluzione. Come disse Ovidio, “*Tempora mutantur et nos mutamur in illis*”, i tempi cambiano, e noi cambiamo con essi.

REFERENCES

- ASAB Ethical Committee/ABS Animal Care Committee, 2023. Guidelines for the ethical treatment of nonhuman animals in behavioural research and teaching. *Animal Behaviour*, 195: I-XI.
- Battisti C., Brunelli M., Bulgarini F., Cecere J.G. & Fraticelli F., 2010. L’impatto di una rivista senza “impatto”: il caso di Alula. *Alula*, 27(1-2): 3-12.
- Gerstner K., Moreno-Mateos D., Gurevitch J., Beckmann M., Kambach S., Jones H.P., Seppelt R., 2017. Will your paper be used in a meta-analysis? Make the reach of your research broader and longer lasting. *Methods in Ecology and Evolution*, 8 (6): 777-784.
- Nuñez M.A. & Amano T., 2021. Monolingual searches can limit and bias results in global literature reviews. *Nature Ecology and Evolution*, 5: 264.

SAMUELE RAMELLINI^{1,2}

¹ Department of Environmental Science and Policy, University of Milan, Milan, Italy

² Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Roma, Italy.

e-mail: samuele.ramellini@gmail.com

 <https://orcid.org/0000-0003-2207-7853>

MONITORAGGIO DI *Dendrocopos major* E *Dryobates minor* NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE SELVA DEL LAMONE (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

MASSIMO BELLAVITA¹, GIUSEPPE CAMPANELLA^{1*}, ALESSANDRO CECCARINI¹, MOICA PIAZZAI¹, ANDREA SCHIAVANO¹, ALDO TERAZZI¹ & ALBERTO SORACE²

⁽¹⁾R.N.R. Selva del Lamone Loc. Bottino snc - 01010 Farnese (VT)

⁽²⁾ISPRA, Via Brancati 60 -00144 Roma

*Autore per la corrispondenza: gcampanella@regione.lazio.it

Abstract - *Dendrocopos major* and *Dryobates minor* monitoring in the Selva del Lamone Regional Natural Reserve (Lazio, central Italy). In 2011-2022 period, the two species were monitored by means of play-back method. In each decade from January to April, 20 point counts were carried out. Mainly due to bad weather, some decade sessions were not carried out, so in all data analyses the parameter 'number of contacts per session' was used. The years 2013 (no sessions from 6 February to 19 March) and 2021 (sessions not carried out due to the COVID epidemic) were not considered. In different study years, the peak of contacts of *Dendrocopos major* occurred either in February (mean of contacts among all years: 7.1 ± 3.9 SD) or in March (8.0 ± 2.9 SD) whereas in January (3.1 ± 3.0 SD) and April (4.2 ± 2.1 SD) a lower number of contacts was observed. With the exception of 2011 when the yearly peak occurred in April (data referring to a single decade session), similar results were observed for *Dryobates minor* (January: 0.6 ± 0.7 SD; February: 1.3 ± 1.3 SD; March 0.9 ± 0.9 SD; April 1.1 ± 2.8 SD; excluding 2011: January: 0.6 ± 0.7 SD; February: 1.1 ± 1.2 SD; March 0.9 ± 0.9 SD; April 0.2 ± 0.4 SD). Over the years the number of contacts has not changed significantly for either *Dendrocopos major* (Pearson Correlation test; $r = -0.30$ $P = 0.40$; $N = 10$) or *Dryobates minor* ($r = -0.60$ $P = 0.07$; $N = 10$).

INTRODUZIONE

I picchi sono buoni indicatori della biodiversità forestale in quanto la loro presenza è rappresentativa delle condizioni della foresta e del suo stato di salute complessivo (Angelstam, 1990; Mikusiński, 1997; Drapeau *et al.*, 2009). Il Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major* e il Picchio rosso minore *Dryobates minor* sono due specie sedentarie (Cramp, 1985; Gorman, 2004), ampiamente diffuse nel territorio nazionale (Brichetti & Fracasso, 2020; Lardelli *et al.*, 2022) e regionale (Brunelli *et al.*, 2011), che nidificano in diversi tipi di ambienti boschivi purché ricchi di alberi morti o marcescenti (Cramp 1985, Gorman 2004, Smith 2007).

Nel 1994, nel territorio del Comune di Farnese (VT), è stata istituita la Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone con l'obiettivo di tutelare gli ecosistemi e le loro componenti, consentendo al tempo stesso l'uso sostenibile delle risorse naturali. In questo solco si inserisce un programma di gestione delle risorse forestali che si propone di affrontare il tema dell'utilizzazione del legname seguendo dettami improntati principalmente alla conservazione della biodiversità forestale, che si concretizza in un Piano di Gestione e Assestamento Forestale (PGAF) che viene rinnovato ogni dieci anni. Un metodo per valutare la coerenza verso tale obiettivo è certamente verificare

lo stato delle popolazioni di picidi, specie dipendenti dagli alberi morti o deperienti e considerate *keystone species* degli ecosistemi forestali per la loro attività di scavo nei tronchi (le cavità dei tronchi sono riconosciute come *keystone vegetation structures*; Remm & Löhmus, 2011).

Le popolazioni di Picchio rosso maggiore e Picchio rosso minore nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone sono state monitorate nel presente studio, che rappresenta la naturale evoluzione del progetto di *surveillance* iniziato nel 2009 (Politi *et al.*, 2009). Tale progetto si propone di costruire una base di dati per poter monitorare nel corso degli anni le eventuali variazioni nella struttura di popolazione delle due specie di Picidi in relazione agli interventi previsti nel PGAF, consentendo quindi di avere una concreta verifica della validità di quest'ultimo (od eventualmente di apportare modifiche e miglioramenti).

AREA DI STUDIO

La Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone (Fig. 1), istituita con Legge Regionale n°45 del 1994, fa parte del sistema dei Parchi e Riserve Naturali della Regione Lazio; si estende per 2002 ettari, tutti ricadenti nel territorio del comune di Farnese (VT), e costituisce parte integrante della ZPS denominata “Selva del Lamone – Monti di Castro” (IT6010056). Circa tre quarti del territorio sono coperti da bosco di caducifoglie a dominanza di Cerro *Quercus cerris*, che in alcuni tratti ha assunto caratteristiche di alto fusto ed in altri di ceduo invecchiato. Una piccola porzione della superficie boscata (nella zona nord-occidentale della Riserva) è costituita da un rimboschimento a pino nero alternato a lembi di ceduo di latifoglie varie. Il territorio compreso nella RNR Selva del Lamone si inserisce nella fascia fitoclimatica del *Lauretum freddo*.

Fin dall'Età del Bronzo la selva è stata utilizzata come fonte di risorse naturali, ma l'uso sistematico del bosco per la produzione di legna e carbone inizia nel Settecento e in questa ottica si inseriscono i tagli di uso civico avvenuti durante tutto il Novecento sui terreni demaniali.

Nel 2006 è entrato in vigore il Piano d'Assestamento Forestale della Riserva, di durata decennale, che prevede in alcune aree la conversione ad alto fusto, in altre l'utilizzo come ceduo matricinato.

MATERIALI E METODI

I dati sono stati raccolti nella Riserva dal 2011 al 2022. Sono stati monitorati *Dendrocopos major* e *Dryobates minor* in 20 punti di ascolto mediante il metodo del play-back, una tecnica molto efficace per contattare le diverse specie di picchi (Bibby *et al.*, 2000; Wiktander *et al.*, 2001; Gorman, 2004; Rassati, 2008; Charman *et al.*, 2010, Erzsébet & Cristea, 2013). All'interno dell'Area Protetta veniva percorso un transetto di 11,3 Km di sviluppo lineare, suddiviso in due segmenti (comprendenti rispettivamente 11 e 9 punti di ascolto) prevedendo un rilievo a settimana da gennaio ad aprile. La distanza tra un punto e l'altro era di 500 metri e il transetto si snodava lungo un gradiente di tipologia ambientale che ha interessato nell'ordine Alto Fusto di Cerro –

Ceduo invecchiato di latifoglie varie – Fustaia mista di conifere e latifoglie

Poiché a volte, soprattutto a causa del maltempo, i rilevamenti non sono stati effettuati, nelle analisi dei dati è stato utilizzato il parametro ‘numero di contatti per sessione di rilevamento’. Non sono stati considerati il 2013 (rilievi non effettuati nella parte centrale della stagione) e il 2021 (rilievi non condotti a causa delle restrizioni per l’epidemia da COVID-19).

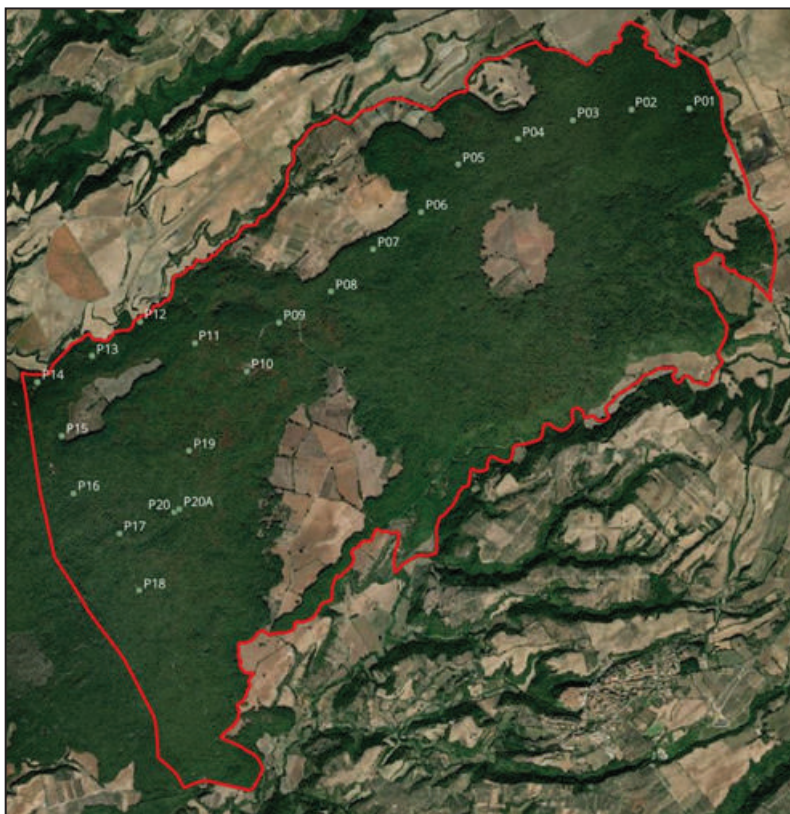


Figura 1. Mappa della Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone (i confini sono evidenziati in rosso) con la dislocazione dei punti di rilevamento.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il Picchio rosso maggiore e il Picchio rosso minore sono due specie spiccatamente territoriali anche al di fuori della stagione riproduttiva (Cramp, 1985; Gorman, 2004; Brichetti & Fracasso, 2007) che si protrae da fine marzo a inizio luglio. Il tambureggiamento è una chiara manifestazione territoriale effettuata da entrambi i sessi, anche se il maschio la utilizza più frequentemente (Cramp, 1985, Del Hoyo *et al.*, 2002, Rassati, 2015). Winkler & Short (1978) attribuiscono le variazioni osservate nel tambureggiamento a numerosi fattori inclusi le motivazioni individuali e la posizione geografica.

Il periodo dell'anno sembra giocare anche un ruolo importante: nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone il picco dei contatti di *Dendrocopos major* si è avuto nei diversi anni o a febbraio (media di contatti tra tutti gli anni: $7,1 \pm 3,9$ DS) o a marzo ($8,0 \pm 2,9$ DS) mentre a gennaio ($3,1 \pm 3,0$ DS) e aprile ($4,2 \pm 2,1$ DS) si è osservato un numero minore di contatti (Fig. 2). Ciò è in accordo con Brichetti & Fracasso (2007) che riportano una maggiore frequenza del tambureggiamento tra fine inverno e inizio primavera. In un'indagine condotta in Friuli-Venezia Giulia, richiamando la specie una volta al mese in tutti i mesi di un anno di studio, marzo e, secondariamente, aprile sono risultati i due mesi con maggiori risposte di *Dendrocopos major* (Rassati, 2008).

Con l'eccezione di aprile 2011 (dato riferito a una sola sessione mensile) risultati simili sono stati osservati anche per *Dryobates minor* (gennaio: $0,6 \pm 0,7$ DS; febbraio: $1,3 \pm 1,3$ DS; marzo $0,9 \pm 0,9$ DS; aprile $1,1 \pm 2,8$ DS; escludendo il 2011: gennaio: $0,6 \pm 0,7$ DS; febbraio: $1,1 \pm 1,2$ DS; marzo $0,9 \pm 0,9$ DS; aprile $0,2 \pm 0,4$ DS) (Fig. 3). Lardelli *et al.* (2022) evidenziano che il picco delle manifestazioni territoriali della specie avviene tra febbraio e marzo. Nella già citata ricerca di Rassati (2008) viene riportato che *Dryobates minor* ha risposto solo a marzo (più intensamente) e aprile (vedi anche Rassati, 2015).

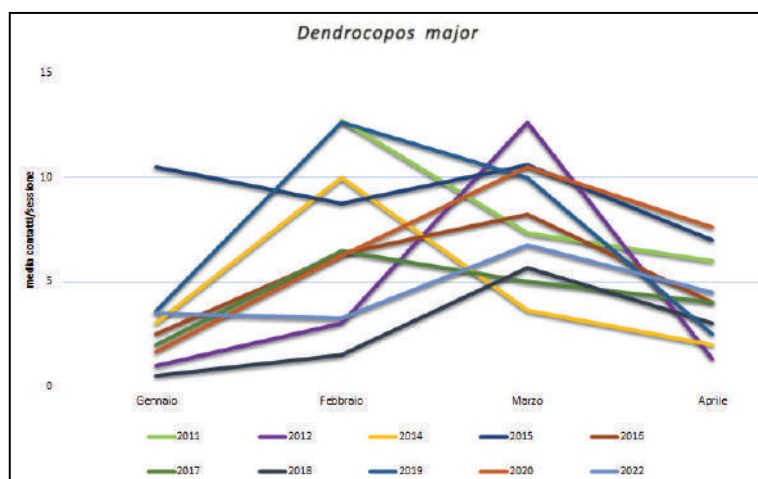


Figura 2. Numero di contatti per mese di *Dendrocopos major* nei diversi anni studiati.

Nel corso degli anni il numero di contatti medio non è variato significativamente né per *Dendrocopos major* (Pearson Correlation test; $r = -0,30$ $P = 0,40$; $N = 10$; Fig. 4) né per *Dryobates minor* ($r = -0,60$ $P = 0,07$; $N = 10$; Fig. 5). Questi dati sembrano indicare una stabilità delle popolazioni presenti nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone.

In base a quanto riportato nella *IUCN Red List of Threatened Species* le due specie presentano uno stato favorevole di conservazione (*Least concern*) sia a livello globale; (BirdLife International, 2016 e 2018) che europeo (BirdLife International, 2021 a e b).

L'andamento demografico della popolazione di *Dendrocopos major* sembra in incremento a livello globale e in decremento in Europa, il contrario si osserva per *Dryobates minor*.

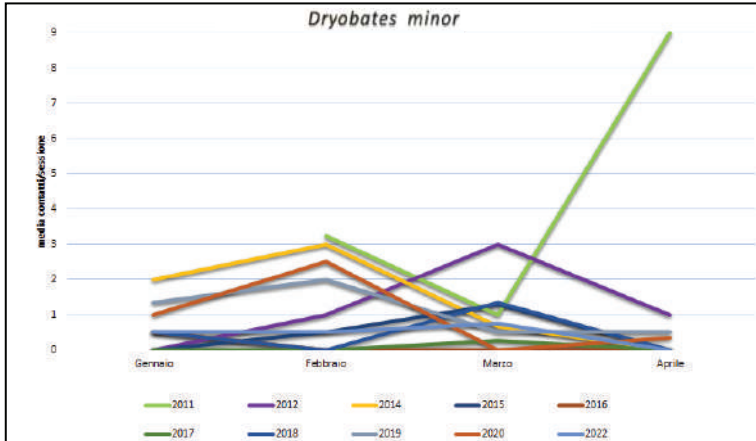


Figura 3. Numero di contatti per mese di *Dryobates minor* nei diversi anni studiati.

Nel territorio nazionale, in seguito all'espansione delle superfici boscate e alla riduzione delle utilizzazioni forestali, *Dendrocopos major* risulta in incremento demografico (La Mantia *et al.*, 2002, Rete Rurale Nazionale e LIPU 2015, Brichetti & Fracasso, 2020). Lardelli *et al.* (2022) riportano per entrambi le specie un'espansione territoriale e per *Dryobates minor* anche un incremento demografico in anni recenti (vedi anche Brichetti & Fracasso 2020).

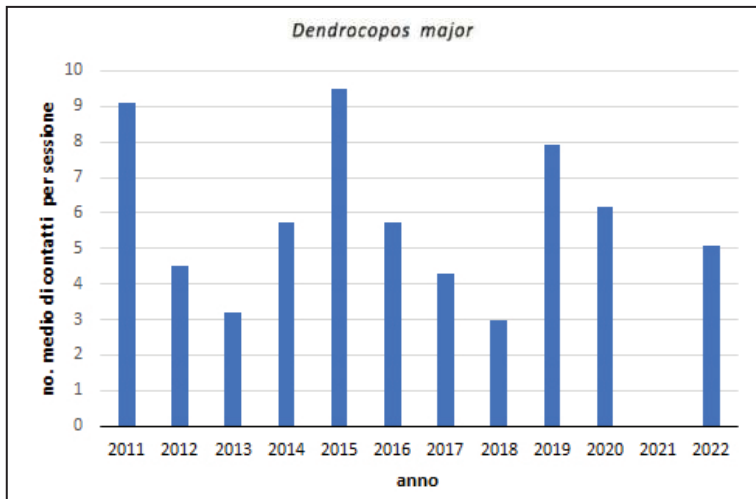


Figura 4. Andamento annuale del numero medio di contatti per sessione in *Dendrocopos major*.

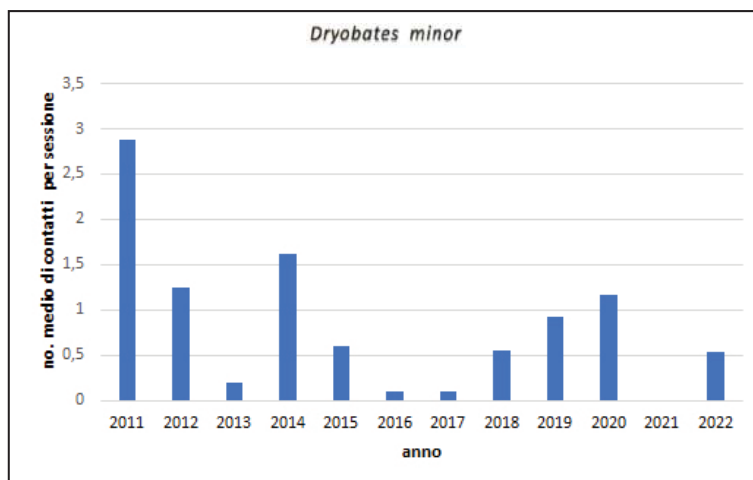


Figura 5. Andamento annuale del numero medio di contatti per sessione in *Dryobates minor*.

BIBLIOGRAFIA

- Angelstam P., 1990. Factors determining the composition and persistence of local woodpecker assemblages in taiga forest in Sweden - a case for landscape ecological studies. In: Carlson A. & Aulén G. (eds) Report 17, Uppsala: 147-164.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird census techniques. Academic Press, London.
- BirdLife International, 2016. *Dendrocopos major*. The IUCN Red List of Threatened Species 2016: e.T22681124A87323054. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-3.RLTS.T22681124A87323054.en>.
- BirdLife International, 2018. *Dryobates minor*. The IUCN Red List of Threatened Species 2018: e.T22681076A130037386. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018-2.RLTS.T22681076A130037386.en>.
- BirdLife International, 2021a. *Dendrocopos major* (Europe assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22681124A166214479. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22681124A166214479.en>.
- BirdLife International, 2021b. *Dryobates minor* (Europe assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22681076A166213495. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22681076A166213495.en>.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. IV. Apodidae-Prunellidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2020. The Birds of Italy. Volume 2. Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), “*historia naturae*” (7), pp. 416.
- Brunelli M, Sarrocco S, Corbi F, Sorace A, Boano A, De Felici S, Guerrieri G, Meschini A, Roma S. (a cura di), 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma, pp. 464.
- Charman E.C., Smith K.W., Gruar D.J., Dodd S. & Grice P.V., 2010. Characteristics of woods used recently and historically by Lesser Spotted Woodpeckers *Dendrocopos minor* in England. Ibis, 152: 543-555.

- Cramp S. (ed), 1985. The Birds of the Western Palearctic. Vol. IV. Oxford University Press, Oxford.
- Del Hoyo J., Elliot A., Sargatal J., 2002. Handbook of the birds of the World. Volume 7. Jacamars to Woodpeckers. Lynx Edicions, Barcelona.
- Drapeau P., Nappi A., Imbeau L. & Saint-Germain M., 2009. Standing deadwood for keystone bird species in the eastern boreal forest: Managing for snag dynamics. *Forestry Chronicle*, 85: 227-234.
- Erzsébet D. & Cristea V., 2013. Effects of managed forests structure on woodpeckers (Picidae) in the Niraj valley (Romania): Woodpecker populations in managed forests. *North-Western Journal of Zoology*, 10(1):110-117.
- Gorman G., 2004. Woodpeckers of Europe. A study of the european Picidae. Bruce Coleman, Scarsdale.
- Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), 2022. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizione Belvedere (Latina), *historia naturae* (11),704 pp.
- La Mantia T., Spoto M., Massa B. 2002. The colonisation of the Great Spotted Woodpecker (*Picoides major* L.) in Eucalypt woods and Poplar Cultivations in Sicily. *Ecologia Mediterranea*, 28: 65-73.
- Lohmus A., Remm J., 2011. Tree cavities in forests. The broad distribution pattern of a keystone structure for biodiversity. *Forest Ecology and Management*, 262: 579-585.
- Mikusinski G., 1997. Winter foraging of the Black Woodpecker *Dryocopus martius* in managed forests in south-central Sweden. *Ornis fennica*, 74:161-166.
- Politi P., Campanella G., Schiavano A., 2009. Dati preliminari sulla presenza e sulla scelta dei siti di nidificazione di picidi nella Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone - Italia centrale. *Alula*, 16: 118-120.
- Rassati G., 2008. Responsiveness to acoustic stimulations and density of Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major*, of Green Woodpecker *Picus viridis* and of Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in a sample area of Carnia (Carnic Alps, Friuli-Venezia Giulia, North-eastern Italy) (Years 1993-2003). *Gli Uccelli d'Italia*, 33: 33-51.
- Rassati G., 2015. Responsiveness to acoustic stimulation, distribution and habitat preferences of the Lesser Spotted Woodpecker, *Dendrocopos minor*, in Friuli-Venezia Giulia (North-eastern Italy). *Rivista Italiana di Ornitologia - Research in Ornithology*, 85: 51-60.
- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2015. Uccelli comuni in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2014.
- Smith K. W., 2007. The utilization of dead wood resources by woodpeckers in Britain. *Ibis*, 149:183 - 192.
- Wiktander U., Olsson O. & Nilsson S.G., 2001. Age and reproduction in Lesser Spotted Woodpeckers (*Dendrocopos minor*). *Auk*, 118 (3): 624-635.
- Winkler H., Short L.L., 1978. A comparative analysis of acoustical signals in pied woodpeckers (Ayes, Picoides). *Bull Am Mus Nat Hist*, 160: 1-109.

IL PICCHIO ROSSO MEZZANO *Leiopicus medius* NIDIFICANTE NELLA ZPS “SILA GRANDE” - PARCO NAZIONALE DELLA SILA (APPENNINO CALABRO)

GIANLUCA CONGI ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Gruppo Locale di Conservazione GLC 121 “SILA” - LIPU (*Lega Italiana Protezione Uccelli*)
(gianlucacongi@libero.it)

Abstract - Middle Spotted Woodpecker *Leiopicus medius* nesting in the SPA “Sila Grande” - Sila National Park (Calabrian Apennines). The author presents a series of data, although not published, regarding the presence and nesting habits of a particular species in the Sila territory, in particular within the Special Protection Area (SPA) “Sila Grande”. The text describes recent discoveries related to reproduction in four specific forest sites and, for the first time, provides information on reproductive biology, ecology and reproductive density in the Sila region. It is interesting to note that the Sila region represents the southernmost nesting place known to date in Italy for the Middle Spotted Woodpecker.

INTRODUZIONE

Il Picchio rosso mezzano *Leiopicus medius* è una specie politipica a distribuzione europea (Brichetti & Fracasso, 2007). La specie in Italia presenta un areale discontinuo e localizzato, complessivamente inferiore a 5000 km², inoltre è un *Picidae* legato alla presenza di boschi misti maturi e, con presenza di alberi marcescenti; la popolazione italiana, distribuita in modo irregolare nell'area centro-meridionale del Paese è stimata in 400-600 coppie, con trend sconosciuto (BirdLife International, 2004), tale consistenza è stata confermata anche dai più recenti dati contenuti nell'atlante nazionale degli uccelli nidificanti (Capobianco, 2022). In Calabria il Picchio rosso mezzano è indicato come sedentario e nidificante (Scebba *et al.*, 1993; Brichetti & Fracasso, 2007). I dati storici presenti in bibliografia, pur senza riferimenti precisi, lo riportano in *Avicula*, con la seguente definizione: “*Sebbene messa in dubbio da parecchi ornitologi la sua presenza in Calabria, pur non di meno io ritengo vi sia sedentario, ma piuttosto raro*” (Lucifero, 2003), mentre le prime osservazioni certe relative alla Sila Grande (provincia di Cosenza), sono quelle del 22 ottobre 1962 (Moltoni, 1964), confermate in seguito da Mingozzi (1984); nell'inventario delle IBA (*Important Bird Areas in Europe*) verrà indicato come nidificante nella IBA n. 148 “Sila Grande” (territorio oggi coincidente con la ZPS “Sila Grande”) (Grimmett & Jones, 1989; Heath *et al.*, 2000). I dati più recenti, per la regione, segnalano la specie come nidificante certa per il Pollino e per i monti dell'Orsomarso (Brichetti & Fracasso, 2020; Fulco *et al.*, 2020) e per la Sila (Sorace, 2008; Congi, 2019, 2021; Brichetti & Fracasso, 2020; Capobianco, 2022). All'interno del Parco Naturale Regionale delle Serre - ZSC Bosco di Stilo-Archiforo e nella ZPS Costa Viola, è stata segnalata recentemente la presenza della specie in periodo riproduttivo (Policastrese *et al.*, 2018). L'obiettivo di questo lavoro è quello di rendere noti una serie di dati

inediti sulla riproduzione della specie ricavati durante delle mirate attività di ricerca condotte nelle stagioni riproduttive nel periodo compreso tra il 2019 e il 2023 all'interno di alcuni ambienti forestali ricadenti nella ZPS "Sila Grande" e facenti parte di aree demaniali ricomprese nel perimetro del Parco Nazionale della Sila.

AREA DI STUDIO E METODI

Nell'ambito delle attività di monitoraggio ornitologico attuate dal GLC-LIPU (Gruppo Locale di Conservazione) della Sila, riguardanti le specie target in allegato I della direttiva "uccelli", all'interno della ZPS "Sila Grande" (IT9310301) - IBA (*Important Bird and Biodiversity Area*) n. 148, estesa complessivamente per 31.032 ha, interamente ricadente in provincia di Cosenza, si è deciso di meglio cercare la specie negli habitat ritenuti più idonei. La ricerca, iniziata nel 2019 è stata implementata nelle ultime quattro stagioni riproduttive (2020-2023), anche grazie al protocollo d'intesa stipulato tra la LIPU (Lega Italiana Protezione Uccelli) e l'Ente Parco Nazionale della Sila. All'interno di alcune aree forestali, sono state individuate e indagate ogni anno n.8 stazioni. La scelta sulle stazioni da monitorare è stata fatta tenendo conto di alcuni fattori (singoli e/o concomitanti): osservazione/ascolto di maschi in canto e selezione degli ambienti forestali considerati potenzialmente idonei per la specie e costituiti in particolar modo da vasti comprensori boscati con dominanza a faggeta o cerreta (Gorman, 2004; Bricchetti & Fracasso, 2007), a questa tipologia di habitat, sono stati aggiunti i boschi misti di Pino laricio calabrese *Pinus nigra* spp. *laricio*, Cerro *Quercus cerris*, Faggio *Fagus sylvatica*, Ontano nero *Alnus glutinosa* e Acero di monte *Acer pseudoplatanus*, in tutti i casi con la presenza di ricco sottobosco e abbondante necromassa legnosa (Congi, *ined.*). Le aree di studio dove sono stati ricavati dati di riproduzione sono state n. 4 e vengono indicate nel presente lavoro come "stazioni" A-B-C-D (Fig. 1).

La stazione A, ubicata a un'altezza di 1480 m c.ca ed estesa per c.ca 359 ha, si trova all'interno di una foresta mista ben conservata e dove è molto limitato il disturbo antropico, dominata per il 60% da pini larici e per il 40% da cerri. In questa stazione sono presenti numerosi cerri d'alto fusto, maturi e stramaturi, alcuni dei quali marcescenti o completamente secchi e ancora radicati, altresì risulta anche abbondante la necromassa adagiata sul suolo con sottobosco composto in prevalenza da *Pteridium aquilinum*, *Dafne laureola* e arbusti del genere *Cytisus* (Fig. 2).

Il sito, con presenza storica della specie, risulta di vasta estensione (359 ha). La stazione B, posta a un'altitudine di c.ca 1340 m slm, indagata per 10 ha è localizzata in un comprensorio forestale anch'esso ben conservato, con la presenza di una pineta disetanea di *Pino laricio* con frammiste le essenze di Cerro, Acero di monte e Faggio. La stazione C, posta ad un'altitudine di c.ca 1230 m slm, con estensione di 10 ha è stata individuata per la prima volta il 16 marzo 2023, con l'osservazione iniziale diretta di un maschio adulto in canto (Fig. 3).

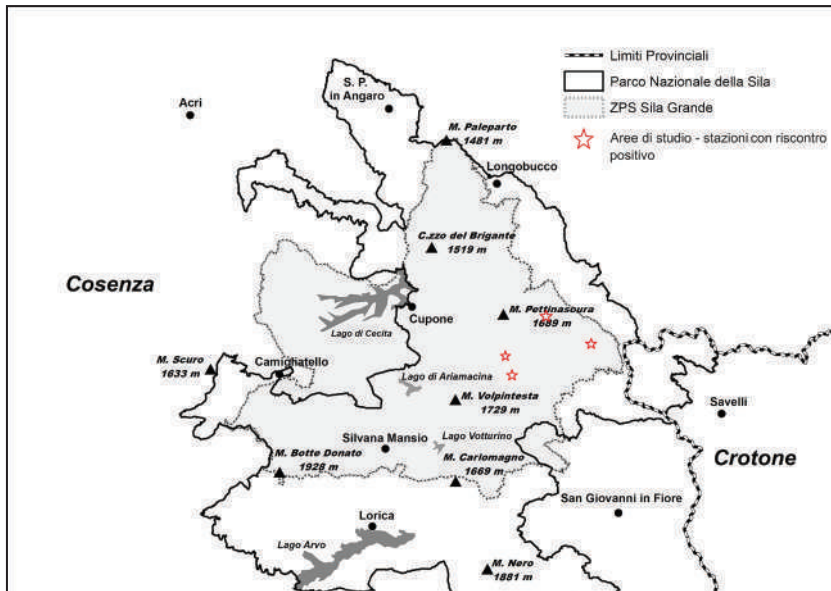


Figura 1. ZPS Sila Grande con indicazione generale delle aree di studio (stazioni con riscontro positivo).



Figura 2. Habitat, staz. A - Sila Grande (Foto di G. Congi, 10 maggio 2023).



Figura 3. Maschio ad. di Picchio rosso mezzano *Leiopicus medius*, staz. C - Sila Grande (Foto di G.Congi, 15 marzo 2023).

Si tratta di un bosco ben conservato, rappresentato da una fascia ripariale larga da un minimo di c.ca 50 m a un massimo di c.ca 100 m, costituita da alberi di alto fusto di Ontano nero, con fitte foreste d'alto fusto adiacenti, costituite essenzialmente da Pino laricio calabrese e Cerro nel versante idrografico sinistro e da Pino laricio calabrese, Cerro, Faggio e Acero di monte nel versante idrografico destro; in tutta l'area la necromassa al suolo e in piedi risulta particolarmente abbondante. A breve distanza è presente una strada a bassa intensità di traffico. La stazione D, a un'altitudine di c.ca 1000 m slm, indagata per 25 ha, presenta invece un ambiente contraddistinto da una fustaia matura pura di Cerro, in ottimo stato di conservazione e senza alcuna tipologia immediata di disturbo antropico, con numerosi esemplari maturi e presenza localizzata di piante marcescenti ancora radicate. Le n. 4 stazioni dov'è stata accertata la riproduzione per fini protezionistici sono più genericamente localizzate per come segue: n. 3 (stazioni A-B-C) sono situate nel comune di San Giovanni in Fiore e n. 1 (stazione D) nel comune di Bocchigliero, in tutti i casi si tratta di boschi demaniali di pubblica proprietà, ricadenti nel perimetro del Parco Nazionale della Sila e nel sito della rete Natura 2000 - ZPS "Sila Grande", dove non è stato rilevato alcun intervento silvo-culturale recente, ad eccezione di quello situato nella stazione D, che ha subito dei tagli illegali circa 8 anni fa. A causa dell'abbondante innevamento presente durante i monitoraggi, in alcune uscite è stato necessario ricorrere all'uso delle ciaspole al fine

di poter raggiungere le stazioni. Nel caso della stazione B e D, in più occasioni vi sono stati dei ritardi nell'accesso al sito proprio a causa della consistente copertura nevosa e del percorso reso difficilmente accessibile per tale ragione, soprattutto nel mese di marzo. Nonostante questi impedimenti naturali, la ricerca è stata effettuata, cercando sempre di rispettare in ogni modo possibile la specie e le aree di nidificazione. Il monitoraggio è stato svolto in una prima fase tramite il metodo del play-back (Bibby *et al.*, 2000), con l'attuazione di due uscite nel periodo compreso tra il 1° marzo e il 15 aprile, soprattutto nelle prime ore del mattino, ovvero durante la fase di massima attività territoriale (distanza minima da una stazione all'altra: 500 m). In ogni stazione di emissione/ascolto, il protocollo adottato ha visto l'attuazione delle seguenti fasi operative: arrivo sul punto, ascolto passivo della durata di 3/4 minuti, emissione del canto di segnalazione del maschio (*della durata minima di 1 minuto*), ulteriore ascolto massimo di 5 minuti. In alcuni casi si è proceduto ad una seconda emissione pur se essenzialmente già alla prima emissione la risposta è stata positiva in quasi tutti i casi dove è stata accertata la presenza della specie. La traccia utilizzata per le emissioni acustiche è stata propagata mediante un registratore portatile, alimentato a batterie ricaricabili ed inviata da quest'ultimo via bluetooth ad un amplificatore di 60 watt, alimentato anch'esso con batterie ricaricabili. Nelle aree dove si è avuta la conferma di presenza, nei successivi mesi di maggio e giugno, sono state condotte uscite mirate ed effettuati dei transetti di 1 km/30 minuti, che hanno permesso di accertare la riproduzione della specie tramite l'osservazione di adulti con imbeccate, individuazione del nido o avvistamento di giovani da poco involati.

RISULTATI E DISCUSSIONE

L'analisi e la sintesi dei dati raccolti dimostra che la specie si è riprodotta nelle stazioni A-B-C-D, dove è stata accertata almeno una coppia nidificante certa/stazione nel periodo di riferimento, ad eccezione della stazione C, dove sono state individuate almeno 2 coppie nidificanti certe (Tab.1).

Nella stagione riproduttiva 2023, è stato avviato uno studio preliminare in 2 delle 4 stazioni rilevate, volto ad accertare la densità riproduttiva (Bibby *et al.*, 2000). Nello specifico, nella stazione A, che è la più estesa e complessa da indagare, la densità riproduttiva ha fornito il risultato di 0.83 cp/km² mentre nella stazione C sono state accertate 2 cp/10 ha. Facendo dei confronti con alcuni popolamenti forestali maturi di altre zone meridionali indagate e dominate da cerri e faggi, la densità riproduttiva nella stazione C, che risulta quella meglio indagata nel presente studio, è superiore ai dati riportati in Basilicata e Puglia – promontorio del Gargano (tra 0,5 e 1,9 cp/10 ha) (Brichetti & Fracasso, 2020) ma inferiore ad alcune cerrete sempre della Basilicata (0,39 cp/ha) (Fulco *et al.*, 2014). Un dato d'interesse è quello del rinvenimento di un nido il 28 maggio 2023, localizzato in un tronco morto e in piedi di un Acero di monte, ad un'altezza di circa 3,20 m dal suolo e dove all'interno sono stati visti e sentiti almeno 3 giovani (Fig. 4).

Tabella 1. Nidificazioni di Picchio rosso mezzano *Leiopicus medius* accertate nella ZPS Sila Grande.

<i>Data</i>	<i>Stazione</i>	<i>Quota (m.s.l.m.)</i>	<i>Coppie (n)</i>	<i>Comportamento osservato</i>
20.03.2023	A	1480	1	Maschio in canto
10.05.2023	A	1400	1	Maschio in canto
10.05.2023	A	1390	1	Oss. coppia con 1 juv
15.05.2019	B	1340	1	Adulto con imbeccata
04.06.2019	B	1300	1	Oss. 2 juv
28.05.2023	B	1340	1	Ad. e juv (richiami foraggiamento)
23.06.2023	B	1340	1	Oss. 1 ad.
16.03.2023	C	1230	2	Maschi in canto e interazioni intraspecifiche tra ad.
28.05.2023	C	1230	1 (α)	Trasporto imbeccata
28.05.2023	C	1230	1 (β)	Nido con almeno 3 juv all'interno
06.06.2023	C	1230	1 (α)	Richiami di foraggiamento di juv
08.06.2023	C	1230	2	Adulti e 2 juv
16.06.2023	C	1230	2	Adulti e 1 juv
23.06.2023	C	1230	2	Oss. 1 juv
16.03.2022	D	1000	1	Oss. Coppia
01.04.2022	D	1000	1	Oss. 4 ad. di cui 1 coppia
10.05.2022	D	1000	1	Nido con all'interno juv

Per quanto concerne la densità riproduttiva, per la Sila non risultavano noti e pubblicati dati al riguardo, i dati ricavati, seppur parziali, più in generale, vanno ad aggiungersi a quelli già descritti per le poche aree italiane, in particolare dell'Italia centro-meridionale, dove è nota la densità riproduttiva della specie (Brichetti & Fracasso, 2020). Per quanto concerne le principali minacce alla specie in ambito generale, queste sono indicate nella diminuzione dei boschi maturi con alberi marcescenti (Boitani *et al.*, 2002) e nella frammentazione degli habitat (Brichetti & Fracasso, 2007). In Sila, dai rilievi effettuati all'interno dei comprensori indagati e descritti nel presente lavoro i rischi potenziali alla specie, sono da ricondurre essenzialmente nel prelievo di piante morte o marcescenti nelle zone più facilmente accessibili (in particolare in un sito limitrofo alla strada – stazione C), i tagli illegali di piante allo stato vegetativo (riscontrato in uno solo dei siti circa 8 anni fa – stazione D), gli incendi boschivi (evento incendiario particolarmente esteso e in aree forestali di pregio, rilevato in uno dei siti circa 20 anni fa – stazione A) e il disturbo generale a seguito di campeggi in aree sensibili per la specie (anche se riscontrato solitamente oltre il periodo riproduttivo in particolare in uno dei siti più facilmente accessibili – stazione C). In epoca recente è stata segnalata la specie anche per la ZSC “Monte Gariglione” - IT9330114 all'interno della zona 1

del Parco Nazionale della Sila in provincia di Catanzaro – Sila Piccola (Congi, 2023).



Figura 4. Habitat e particolare di un nido, staz. C - Sila Grande (Foto di G. Congi, 28 maggio 2023).

In altri comprensori siti nella ZPS “Sila Grande” e anche fuori dai confini del sito della rete Natura 2000, durante altre campagne di monitoraggio ornitologico è stata documentata la presenza della specie, senza accertamento di riproduzione, ragion per cui in futuro si cercherà di attuare delle ricerche più approfondite. All’interno dei comprensori indagati è stata accertata e confermata la riproduzione di altre specie di uccelli d’interesse per la Sila, al riguardo si segnalano: Astore *Accipiter gentilis*, Balia dal collare *Ficedula albicollis*, Picchio nero *Dryocopus martius*, Tordo bottaccio *Turdus philomelos*, Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus*, Torcicollo *Jynx torquilla*, Lucherino *Spinus spinus*, Regolo *Regulus regulus* e Lui verde *Phylloscopus sibilatrix*. I dati descritti nel presente lavoro, confermano nel complesso l’importanza delle foreste demaniali (di proprietà di comuni, regione e stato) ricadenti nel Parco Nazionale della Sila con annessa ZPS “Sila Grande” evidenziandone la necessità di conservazione in chiave ecologica degli ecosistemi forestali, specie se gestiti in forma di riserva integrale, e dove è ritenuta indispensabile la tutela dei boschi maturi con presenza abbondante di necromassa in forma di tronchi morti e marcescenti ancora radicati e di accumulo di legno morto al suolo. Questo lavoro rappresenta la prima dettagliata documentazione oltre che la più recente conferma della riproduzione della specie in Sila (Appennino calabro). Le nidificazioni descritte, rivestono particolare importanza biogeografica, giacché la Sila all’interno del territorio nazionale, costituisce

l'estremo limite riproduttivo meridionale ad oggi noto con nidificazioni certe e documentate (Brichetti & Fracasso, 2007, 2020; Keller *et. al.*, 2020; Capobianco, 2022), inoltre, vengono forniti in modo inedito, dei primi pur se parziali dati sulla biologia riproduttiva, sull'ecologia e sulla densità riproduttiva della specie in Sila.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H.M., 2000. Bird Census techniques. Second edition. Academic Press, London.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. Cambridge, UK: BirdLife International Series No. 12.
- Boitani, L., Corsi, F., Falcucci, A., Maiorano, L., Marzetti, I., Masi, M., Montemaggiori, A., Ottaviani, D., Reggiani, G., & Rondinini, C., 2002. Rete Ecologica Nazionale. Un approccio alla conservazione dei vertebrati italiani. Università di Roma "La Sapienza", Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo; Ministero dell'Ambiente, Direzione per la Conservazione della Natura. Istituto di Ecologia Applicata, Roma.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2020. The Birds of Italy. Volume 2. Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), "*historia naturae*" (7), pp 416.
- Capobianco G., 2022. Picchio rosso mezzano: 318-319. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), 2022. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11), 704 pp.
- Congi G., 2019. Atlante fotografico degli uccelli del Parco Nazionale della Sila con inediti contributi sull'avifauna silana. Ente Parco Nazionale della Sila, Loric 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, Loric di San Giovanni in Fiore (CS), 416 pp.
- Congi G., 2023. Check list delle specie ornitiche contattate in periodo riproduttivo nel sito della rete Natura 2000 – ZSC Monte Garigione IT9330114 – Parco Nazionale della Sila. Relazione tecnica a supporto di attività di ricerca universitaria sulle foreste vetuste del P.Naz. della Sila.
- Fulco E., 2014. Densità riproduttiva del Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius* in una cerreta della Basilicata e rapporti di abbondanza con le altre specie di *Piciformes*. In: Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L., Zenatello M. (a cura di). Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia, Cervia (RA) 22-25 Settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 365-366.
- Fulco E., Liuzzi C., Mastrapasqua F., Marchianò V., Montioni F., Rotondaro F., Sangiuliano A., Serroni P. & Spilinga C., 2020. La comunità ornitica nidificante in ecosistemi forestali nel Parco Nazionale del Pollino, versante calabro. Alula, 27 (1-2): 47-58.
- Gorman G., 2004. Woodpeckers of Europe. D & N Publishing, Lambourn, Berkshire. Cromwell Press Limited, Trowbridge.
- Grimmett, R.F.A. & Jones, T.A., 1989. Important Bird Areas in Europe. Cambridge, UK: International Council for Bird Preservation (Tech. Pub. 9).
- Heath, M.F., Evans, M.I., Hoccom, D.G., Payne, A.J. and Peet, N.B. (eds), 2000. Important Bird Areas in Europe: priority sites for conservation, Volume 1 Northern Europe, Volume 2 Southern Europe. Cambridge, UK: BirdLife International.

- Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, 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.
- Lucifero A., 2003. Avifauna e Mammiferi della 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.
- Moltoni E., 1964. L'ornitofauna della Sila (Calabria). Riv. ital. Orn., 34: 47.
- Policastrese M., Muscianese E., Urso S., Pititto F.M., Siclari A., Tralongo S., Storino P., 2018. Accertata presenza di Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius* in provincia di Reggio Calabria. Alula, 25 (1-2): 136-137.
- 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: 129-154. In: Reggiani G., Gangale C. & Uzunov D., (a cura di), 2008. Il patrimonio botanico e faunistico della ZPS Sila Grande. Progetto: "Tutela e valorizzazione della flora e della fauna nelle zone protette della Sila Grande" - Ente Parco Nazionale della Sila - Regione Calabria (POR Calabria 2000-2006 – Misura 1.10 – Azione A – PIS concertazione), 182 pp.

LA COMUNITÀ ORNITICA SVERNANTE E NIDIFICANTE NEL CIMITERO ACATTOLICO PER GLI STRANIERI AL TESTACCIO DI ROMA

GAIA DE LUCA¹ & MARIANNA DI SANTO²

^{1,2} *Fauna urbis Soc. Coop.* Via delle Fiamme Gialle 37 – 00122 Roma
(¹deluca_gaia@yahoo.it, ²mariannadisanto@gmail.com)

Abstract – Wintering and breeding birds community in the Non-Catholic Cemetery of Rome. In Winter 2022 and Spring 2023, 20 and 25 species were recorded respectively, in 2 ha of green area of the Non-Catholic Cemetery for Foreigners in Testaccio, Rome (Italy). The high value of richness and abundance can be explained by environmental heterogeneity, which is due to the floristic and structural diversity of vegetation and the relative lack of human activities.

INTRODUZIONE

I cimiteri urbani possono rappresentare importanti tessere (*patches*) dell'infrastruttura verde urbana (Buchholz *et al.*, 2016). I cimiteri inoltre, sono luoghi nei quali il disturbo antropico è ridotto e la presenza umana è più tollerata dagli uccelli, rispetto ai parchi urbani per via di inquinamento sonoro e luminoso ridotto, assenza di traffico veicolare, minore densità umana, comportamento discreto dei visitatori (Morelli *et al.*, 2018). Inoltre, la presenza di alberi monumentali e di una copertura vegetazionale eterogenea e diversificata unitamente alla presenza di acqua e strutture in muratura, può rendere tali ambienti idonei a molte specie ornitiche (Tew *et al.*, 2004; Tryjanowski *et al.*, 2017; Meltriana *et al.*, 2018). I cimiteri quindi, possono essere considerati delle vere e proprie isole di biodiversità urbana (Banaszak-Cibicka *et al.*, 2016; Morelli *et al.*, 2018).

AREA DI STUDIO

Il Cimitero Acattolico degli Stranieri al Testaccio (41°52'33.2"N 12°28'44.4"E) è inserito nel tessuto altamente antropizzato della città di Roma e occupa una superficie di 2,2 ettari, a ridosso della Piramide Cestia (Krogel, 1995; Payling, 2006; Stanley-Price, 2014, 2020). La vegetazione del Cimitero Acattolico è molto eterogenea e caratterizzata da specie sia arboree di diversa altezza ed età con esemplari anche vetusti, sia arbustive ornamentali, rampicanti ed erbacee che si sviluppano intorno alle lapidi.

Si riconoscono due ambienti principali: uno più aperto nel lato Nord-Est del Cimitero che mostra un'ampia zona prativa più esposta al sole diretto, contornata da alberi di Pino domestico *Pinus pinea* e uno più chiuso nel lato Sud-Ovest con una maggiore densità di alberi di Pino domestico e Cipresso *Cupressus* sp., uniformemente distribuiti e piante sciafile arbustive ed erbacee, adattate ad un microclima più fresco e umido, che crescono su suoli acidi.

METODI

Per ottenere dati sulle comunità ornitiche nidificanti e svernanti ci siamo avvalse del metodo dei sentieri campione (Järvinen & Väisänen, 1976; Bibby *et al.*, 2000). Il transetto, lungo circa 300 m e posizionato il più possibile al centro dell'area di studio, è stato percorso circa un'ora dopo l'alba, quando cioè l'attività canora degli uccelli è maggiore, ad una velocità costante di circa 2 km/h. Sono stati annotati tutti gli uccelli rilevati entro le mura dell'area cimiteriale.

Ciascun transetto è stato ripetuto due volte per ogni sessione: primaverile (marzo-giugno 2022) e invernale (dicembre 2022-gennaio 2023).

I rilevamenti sono stati eseguiti solo in condizioni di assenza di precipitazioni e con vento assente o debole (livelli non superiori a tre della scala Beaufort).

Strigiformi

Per rilevare le specie notturne è stato utilizzato il metodo del *playback* (Barbieri *et al.*, 1978). L'apparato *playback* impiegato era composto da un lettore mp3 nel quale erano raccolti i canti delle specie *target* (registrazioni Rochè) collegato ad una cassa portatile Vonix (30W di potenza).

Le specie oggetto di indagine sono state *Otus scops*, *Athene noctua* e *Strix aluco*. I rilievi sono stati eseguiti all'imbrunire, nel punto centrale dell'area di studio. Dopo 2 minuti iniziali di ascolto passivo si è proceduto all'emissione del canto per 2 minuti e successivamente altri 2 minuti di ascolto, tale procedura è stata ripetuta 3 volte.

Per delineare la struttura della comunità ornitica abbiamo utilizzato i seguenti parametri:

- Ricchezza (S): dove S rappresenta il numero di specie censite;
- Abbondanza (N): numero di individui totali per specie;
- Frequenza (p_i): indice di frequenza della specie *i*-esima. Può andare da 0 (specie assente) ad 1 (tutti gli individui presenti appartengono alla medesima specie). Le specie con $p_i > 0,05$ sono state considerate dominanti (Turcek, 1956);
- Indice di diversità: $H' = -\sum p_i \ln(p_i)$ dove p_i è la frequenza relativa di ogni specie (Shannon e Weaver, 1963). Tale indice oscilla tra 0 e n , ove n , per comunità ornitiche di ecosistemi temperati, è compreso tra 2 e 3;
- Indice di equiripartizione: $J = H'/H'_{\max}$ dove $H'_{\max} = \ln(S)$ (Lloyd & Gherardi, 1964); è un indice che varia tra 0 e 1 e misura il grado di ripartizione delle frequenze delle diverse specie nella comunità;
- Percentuale di non Passeriformi (% nonPass; Ferry & Frochot, 1970).

Per quanto riguarda i nidificanti la valutazione quantitativa della comunità è stata realizzata assegnando valore 1 agli esemplari in attività riproduttiva o territoriale (canto, trasporto imbeccate, giovani, nido) e 0,5 agli altri. Per l'elaborazione dei dati sono stati considerati, per ciascuna specie, solo i valori più alti nel numero dei contatti, ottenuti tra le due sessioni della stagione riproduttiva.

Per gli svernanti, poiché in periodo invernale molte specie ornitiche hanno scarsa o nulla attività territoriale, nell'analisi dei dati ad ogni individuo contattato, quale fosse

la sua attività, è stato assegnato un punteggio pari a 1. Per ogni specie, il punteggio medio ottenuto tra le due sessioni di rilevamento è stato considerato come il numero di individui presenti in ogni transetto.

In entrambe le stagioni di rilevamento, gli individui in transito in volo alto ad altezze superiori a 20 metri non sono stati considerati perché non direttamente associati all'area esaminata.

E' stato utilizzato il test U di Mann Whitney per valutare la significatività delle differenze tra le ricchezze medie e le abbondanze medie nelle due stagioni di rilevamento (SPSS per Windows). Le differenze delle frequenze relative delle specie tra le due sessioni sono state esplicitate graficamente mediante le curve rango-abbondanza di Whittaker (Whittaker 1965; Magurran, 2003). Si è inoltre analizzata la differenza tra le frequenze relative delle specie svernanti e nidificanti mediante il test χ^2 .

Sono state considerate come specie di interesse conservazionistico quelle incluse: nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 2009/147/CE e nelle categorie 1-3 delle Specie Europee di Uccelli di Interesse Conservazionistico SPEC, (BirdLife International, 2017).

Inoltre, sono state considerate le specie inserite nelle categorie di interesse della Lista Rossa 2022 degli Uccelli nidificanti in Italia (Rondinini *et al.*, 2022).

Sturnus vulgaris benché sia inserito tra le SPEC 3, non è stato considerato come specie a priorità di conservazione perché l'andamento delle popolazioni nidificanti in Italia nel periodo 2014-2020 risulta stabile (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2021).

Per la sistematica e la nomenclatura si è fatto riferimento alla Check-list degli uccelli d'Italia CISO-COI (Baccetti *et al.*, 2021).

RISULTATI

In totale sono stati contattati 375 individui appartenenti a 28 specie di cui 7 non-Passeriformi (25 %) e 21 Passeriformi (75 %) (Tab. 1).

I risultati ottenuti sono stati divisi in due sessioni: una sessione per rilevare le specie potenzialmente nidificanti ed una sessione per contattare le specie svernanti.

Specie nidificanti

In totale sono stati registrati 225 individui appartenenti a 25 specie 24 di queste sono state censite mediante il metodo del transetto lineare.

La ricchezza media per transetto è risultata pari a 20 specie ($\pm 4,24$) e l'abbondanza media a 106,75 individui ($\pm 35,00$).

Un individuo di *Athene noctua* è stato contattato mediante il metodo del playback nella prima sessione del 28 marzo 2022. Nella seconda sessione notturna effettuata il 7 giugno 2022 non è stata contattata nessuna delle specie notturne indagate.

L'indice di diversità di Shannon (H') è pari a 2,86 mentre l'equiripartizione (J) è pari a 0,89.

Le specie dominanti sono nove e corrispondono a *Columba livia domestica*, *Serinus serinus*, *Corvus cornix*, *Psittacula krameri*, *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Certhia brachydactyla*, *Regulus ignicapilla*, *Sylvia melanocephala*.

Tabella 1. Elenco delle specie contattate nell'area di studio in tutto il periodo di indagine. SPEC: categorie 2-3 delle Specie Europee di Uccelli di Interesse Conservazionistico; LRI: categorie di interesse della Lista Rossa 2011 degli Uccelli nidificanti in Italia; VU: vulnerabile (*Vulnerable*); NT: quasi minacciato (*Near Threatened*); LC: non minacciato (*Least Concern*).

Specie	Tot	SPEC	LRI
<i>Motacilla alba</i>	1		LC
<i>Sylvia atricapilla</i>	26		LC
<i>Parus major</i>	15		LC
<i>Cyanistes caeruleus</i>	15		LC
<i>Athene noctua</i>	1	3	LC
<i>Aegithalos caudatus</i>	7		LC
<i>Phoenicurus ochruros</i>	10		LC
<i>Corvus cornix</i>	34		LC
<i>Regulus ignicapilla</i>	18		LC
<i>Fringilla coelebs</i>	1		LC
<i>Falco tinnunculus</i>	1	3	LC
<i>Phylloscopus collybita</i>	3		LC
<i>Turdus merula</i>	24		LC
<i>Sylvia melanocephala</i>	25		LC
<i>Psittacula krameri</i>	40		LC
<i>Myiopsitta monachus</i>	1		LC
<i>Passer montanus</i>	1	3	NT
<i>Erithacus rubecula</i>	13		LC
<i>Dendrocopos major</i>	2		LC
<i>Columba livia domestica</i>	41		LC
<i>Certhia brachydactyla</i>	26		LC
<i>Troglodytes troglodytes</i>	10		LC
<i>Sturnus vulgaris</i>	22	3	LC
<i>Turdus philomelos</i>	1		LC
<i>Streptopelia decaocto</i>	4		LC
<i>Luscinia megarhynchos</i>	1		LC
<i>Chloris chloris</i>	8		VU
<i>Serinus serinus</i>	24		LC

Le specie a priorità di conservazione sono tre: *Passer montanus* e *Chloris chloris*

sono incluse nelle categorie di interesse della Lista Rossa nazionale, la prima inoltre, è SPEC 3 insieme a *Athene noctua*, Tab. 2.

Tabella 2. Elenco delle specie contattate nell'area di studio durante la stagione riproduttiva. In grassetto le specie dominanti ($p > 0.05$). **SPEC:** categorie 3 delle Specie Europee di Uccelli di Interesse Conservazionistico; **LRI:** categorie di interesse della Lista Rossa 2011 degli Uccelli nidificanti in Italia; **VU:** vulnerabile (Vulnerable); **NT:** quasi minacciato (Near Threatened); **LC:** non minacciato (Least Concern).

Specie	Media $\pm$ ds	n	Freq. (p)	SPEC	LRI
<i>Sylvia atricapilla</i>	8,50 $\pm$ 7,80	17	0,080		LC
<i>Parus major</i>	5,00 $\pm$ 2,80	10	0,047		LC
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2,25 $\pm$ 0,40	4,5	0,021		LC
<i>Athene noctua</i>	0,50 $\pm$ 0,70	1	0,005	3	LC
<i>Aegithalos caudatus</i>	1,00 $\pm$ 1,40	2	0,009		LC
<i>Phoenicurus ochruros</i>	1,00 $\pm$ 1,40	2	0,009		LC
<i>Corvus cornix</i>	10,00 $\pm$ 1,40	20	0,094		LC
<i>Regulus ignicapilla</i>	6,00 $\pm$ 0,00	12	0,056		LC
<i>Phylloscopus collybita</i>	1,00 $\pm$ 1,40	2	0,009		LC
<i>Turdus merula</i>	7,75 $\pm$ 1,10	15,5	0,073		LC
<i>Sylvia melanocephala</i>	5,75 $\pm$ 2,50	11,5	0,054		LC
<i>Psittacula krameri</i>	9,50 $\pm$ 2,10	19	0,089		LC
<i>Myiopsitta monachus</i>	0,50 $\pm$ 0,70	1	0,005		LC
<i>Passer montanus</i>	0,50 $\pm$ 0,70	1	0,005	3	NT
<i>Erithacus rubecula</i>	0,75 $\pm$ 1,10	1,5	0,007		LC
<i>Dendrocopos major</i>	0,50 $\pm$ 0,70	1	0,005		LC
<i>Columba livia</i>	12,50 $\pm$ 4,90	25	0,117		LC
<i>Certhia brachydactyla</i>	6,50 $\pm$ 2,10	13	0,061		LC
<i>Troglodytes troglodytes</i>	3,50 $\pm$ 0,70	7	0,033		LC
<i>Sturnus vulgaris</i>	5,00 $\pm$ 1,40	10	0,047	3	LC
<i>Turdus philomelos</i>	0,50 $\pm$ 0,70	1	0,005		LC
<i>Streptopelia decaocto</i>	2,00 $\pm$ 0,00	4	0,019		LC
<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,50 $\pm$ 0,70	1	0,005		LC
<i>Chloris chloris</i>	4,00 $\pm$ 1,40	8	0,037		VU
<i>Serinus serinus</i>	11,75 $\pm$ 5,30	23,5	0,110		LC

Specie svernanti

In totale sono stati registrati 150 individui appartenenti a 20 specie. La ricchezza

media per transetto è risultata pari a 16 specie ($\pm 1,41$) e l'abbondanza media pari a 75 individui ($\pm 15,56$).

Il numero delle specie dominanti è pari a 10 secondo l'elenco di seguito riportato per ordine di dominanza: *Psittacula krameri*, *Columba livia* domestica, *Corvus cornix*, *Certhia brachydactyla*, *Sturnus vulgaris*, *Erithacus rubecula*, *Sylvia melanocephala*, *Cyanistes caeruleus*, *Phoenicurus ochruros* e *Turdus merula*.

L'indice di diversità di Shannon (H') è pari a 2,71 mentre l'equiripartizione (J) è pari a 0,90.

Dal punto di vista conservazionistico una specie, *Falco tinnunculus*, è SPEC 3 (BirdLife International, 2017) (Tab. 3).

Tabella 3. Elenco delle specie contattate nell'area di studio durante la stagione invernale. In grassetto le specie dominanti ($p > 0.05$). SPEC: categorie 2-3 delle Specie Europee di Uccelli di Interesse Conservazionistico.

Specie	Media $\pm$ ds	n	Freq. (p)	SPEC
<i>Motacilla alba</i>	0,50 $\pm$ 0,71	1	0,007	
<i>Sylvia atricapilla</i>	3,00 $\pm$ 4,24	6	0,040	
<i>Parus major</i>	2,50 $\pm$ 3,53	5	0,033	
<i>Cyanistes caeruleus</i>	4,00 $\pm$ 0,00	8	0,053	
<i>Aegithalos caudatus</i>	2,50 $\pm$ 2,12	5	0,033	
<i>Phoenicurus ochruros</i>	4,00 $\pm$ 1,41	8	0,053	
<i>Corvus cornix</i>	7,00 $\pm$ 1,41	14	0,093	
<i>Regulus ignicapilla</i>	3,00 $\pm$ 2,82	6	0,040	
<i>Fringilla coelebs</i>	0,50 $\pm$ 0,71	1	0,007	
<i>Falco tinnunculus</i>	0,50 $\pm$ 0,71	1	0,007	3
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,50 $\pm$ 0,71	1	0,007	
<i>Turdus merula</i>	4,00 $\pm$ 2,83	8	0,053	
<i>Sylvia melanocephala</i>	4,50 $\pm$ 0,71	9	0,060	
<i>Psittacula krameri</i>	10,50 $\pm$ 9,19	21	0,140	
<i>Erithacus rubecula</i>	5,50 $\pm$ 3,53	11	0,073	
<i>Dendrocopos major</i>	0,50 $\pm$ 0,71	1	0,007	
<i>Columba livia</i>	8,00 $\pm$ 2,83	16	0,107	
<i>Certhia brachydactyla</i>	6,50 $\pm$ 0,71	13	0,087	
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1,50 $\pm$ 0,71	3	0,020	
<i>Sturnus vulgaris</i>	6,00 $\pm$ 8,48	12	0,080	

Nel diagramma di Whittaker (Fig. 1) sono mostrati i risultati ottenuti.

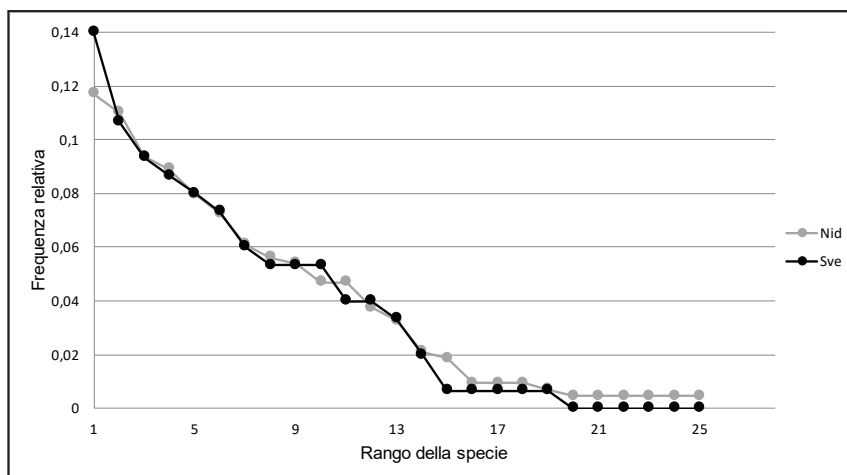


Figura 1. Confronto tra le curve di Whittaker delle comunità di uccelli nidificanti (Nid) e svernanti (Sve) all'interno dell'area di studio.

DISCUSSIONE

Sebbene il quadro conoscitivo dell'avifauna delle aree urbane italiane (Bologna *et al.*, 1998; Fraissinet, 2000; Dinetti & Fraissinet, 2001; Dinetti, 2002; Ferrara *et al.*, 2008; Scarafino *et al.*, 2008) risulti abbastanza soddisfacente, non sono diffusi studi dettagliati sulle comunità ornitiche presenti all'interno delle aree verdi dei cimiteri urbani.

Nonostante il disturbo antropico cittadino e le ridotte dimensioni dell'area del Cimitero Acattolico si è registrato un elevato numero di specie ornitiche presenti. I valori di ricchezza e di diversità di Shannon sono paragonabili con quelli riscontrati in parchi pubblici romani (Battisti, 1986; Ianniello, 1987; Fraticelli, 2005; Battisti & Dodaro, 2016) e in aree boschive del Lazio (Fraticelli & Sarrocco, 1984; Bernoni *et al.*, 1989; Battisti, 2002; Lorenzetti & Battisti, 2007; Trotta, 2013) e sono da mettere probabilmente in relazione alla complessità strutturale della vegetazione nell'area di studio (Mac Arthur & Mac Arthur, 1961; Karr, 1968; Tramer, 1969; Blondel *et al.*, 1973; Wilson, 1974; Hostetler & Holling, 2000). Tali valori sono confermati dai diagrammi di Whittaker ritenuti validi descrittori della struttura di comunità (Southwood, 1978), che mostrano una pendenza graduale in entrambe le stagioni di rilevamento.

Analizzando gli indici nelle due stagioni di indagine si rileva che in primavera si riscontrano valori più elevati di ricchezza media e di abbondanza media rispetto alla stagione invernale, sebbene tali valori non siano confermati dal punto di vista statistico (U-test Mann-Whitney).

In inverno, il numero di individui risulta significativamente minore rispetto alla stagione riproduttiva ($\chi^2=64,35$, $gl=27$. $p<0,001$). Tale risultato potrebbe essere dovuto ad una minore disponibilità di risorse trofiche nel periodo invernale.

Tra le specie dominanti in entrambi le stagioni sono presenti specie generaliste e sinantropiche (*Psittacula krameri*, *Columba livia* domestica, *Corvus cornix*) ma nel periodo riproduttivo a queste si aggiungono anche specie più legate agli ambienti naturali boschivi (*Serinus serinus*, *Certhia brachydactyla*, *Regulus ignicapillus*) e arbustivi (*Sylvia atricapilla* e *Sylvia melanocephala*).

Per quanto riguarda le specie notturne nidificanti, l'individuo di Civetta contattato tramite la tecnica del *playback* ha risposto unicamente nella prima sessione di campionamento. Tale dato non è sufficiente per confermare o escludere una eventuale nidificazione della specie nell'area di studio.

In conclusione, l'area verde del Cimitero, caratterizzata da un'ampia eterogeneità ambientale costituita principalmente da alberi maturi ad alto fusto (gen. *Pinus* e *Cupressus*) e da una vasta copertura di specie arbustive, garantisce un'ampia disponibilità di nicchie ecologiche che si riflette sulla composizione della comunità ornitica nidificante e svernante.

Ringraziamenti. Si ringraziano l'ex direttrice Amanda Thursfield e la direttrice Yvonne A. Mazurek per la disponibilità e il supporto logistico. Ringraziamo inoltre il revisore e l'editor per l'analisi critica del testo e per aver fornito utili suggerimenti.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Fracasso N. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds – 2020. Avocetta, 45: 21-85.
- Banaszak-Cibicka W., Halina R. & Łukasz D., 2016. Features of urban green space favourable for large and diverse bee populations (Hymenoptera: Apoidea: Apiformes). Urban Forestry & Urban Greening, 20: 448-452.
- Barbieri F., Bogliani G., Cesaris C., Fasola M. & Prigioni C., 1978. Indicazioni sul censimento dell'Allocco *Strix aluco* e della Civetta *Athene noctua*. Avocetta, 2: 49-50.
- Battisti C., 1986. Censimento degli uccelli nidificanti in un parco urbano (Villa Doria Pamphili, Roma). Avocetta, 10: 37-40.
- Battisti C., 2002. Comunità ornitiche e frammentazione ambientale: dati delle Riserve Naturali "Nomentum" e "Macchia di Gattaceca e del Barco" (Roma, Italia centrale). Rivista italiana di Ornitologia, 71: 115-123.
- Battisti C. & Dodaro G., 2016. Mapping bird assemblages in a Mediterranean urban park: Evidence for a shift in dominance towards medium-large body sized species after 26 years. Belgian Journal of Zoology, 146: 2.
- Bernoni M., Ianniello L. & Plini P., 1989. Censimento dell'avifauna nidificante in un bosco deciduo dell'Italia centrale. Avocetta, 13: 25-29.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S., 2000. Bird Census Technique. Ed. Elsevier Academic Press, London.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Blondel J., Ferry C. & Frochot B. 1973. Avifaune et végétation: essai d'analyse de la diversité. Alauda, 41: 63-84.
- Bologna M.A., Carpaneto G.M. & Cignini B. (a cura di), 1998. Atti 1° Convegno Nazionale sulla

- Fauna Urbana. Roma, 12 aprile 1997. Fratelli Palombi Editori, Roma, pp. 302.
- Buchholz S., Blick T., Hannig K., Kowarik I., Lemke A., Otte V., Scharon J., Schönhof A., Teige T., von der Lippe M. & Seitz B., 2016. Biological richness of a large urban cemetery in Berlin. Results of a multi-taxon approach. *Biodiversity Data Journal*, 4: e7057.
 - Dinetti M. & Fraissinet M., 2001. Ornitologia urbana. Calderini edagricole, Bologna, pp. 493.
 - Dinetti M. (a cura di), 2002. Specie ornitiche problematiche: biologia e gestione nelle città e nel territorio. Atti II Convegno Nazionale sulla fauna urbana, Firenze, 10 giugno 2000. ARSIA, Regione Toscana, LIPU, Firenze: 100.
 - Ferrara G., Florenzano G.T., Tarasco E., Triggiani O., Lorusso L., Laforteza L., & Sanesi G., 2008. L'avifauna come indicatore di biodiversità in ambito urbano: applicazione in aree verdi della città di Bari. *L'Italia Forestale e Montana*, 2: 137-159.
 - Ferry C. & Frochot B., 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forêt de chênes pedunculés en Bourgogne: étude de deux successions écologiques. *Terre et Vie*, 2: 153-250.
 - Fraissinet M., 2000. Elementi di analisi dell'avifauna italiana nidificante in ambito urbano. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 70 (1): 13-27.
 - Fraticelli F., 2005 Gli uccelli di villa borghese, Roma: effetti della disponibilità trofica di origine antropica sulla comunità ornitica. *Alula*, 12 (1-2): 157-182.
 - Fraticelli F. & Sarrocco S., 1984. Censimento degli uccelli nidificanti in un bosco mediterraneo dell'Italia centrale (Palo Laziale, Roma). *Avocetta*, 8: 91-98.
 - Hostetler M. & Holling C. S., 2000. Detecting the scales at which birds respond to structure in urban landscapes. *Urban Ecosystems*, 4: 25-54.
 - Ianniello L., 1987. Censimento dell'avifauna nidificante in un parco pubblico romano: Villa Ada. *Avocetta*, 11: 163-166.
 - Järvinen O. & Väisänen R. A., 1976. Finnish line transect censuses. *Ornis Fennica*, 53: 115-118.
 - Karr J. R., 1968. Habitat and avian diversity on strip mined land in East-central Illinois. *Condor*, 70: 348-357.
 - Krogel W., 1995. All'ombra della Piramide, storia e interpretazione del cimitero acattolico di Roma. *Unione Internazionale degli Istituti di Archeologia, Storia e Storia dell'Arte in Roma*, Roma.
 - Lloyd M. & Gherardi R.J., 1964. A table for calculating the equitability components of species diversity. *Journal of Animal Ecology*, 33: 217-225.
 - Lorenzetti, E., & Battisti, C., 2007. Nature reserve selection on forest fragments in a suburban landscape (Rome, Central Italy): indications from a set of avian species. *Landscape Research*, 32 (1): 57-78.
 - Macarthur R.H. & Macarthur E.O., 1961 - On bird species diversity. *Ecology*, 42: 594-598.
 - Magurran A.E., 2003. *Measuring biological diversity*. John Wiley & Sons, New York.
 - Meltriana A., Mardiatuti A., & Mulyani Y. A., 2018. Urban cemeteries as habitat for birds. In *IOP Conference Series: Earth and Environmental Science*, Vol. 179, No. 1. IOP Publishing.
 - Morelli F., Mikula P., Benedetti Y., Bussière R., Jerzak L. & Tryjanowsky P., 2018. Escape behaviour of birds in urban parks and cemeteries across Europe: Evidence of behavioural adaptation to human activity. *Science of The Total Environment*, 631-632: 803-810.
 - Payling C., 2006. The Non-Catholic Cemetery in Rome: A History, *The Keats-Shelley Review*, 20 (1): 52-57.
 - Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2021. *Farmland Bird Index nazionale e andamenti di popolazione delle specie in Italia nel periodo 2000-2020*.

- Rondinini, C., Battistoni A. & Teofili C., 2022. Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma.
- Scarafino C., Taffon D. & Battisti C., 2008. Comunità ornitiche in ambienti antropizzati (Parco dell'Appia antica, Roma): differenze ecologiche e stagionali. *Rivista italiana di Ornitologia*, 78: 37-45.
- Shannon C. E. & Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University Illinois Press, Urbana.
- Stanley-Price N., 2014. The Non-Catholic Cemetery in Rome. Its history, its people and its survival for 300 years. pp 155.
- Stanley-Price N., 2020. The Old Cemetery for Foreigners in Rome with a new Inventory of its burials. *Opuscula Annual of the Swedish Institutes at Athens and Rome*, 13: 187-222.
- Tews J., Brose U., Grimm V., Tielbo K., Wichmann M.C., Schwagerl M. & Jeltsch J., 2004. *Biogeogr.*, 31:79-92.
- Tramer E., 1969. Bird species diversity: components of Shannon's formula. *Ecology*, 50: 927-929.
- Trotta M., 2013. Struttura della comunità ornitica svernante in un bosco ceduo dell'Umbria sud-occidentale: analisi del quadriennio 2006-07/2009-10. *Alula*, 20 (1-2): 85-92.
- Tryjanowski P., Morelli F., Mikula P., Krištín A., Indykiewicz P., Grzywaczewski G., Kronenberg J. & Jerzak L., 2017. Bird diversity in urban green space: A large-scale analysis of differences between parks and cemeteries in Central Europe, *Urban Forestry & Urban Greening*, 27: 264-271.
- Turcek F.J., 1956. Zur Frage der Dominanz in Vogelpopulationen. *Waldhygiene*, 8: 249-257.
- Whittaker R. H., 1965. Dominance and diversity in land plant communities. *Science*, 147: 250-260.
- Wilson M.F., 1974. Avian community organization and habitat structure. *Ecology*, 55:1017-102.

I LARIDI *Laridae* SVERNANTI DEL LITORALE DI FANO (PU)

FEDERICO FANESI

Via U. Giordano 48, 60019 – Senigallia (AN) (federico.fanesi@gmail.com)

Abstract - Wintering Larids *Laridae* of the Fano coast (province Pesaro and Urbino). The aim of the work is to improve the regional knowledge of the *Laridae* family of aquatic birds, little studied in the local area, especially during the wintering period, providing useful elements for updating the Marche region check-list. In the study area located along the coast in the municipality of Fano, a monitoring of 4 wintering seasons was carried out which made it possible to detect 10 species belonging to the *Laridae*, 3 for which phenology must be updated (Common Gull, Herring Gull and Sandwich Tern) and 2 to be added to the Marche region check-list (Slender-billed Gull and Caspian Gull). The reading of the colored rings was carried out at the same time to understand the origin and fidelity to the wintering site of the observed gulls.

INTRODUZIONE

Il litorale marchigiano nel periodo invernale è caratterizzato dalla presenza di consistenti gruppi di Laridi che lo utilizzano come sito di roosting e per l'attività trofica.

Ritenuti meno attrattivi rispetto ad altre specie dell'avifauna e complicati da identificare a livello specifico e nelle classi di età, i gabbiani sono stati poco indagati in ambito regionale con lavori datati (Pandolfi & Santolini, 1985) o che riguardano solo in parte i Laridi (Gambelli, 2009; Morganti *et al.*, 2014; Poggiani & Dionisi, 2014); alcuni dati dell'autore sono stati parzialmente riportati da Poggiani e Dionisi (2019) in una più ampia e dettagliata analisi dell'avifauna nel bacino del Metauro.

Lo scopo del lavoro è migliorare la conoscenza in ambito regionale di questa famiglia di uccelli acquatici, in particolar modo nel periodo dello svernamento, fornendo elementi utili all'aggiornamento della check-list regionale (Giacchini, 2003).



Figura 1. Parte dell'area di studio con la spiaggia e le scogliere a sud/ovest della foce del fiume Metauro (PU) il 31/12/2015.

AREA DI STUDIO

L'area di studio è situata lungo la costa marchigiana settentrionale in comune di Fano (PU), tra il confine della ZPS/ZSC IT5310022 – Fiume Metauro da Piano di Zucca alla foce e la frazione di Torrette di Fano situata 5 km a Sud/Ovest (Fig. 1). Si tratta di una porzione di litorale antropizzata e destinata ad attività turistiche-balneari, caratterizzata da una spiaggia prevalentemente sabbiosa, difesa dall'erosione da scogliere artificiali disposte parallelamente alla spiaggia, in parte emerse e in parte sommerse e solo parzialmente scoperte durante le fasi di bassa marea.

METODI

La ricerca è stata eseguita indagando il roost che si forma nell'area di studio, nella fascia oraria compresa tra le ore 13:00 e il tramonto, periodo in cui è massima la presenza di gabbiani; il monitoraggio dei dormitori, infatti, è ritenuto un metodo efficace per censire i Laridi (Mainardi, 1988). Le osservazioni sono state eseguite utilizzando un cannocchiale con oculare 20 x - 60 x, un binocolo 12x50 e apparecchiature fotografiche dotate di teleobiettivo. Sono stati conteggiati gli esemplari presenti e appartenenti a ogni singola specie, valutando l'età dei soggetti osservati; in contemporanea è stata realizzata anche la lettura degli anelli colorati in plastica individuati. Le giornate di pioggia o con forte vento, per le quali è nota una significativa sottostima dei dati ottenuti dai campionamenti (Bibby *et al.*, 2000), sono state escluse dal monitoraggio. I censimenti si sono svolti da dicembre 2015 a febbraio 2019, per quattro stagioni di svernamento e 129 giornate di monitoraggio (Tab. 1). I mesi di novembre e marzo sono stati esclusi perché interessati da flussi migratori per le specie oggetto di ricerca (Spina & Volponi, 2008) e, per omogeneizzare i dati, ogni stagione di svernamento è stata definita considerando l'intervallo temporale tra il 1° dicembre e il 28 febbraio dell'anno successivo, pur sapendo che per alcune delle specie rilevate sono noti movimenti migratori precoci dalla fine di febbraio (Spina & Volponi, 2008). Per determinare correttamente la fenologia di Gabbiano roseo *Larus genei* e Mugnaiaccio *Larus marinus*, sono state valutate alcune osservazioni di tipo opportunistico eseguite nell'area di studio in periodo di svernamento, ma a monitoraggio concluso, evidenziate in Tab. 2 e Tab. 11. In particolare per il Gabbiano roseo sono state considerate anche tre osservazioni effettuate nella terza decade di novembre, compresa nel periodo di svernamento da Spina e Volponi (2008).

Tabella 1. Numero di giornate di monitoraggio per stagione svernamento.

Stagione di svernamento	2015/2016	2016/2017	2017/2018	2018/2019
N° giornate di monitoraggio	35	35	37	22

Sono stati valutati esemplari di Gabbiano reale pontico *Larus cachinnans* che presentavano caratteri considerati diagnostici per l'identificazione (Gibbins *et al.*, 2010), essendo ampiamente documentato nelle colonie riproduttive europee il feno-

meno dell'ibridazione, soprattutto tra il Gabbiano reale pontico e il Gabbiano reale nordico *Larus argentatus* (Neubauer *et al.*, 2006; Neubauer & Betleja, 2007; Olsen., 2018; Litwiniak *et al.*, 2021). A causa della presenza di ibridi Passarella *et al.* (2001) suggeriscono di prestare attenzione all'identificazione di esemplari osservati per breve tempo o per cui non sia disponibile materiale fotografico, pertanto il maggior numero possibile di esemplari osservati di Gabbiano reale pontico è stato documentato fotograficamente per confermare a video le identificazioni effettuate sul campo ed evitare doppi conteggi durante ogni sessione di monitoraggio; materiale fotografico è stato ottenuto anche per gli esemplari osservati di Gabbiano reale nordico e Zafferano *Larus fuscus*. Nel caso degli immaturi al 2° e 3° inverno di Gabbiano reale nordico si è deciso di prendere in considerazione esemplari tipici, poiché talvolta è possibile la sovrapposizione di caratteri con il Gabbiano reale *Larus michahellis* della stessa età. Per lo Zafferano l'analisi non ha riguardato il livello sottospecifico non essendo sempre attribuibile sul campo con certezza la sottospecie di appartenenza; i gabbiani, infatti, si aggregano frequentemente su scogliere lontane da riva, rendendo talvolta complicata l'osservazione dello stato di muta e degli altri caratteri necessari per tentarne l'assegnazione. Situazione ulteriormente complicata in Alto Adriatico, dove si concentrano ricatture di esemplari inanellati e provenienti da località, incluse nell'areale noto per le sottospecie *intermedius* e *fuscus*, compresa una ricattura di un esemplare proveniente dall'Inghilterra meridionale, areale tipico della ssp. *graellsii* (Spina & Volponi, 2008).

Infine, è stato incluso nello studio anche il Beccapesci *Thalasseus sandvicensis*, appartenendo alla famiglia dei *Laridae*, sottofamiglia *Sterninae*.

RISULTATI

Le specie rilevate appartenenti alla famiglia dei Laridi sono state dieci: Gabbiano roseo, Gabbiano comune *Larus ridibundus*, Gabbiano corallino *Larus melanophthalmus*, Gavina *Larus canus*, Mugnaiaccio, Gabbiano reale nordico, Gabbiano reale pontico, Gabbiano reale, Zafferano e Beccapesci.

Di seguito i risultati ottenuti per ciascuna specie:

Gabbiano roseo *Larus genei*

In Italia è specie nidificante regolare (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) non è considerato.

Ritenuto nel lungo periodo specie in aumento moderato (Zenatello *et al.*, 2014), considerate le numerose osservazioni effettuate negli ultimi anni lungo il litorale di Senigallia (AN) (oss. personale), situato 15 km a Sud/Ovest dell'area di studio, durante la migrazione pre e post-riproduttiva e in svernamento, è ipotizzabile che in passato il Gabbiano roseo (Fig. 2) fosse presente lungo la costa marchigiana, anche se meno diffuso, e l'assenza dovuta a difetti di rilevamento per la somiglianza con il Gabbiano comune con cui spesso si associa.

Specie rara all'interno del roost, nessuno degli esemplari osservati è risultato mar-

cato con anello colorato in plastica. Durante il periodo di studio sono state eseguite tre osservazioni (Tab. 2), confermando Zenatello *et al.* (2014) che evidenziano come il baricentro della distribuzione invernale sia decisamente al Sud Italia.

Sulla base dei risultati ottenuti, la specie può essere considerata per le Marche come migratrice regolare e svernante rara ma regolare.

Tabella 2. Osservazioni di Gabbiano roseo nell'area di studio.

Data	Località	N° di esemplari ed età	Periodo di studio	Osservatore
12/01/2016	Foce Metauro	2xadulto	Si	Federico Fanesi
23/11/2017	Torrette di Fano	1x1°inverno	Si	Federico Fanesi
28/11/2017	Torrette di Fano	1xadulto	Si	Federico Fanesi
21/11/2019	Foce Metauro	1xadulto	No	Federico Fanesi
07/01/2020	Torrette di Fano	1x1°inverno	No	Federico Fanesi
21/12/2020	Metaurilia	1xadulto	No	Federico Fanesi



Figura 2. A sinistra un Gabbiano roseo primo inverno a Torrette di Fano (PU) il 07/01/2020; a destra un Gabbiano roseo adulto sulle scogliere artificiali della foce del fiume Metauro a Fano (PU) il 12/01/2016.

Gabbiano comune *Larus ridibundus*

In Italia è specie nidificante regolare (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è considerata migratrice e svernante.

Osservabile con assembramenti di oltre 1500 esemplari, frequenta regolarmente la discarica di Monteschiattello di Fano, aggregandosi lungo il litorale dalla tarda mattinata insieme agli altri Laridi. Nel corso dello studio non sono state individuate variazioni rilevanti della popolazione svernante e il numero di esemplari conteggiati è stato in linea con quanto accertato nel periodo compreso tra il 2006 e il 2010 nel corso dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia per il Litorale Pesaro–Fano e il Litorale Senigallia–Ancona, fatta eccezione per la stagione di svernamento 2008 in

cui sono stati censiti numeri eccezionali (Zenatello *et al.*, 2014).

Le ricerche hanno consentito di individuare 86 esemplari marcati con anello colorato in Italia e in 6 stati dell'Europa centrale, orientale e settentrionale (Tab. 3). Durante il periodo di studio 33 gabbiani comuni inanellati sono stati osservati più volte durante la medesima stagione di svernamento o in stagioni successive; 8 sono stati contattati più di 10 volte nell'arco temporale di svolgimento dello studio, dimostrando un'elevata fedeltà al sito. Riletture all'interno del territorio nazionale sono state eseguite prevalentemente nell'area geografica del Mare Adriatico, in particolare in zone limitrofe alla costa fanese, fatta eccezione per un esemplare osservato lungo le coste laziali, uno nel milanese e un altro segnalato in Umbria presso il Lago Trasimeno. Riletture estere provengono dall'Europa centrale, orientale e settentrionale, da stati come la Polonia, Lituania, Ungheria, Repubblica Ceca, Bielorussia, Austria, Serbia, Slovenia, Croazia, Germania e Danimarca, confermando Spina e Volponi (2008) che evidenziano due aree principali di origine delle popolazioni che interessano l'Italia di cui la più importante è quella dell'Europa centro-orientale e balcanica, seguita dalle coste meridionali del Baltico e del Golfo di Finlandia. In Francia, invece, presso Bourg-en-Bresse è stata realizzata la rilettura più occidentale di un esemplare individuato nell'area di studio. Degne di nota le osservazioni di 3 gabbiani comuni presenti al roost a distanza di 8 e 13 giorni dall'inanellamento presso la discarica di Jacusevecka in Croazia e uno a 9 giorni dall'inanellamento avvenuto nel riminese. Infine, a conferma della longevità della specie, con massimi in natura di esemplari che hanno raggiunto i 30 anni (Spina & Volponi, 2008), si segnala un adulto che alla data dell'osservazione nell'area di studio si trovava nel suo 15° anno di età o 15 c.y. (15° current year).

La specie, pertanto, può essere confermata migratrice, svernante, ampiamente diffusa e comune.

Tabella 3. Nazione d'inanellamento e numero di esemplari inanellati osservati.

Nazione d'inanellamento	Croazia	Italia	Ungheria	Polonia	Serbia	Rep. Ceca	Lituania	Tot.
Anelli letti	56	9	9	8	2	1	1	86

Gabbiano corallino *Larus melanocephalus*

In Italia è specie nidificante regolare (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è considerata migratrice regolare e svernante.

Sono state eseguite 60 differenti osservazioni, con un numero massimo di 10 esemplari contattati in contemporanea e il 67% delle osservazioni riferite a 1 e 2 esemplari, con una media di 2,6 gabbiani corallini segnalati per ciascuna giornata di monitoraggio.

All'interno del roost non è mai stato abbondante (Fig. 3), probabilmente a causa dello stile di vita pelagico in periodo invernale (Brichetti & Fracasso, 2018) e in linea con

quanto rilevato da Pandolfi & Santolini (1985) che lo indicavano come poco diffuso.

Negli ultimi anni la situazione rilevata nel litorale di Senigallia, situato 15 km a Sud/Ovest dell’area di studio, appare in controtendenza, con l’osservazione in periodo invernale di gruppi consistenti sia in alimentazione sia in riposo, soprattutto in concomitanza o successivamente a perturbazioni con mareggiate che depositano elevate quantità di materiale con abbondante disponibilità trofica (Morganti *et al.*, 2014; oss. personale).

Il numero di segnalazioni è rimasto costante nelle prime due stagioni di monitoraggio, diminuendo nella terza e riducendosi ulteriormente nella quarta (Tab. 4). La diminuzione, in particolare per la stagione 2018/2019, deriva dal minor numero di giornate di osservazione eseguite, ma potrebbe essere riconducibile a periodiche oscillazioni della popolazione svernante.

Sono stati osservati 3 esemplari marcati con anello colorato: uno inanellato al nido in Ungheria e 2 in Italia lungo la costa adriatica tra la Salina di Cervia (RA) e il litorale di Senigallia (AN). In seguito alla prima lettura nessuno dei 3 esemplari è stato ricontattato nell’area di studio, mentre numerose sono le segnalazioni di uno dei 3 in aree costiere limitrofe, tra Rimini e Falconara Marittima (AN), dove è stato osservato 15 volte nell’arco di 4 anni.

Da segnalare inoltre, anche se al di fuori del periodo di studio, un gruppo di 249 gabbiani corallini posati sulle scogliere alla foce del Metauro il 03/11/2017 (oss. personale).

La specie, pertanto, può essere confermata comune come migratrice e svernante.

Tabella 4. Numero di osservazioni per stagione di svernamento.

Stagione di svernamento	2015/2016	2016/2017	2017/2018	2018/2019
N° di osservazioni	21	20	13	6

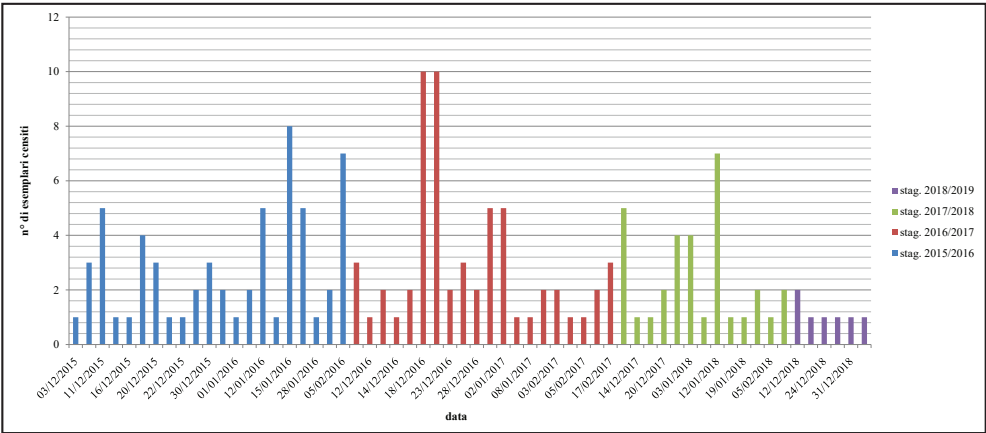


Figura 3. Andamento delle presenze di Gabbiano corallino durante il periodo di studio.

Gavina *Larus canus*

In Italia è specie di presenza regolare senza prove certe di nidificazione (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è considerata migratrice regolare e svernante.

Le osservazioni effettuate sono state 88, il 47% delle quali hanno coinvolto 1 e 2 esemplari mentre il 53% da 3 fino a 115 gavine in contemporanea, con una media di 8 esemplari osservati per ciascuna giornata di monitoraggio. Nella prima metà di febbraio 2017 si è verificato un picco di presenze tra il 03/02, l'08/02 e l'11/02 quando sono state censite rispettivamente 76, 115 e 96 gavine (Fig. 4-5) quasi tutte adulte; il raddoppio delle osservazioni tra le stagioni 2015/2016 e 2016/2017, a parità di giornate di monitoraggio eseguite (Tab. 1), conferma l'incremento del contingente svernante nella stagione 2016/2017 (Tab. 5) (Fig. 5). In passato, concentrazioni elevate di gavine in periodo invernale e nella medesima area geografica, erano già state documentate per il Litorale Fano-Senigallia con 220 esemplari censiti nel 2009 (Zenatello *et al.*, 2014) e al porto di Pesaro con 202 esemplari conteggiati il 20/02/2005 (Giacchini P., com. pers.). Infine, per le stagioni di svernamento 2017/2018 e 2018/2019, si è annotata l'età degli esemplari osservati (Tab. 5) riscontrando per la stagione 2017/2018 una situazione in linea con quanto sostenuto da Pandolfi & Santolini (1985) che indicavano una netta prevalenza degli esemplari immaturi rispetto agli adulti ma in controtendenza nella stagione 2018/2019 quando a prevalere sono stati gli adulti; considerazioni identiche per il picco di presenze registrato a febbraio 2017 quando quasi tutti gli esemplari presenti al roost erano adulti (Fig. 4).

Nessuno degli esemplari osservati è risultato marcato con anello colorato in plastica.

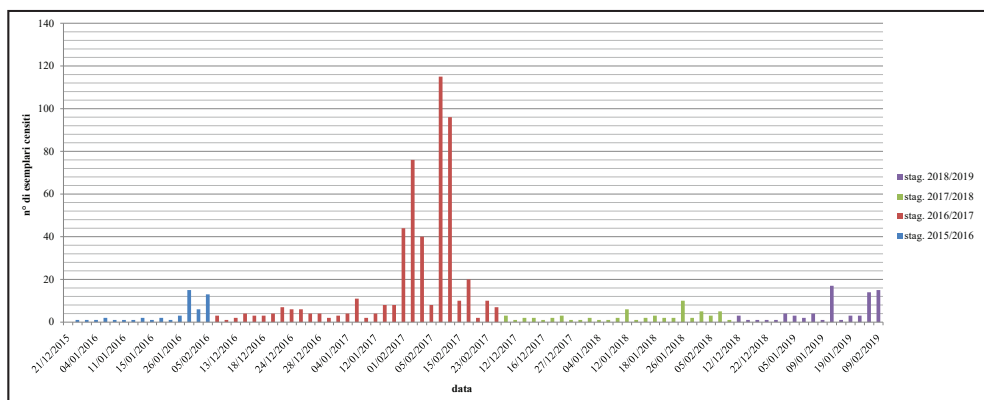
La specie, pertanto, può essere confermata comune come migratrice e svernante.



Figura 4. 11/02/2017 gavine adulte sulle scogliere in prossimità della foce del fiume Metauro (PU).

Tabella 5. Numero di osservazioni e numero di esemplari adulti e immaturi censiti per stagione di svernamento.

Stagione di svernamento	N° di osservazioni	Adulti	Immaturi
2015/2016	16	/	/
2016/2017	31	/	/
2017/2018	25	11	26
2018/2019	16	41	21

**Figura 5.** Andamento delle presenze di Gavina durante il periodo di studio.

Zafferano *Larus fuscus*

In Italia è ritenuta specie di presenza regolare senza prove certe di nidificazione (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è considerata migratrice regolare e svernante.

Diffusa con numeri significativi soprattutto al Sud Italia (Zenatello *et al.*, 2014), le osservazioni effettuate sono state 66, di cui il 65% ha interessato esemplari singoli, raggiungendo l'89% sommando le segnalazioni di 1 e 2 individui. Con una media di 1,5 esemplari osservati per ciascuna giornata di monitoraggio, il 21/02/2017 è stato osservato il maggior numero di soggetti con 4 adulti in contemporanea. Su un campione di 68 esemplari è stata individuata l'età, così ripartita: 53 adulti e 15 immaturi. Il numero degli immaturi potrebbe essere stato leggermente sottostimato a causa della difficoltà in alcuni casi di separare da posati, senza poter osservare il disegno del piumaggio delle ali e della coda, gli esemplari del primo inverno e muta post-giovanile avanzata da quelli della medesima età di Gabbiano reale. Il numero di osservazioni è rimasto abbastanza costante nelle prime due stagioni per poi diminuire nella terza e quarta (Tab. 6); in particolare per la stagione 2018/2019, il calo è probabilmente dovuto al minor numero di giornate di osservazione compiute, ma potrebbe anche essere riconducibile a oscillazioni della popolazione svernante. Durante il periodo di studio non sono mai

stati osservati individui inanellati ma il colore scuro degli adulti presenti al roost, la localizzazione geografica della costa fanese e l'area di origine degli zafferani inanellati e segnalati in Italia (Spina & Volponi, 2008) permette di ipotizzare una probabile appartenenza alle sottospecie *intermedius/fuscus*, con la ssp. *intermedius* più plausibile sia per il fenotipo degli esemplari osservati sia per l'ecologia della ssp. *fuscus* considerata migratrice di lungo raggio e svernante prevalentemente in Africa, sebbene in tempi recenti sia stato segnalato in periodo invernale uno Zafferano adulto inanellato della ssp. *fuscus* anche lungo la costa marchigiana meridionale (Paci F., com. pers.). Analoghe considerazioni per gli esemplari nati durante la stagione riproduttiva precedente all'osservazione, in piumaggio da juvenile poco usurato e senza segni di muta post-giovanile o che presentavano soltanto una parte del mantello e delle scapolari mutate in pieno inverno, stato di muta più compatibile con le ssp. *intermedius/fuscus* (Fig. 6). Infine, a conferma di quanto espresso, si evidenzia l'osservazione avvenuta nell'area di studio il 31/01/2023 di un esemplare adulto inanellato in Danimarca appartenente alla ssp. *intermedius* (oss. personale).

La specie, pertanto, può essere confermata come migratrice regolare e svernante, poco comune.



Figura 6. A sinistra uno Zafferano juvenile osservato il 19/12/2018; a destra uno Zafferano adulto osservato il 18/12/2017.

Tabella 6. Numero di osservazioni per stagione di svernamento.

Stagione di svernamento	2015/2016	2016/2017	2017/2018	2018/2019
N° di osservazioni	19	22	15	10

Gabbiano reale nordico *Larus argentatus*

In Italia è ritenuta specie regolare senza prove certe di nidificazione (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è considerata migratrice irregolare e svernante parziale.

Sono state eseguite 58 osservazioni di cui il 78% ha interessato 1 e 2 esemplari,

con un massimo di 5 soggetti in contemporanea il 15/01/2018, valore sensibilmente inferiore a quanto rilevato nel periodo 2001-2010 per il Litorale Rimini-Cattolica (Zenatello *et al.*, 2014), situato in prossimità dell'area di studio, dove il Gabbiano reale nordico è più frequente. Con una media di 1,9 esemplari osservati per ciascuna giornata di monitoraggio, su un campione di 97 esemplari è stata individuata l'età, essendo così ripartiti: 60 adulti e 37 immaturi. Il numero di osservazioni è rimasto abbastanza costante, ad eccezione della stagione invernale 2018/2019 in cui si è ridotto di più della metà rispetto alle stagioni precedenti (Tab. 7), probabilmente a causa del minor numero di giornate di osservazione compiute (Tab. 1), ma non si esclude una normale e ricorrente fluttuazione della popolazione svernante. Nessun Gabbiano reale nordico osservato è risultato marcato con anello colorato in plastica ma è possibile ipotizzare l'appartenenza alla ssp. *argentatus* in base al fenotipo degli esemplari osservati e alla maggiore propensione delle popolazioni settentrionali, provenienti da Norvegia, Finlandia e Russia Nord-occidentale e appartenenti a questa sottospecie, a migrare verso latitudini meridionali (Brichetti & Fracasso, 2018; Malling Olsen & Larsson, 2003), rispetto alla ssp. *argenteus*, considerata rara accidentale e strettamente sedentaria (Brichetti & Fracasso, 2018) con tendenza ad effettuare brevi migrazioni (Adriaens *et al.*, 2023). L'osservazione nel roost di 9 esemplari adulti a zampe gialle, frequenti nelle popolazioni baltiche e della Norvegia settentrionale, appartenenti alla ssp. *argentatus* tipo *omissus* (Malling O., 2018), rafforza l'ipotesi della provenienza da latitudini settentrionali degli individui svernanti che frequentano l'area di studio.

In base ai risultati ottenuti la specie, si può considerare migratrice e svernante regolare nelle Marche, poco comune.



Figura 7. A sinistra un Gabbiano reale nordico primo inverno osservato il 20/12/2021; a destra un Gabbiano reale nordico osservato il 14/12/2016.

Tabella 7. Numero di osservazioni per stagione di svernamento.

Stagione di svernamento	2015/2016	2016/2017	2017/2018	2018/2019
N° di osservazioni	15	19	17	7

Gabbiano reale *Larus michahellis*

In Italia è specie nidificante regolare (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è considerato migratore regolare e svernante, status di recente aggiornato a nidificante regolare (Giacchini *et al.*, 2016).

Frequenta regolarmente la discarica di Monteschiantello di Fano (PU), aggregandosi dalla tarda mattinata con gli altri Laridi lungo il litorale dell'area d'indagine con assembramenti di oltre 1000 esemplari.

Nel corso dello studio non sono state notate variazioni rilevanti della popolazione svernante e le ricerche hanno consentito di individuare 43 esemplari marcati con anello colorato in 4 differenti nazioni europee (Tab. 8). Il limite di origine più occidentale e più settentrionale degli esemplari inanellati individuati al roost sono rappresentati rispettivamente da un Gabbiano reale inanellato in Svizzera nei pressi di Neuchatel e da un esemplare inanellato in Germania nello stato della Baviera, presso una colonia riproduttiva lungo il fiume Danubio, entrambi catturati al nido come pullus inabili al volo. Scarso il numero delle riletture durante il periodo di studio, con solo 3 esemplari osservati in 2 stagioni invernali differenti; 11, invece, gli individui contattati almeno 2 volte durante il medesimo inverno, dimostrando un basso grado di fedeltà all'area di studio se paragonato al Gabbiano comune. Riletture all'interno del territorio nazionale sono state eseguite prevalentemente in zone limitrofe alla costa fanese e nell'area geografica del Mare Adriatico. Degna di nota l'osservazione di un Gabbiano reale presente al roost a distanza di 12 giorni dall'inanellamento presso la discarica di Jacusevecka in Croazia. Infine, a conferma della longevità della specie, si segnala un adulto che alla data dell'osservazione si trovava nel suo 16° anno di età o 16 c.y. (16° current year).

La specie, oltre che nidificante, può essere confermata migratrice, svernante, ampiamente diffusa e comune.

Tabella 8. Nazione d'inanellamento e numero di esemplari inanellati osservati.

Nazione d'inanellamento	Croazia	Italia	Germania	Svizzera	Tot.
Anelli letti	35	6	1	1	43

Gabbiano reale pontico *Larus cachinnans*

In Italia è considerata specie regolare senza prove certe di nidificazione (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) non è contemplata.

Specie riconosciuta in Italia in tempi recenti (Baccetti *et al.*, 2009; Bricchetti & Fracasso, 2018), con la prima segnalazione risalente al febbraio 1997 a Tavullia (PU) (Talamelli, 1997), quando non era ancora riconosciuta come taxon indipendente ma sottospecie del *Larus cachinnans*, viene segnalata in maniera più diffusa e crescente dal 2005 (Zenatello *et al.*, 2014).

I primi esemplari compaiono nel mese di novembre aumentando alla fine dello stesso e i numeri più rilevanti osservati tra la fine di dicembre e gennaio; dalla metà

di febbraio i gabbiani reali pontici iniziano a diminuire, per poi scomparire quasi del tutto nel mese di marzo, in accordo con quanto rilevato da Passarella (2005) per l'Italia nord orientale. Sono state eseguite 118 osservazioni, di cui il 26% ha coinvolto 1 e 2 esemplari mentre il 74% da 3 fino a 20, con una media di 6,3 esemplari osservati per ciascuna giornata di monitoraggio. Per le stagioni invernali 2016/2017, 2017/2018 e 2018/2019 è stata calcolata la percentuale degli adulti e degli immaturi rispetto al totale degli esemplari osservati (Tab. 9), evidenziando una netta prevalenza al roost degli immaturi rispetto agli adulti, situazione completamente opposta rispetto a quanto rilevato in Sicilia tra il 1999 e il 2001, su un campione di 450 esemplari, dove circa l'80% erano adulti o al terzo inverno (Brichetti & Fracasso, 2018). Il dato ottenuto per gli adulti potrebbe essere stato leggermente sottostimato a causa della somiglianza con gli adulti di Gabbiano reale, essendoci in alcuni casi sovrapposizione di caratteri e la necessità di verificare dettagli non sempre evidenti quando si osservano assembramenti di grandi gabbiani posati. Situazione opposta per gli esemplari immaturi tipici di Gabbiano reale pontico in genere ben distinguibili e rilevabili rispetto ai Gabbiani reali della medesima età (Fig. 8). Durante la stagione invernale 2016/2017 nel periodo compreso tra il 22/12/2016 e il 04/02/2017 è stato rilevato un picco di presenze, con 3 giornate in cui sono stati osservati 20 esemplari sulle scogliere artificiali alla foce del fiume Metauro (Fig. 9). Ad eccezione di 2 osservazioni di almeno 15 esemplari, effettuate il 02/01/2018 e il 03/01/2018, non sono stati rilevati altri periodi con aumenti nelle presenze, riscontrando, soltanto in parte, una corrispondenza con il picco rilevato da Passarella (2005), dopo la metà di gennaio, in Italia nord orientale.

Nel corso della ricerca sono stati individuati 27 grandi gabbiani marcati con anello colorato e provenienti dall'areale di presenza attualmente riconosciuto per il Gabbiano reale pontico in Europa, con una netta prevalenza di esemplari inanellati in territorio polacco (Tab. 10). Limitato il numero delle riletture durante il periodo di studio con solo 3 esemplari osservati almeno in due differenti stagioni invernali; 6, invece, quelli contattati almeno due volte durante il medesimo inverno, dimostrando un basso grado di fedeltà all'area di studio. Le riletture all'interno del territorio nazionale provengono prevalentemente da zone limitrofe alla costa fanese e dall'area geografica del Mare Adriatico centro-settentrionale; due, invece, eseguite rispettivamente in Sicilia e lungo la costa toscana, evidenziano movimenti di lungo raggio anche all'interno del territorio nazionale. Segnalazioni estere di esemplari inanellati, individuati durante la ricerca, arrivano dalla Germania, Polonia, Repubblica Ceca, Slovacchia, Bielorussia, Ungheria e dalla Svezia meridionale. Dei 27 esemplari osservati, 5 presentano un fenotipo dubbio e non tipico per il Gabbiano reale pontico. Per quanto riguarda le schede ISPRA ricevute e contenenti i dati di inanellamento e lo storico delle riletture, in 8 casi e in via precauzionale, nella sezione concernente l'identificazione, 5 degli esemplari in oggetto sono stati registrati come Gabbiano reale generico e 3 come *Larus argentatus* Pontoppidan 1763, perché provenienti da aree dove l'ibridazione è diffusa. Dall'analisi del materiale fotografico ottenuto, 6

degli 8 esemplari non registrati nelle schede ISPRA come Gabbiano reale pontico, presentano un fenotipo tipico per questa specie mentre 2 mostrano caratteri dubbi. Dei restanti 19, registrati nelle schede ISPRA come Gabbiano reale pontico, 3 presentano caratteri dubbi e un fenotipo non tipico per questa specie. Infine, a conferma della longevità dei grandi gabbiani, si segnala l'osservazione di un adulto di origine polacca, inanellato nel 2005 come età 8, e che alla data dell'osservazione nell'area di studio si trovava almeno nel suo 17° anno di età o 17 c.y. (17° current year).

Considerate anche le numerose segnalazioni in periodo di migrazione pre-riproduttiva e post-riproduttiva effettuate lungo tratti di costa limitrofi all'area di studio (oss. personale), la specie può essere considerata migratrice regolare e svernante comune e regolare per le Marche.



Figura 8. A sinistra un Gabbiano reale pontico primo inverno osservato il 11/02/2017; a destra un Gabbiano reale pontico adulto osservato il 21/12/2017.

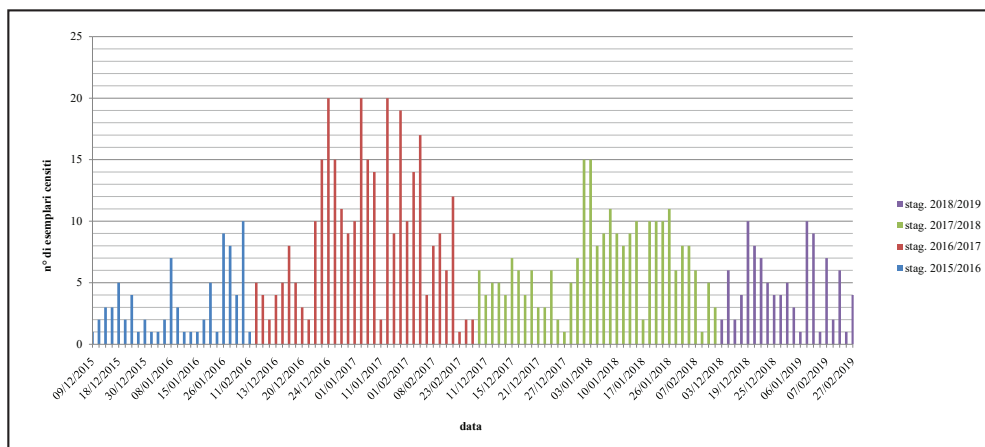


Figura 9. Andamento delle presenze di Gabbiano reale pontico durante il periodo di studio.

Tabella 9. Percentuale degli adulti e degli immaturi rispetto al totale degli esemplari osservati.

Stagione di svernamento	2016/2017	2017/2018	2018/2019
% es. ad.	17	22	37
% es. imm.	83	78	63

Tabella 10. Nazione d' inanellamento e numero di esemplari inanellati osservati.

Nazione d' inanellamento	Polonia	Bielorussia	Lituania	Slovacchia	Ucraina	Tot.
Anelli letti	14	4	4	3	2	27

Mugnaiaccio *Larus marinus*

In Italia è considerata specie regolare senza prove certe di nidificazione (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è indicata come migratrice irregolare.

Specie rara all'interno del roost (Fig. 10), durante il periodo di studio sono state eseguite soltanto sei osservazioni, a cui aggiungere altre 3 segnalazioni opportunistiche effettuate a ricerca conclusa (Tab. 11). Tenuto conto della rarità e dell'elevata fedeltà al sito di svernamento, mostrata dagli esemplari adulti di Mugnaiaccio (Coulson *et al.*, 1984; Vandelbulcke, 1989), è ipotizzabile che le osservazioni effettuate di soggetti adulti siano riconducibili al medesimo individuo che ogni inverno torna a frequentare l'area di studio.

Nessuno degli esemplari osservati è risultato marcato con anello colorato in plastica. Considerate anche altre osservazioni in periodo di svernamento, compiute lungo tratti di costa limitrofi in provincia di Ancona (oss. personale), la specie può essere considerata rara migratrice e svernante per le Marche.



Figura 10. A sinistra un Mugnaiaccio juvenile (al centro della fotografia) osservato il 12/12/2016; a destra un Mugnaiaccio adulto osservato il 13/12/2021.

Tabella 11. Osservazioni di Mugnaiaccio nell'area di studio.

Data	Località	N° di esemplari ed età	Periodo di studio	Osservatore
12/12/2016	Foce Metauro	1xjuv.	si	Federico Fanesi
13/12/2016	Foce Metauro	1xjuv.	si	Federico Fanesi
03/02/2017	Foce Metauro	1xadulto	si	Federico Fanesi
04/02/2017	Foce Metauro	1xadulto	si	Federico Fanesi
31/01/2018	Foce Metauro	1xadulto	si	Federico Fanesi
27/02/2019	Foce Metauro	1xadulto	si	Federico Fanesi
13/12/2021	Foce Metauro	1xadulto	no	Federico Fanesi
24/12/2021	Foce Metauro	1xadulto	no	Federico Fanesi
22/12/2022	Foce Metauro	1xadulto	no	Federico Fanesi

Beccapesci *Thalasseus sandvicensis*

In Italia è specie nidificante regolare (Baccetti *et al.*, 2021); nella check-list delle Marche (Giacchini, 2003) è considerata migratrice regolare e svernante irregolare.

Presenza costante all'interno dell'area di studio, spesso associato con i gabbiani sulle scogliere, le osservazioni effettuate sono state 62, con una media di 13,2 esemplari osservati per ciascuna giornata di monitoraggio e un massimo di 80 esemplari contattati il 26/12/2016. Analizzando l'andamento delle segnalazioni si nota una presenza abbastanza regolare e abbondante sino alla fine di dicembre 2016, quando è stato registrato un picco di presenza, in parte e probabilmente indotto dalle temperature miti del periodo che hanno favorito l'aggregazione e la permanenza di un numero elevato di esemplari. Nelle due stagioni successive, invece, è stata rilevata una diminuzione delle presenze, in particolare durante l'inverno 2018/2019 quando il numero delle osservazioni e gli individui censiti è calato drasticamente (Fig. 11).

Gli esemplari marcati con anello colorato rilevati all'interno del roost sono stati 10, tutti inanellati in alto Adriatico. In seguito alla prima lettura, 3 sono stati ricontattati nell'area di studio almeno una volta durante il medesimo inverno mentre uno è stato osservato nel corso di due stagioni invernali consecutive. Tutti gli esemplari sono stati contattati numerose volte in altre località dell'Adriatico centro-settentrionale, dimostrando un'elevata fedeltà e frequentazione di quest'area geografica. Osservazioni sono state compiute anche al di fuori del bacino del Mare Adriatico con un esemplare contattato lungo la costa ligure in provincia di Genova, uno in Bulgaria e un altro per 2 anni consecutivi osservato in Ucraina.

In base ai risultati ottenuti la specie, si può ritenere migratrice e svernante regolare nelle Marche, comune.

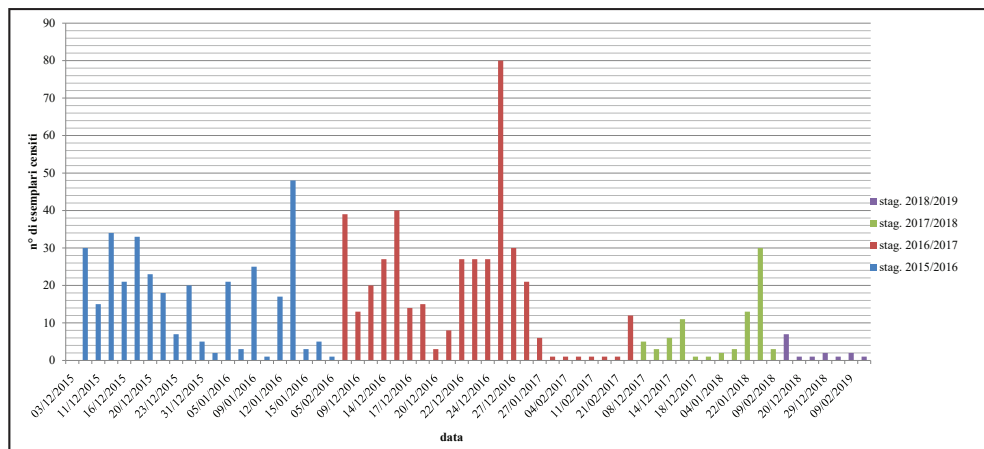


Figura 11. Andamento delle presenze di Beccapesci durante il periodo di studio.

DISCUSSIONE

La ricerca ha consentito di approfondire e migliorare la conoscenza in ambito locale della famiglia dei Laridi, permettendo di rilevare specie ritenute in passato molto rare o addirittura assenti nel territorio regionale. Pertanto, in base ai risultati ottenuti, si ritiene opportuno un aggiornamento dello status di Gabbiano reale nordico, Mugnaiaccio e Beccapesci, rispetto a quanto indicato nella check-list regionale, inserendo nell'elenco anche il Gabbiano reale pontico e il Gabbiano roseo.

La stagione di monitoraggio 2016/2017 è stata caratterizzata da un picco di presenze dei contingenti svernanti di Gabbiano reale pontico e Gavina. Per quest'ultima specie l'aumento è stato repentino ma di breve durata, raggiungendo valori quasi 15 volte superiori alla media delle presenze riscontrate. Probabilmente attratte dalla copiosa disponibilità trofica lungo il litorale, verificatesi in seguito alle mareggiate di fine gennaio 2017 dopo un'intensa perturbazione, si sono poi concentrate per alcuni giorni sulle scogliere dell'area di studio. Nel caso del Gabbiano reale pontico l'aumento è stato molto più contenuto, superando di poco il triplo della media delle presenze riscontrate nel corso della ricerca. Nonostante il picco si sia protratto sino ai primi di febbraio, si è verificato con più di un mese di anticipo rispetto alla Gavina e in un periodo che soltanto in parte si sovrappone con il picco considerato normale per le presenze invernali e che può essere ritenuto indipendente dall'abbondante disponibilità trofica presente in spiaggia. In passato sono stati segnalati per due volte numeri eccezionali di gavine svernanti, lasciando supporre una periodica ricorrenza di eventi analoghi; per il Gabbiano reale pontico non essendo disponibili dati storici ed essendo un taxon riconosciuto di recente, mai studiato in precedenza in ambito regionale, è plausibile che tali avvenimenti rientrino all'interno di cicliche oscillazioni della popolazione svernante. In alternativa all'elevata disponibilità trofica, condizioni meteorologiche avverse in Europa centro-orientale e settentrionale, con abbassamenti

repentini delle temperature, potrebbero indurre, nelle popolazioni che non sono migrate, spostamenti verso latitudini inferiori alla ricerca di condizioni migliori, generando aumenti improvvisi di esemplari nei quartieri invernali.

La lettura degli anelli colorati ha chiarito l'origine e le abitudini dei Laridi che frequentano il litorale fanese in inverno. Se per il Gabbiano corallino il numero esiguo di anelli letti non consente di trarre delle conclusioni, per le altre specie un campione più cospicuo di letture ha evidenziato una maggiore fedeltà al roost del Gabbiano comune rispetto agli altri Laridi, compreso il Beccapesci. Molto rare le riletture di esemplari osservati nell'area di studio provenienti dalla costa tirrenica, scarse quelle eseguite nel meridione, evidenziando un'elevata frequentazione del bacino del Mare Adriatico, in particolare quello centro-settentrionale, dove, però, si concentrano un buon numero di rilevatori che regolarmente monitorano i gabbiani e che potrebbero aver generato un incremento delle riletture di anelli colorati, rispetto ad altre aree geografiche caratterizzate da minore copertura. Cospicuo il numero di anelli croati letti sia per la vicinanza dei siti d' inanellamento sia per l'elevato numero di gabbiani catturati e inanellati in tempi recenti presso le discariche e le colonie riproduttive dai ricercatori locali.

L'elevata concentrazione di Laridi che frequentano l'area di studio è favorita dall'esistenza della discarica di Monteschiantello (Fano-PU), ubicata in prossimità della costa e dalla presenza di un centro di smistamento rifiuti 2 km a monte della foce del fiume Metauro. Entrambi i siti concentrano gruppi molto numerosi di gabbiani che li utilizzano nell'attività trofica, aggregandosi dal primo pomeriggio nel tratto di litorale oggetto di studio. Questa zona, nonostante sia frequentata, è più isolata rispetto al nucleo abitato di Fano e meno disturbata di altri tratti di litorale, offrendo i requisiti per la formazione del roost. Di recente, inverni miti e soleggiati, hanno favorito la frequentazione della costa da parte di un numero crescente di persone che praticano jogging, nordic walking, equitazione, pesca sportiva e subacquea o che semplicemente passeggiano, spesso in compagnia di cani lasciati liberi. Tali attività vengono svolte sulla riva o in prossimità delle scogliere artificiali, dove i Laridi sono soliti aggregarsi, e, nonostante i gabbiani siano considerati specie sinantropiche, tollerano poco la presenza umana ravvicinata, soprattutto quando raggruppati al roost, reagendo al disturbo allontanandosi rapidamente. In aggiunta, frequenti lavori di ristrutturazione degli edifici turistici, interventi lungo la linea ferroviaria con la presenza continua di operai e lavori di manutenzione del litorale con l'impiego di mezzi meccanici durante tutte le stagioni, contribuiscono ad aumentare il disturbo di origine antropica, e la possibilità di una progressiva minore frequentazione dell'area di studio.

Ringraziamenti. Desidero ringraziare Paolo Giacchini per la revisione del testo e i suggerimenti; Franco Paci per la segnalazione; Pierandrea Bricchetti per la disponibilità nel fornire informazioni utili alla pubblicazione e tutti gli inanellatori italiani ed esteri che hanno catturato e inanellato i Laridi marcati e osservati durante la ricerca.

BIBLIOGRAFIA

- Adriaens P., Muusse M., Dubois J. P., Jiguet F., 2023. Guida ai Gabbiani d'Europa, Nord Africa e Medio Oriente. Ricca editore.
- Baccetti N., Fracasso G. & Serra L., 2009. La Lista CISO-COI degli Uccelli Italiani - Parte prima: liste A, B e C. Avocetta, 33: 5-24.
- Baccetti N., Fracasso G. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds - 2020. Avocetta, 45: 21-85.
- Bibby C. J., Burgess D., Hill D. A., 2000. Bird census techniques. Academic Press, London
- Brichetti P., Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume I. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina. "Historia Naturae" (6), pp. 512.
- Coulson J.C., Butterfield J., Duncan N., Kearsey S., Monaghan P. & Thomas C., 1984. Origin and behaviour of Great Black-backed Gulls wintering in northeast England. British Birds, 77: 1-11.
- Gambelli P., 2009. L'avifauna acquatica svernante nella Provincia di Ancona (2002-2009). In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S., Sorace A. (a cura di). Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. Alula, XVI (1-2): 736-738.
- Giacchini P., 2003. Check-list degli uccelli delle Marche. Riv. ital. Orn., 73 (1): 25-45.
- Giacchini P., Forconi P., Fusari M., Gambelli P., Marini G., Mencarelli M., Morganti N., Morici F., Pascucci M., Polini N. & Pruscini F., 2016. Aggiornamento dell'avifauna nidificante nelle Marche. Alula, XXIII (1-2): 89-92.
- Gibbins C., Small B. J., Sweeney J., 2010. Identification of Caspian gull Part 1: typical birds. British Birds, 103: 142-183.
- Litwiniak K., Przymencki M. & De Jong A., 2021. Breeding-range expansion of the Caspian Gull in Europe. British Birds, 114: 331-340.
- Mainardi R., 1988. Censimento nei dormitori e negli ambienti di alimentazione dei Laridi svernanti in Toscana. Avocetta, 12: 13-20.
- Malling Olsen K. & Larsson H., 2003. Gulls of Europe, Asia and North America. Christopher Helm, London. Princeton University Press, Princeton and Oxford.
- Malling Olsen K., 2018. Gulls of the world a Photographic Guide. Bloomsbury, Christopher Helm, 368pp.
- Morganti N., Gambelli P., Mencarelli M., Morici F. & Sebastianelli C., 2014. Gli uccelli svernanti lungo il litorale di Senigallia (AN). In: Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L., Zenatello M. (a cura di), 2014. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia (RA), 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 401-402.
- Neubauer G., Zagalska-Neubauer M., Gwiazda R., Faber M., Bukacinski D., Betleja J., Chylarecki P., 2006. Breeding large gulls in Poland: distribution, numbers, trends and hybridization. Vogelwelt, 127: 11-22.
- Neubauer G. & Betleja, J. 2007. The origin of 'Caspian Gulls' breeding in Poland. British Birds, 100: 552-557.
- Pandolfi M. & Santolini R., 1985. Osservazioni di uccelli marini nel tratto di litorale adriatico tra le foci del fiume uso (Bellaria, Forlì) e Metauro (Fano, Pesaro). Riv. ital. Orn., 55 (1 - 2): 31-40.
- Passarella M., 2005. Status e fenologia di *Larus michahellis*, *Larus cachinnans* e *Larus argentatus* nell'Italia nord orientale. pp. 100-109. In AsOER (ed.) *Avifauna acquatica: esperienze a confronto*. Atti del I Convegno (30 aprile 2004, Comacchio). Tipografia Giari, Codigoro.

- Passarella M., Talamelli A., Nitti A., 2001. Recenti osservazioni di *Larus cachinnans cachinnans* lungo il litorale adriatico da Chioggia (Venezia) a Molfetta (Bari). Atti del XI Congresso Italiano di Ornitologia, Castiglioncello (LI) 26-30 Settembre 2001. Avocetta, 25 : 151.
- Poggiani L. & Dionisi V., 2019. Gli uccelli del bacino del Metauro. Fondazione Cassa di Risparmio di Fano: 400 pp.
- Poggiani L., Dionisi V., Cavalieri C., 2014. Aves – Uccelli acquatici del basso Metauro. I Quaderni del Lago Vicini, n.2. Ed. Fondazione Cassa di Risparmio di Fano.
- Spina F. & Volponi S., 2008. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 1. non-Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia CSR-Roma. 800 pp.
- Talamelli A., 1997. Prima segnalazione di Gabbiano reale orientale, *Larus cachinnans cachinnans*, in Italia. Riv. ital. Orn., 67 (1): 106-107.
- Vandenbulcke, P. (1989). Origin, primary moult and biometry of the Great Black-backed Gull, *Larus marinus*, on the Belgian coast. Gerfaut, 79:31-53.
- Zenatello M., Baccetti N., Borghesi F., 2014. Risultati dei censimenti degli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti, 206/2014.

COMMENTS ON DETECTION METHODS OF BIRD COMMUNITIES IN URBAN BUILT ENVIRONMENTS

FULVIO FRATICELLI

Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli, Piazza Margana 40 - 00186 Roma
(f_fraticelli@hotmail.com)



<http://orcid.org/0000-0003-3999-3663>

Riassunto - Lo studio delle comunità ornitiche negli ambienti urbani, in particolare tramite atlanti di distribuzione, ha portato a numerosi progetti in molte città europee e nordamericane. Anche in Italia c'è stato un crescente interesse per l'avifauna urbana, con la creazione di atlanti e rassegne bibliografiche. Poiché le città sono ambienti altamente modificati dall'uomo, anche se sono presenti frammenti di habitat naturali, considerando la rapida urbanizzazione del territorio, la concentrazione della popolazione in questo ambiente e gli effetti sull'ecosistema, è importante studiare gli impatti di tali cambiamenti sulle comunità ornitiche. Sono stati proposti svariati metodi per rilevare le specie in ambienti urbani, in particolare nelle aree verdi. Tuttavia, nonostante molte città abbiano parchi molto estesi, questi studi non possono rappresentare completamente la biodiversità urbana. In questo lavoro sono stati testati svariati metodi di rilevamento nelle zone residenziali urbane con un'alta percentuale di edificato. Sono stati testati due differenti metodi di rilevamento, il conteggio su transesti e punti di ascolto. I risultati hanno mostrato differenze nelle specie rilevate, ma anche l'importanza di considerare la visibilità e i rumori di origine antropica. Sono stati effettuati confronti tra diverse variabili; ad esempio, sono stati analizzati i dati raccolti in diversi ambienti urbani, come strade parallele, diverse altezze dal suolo, diverse ore del giorno e sono state trovate differenze significative tra i dati raccolti nelle diverse circostanze. Ad esempio, il numero di individui e la composizione della popolazione possono variare notevolmente tra le diverse date e tra le diverse ore del giorno, influenzati da fattori come il rumore del traffico. Questo studio sottolinea l'importanza di adottare metodologie appropriate e considerare una vasta gamma di variabili per comprenderne appieno la dinamica e la diversità delle comunità ornitiche negli ambienti urbani.

“Più difficile è fissare sulla carta le vie delle rondini, che tagliano l'aria sopra i tetti, calano lungo parabole invisibili ad ali ferme, scartano per inghiottire una zanzara, risalgono a spirale rasente un pinnacolo, sovrastano da ogni punto dei loro sentieri d'aria tutti i punti della città.” (Calvino, 1972).

INTRODUCTION

The study of avian communities within urban environments, and particularly the investigation of distribution atlases, stemming from the early pioneering efforts (Emlen, 1974; Montier, 1977), has led to the implementation of a substantial number of similar initiatives across numerous European and North American cities. In recent years, even in Italy, the interest in the avifauna of these environments has experienced a remarkable surge, leading to the creation of a considerable number of urban atlases (Fraissinet, 2023) and the compilation of a literature review of ornithological studies conducted within this environment (Dinetti, 1988).

Cities logically represent the environment most extensively modified by humans, with only few remaining fragments of pre-existing habitats (Kelcey & Rheinwald, 2005). Furthermore, considering the rapidity with which substantial stretches of natural territory are covered by human-altered environments each year (Behnisch *et al.*, 2022; Chakraborty *et al.*, 2022), the speed at which human population tends to concentrate in urban areas (Mahtta *et al.*, 2022), and the effect that urban development can have on ecosystems (e.g., Alberti, 2005; Tian *et al.*, 2022), one can grasp the significance of studying the effects of these changes on ornithocoenoses. Savard *et al.* (2000) confirmed that birds prove well for assessing and monitoring biodiversity indices. Niemelä (1999) demonstrated that urban environments can be studied without the necessity of seeking new ecological theories. Lepczyk *et al.* (2023) have proposed the concept of “cities as sanctuaries,” which exemplifies the significance of cities in ecology and conservation efforts.

Several studies have addressed the issues and methodologies to be used for ornithological surveys in urban environments (e.g., Dinetti *et al.*, 1995; Kopij, 2020; Campbell *et al.*, 2022). Most ornithological studies conducted in urban environments in Italy have been carried out in parks (e.g.: Dinetti & Ascani, 1985; Lo Valvo *et al.*, 1985; Battisti, 1986; Carrabba & Milone, 1991; Zarrelli, 1991; Arca *et al.*, 2005; Fraticelli, 2005). Although it is estimated that between 40 and 70% of European cities possess green areas (Sukopp & Werner 1982) and that there has been an exponential increase in studies on these environments in recent years (Chatzimontor *et al.*, 2020), they cannot be considered representative of the entirety of biodiversity in the urban ecosystem.

In this study, I aimed to experimentally test the effectiveness of certain survey methods on urban bird communities in environments with a high percentage of built-up areas: specifically, the CORINE land cover categories 1.1.1 continuous urban fabric and 1.1.2 discontinuous urban fabric (Bossard *et al.*, 2000). The distinction between these two categories is often quite subtle, and they frequently overlap with each other. A similar analysis was previously conducted by Senar (1993), primarily focusing on populations of Feral Pigeons *Columba livia*.

METHODS AND STUDY AREA

Over the years, starting from 1993, I have collected data in various settings, both in continuous urban fabric residential areas and in discontinuous and sparse urban fabric residential areas, environments related to the aforementioned CORINE categories (Bossard *et al.*, 2000), during the breeding season and other seasons. All data was collected within the cities of Rome and Ladispoli (Rome, 41°56'N – 12°05'E).

The description of the specific sites investigated is provided in individual paragraphs where, in addition to the research methods employed, I detail the corresponding assessments and challenges encountered. For statistical analysis of the data, I used the Friedman test for repeated-measures and Kolmogorov-Smirnov test of normality with a significance level of $\alpha < 0.05$.

RESULTS AND DISCUSSION

Description of the study area

Numerous studies have highlighted how the avian community can significantly vary within the same city based on environmental characteristics (e.g., Clergeau *et al.*, 1998; Plummer *et al.*, 2020; Suhonen *et al.*, 2022). Consequently, it becomes essential to establish an effective method for environmental description. Many of the methods that have been proposed for categorizing various urban habitats rely solely on vegetation (e.g., Kowarik, 1992; LEU, 1994; Toledo-Garibaldi *et al.*, 2023) or integrate vegetational data with information related to infrastructure and citizen space utilization (Schulte *et al.*, 1993; Frey, 1998, 1999). This second approach is better suited for identifying the environmental parameters that influence the presence of various avian species. Dinetti (1994) and Dinetti *et al.* (1995) proposed a classification of environmental types within urban areas, but the four categories suggested for built-up areas are inadequate for a comprehensive description when assessing the effects of the environment on avian communities. Undoubtedly, aerial photographs can facilitate the collection of crucial environmental parameters, such as building density, the presence of private gardens, distance from more natural areas, or the number and width of roads. However, these parameters cannot be deemed sufficient. An important series of elements can only be collected through a direct field survey. The height of buildings is a crucial factor, but also architectural and structural characteristics, such as wall cavities that enable nesting of certain species, play a significant role. The presence of roadside trees is a fundamental factor to consider, as it leads to species aggregations (White *et al.*, 2005). The term *small-scale biotope* (Frey, 1998) refers to all those landscape elements that, while not abundant, influence the presence of various avian species and should therefore be quantified. These microsites, which have a significant impact on the avian community, include examples such as bodies of water like small fountains (Dulisz & Nowakowski, 1996) or larger ones (Natuhara & Imai, 1996), isolated trees, waste containers, food provided for cats, protruding architectural elements serving as perches, etc. The vegetation present should be categorized into native and non-native species, as this represents a significant element of selection, both qualitatively and quantitatively, concerning the species present (Mills *et al.*, 1989).

Data collection

The factors that make traditional survey methods challenging to use in urban environments include noise, access and visibility limitations, a high percentage of non-territorial species, and various logistical issues. The mapping method (*sensu* Pough, 1947), rightly recommended by Dinetti & Fraissinet (2001) and Dinetti (2005) for identifying and quantifying the nesting community in city parks, encounters significant challenges in areas with a high percentage of ground covered by buildings. For the study of urban bird communities, Landmann (1990) proposes the *Grid Area Count points Method*, which is a combination of the mapping method

and the point count index. Witt (1994) employed a discrete value scale in Berlin for a semi-quantitative assessment of the avian population. In any case, a quantitative assessment of the present population can only be relative in nature. To compare the efficiency of detecting the present avian community, I applied two of the most commonly used methods in natural environments: the line transects (Järvinen & Väisänen, 1976; Emlen, 1977) and the point counts methods (Blondel *et al.*, 1970), both without limits on observation distance. In avian populations with a high percentage of non-territorial species, especially outside the breeding season, the line transect method is recommended (Storch & Kotecky, 1999; Bibby *et al.*, 2000). Between November 20th and December 20th, 1995, and between April 1st and May 31st, 2000, I conducted 18 line transects of 900 meters each, and along the same route, and I performed 20 10-minute surveys through randomly selected point counts within the urban area of Ladispoli. During those years, this city, with a population of approximately 23,000 inhabitants, stretched along the Tyrrhenian coast and was bordered by areas of natural vegetation, mainly Mediterranean scrubland, and agricultural zones. The urban infrastructure primarily comprised two to three-story buildings, although multi-story buildings were also present. Almost all constructions were surrounded by green spaces. The settlement type could thus be described as a mixed buildings/villas pattern, where percentages consistently below 50% of the surface area were occupied by gardens, open spaces, and uncultivated areas.

Comparing the maximum number of individuals of various species recorded during the months of November-December 1995 using the two methods (Tab. 1) cannot be logically conducted. However, the frequency of various species does not exhibit a statistically significant difference ($\chi^2 = 0.89$; $P = 0.35$; Friedman test). I also calculated the following community parameters using the data collected with the two methods: S = species richness, the total number of species recorded; H' = diversity index (Shannon & Weaver, 1963); J = evenness index (Lloyd & Ghelardi, 1964). The line transect method allowed for the detection of 22% more species. The diversity index shows significant differences, with a notably higher value using the line transect method. The evenness index indicates a more equitable distribution of species when employing this method. The value of the turnover index (Wiens & Dyer, 1975), which can range from 0, indicating no change, to 1, indicating total change, resulted to be 0.22. From April 1st to May 31st, 2000, at the same survey location as before, I conducted 28 line transects of 900 meters each and 18 10-minute surveys through point counts. Similarly, the frequency of various species recorded using the two methods (Tab. 1) does not exhibit a statistically significant difference ($\chi^2 = 0.25$; $P = 0.62$; Friedman test). Using the line transect method allowed for the detection of one additional species compared to the point counts method, yet the community indices do not indicate substantial differences. The turnover index value is exceptionally low at 0.06. The apparent higher efficiency of the line transect method during the winter season could be attributed to the increased mobility of species during this period, thus resulting in higher chances of encounter along a sample route

compared to fixed point counts; this is despite the limitation posed by the extreme variability of lateral visibility.

Table 1. Maximum number of individuals, frequency, and community indices (S = species richness, H' = diversity index, and J = evenness index) of species recorded using the line transects and point counts methods between November 20th and December 20th, 1995, and between April 1st and May 31st, 2000, in Ladispoli (Rome).

	November-December 1995				April-May 2000			
	Line transects		Point counts		Line transects		Point counts	
Species	Maximum number of individuals	%	Maximum number of individuals	%	Maximum number of individuals	%	Maximum number of individuals	%
<i>Streptopelia decaocto</i>	3	3.4	2	5.7	4	3.7	3	5.5
<i>Apus apus</i>	-	-	-	-	40	37.0	22	40.0
<i>Pica pica</i>	6	6.7	4	11.4	6	5.6	2	3.6
<i>Corvus monedula</i>	2	2.2	0	0	-	-	-	-
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	1.1	0	0	2	1.9	1	1.8
<i>Parus major</i>	3	3.4	1	2.9	4	3.7	2	3.6
<i>Delichon urbicum</i>	-	-	-	-	7	6.5	3	5.5
<i>Phylloscopus collybita</i>	2	2.2	0	0	-	-	-	-
<i>Sylvia atricapilla</i>	7	7.9	2	5.7	4	3.7	2	3.6
<i>Sylvia melocephala</i>	4	4.5	2	5.7	1	0.9	1	1.8
<i>Sturnus vulgaris</i>	12	13.5	5	14.3	6	5.6	4	7.3
<i>Turdus merula</i>	8	9.0	2	5.7	10	9.3	3	5.5
<i>Erithacus rubecula</i>	4	4.5	1	2.9	-	-	-	-
<i>Phonicurus ochruros</i>	6	6.7	2	5.7	-	-	-	-
<i>Regulus ignicapillus</i>	1	1.1	0	0	-	-	-	-
<i>Passer italiae</i>	9	10.1	3	8.6	5	4.6	3	5.5
<i>Passer montanus</i>	12	13.5	6	17.1	6	5.6	2	3.6
<i>Motacilla alba</i>	3	3.4	1	2.9	1	0.9	0	0
<i>Chloris chloris</i>	2	2.2	2	5.7	6	5.6	4	7.3
<i>Carduelis carduelis</i>	4	4.5	2	5.7	3	2.8	1	1.8
<i>Serinus serinus</i>	-	-	-	-	3	2.8	2	3.6
S	18		14		16		15	
H'	2.62		1.64		2.28		2.20	
J	0.91		0.62		0.82		0.81	

During the spring season, the two methods do not appear to show substantial differences, likely due to the increased territorial behavior of species. However, it should be noted that given the fragmented nature of the study environment, the point

counts method is more influenced by the randomness of encountering individual species. The urban environment can be seen as an exaggeration of landscape fragmentation, influenced not only by the structural features of buildings and the physiognomic characteristics of garden vegetation but also likely by local microclimatic variations.

“Canopy” effect

From April 19th to May 13th, 2004, I conducted six 15-minute point counts from street level and six surveys from the terrace of a six-story building, in random chronological order, approximately 20 meters above ground level, at Piazza Buenos Aires in Rome.

Table 2. Maximum number of individuals and community parameters recorded from street level and the roof of a building in Rome.

Species	Street level	Roof of the building
	Maximum number of individuals	Maximum number of individuals
<i>Columba livia</i>	12	3
<i>Apus apus</i>	6	18
<i>Larus michahellis</i>	1	6
<i>Falco tinnunculus</i>	0	1
<i>Corvus monedula</i>	0	22
<i>Corvus cornix</i>	2	6
<i>Cyanistes caeruleus</i>	1	0
<i>Sylvia atricapilla</i>	1	0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1	0
<i>Sturnus vulgaris</i>	1	7
<i>Turdus merula</i>	2	0
<i>Monticola solitarius</i>	0	1
<i>Regulus ignicapillus</i>	1	0
<i>Passer italiae</i>	2	6
<i>Motacilla alba</i>	0	1
<i>Serinus serinus</i>	0	2
S	11	11
H'	1.91	1.95
J	0.80	0.81

In this series of surveys, the community parameters are nearly identical (Tab. 2), but the turnover index exhibits a notably high value of 0.63, highlighting the substantial differences between the two avian communities that are vertically separated by about twenty meters.

Comparison of line transects

From May 3rd to May 30th, 2007, I conducted a total of 20 line transects in Rome, each 400 meters long. Specifically, 10 line transects were carried out along Via della Conciliazione, stretching from Piazza Papa Pio XII to Piazza Pia, and another 10 line transects were performed along Via dei Corridori and Borgo Sant'Angelo, extending from the Largo del Colonnato intersection to the junction with Via di Porta Castello. Between the two parallel roads, there is a distance of approximately 60 meters, and they are separated by a single row of buildings. Via della Conciliazione has a width of approximately 40 meters and is pedestrianized for most of its length until the intersection with Via della Traspontina. Via dei Corridori and its extension, Borgo Sant'Angelo, have a width of approximately 12 meters. They are bordered by the Borgo Passageway, the 13th-century walls that connect the Vatican City to Castel Sant'Angelo. These roads are subject to vehicular traffic along their entire length.

Table 3. Maximum number of individuals, frequency percentage, and community parameters recorded along two parallel line transects in Rome.

Species	Via della Conciliazione		Via dei Corridori/Borgo Sant'Angelo	
	Maximum number of individuals	%	Maximum number of individuals	%
<i>Columba livia</i>	32	34.8	14	36.8
<i>Apus apus</i>	23	25.0	7	18.4
<i>Larus michahellis</i>	14	15.2	4	10.5
<i>Corvus cornix</i>	4	4.3	2	5.3
<i>Delichon urbicum</i>	6	6.5	2	5.3
<i>Sturnus vulgaris</i>	7	7.6	5	13.2
<i>Passer italiae</i>	6	6.5	3	7.9
<i>Motacilla alba</i>	0	0	1	2.6
Total number of individuals	92		38	
No. of species	7		8	
H'	1.51		1.49	
J	1.95		2.07	

The data presented in Tab. 3 highlight the significant differences that can be observed in the bird community even within a few meters of distance. These differences are partially attributed to the structural characteristics of the buildings but are mainly influenced by the distance from these structures, which strongly affects visibility. The difference in the number of species is not particularly significant, but the number of individuals observed on Via della Conciliazione is more than twice

as much as the other route. It is noteworthy, however, that the frequency of various species observed in the two routes does not exhibit a statistically significant difference ($\chi^2 = 0.50$; $P = 0.48$; Friedman test), community indices show no substantial differences, and the turnover index has a very low value (0.13).

Comparison between time intervals

In England, during the winter, it has been observed that in urban environments, birds have a later onset of foraging activity in the morning compared to rural areas (Ockendon *et al.*, 2009). However, in Italy, no correlation has been found between the time of observations and either the number of species or the number of individuals encountered (Dinetti & Lebboroni, 2012). From December 20, 1995, to January 25, 1996, I conducted 24 line transects of 900 meters within the urban area of Ladispoli. There were 12 line transects starting at 7:00 AM and 12 starting at 8:30 AM. For each species, I recorded not only the number of individuals but also the percentage of those contacted solely through acoustic means. Additionally, for each line transect, I noted the number of vehicles with the engine running, using this parameter as a measure of noise level.

Table 4. Species richness, maximum number of individuals, percentage of acoustic contacts, and average number of running automobiles encountered in 24 line transects conducted from December 20, 1995, to January 25, 1996, within Ladispoli (Rome).

	7.00 AM	8.30 AM
S	18	15
Maximum number of individuals	80	46
Percentage of acoustic contacts	40.0	10.9
Average number of automobiles	42	133

In the series of two line transects, spaced an hour and a half apart in terms of starting time, the number of species, despite showing a decrease in the later one, does not exhibit significant differences. However, the maximum number of individuals observed is considerably lower in the second line transect, which can be attributed to the lower percentage of acoustic contacts. The number of running automobiles is three times higher in the second set of line transects, which is certainly the reason for the reduced acoustic detectability (Tab. 4). It should be noted that the noise in the study area is relatively low; however, in large urban centers, the situation is certainly quite different. The number of moving vehicles could potentially even eliminate the number of individuals contacted acoustically. As an example, the Decree No. 84 of November 12, 2019, by the Municipality of Rome allows certain exempted activities to reach 70 dB(A), well above the intensity levels of vocalizations of many bird species (Dooling, 1982). Anthropogenic noises can also significantly alter the singing behavior of many species (Gill & Brumm, 2014; Halfwerk & Slabbekoorn, 2014).

Comparison between consecutive days

From April 18th to May 12th, 2016, I conducted 10 line transects spanning 1,800 meters in Rome, starting from the Cipro metro station, and passing through Piazzale degli Eroi, Via Andrea Doria, Viale delle Milizie, and concluding at the Lepanto metro station.

Table 5. Number of individuals of individual species, S = species richness, H' = diversity index, and J = evenness index observed in 10 line transects from April 18th to May 12th in Rome.

Dates	<i>Columba livia</i>	<i>Larus michahellis</i>	<i>Psittacula krameri</i>	<i>Corvus cornix</i>	<i>Parus major</i>	<i>Delocheon urbicum</i>	<i>Sturnus vulgaris</i>	<i>Turdus merula</i>	<i>Passer domesticus</i>	S	H'	J
18.04.2016	9	4	0	5	0	4	0	0	8	5	1.55	0.96
22.04.2016	3	4	1	2	0	0	1	2	6	7	1.77	0.91
26.04.2016	8	5	0	1	0	0	1	3	8	6	1.54	0.86
27.04.2016	9	1	0	10	0	0	1	1	3	6	1.38	0.77
28.04.2016	20	3	2	4	1	0	0	1	7	7	0.88	0.45
02.05.2016	4	7	0	3	0	0	0	2	4	5	0.92	0.57
04.05.2016	13	4	0	4	1	6	0	0	7	6	1.27	0.71
09.05.2016	9	3	0	5	0	1	0	0	2	5	1.37	0.85
10.05.2016	5	3	1	1	0	3	1	0	3	7	1.44	0.74
12.05.2016	129	6	0	1	0	6	0	0	7	5	0.43	0.27

Species richness, ranging from five to seven, does not exhibit substantial differences across the various line transects. However, the diversity index and evenness index show significant skewness values (-1.00 and -0.99, respectively) and leptokurtic kurtosis values (0.69 and 0.30, respectively; Kolmogorov-Smirnov test of normality) (Tab. 5). The data collected for *Columba livia* have a non-Gaussian distribution (D = 0.41; P < 0.001; Kolmogorov-Smirnov test of normality), high skewness values of 3.07, kurtosis values of 9.55, and an outlier. The values for this species logically influence the community values and highlight the difficulty of quantitative assessments as previously observed in other urban contexts (Fraticelli, 2021). The turnover index between one day and the next is highly variable, ranging from zero to 0.44, in demonstrating how random events, often not even detectable, can significantly influence the collected data.

Comparison between consecutive months

Between March 17th and April 15th, 2016, I conducted 10 line transects of 1,800 m each. Additionally, from April 18th to May 12th, 2016, I conducted another 10

line transects (following the same survey methodology as described in the preceding paragraph). This line transects were performed in Rome, starting from the Cipro subway station and spanning through Piazzale degli Eroi, Via Andrea Doria, Viale delle Milizie, and concluding at the Lepanto subway station.

Table 6. Maximum number of individuals and community parameters recorded in two series of line transects in Rome.

Species	March 17th - April 15th, 2016	April 18th - May 12th, 2016
	Maximum number of individuals	Maximum number of individuals
<i>Columba livia</i>	24	129
<i>Larus michahellis</i>	10	7
<i>Myiopsitta monacus</i>	2	0
<i>Psittacula krameri</i>	4	2
<i>Corvus cornix</i>	11	10
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2	0
<i>Parus major</i>	2	1
<i>Delichon urbicum</i>	6	6
<i>Sylvia atricapilla</i>	1	0
<i>Sturnus vulgaris</i>	4	1
<i>Turdus merula</i>	2	3
<i>Passer italiae</i>	10	8
S	12	9
H'	0.87	0.65
J	0.35	0.29

The turnover index between the two series of line transects has a value of 0.25. In the second series of line transects, three fewer species were recorded, and the community indices show significant differences (Tab. 6). These differences could be attributed to the varying reproductive phases of the different species, but it is likely that random events, often not even detectable, may also play a significant role.

Comparison between years

In April 1993 and April 1994, I conducted five 15-minute qualitative surveys each, focusing solely on the presence of various bird species on Via del Serafico and five 15-minute surveys on Via Annibale De Gasparis in Rome. The two areas, approximately one kilometer apart from each other in a straight line, can be defined as sparsely populated discontinuous residential zones, according to the CORINE Land Cover classification 1.1.2 (Bossard *et al.*, 2000). In April 2003 and April 2004, I conducted five 15-minute qualitative surveys each, focusing solely on the presence of various bird species on Via Torino and five 15-minute surveys on Viale Italia in

Ladispoli. The two areas, approximately one kilometer apart from each other in a straight line, can be defined as continuously built-up residential zones, according to the CORINE Land Cover classification 1.1.1 (Bossard *et al.*, 2000).

Table 7. Species present in two areas in Rome in 1993 and 1994, and species present in two areas in Ladispoli in 2003 and 2004.

Species	Roma				Ladispoli			
	Area 1		Area 2		Area 1		Area 2	
	1993	1994	1993	1994	2003	2004	2003	2004
<i>Columba livia</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Streptopelia decaocto</i>						X	X	
<i>Apus apus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Pica pica</i>					X			X
<i>Corvus cornix</i>				X				
<i>Periparus ater</i>		X						
<i>Cyanistes caeruleus</i>	X	X	X	X				
<i>Parus major</i>	X	X	X	X				
<i>Sylvia atricapilla</i>	X	X	X					
<i>Sylvia melanocephala</i>	X			X	X			X
<i>Certhia brachydactyla</i>				X				
<i>Troglodytes troglodytes</i>	X	X	X					
<i>Sturnus vulgaris</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Turdus merula</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Muscicapa striata</i>	X							
<i>Erithacus rubecula</i>					X			
<i>Regulus ignicapillus</i>	X	X		X				
<i>Passer italiae</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Passer montanus</i>	X	X	X	X	X	X		X
<i>Motacilla alba</i>	X				X	X		
<i>Chloris chloris</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
<i>Carduelis carduelis</i>	X							
<i>Serinus serinus</i>	X	X	X	X	X	X	X	X
S	17	14	12	14	12	10	8	10

The collected data highlight that there is not a complete correspondence between the species found in one year and the next (Tab. 7). The turnover index value between 1993 and 1994 in the first area of Rome was 0.24, and in the second area, it was 0.33. Similarly, between 2003 and 2004, in the first area of Ladispoli, the turnover index was 0.25, and in the second area, it was 0.30.

Conclusions

The description of the study area presents an extremely complex issue due to the high variability of elements that can characterize it. A general definition of the environment should always be accompanied by a list, and possibly quantification, of all those elements that can potentially influence the avian community, even in a theoretical manner. The line transect method appears to be the most suitable during the winter season, while during the breeding season, no substantial differences have been highlighted between this method and the point counts. In areas where the majority of buildings have considerable heights, it should be considered that two distinct avian communities are present, separated by only a few meters vertically from each other. Finding a solution to this issue is certainly not straightforward, especially considering that for some species, there is the ability to move rapidly between different height layers, allowing them to be monitored or, conversely, to hide from sight. When selecting the line transect route, or choosing point counts, wider roads are preferable, also because the observation time for a species flying across the airspace is greater. Irrespective of the activity rhythms of various species, it is preferable to conduct surveys as early as possible in the morning, a period during which anthropogenic noises, which could significantly reduce acoustic detectability, are theoretically lower. From the data collected in the comparison between two sets of line transects, both comparing consecutive hours and days, it is advisable to carry out a high number of surveys, at least 15. This is due to the unpredictability of contacts and the likely non-uniform breeding season for all species, with some species starting their breeding season earlier than rural populations (Deviche & Davies, 2014). A high number of surveys could also help mitigate the effect of stochastic events, such as the temporary availability of trophic resources like discarded waste on the street. Data collected in different years demonstrate that it is not possible to associate session data with a longer period, as changes in the structure of an urban avian community occur very rapidly due to the highly dynamic biological nature of this environment (e.g., Fraticelli, 1996; Morneau *et al.*, 1999; Fraissinet, 2010; Fidino & Magle, 2017). All the considerations put forth, however, must be critically evaluated with utmost care, as they have undoubtedly been strongly influenced by the contingent situation at the time of data collection.

Acknowledgements - I sincerely thank my wife Emanuela, who has reviewed and edited the text for better comprehension. I also extend my gratitude to Samuele Ramellini for his critical review and valuable suggestions.

REFERENCES

- Alberti M., 2005. The effects of urban patterns on ecosystem function. *International Regional Science Review*, 28: 168–192.
- Arca E., Battisti C. & Fraticelli F., 2005. Effetto di area, isolamento e disturbo sulle comunità ornitiche di frammenti forestali urbani: un caso di studio a Roma. *Alula*, 12: 9-22.
- Battisti C., 1986. Censimento degli uccelli nidificanti in un parco urbano (Villa Doria Pamphili,

- Roma). *Avocetta*, 10: 37-40.
- Behnisch M., Krüger T. & Jeager J. A. G., 2022. Rapid rise in urban sprawl: Global hotspots and trends since 1990. *PLOS Sustain Transform* 1(11): e0000034. <https://doi.org/10.1371/journal.pstr.0000034>
 - Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. *Bird census techniques*. Academic Press, London.
 - Blondel J., Ferry C. & Frochot B., 1970. Le methode des Indices Ponctuels d'Abondance (I.P.A.) ou des relevés d'avifaune pour "station d'ecoute". *Alauda*, 38: 55-71.
 - Bossard M., Feranec J. & Otahel J., 2000. CORINE land cover technical guide – Addendum 2000. Thecnical report no. 40. European Environment Agency.
 - Calvino I., 1972. *Le città invisibili*. Einaudi Editore, Torino.
 - Campbell C.E., Jones D.N., Awasthy M. & Chauvenet A. L. M., 2022. How do we study birds in urban settings? A systematic review. *Biodiversity Conservation*, 31: 1–20.
 - Carrabba P. & Milone M., 1991. Comunità ornitiche degli ambienti verdi di Napoli nei periodi dello svernamento e della riproduzione. *Supplemento Ricerche Biologia della Selvaggina*, 17: 229-232.
 - Chakraborty S., Maity I., Dadashpoor H., Novotný J. & Banerji S., 2022. Building in or out? Examining urban expansion patterns and land use efficiency across the global sample of 466 cities with million+ inhabitants. *Habitat International*, 120: <https://doi.org/10.1016/j.habitatint.2021.102503>
 - Chatzimontor A., Apostolopoulou E. & Mazaris A. D., 2020 – A review of green infrastructure research in Europe: Challenges and opportunities. *Landscape and Urban Planning*, 198: <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103775>
 - Clergeau P., Savard J.-P., Mennechez G. & Falardeau G., 1998. Bird abundance and diversity along an urban-rural gradient: a comparative study between two cities on different continents. *Condor*, 10: 413-425.
 - Deviche P. & Davies S., 2014. Reproductive phenology of urban birds: environmental cues and mechanisms. :98-115. In: Gil D. & Brumm H. (eds.), *Avian urban ecology*. Oxford University Press, Oxford.
 - Dinetti M., 1988. *Gli uccelli negli ambienti urbani italiani*. Centro Italiano Ecologia Urbana, Firenze.
 - Dinetti M., 1994. The urban ornithology in Italy. *Memorabilia Zoologica*, 49: 269-281.
 - Dinetti M., 2005. Quantitative methods in urban ornithological atlases. *Ecologia Urbana*, 17: 31-33.
 - Dinetti M. & Ascani P., 1985. Relazioni ecologiche tra vegetazione e avifauna nei parchi di Livorno (Italia). *Quaderni Museo di Storia Naturale Livorno*, 6: 97-118.
 - Dinetti M., Cignini B., Fraissinet M. & Zapparoli M., 1995. Gruppo di lavoro "Atlanti ornitologici urbani italiani": standard per le ricerche sull'avifauna di ambienti antropizzati. *Rivista italiana di Ornitologia*, 64: 141-149.
 - Dinetti M. & Fraissinet M., 2001. *Ornitologia urbana*. Calderini Edagricole, Bologna.
 - Dinetti M. & Lebboroni M., 2012. Birdwatching in città: rilevabilità delle specie comuni in alcuni centri storici dell'Italia centrale. *Ecologia Urbana*, 24: 25-29.
 - Dooling R. J., 1982. Auditory perception in birds. In: Kroodsma D. E. & Millee E. H. (eds.). *Acoustic communication in birds*. Academic Press, New York.
 - Dulisz B. & Nowakowski J., 1996. The species diversity of the avifauna in built-up areas in the city of Olsztyn (NE Poland). *Acta Ornithologica*, 31: 34-38.
 - Emlen J. T., 1974. An urban bird community in Tucson, Arizona: derivation, structure, regulation. *Condor*, 76: 184-197.

- Emlen J. T., 1977. Estimating breeding season bird densities from transect counts. *Auk*, 94: 455-468.
- Fidino M. & Magle S. B., 2017. Trends in long-term urban bird research. In: Murgui E. & Hedblom M. (eds). *Ecology and conservation of birds in urban environments*. Springer, Cham. https://doi.org/10.1007/978-3-319-43314-1_9
- Fraissinet M. 2010. Analisi dell'avifauna italiana nidificante in ambiente urbano. Aggiornamento 2010. *Ecologia Urbana*, 22: 12-18.
- Fraissinet M., 2023. Gli atlanti ornitologici in lingua italiana. Terza edizione. Monografia n.20. ASOIM ed., San Giorgio a Cremano, Napoli.
- Fraticelli F., 1996. Studio a lungo termine dell'evoluzione della comunità ornitica in un ambiente urbano. *Alula*, 3: 10-16.
- 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., 2021. Quantificazione numerica dei Piccioni urbani *Columba livia* forma domestica in un parco di Roma: considerazioni metodologiche. *Alula*, 28: 21-25.
- Frey J., 1998. Comprehensive biotope mapping in the city of Mainz – a tool for integrated nature conservation and sustainable urban planning. In: Breuste J., Feldmann H. & Uhlmann O. (eds.), *Urban ecology*. Springer Verlag, Berlin. (pp. 641-647).
- Frey J., 1999. Practical aspects of biotope mapping in cities: methods, problems and solutions. An example of Mainz, Germany. In: Reumer J. W. F. & Epe M. J. (eds.), *Biotope mapping in the urban environment*. DEINSEA, 5: 41-56.
- Gil D. & Brumm H., 2014. Acoustic communication in the urban environment: patterns, mechanisms, and potential consequences of avian song adjustments. :69-83. In: Gil D. & Brumm H. (eds.), *Avian urban ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Halfwerk W. & Slabbekoorn H., 2014. The impact of anthropogenic noise on avian communication and fitness. :84-97. In: Gil D. & Brumm H. (eds.), *Avian urban ecology*. Oxford University Press, Oxford.
- Järvinen O. & Väisänen R. A., 1976. Finnish line transect censuses. *Ornis Fennica*, 53:115-118.
- Kelcey J. & Rheinwald G., 2005. *Birds in European cities*. Ginster verlag, St. Katharinen.
- Kopij G., 2020. Comparison of population densities of selected bird species breeding in main urban habitats in southwestern Poland. *Biologija*, 66: 145-151.
- Kowarik I., 1992. Das Besondere der städtischen Flora und Vegetation. *Schriftenreihe Deutscher Rat für Landespflge*, 61: 33-47.
- Landmann A., 1990. Space utilization and habitat preferences of synanthropic birds in the post-breeding season: results of a combined version of mapping and count pointsing. In: Štátný K. & Bejček V. (Eds.). *Bird census and atlas studies. Proceedings of the XI International Conference on Bird Census and Atlas Work*, Prague. Inst. Applied Ecology and Ecotechnology, Prague; Czech Ornithological Society, Prague; Inst. Systematic and Ecological Biology, Brno.
- Lepczyk C. A., Aronson M. F. J. & La Sorte F. A., 2023. Cities as sanctuaries. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 21: 251-259.
- LEU (London Ecology Unit), 1994. *Habitat survey for Greater London*. London Ecology Unit, London.
- Lo Valvo M., La Mantia T. & Massa B., 1985. Bird population of Palermo's urban and suburban areas. *Bollettino di Zoologia*, 52: 347-354.
- Lloyd M. & Ghelardi R. J., 1964. A table for calculating the "Equitability" component of species diversity. *Journal of Animal Ecology*, 33: 217-225.

- Mahtta R., Fragkias M., Güneralp B., Mahendra A., Reba M., Wentz E. A. & Seto K.C., 2022. Urban land expansion: the role of population and economic growth for 300+ cities. *npj Urban Sustain*, 2: <https://doi.org/10.1038/s42949-022-00048-y>
- Mills S.G., Dunning J.B. Jr. & Bates J.M., 1989. Effects of urbanization on breeding bird community structure in south-western desert habitats. *Condor*, 91: 416-428.
- Montier D., 1977. Atlas of the breeding birds of the London Area. Batsford, London.
- Morneau F., Décarie R., Pelletier R., Lambert D., DesGrances J.-L. & Savard J.-P., 1999. Changes in breeding bird richness and abundance in Montreal parks over a period of 15 years. *Landscape and Urban Planning*, 44: 111-121.
- Natuhara Y. & Imai C., 1996. Spatial structure of avifauna along urban-rural gradients. *Ecological Research*, 11: 1-9.
- Niemelä J., 1999. Is there a need for a theory of urban ecology? *Urban Ecosystems*, 3: 57-65.
- Ockendon N., Davis S. E., Miyar T. & Toms M. P., 2009. Urbanization and time of arrival of common birds at garden feeding stations. *Bird Study*, 56: 405-410.
- Plummer K. E., Gillings S. & Siriwardena G. M., 2020. Evaluating the potential for bird-habitat models to support biodiversity-friendly urban planning. *Journal of Applied ecology*, 57: 1902-1914.
- Pough R. H., 1947. How to take a breeding bird census. *Audubon Magazine* 49: 290-297.
- Savard J.-P. L., Clergeau P. & Mennechez G., 2000. Biodiversity concepts and urban ecosystems. *Landscape and Urban Planning*, 48: 131-142.
- Senar J. C., 1993. Bird census techniques for the urban habitat: a review. *Atti convegno Il controllo delle popolazioni ornitiche sinantropiche (piccioni e storni): problemi e prospettive*. Istituto Superiore di Sanità, Roma.
- Schulte W., Sukopp H. & Werner P., 1993. Flächendeckende Bitopkartierung im besiedelten Bereich als Grundlage einer am Naturschutz orientierten Planung (Program für die Bestandsaufnahme, Gliederung und Bewertung des besiedelten Bereichs und dessen Randzonen. *Natur und Landschaft*, 68: 491-526.
- Shannon C. E. & Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Storch D. & Kotecky V., 1999. Structure of bird communities in the Czech Republic: the effect of area, census technique and habitat type. *Folia Zoologica*, 48: 265-277.
- Suhonen J., Jokimäki J., Kaisanlahti-Jokimäki M.-L., Morelli F., Benedetti Y., Rubio E., Pérez-Contreras T., Sprau P., Tryjanowski P., Pape Møller A., Díaz M. & Ibáñez-Álamo J. D., 2022. Occupancy-frequency distribution of birds in land-sharing and -sparing urban landscapes in Europe. *Landscape and Urban Planning*, <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104463>
- Sukopp H. & Werner P., 1982. *Nature in cities*. Nature and Environment Series No. 28. Council of Europe, Strasbourg.
- Tian S., Wu W., Shen Z., Wang J., Liu X., Li L., Li X., Liu X. & Chen H., 2022. A cross-scale study on the relationship between urban expansion and ecosystem services in China. *Journal of Environmental Management*, <https://doi.org/10.1016/j.jenvman.2022.115774>
- Toledo-Garibaldi M., Puric-Mladenovic D. & Smith S. M., 2023. Urban biotope classification incorporates urban forest and green infrastructure for improved environmental land-use planning in Mexico City. *Urban Ecosystems*, 26: 323–336.
- White J. G., Antos M. J., Fitzsimons J. A. & Palmer G. C., 2005. Non-uniform bird assemblages in urban environments: the influence of streetscape vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 71: 123-135.

- Wiens J. A. & Dyer M. I., 1975. Rangeland avifaunas: their composition, energetics, and role in the ecosystem. Proc. Symp. Management Forest Range Habitats Nongame Birds. Usa Forest-Service, Report WO, 1: 146-182.
- Witt K., 1994. Habitat-dependence in the structure of an urban bird community. In: Hagemeijer E. J. M. & Verstaël T. J. (Eds.). Bird Numbers 1992. Distribution, monitoring and ecological aspects. Proceedings of the 12th International Conference of IBCC and EOAC, Noordwijkerhout, The Netherlands. Statistics Netherlands, Voorburg/Heerlen & SOVON, Beek-Ubbergen.
- Zarrelli R., 1991. Censimenti delle comunità ornitiche di parchi urbani ed extraurbani tramite il metodo del mappaggio. Supplemento Ricerche Biologia della Selvaggina, 16: 433-436.

FENOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL PICCIONE *Columbia livia* FORMA DOMESTICA A ROMA

FULVIO FRATICELLI ⁽¹⁾, FRANCESCA MANZIA ⁽²⁾ & VANESSA SAVALLI ⁽³⁾

⁽¹⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (f_fraticelli@hotmail.com)

⁽²⁾ Centro Recupero Fauna Selvatica – LIPU (crfs.roma@lipu.it)

⁽³⁾ (vanessa.savalli86@gmail.com)

Abstract - Reproductive phenology of the Feral Pigeon *Columba livia* in Rome. We investigated Feral pigeon breeding phenology in the town of Rome from 2001 to 2021, where it reproduces throughout the year, although mainly in the period March-August (83% of cases). No correlations between the average dates of deposition and the meteorological variables were found, and the number of depositions in December-January does not appear to be influenced by the number of those in the previous March-August period. To decrease the population's fitness, and thus its potential impacts, we recommend carrying out public awareness campaigns to reduce food provisioning by citizens in January-February.

INTRODUZIONE

Si noti che – mentre tutti gli altri animali hanno una stagione per gli amori – non vi è tempo dell'anno nel quale il colombo non monti la colomba (Eco, 1994).

Il Piccione *Columbia livia* forma domestica è una specie ampiamente diffusa in Italia (Giunchi, 2022) con popolazioni anche molto abbondanti (Ballarini *et al.*, 1989; Dinetti, 2001) che creano potenziali situazioni di rischio sanitario alle attività antropiche (ad es.: Haag-Wackernagel & Moch, 2003; Haro *et al.*, 2005; Graczyk *et al.*, 2007; Tokarzewski *et al.*, 2007; Bart *et al.*, 2008; Cafiero *et al.*, 2008; Magnino *et al.*, 2008; Haag-Wackernagel & Bircher, 2010; Borges *et al.*, 2017). Ogni individuo di Piccione domestico produce fino a 12 kg di feci all'anno (Kösters *et al.*, 1991; Vogel, 1997) con conseguenze gestionali ed economiche molto importanti (Zucconi *et al.*, 2003; Giunchi *et al.*, 2012; Spennemann & Watson, 2017; Cuthbert *et al.*, 2022). Qualsiasi intervento di gestione delle popolazioni di questa specie non può prescindere da una approfondita conoscenza della loro eco-etologia come, ad esempio, la biologia riproduttiva, la quale è stata oggetto di molti studi in varie nazioni (ad es.: Goodwin, 1960; Murton *et al.*, 1972; Johnston & Janiga, 1995; Hetmański & Barkowska, 2008). Il successo riproduttivo di questa specie è alla base della capacità di colonizzare gli ambienti urbani a livello planetario, nonostante le ridotte dimensioni relative del cervello rispetto ad altre specie sinantropiche (Sayol *et al.*, 2020). Il Piccione domestico presenta un periodo riproduttivo molto esteso con deposizioni durante tutto il corso dell'anno (ad es.: Dabert, 1987; Johnston & Janiga, 1995; Hetmański, 2004) e possiede la capacità di accudire simultaneamente due covate (Burley, 1980; Johnson & Johnston, 1989; Hetmański & Wołk, 2005). In Italia i dati disponibili in letteratura sulla biologia riproduttiva di questa specie sono molto

scarsi (Fusco & Milone, 1998; Giunchi *et al.*, 2007). Lo scopo del presente lavoro è quindi quello di descrivere la fenologia riproduttiva di questa specie a Roma, città a clima mediterraneo, dove la specie è ampiamente diffusa (Cignini & Zapparoli, 1996) e molto abbondante (Cignini *et al.*, 1991) e analizzare gli effetti delle variazioni meteorologiche tra un anno e l'altro sulla data di deposizione.

AREA DI STUDIO E METODI

Abbiamo svolto il presente studio all'interno dell'area della città di Roma (coordinate centrali 41°54'N-12°29'E) circoscritta dal Grande Raccordo Anulare, considerato, anche se in senso generale, una barriera allo sviluppo urbanistico (Pignatti, 1995). L'area di studio ha un raggio di circa 20 km, è estesa circa 360 km², di cui il 46% è rappresentato da superfici edificate, il 49% da aree verdi, prati, aree archeologiche e incolti periferici e il 5% dal fiume Tevere, dal fiume Aniene e dalle aree golenali intorno a queste aste fluviali (Cignini & Zapparoli, 1996). Per quantificare le riproduzioni del Piccione domestico durante il corso degli anni abbiamo utilizzato i registri del Centro Recupero Fauna Selvatica (CRAS) della LIPU presso il Bioparco di Roma dal 2001 al 2021 nei quali sono riportate le date di ricovero dei *pulli* di questa specie che i cittadini raccolgono perché caduti dai nidi. Non abbiamo preso in considerazione gli anni 2003, 2005 e 2013 perché, per motivi contingenti, non erano stati memorizzati i dati di alcuni mesi. Per i dati meteorologici abbiamo utilizzato quelli della stazione meteo di Roma Ciampino reperibili su <https://www.ilmeteo.it/portale/archivio-meteo/Roma> e, nello specifico, il numero dei giorni di pioggia e la somma delle temperature medie giornaliere espresse in °C. Considerando che l'invollo dal nido in questa specie avviene tra 35 e 37 giorni dalla schiusa (Cramp, 1985) e verificando lo stato di sviluppo di remiganti e timoniere, abbiamo valutato approssimativamente che l'età dei pulli che sono stati consegnati al CRAS era compresa tra 15 e 20 giorni di vita. In questa fase la mobilità all'interno del nido è particolarmente elevata aumentando così le probabilità di caduta, come riscontrato in altre specie (Bize & Roulin, 2006). Considerando inoltre che i tempi di incubazione delle uova variano tra 16 e 19 giorni (Cramp, 1985), per ogni *pullus* abbiamo valutato che la deposizione dell'uovo fosse avvenuta tra 31 e 39 giorni prima. Abbiamo utilizzato il valore medio di 35 giorni e abbiamo raggruppato i dati per mesi, contribuendo così a diminuire le eventuali inesattezze di calcolo. In totale abbiamo analizzato 4.638 date di deposizione. Per le elaborazioni statistiche abbiamo utilizzato il test del coefficiente di correlazione di Pearson e il test di normalità di Kolmogorov-Smirnov con un livello di significatività $\alpha < 0,05$. Nei confronti con dati qualitativi ordinali abbiamo utilizzato l'indice di correlazione tau di Kendall.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Il numero dei *pulli* di Piccione consegnati al CRAS ha presentato un evidente aumento nel corso degli anni, mostrando una relazione monotona positiva tra le due variabili con una concordanza relativamente forte (test di Kendall $\tau = 0,647$); anche il

numero totale di tutte le specie consegnate al CRFS ha mostrato un forte aumento nel corso degli anni con una concordanza positiva relativamente forte (test di Kendall $\tau = 0,673$). Il numero dei ricoveri di *pulli* di Piccione e il numero dei ricoveri di tutte le altre specie hanno mostrato tra di loro una correlazione positiva statisticamente altamente significativa ($R = 0,699$; $P = 0,001$). L'aumento dei ricoveri dei *pulli* non è quindi imputabile a un reale aumento della popolazione in studio, ma molto più probabilmente è stato causato dalla maggiore presa di coscienza dei cittadini nel corso degli anni nei confronti del recupero di animali debilitati, equivalente a un maggior sforzo di ricerca.

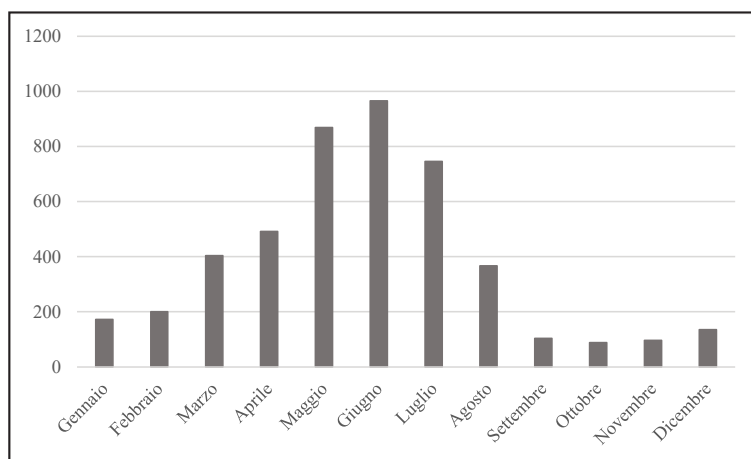


Figura 1. Numero di deposizioni durante il corso dell'anno; dati 2001-2021. *Number of Feral Pigeon depositions during the year; data 2001-2021.*

Considerando che l'83% delle deposizioni avviene tra marzo e agosto (Fig.1), abbiamo preso in considerazione questo periodo per verificare se la data media di deposizione nei singoli anni di ricerca potesse essere influenzata dalle condizioni meteorologiche. La data media di deposizione in questo periodo ricade per il 94% dei casi a cavallo dell'ultima decade di maggio e della prima di giugno, a eccezione del 2020 quando questa è caduta nella seconda decade di giugno. Il dato del 2020 è risultato al test di Kolmogorov-Smirnov un *outlier* e non è stato di conseguenza considerato nelle elaborazioni generali successive. Le condizioni meteorologiche del periodo marzo-agosto (numero di giorni di pioggia $R = 0,102$, $P = 0,696$; somma delle temperature medie $R = 0,069$, $P = 0,793$) e quelle dei tre mesi precedenti (numero di giorni di pioggia $R = 0,108$, $P = 0,680$; somma delle temperature medie $R = 0,402$, $P = 0,110$) non hanno evidenziato correlazioni statisticamente significative con le date medie di deposizione. Il numero delle deposizioni che avvengono nel periodo invernale di dicembre e gennaio non appare influenzato dal numero delle deposizioni avvenute durante il periodo marzo-agosto precedente poiché non è stata riscontrata

una correlazione statisticamente significativa tra questi due valori ($R = 0,466$, $P = 0,052$). Il numero delle deposizioni che avvengono nel periodo invernale di dicembre e gennaio non mostra alcuna correlazione né con i parametri meteorologici di quel periodo (numero di giorni di pioggia $R = -0,329$; $P = 0,199$; somma delle temperature medie $R = 0,213$; $P = 0,411$) né con quelli del periodo giugno-novembre precedente (numero di giorni di pioggia $R = -0,115$; $P = 0,663$; somma delle temperature medie $R = 0,376$; $P = 0,124$). Le nidificazioni che avvengono successivamente ad agosto sono probabilmente da riferire a individui giovani alla loro prima nidificazione che, è noto, avviene due o tre mesi dopo quella degli individui adulti (Hetmański, 2004). In conclusione, si può affermare che le condizioni meteorologiche sembrano non influenzare in maniera significativa la fenologia di nidificazione di questa specie a Roma a differenza di quanto riscontrato in altre aree europee (Hetmański & Wolk, 2005). L'anomalia della data media di deposizione nel 2020 non può essere imputata a particolari condizioni meteorologiche, poiché il numero dei giorni di pioggia di marzo-agosto (34 giorni), valore inferiore al primo quartile della distribuzione dei valori degli altri anni, e il valore della somma delle temperature medie (123), valore superiore al terzo quartile della distribuzione dei valori degli altri anni, rappresentano una situazione non anomala, anzi riscontrata in altri anni. Bisogna comunque considerare che in quell'anno i cittadini di Roma si trovavano in *lockdown* a causa della pandemia di SARS-coV-2 e che questo potrebbe aver influito sia sulle modalità di consegna dei Piccioni al CRAS sia sulla quantità di cibo di origine antropica a disposizione di questa specie. Nel febbraio 2012 si è avuta una intensa nevicata nell'area di studio e la neve è persistita per almeno cinque giorni sul terreno; neppure questo fenomeno meteorologico anomalo ha influito in maniera significativa sulla fenologia di nidificazione dei Piccioni (data media di deposizione nel periodo marzo-agosto successivo, 6 giugno). Il clima di Roma particolarmente mite, catalogato nel sottotipo CSA (Köppen & Geiger 1936) o clima etesio con temperatura media del mese più caldo superiore a 22°C , evidentemente non causa in questa specie interferenze con la biologia riproduttiva. La riduzione delle risorse trofiche è un elemento fondamentale per far diminuire le popolazioni urbane di questa specie (Sacchi et al., 2002; Haag-Wackernagel & Geigenfeind, 2008; Dobeic et al., 2011; Stock & Haag-Wackernagel, 2016; Harris et al., 2016; Senar et al., 2016; Soh et al., 2021). La maggior parte di queste risorse viene offerta nella città di Roma, più o meno volontariamente, dai cittadini (Fratlicelli, 2008), come in altre città europee (Haag-Wackernagel, 1995) e, in mancanza di queste, le risorse trofiche alternative avrebbero probabilmente un valore nutrizionale minore o comporterebbero uno sforzo metabolico maggiore perché sarebbero ricercate su un territorio più vasto, con conseguenze sulla fitness (Scriba et al., 2017). Per effettuare un intervento di controllo numerico nei confronti di questa specie i dati da noi raccolti suggeriscono di svolgere campagne di sensibilizzazione rivolte ai cittadini principalmente nei mesi di gennaio e febbraio, prima dell'inizio del periodo di maggiore attività riproduttiva della specie, facendo rispettare le ordinanze sindacali specifiche relative all'offerta di cibo ad animali

selvatici. Questa tecnica non invasiva ha dato ottimi risultati in Spagna facendo diminuire sensibilmente la popolazione sinantropica di Piccioni (Senar *et al.*, 2017) e potrebbe essere applicata con successo anche in varie realtà italiane.

Author contribution – **F. Fraticelli**: conceptualization, methodology, formal analysis, writing original draft, writing review & editing. **F. Manzia**: investigation, data curation, writing review & editing. **V. Savalli**: data curation, writing review & editing.

Ringraziamenti - Per la rilettura critica del testo e per i preziosi consigli ringraziamo sentitamente Samuele Ramellini, Alessandro Montemaggiori e Fabrizio Bulgarini.

BIBLIOGRAFIA

- Ballarini G., Baldaccini N.E. & Pezza F., 1989. Colombi in città. Aspetti biologici, sanitari e giuridici. Metodologie di controllo. Istituto Nazionale Biologia Selvaggina, Documenti Tecnici, 6: 1-58.
- Bart A., Wentink-Bonnema E.M., Heddema E.R., Buijs J. & van Gool T., 2008. Frequent occurrence of human-associated microsporidia in fecal droppings of Urban Pigeons in Amsterdam, The Netherlands. *Applied and Environmental Microbiology*, 74: 7056-7058.
- Bize P. & Roulin A., 2006. Sibling competition and the risk of falling out of the nest. *Animal Behaviour*, 72: 539-544.
- Borges C.A., Cardozo M.V., Beraldo L.G., Oliveira E.S., Maluta R.P., Barboza K.B., Werther K. & Ávila F.A., 2017. Wild birds and urban pigeons as reservoirs for diarrheagenic *Escherichia coli* with zoonotic potential. *Journal of Microbiology*, 55: 344–348.
- Burley N., 1980. Clutch overlap and clutch size: alternative and complementary reproductive tactics. *American Naturalist*, 115: 223–246.
- Cafiero M.A., Camarda A., Circella E., Santagada G., Schino G. & Lomuto M., 2008. Pseudoscabies caused by *Dermanyssus gallinae* in Italian city dwellers: a new setting for an old dermatitis. *Journal of the European Academy of Dermatology and Venereology*, 22: 1382-1383.
- Cignini B., Giardini L. & Utzeri C., 1991. Dati preliminari sulla distribuzione di *Columba livia* forma domestica nel centro storico della città di Roma. *Supplemento Ricerche Biologia Selvaggina*, 19: 631-634.
- Cignini B. & Zapparoli M., 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Palombi Editore, Roma.
- Cramp S., 1985. The birds of the Western Palearctic. Oxford University press, Oxford.
- Cuthbert R.N., Diagne C., Haubrock P.J., Turbelin A.J. & Courchamp F., 2022. Are the “100 of the world’s worst” invasive species also the costliest? *Biological Invasions*, 24 :1895–1904.
- Dinetti M., 2001. Ricerche e attività di gestione del Colombo di città. *Avocetta*, 25: 135.
- Dabert J., 1987. Breeding ecology of the Feral Pigeon *Columba livia* f. *domestica* in Poznań. *Acta Ornithologica*, 23: 177–195.
- Dobeic M., Pintaric S.K., Vlahovic K. & Dove A., 2011. Feral Pigeon (*Columba livia*) population management in Ljubljana. *Veterinarski arhiv*, 81: 285–298.
- Eco U., 1994. L’isola del giorno prima. Bompiani, Milano.
- Fraticelli F., 2008. Cause della concentrazione dei piccioni urbani a Roma. *Alula*, 15: 183-187.
- Fusco L. & Milone P., 1998. Successo riproduttivo di *Columba livia* forma *domestica* in ambiente urbano in relazione alla struttura del sito. : 193-195. In: Bologna M.A., Carpaneto G.M. & Cignini B. (Eds.). *Atti I Convegno sulla Fauna Urbana*. Fratelli palombi Editori, Roma.
- Giunchi D., 2022. Piccione selvatico/domestico: 114-115. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P.,

- Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin G., Janni O., pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G. & Brambilla M. (a cura di). Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere, Latina.
- Giunchi D., Baldaccini N.E., Sbragia G. & Soldatini C., 2007. On the use of pharmacological sterilisation to control feral pigeon populations. *Wildlife Research*, 34: 306–318.
 - Giunchi D., Albores-Barajas Y.V., Baldaccini N.E., Vanni L. & Soldatini C., 2012. Feral pigeons: problems, dynamics and control methods. : 215–240. In: Soloneski S. (ed) *Integrated Pest management and Pest control – current and future tactics*. In,Tech, Rijeka.
 - Goodwin D., 1960. Comparative ecology pigeons in inner London. *British Birds*, 53: 201-212.
 - Graczyk T.K., Sunderland D., Rule A.M., da Silva A.J., Moura I.N.S., Tamang L., Girouard A.S., Schwab K.J. & Breyse P.N., 2007. Urban Feral Pigeons (*Columba livia*) as a source for air- and waterborne contamination with *Enterocytozoon bieneusi* spores. *Applied and Environmental Microbiology*, 73: 4357-4358.
 - Haag-Wackernagel D., 1995. Regulation of the street pigeon in Basel. *Wildlife Society Bulletin*, 23: 256–260.
 - Haag-Wackernagel D. & Bircher A., 2010. Ectoparasites from feral pigeons affecting humans. *Dermatology*, 220: 82 –92.
 - Haag-Wackernagel D. & Geigenfeind I., 2008. Protecting buildings against feral pigeons. *European Journal of Wildlife Research*, 54: 715–721.
 - 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 Águila C., 2005. First detection and genotyping of human-associated microsporidia in Pigeons from urban parks. *Applied and Environmental Microbiology*, 71: 3153-3157.
 - Harris E., de Crom E.P., Labuschagne J. & Wilson A., 2016. Visual deterrents and physical barriers as non-lethal pigeon control on University of South Africa's Muckleneuk campus. *Springer Plus*, 5: 1884.
 - Hetmański T., 2004. Timing of breeding in the Feral Pigeon *Columba livia f. domestica* in Słupsk (NW Poland). *Acta Ornithologica*, 39: 105–110.
 - Hetmański T. & Barkowska M., 2008. Breeding parameters and recruitment in Feral Pigeons *Columba livia f. domestica*. *Acta Ornithologica*, 43:159-166.
 - Hetmański T. & Wołk E., 2005. The effect of environmental factors and nesting conditions on clutch overlap in the Feral pigeon *Columba livia f. urbana* (GM.). *Polish Journal of Ecology*, 53: 105-111.
 - Johnston R. & Janiga M., 1995. *Feral pigeons*. Oxford University Press, Oxford.
 - Johnson S.G. & Johnston R.F., 1989. A multifactorial study of variation in interclutch interval and annual reproductive success in the feral pigeon, *Columba livia*. *Oecologia*, 80: 87–92.
 - Köppen W. & Geiger R. (Eds), 1936. *Handbuch der Klimatologie*. Gebrüder Borntraeger, Berlin.
 - Kösters J., Kaleta E., Monreal G. & Siegmann O., 1991. Das Problem der Stadtauben. *Deutsches Tierärzteblatt*, 4: 272–276.
 - Magnino S., Haag-Wackernagel D., Geigenfeind I., Helmecke S. Dovč A., Prukner-Radovčić E., Residbegović E., Ilieski V., Laroucau K., Donati M., Martinov S. & Kaleta E.F., 2008. Chlamydial infections in feral pigeons in Europe: Review of data and focus on public health implications. *Veterinary Microbiology*, <https://doi.org/10.1016/j.vetmic.2008.09.045>
 - Murton K.R., Thearle R.J.P & Thompson J., 1972. Ecological studies of the Feral Pigeon *Columba livia* var. I. Population, breeding biology and methods of control. *Journal of Applied Ecology*, 9: 835-874.

- Pignatti S., 1995. Introduzione. In: Cignini B., Massari G. & Pignatti S. (eds.). L'ecosistema Roma. Fratelli Palombi Editori, Roma.
- 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.
- Sayol F., Sol D. & Pigot A.L., 2020. Brain size and life history interact to predict urban tolerance in birds. Frontiers in Ecology and Evolution, 8: 58. <https://doi.org/10.3389/fevo.2020.00058>
- Scriba M.F., Gasparini J., Jacquin L., Mettke-Hofmann C., Rattenborg N.C. & A. Roulin A., 2017. The effect of food quality during growth on spatial memory consolidation in adult pigeons. Journal of Experimental Biology, 220: 573–581.
- Senar J.C., Montalvo T., Pascual J. & Peracho V., 2016. Reducing the availability of food to control feral pigeons: changes in population size and composition. Pest Management Science, 73: 313–317.
- Soh M.C.K., Pang R.Y.T., Ng B.X.K., Lee B. P.Y.-H., Loo A.H.B & Er K.B.H., 2021. Restricted human activities shift the foraging strategies of feral pigeons (*Columba livia*) and three other commensal bird species. Biological Conservation, 253. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108927>
- Spennemann D.H.R. & Watson M.J., 2017. Dietary habits of urban pigeons (*Columba livia*) and implications of excreta pH – a review. European Journal of Ecology, 3: 27–41.
- Stock B. & Haag-Wackernagel D., 2016. Food shortage affects reproduction of Feral Pigeons *Columba livia* at rearing of nestlings. Ibis, 158: 776–783.
- Tokarzewski S., Grażyna Z., Łopuszyński W. & Nozdryn-Plotnicki Z., 2007. *Aspergillus fumigatus* infection in a Pigeon flock. Bulletin Veterinary Institut Pulawy, 51: 563–567.
- Vogel C., 1997. Tauben. Augsburg: Weltbild Verlag GmbH.
- Zucconi S., Galavotti S. & Deserti R., 2003. I colombi in ambiente urbano–Sintesi del progetto di ricerca Nomisma. Disinfestazione, 6: 9–21.

UTILIZZO DEI CAMPI DI ERBA MEDICA NEI VARI PERIODI DELL'ANNO DA PARTE DELL'AIRONE GUARDABUOI *Bubulcus ibis* IN UN'AREA DELLA BASSA PIANURA MANTOVANA

NUNZIO GRATTINI ⁽¹⁾ & ALICE FORONI ⁽²⁾

⁽¹⁾ CISN*Ar*/SOM Stazione Ornitologica Modenese "Il Pettazzurro"

Via Montirone, 3 - Mortizzuolo Mirandola (MO) (cristatus@virgilio.it)

⁽²⁾ Via G. Carducci, 17 - Valeggio sul Mincio (VR) (alice.foroni@studenti.unipr.it)

Abstract – Use of Alfalfa crops in different parts of the year from the Cattle Egret *Bubulcus ibis* in an area of the low Po Plain in Mantua (Lombardy, northern Italy). From the middle of June 2021 to the middle of June 2022, there have been done some routes by car in an area in the low Po Plain in Mantua to verify the use of the Alfalfa crops from the cattle egret during all year. There have been done 528 observations counting a total of 10.055 individuals. The largest groups are observed during the mowing of the crops, while the smallest groups are formed in winter.

INTRODUZIONE

L'Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* è specie politipica a distribuzione subcosmopolita (Boano & Brichetti, 1989). In Italia, fino alla metà degli anni '70 del secolo scorso era ritenuto di comparsa rara e irregolare, ad esclusione della Sicilia, dove le segnalazioni erano annuali (Moltoni & Brichetti, 1978). Tra il 1985 e il 1988 sono state effettuate osservazioni di individui in abito riproduttivo in garzaie di Pavia e Ferrara (Altieri *et al.*, 1988). Nidificante di recente immigrazione, con il primo caso accertato in Sardegna nello Stagno di Molentargius nel 1985 (Grussu & Secci, 1986), negli anni successivi ha nidificato in molte garzaie in Italia centro settentrionale e Sardegna (Grussu *et al.*, 2000; Fasola *et al.*, 2007). Effettua movimenti dispersivi a lunga distanza legati alle risorse alimentari in relazione alle precipitazioni stagionali (del Hoyo *et al.*, 1992). Al di fuori della stagione riproduttiva la specie è gregaria (del Hoyo *et al.*, 1992) e si alimenta sovente in gruppi di decine di individui (Brown *et al.*, 1982) o anche di centinaia o addirittura migliaia di individui dove le risorse trofiche sono abbondanti (del Hoyo *et al.*, 1992).

In svernamento frequenta acquitrini, prati allagati, marcite, campi arati, pascoli, acque salmastre, rive di corsi d'acqua, centri urbani, zone montane fino a circa 1000 metri. Frequente, per motivi trofici, l'associazione a mandrie di ovini e bovini pascolanti (Brichetti & Fasola, 1986; Brichetti & Fracasso, 2003; Kushlan & Hancock, 2005). Nonostante la specie sia diffusa in quasi tutto il mondo, alcuni aspetti legati all'ecologia sono parzialmente sconosciuti (Kioko *et al.*, 2016). Si nutre particolarmente di insetti, ma anche di anfibi e micromammiferi (Fogarty & Hetrick, 1973; Voisin, 1991; Halidu *et al.*, 2020); spesso al seguito di trattori durante lo sfalcio dei prati (Reynolds, 1965; Fogarty & Hetrick, 1973). In provincia di Mantova è specie sedentaria parziale nidificante, migratrice regolare, svernante da metà anni '90 del secolo scorso (Grattini

& Longhi, 2010). Un'indagine effettuata nella stessa area nei periodi autunno-inverno 2005-06 e 2006-07 per verificare la selezione degli ambienti di alimentazione accertò nei prati di erba medica il maggior numero di osservazioni (70%) nonché il maggior numero di individui osservati (67,5 %) rilevando un ampio uso per motivi trofici di questa coltura (Grattini, 2009).

Questa nuova indagine ha avuto lo scopo di verificare l'uso dei prati per l'alimentazione da parte dell'Airone guardabuoi in ogni periodo dell'anno, in un'area coltivata prevalentemente con questo tipo di coltura, e in particolare, di osservare quale sia la fase culturale preferita.

AREA DI STUDIO

L'area di indagine è situata in Provincia di Mantova in Pianura Padana centrale a sud del fiume Po. Confina a sud con l'Emilia-Romagna (Province di Modena e di Reggio Emilia), ed è compresa tra i comuni San Benedetto Po a nord, di Motteggiana a nord-ovest, Revere nord-est, e i comuni situati sul confine emiliano di Suzzara a sud-ovest e di Poggio Rusco a sud-est (Fig. 1).



Figura 1. Area di indagine.

L'area ha un'estensione di circa 350 km² ed è caratterizzata da un territorio prevalentemente pianeggiante, con notevole ricchezza di corsi d'acqua e bacini sia naturali che artificiali. Al reticolo idrografico principale costituito dai fiumi Po e Secchia si aggiunge la fitta rete di canali irrigui che si estendono in modo capillare sull'intera area, a seguito delle imponenti opere di bonifica attuate in passato nell'intera Pianura Padana. Siepi e filari, un tempo comuni nelle campagne mantovane, hanno subito una drastica riduzione negli ultimi decenni e ne sono ora presenti solo pochi residui. La ridotta disponibilità di boschi rende relativamente importanti per l'avifauna anche i pioppeti coltivati, che sono estremamente comuni e diffusi sull'intero territorio e in particolare nelle aree golenali dei fiumi. Rilevanti per l'avifauna risultano anche le nu-

merose cave risultato delle attività di escavazione degli inerti, di cui alcune sono state naturalizzate nel recente passato. Il paesaggio agricolo è principalmente caratterizzato dalla coltivazione di erba medica *Medicago sativa*, e in minor misura a frumento, *Triticum aestivum*, orzo *Hordeum vulgare*, granturco *Zea mays*. Nel territorio di studio sono del tutto assenti zone prative associate a mandrie di ovini e bovini pascolanti che sono invece presenti in altre zone ad esempio nel Lazio (Gastaldi & Guerrieri, 2011) o in Toscana (Gugliemi, 2012; Paolini *et al.*, 2018).

METODI

Per verificare l'uso dei prati di erba medica dell'Airone guardabuoi in ogni periodo dell'anno sono stati effettuati percorsi in auto svolti una sola volta su tutta l'area di studio dalla metà di giugno 2021 alla metà di giugno 2022 (Tab. 1). Su apposita scheda sono state annotate le osservazioni suddivise per le varie fasi di crescita dei medicaì e il numero massimo di gruppi di individui esclusivamente in alimentazione ad una distanza massima di circa 500 metri. Le osservazioni sono state effettuate tra le ore 8:00 fino al tramonto, evitando le giornate di pioggia o nebbia.

Tabella 1. Periodi di indagine e numero di osservazioni

Periodo	N. osservazioni
16 giugno-20 settembre	139
21 settembre-21 dicembre	142
22 dicembre-20 marzo	150
21 marzo- 15 giugno	97
Totale	528

Per verificare se ci fossero differenze significative nel numero di aironi che si alimentavano rispetto alla fase di crescita dell'erba medica, è stato creato un modello lineare in cui la variabile dipendente fosse il numero di individui presenti ad ogni osservazione, mentre la variabile indipendente risultasse la fase di crescita dell'erba medica. Successivamente, è stato eseguito un test ANOVA per verificare che effettivamente la fase di ricrescita dell'erba medica influenzi il numero di aironi che si alimentano. Infine, con il comando “summary” sono state confrontate le varie fasi di crescita dell'erba medica con la fase “durante lo sfalcio”. Per le analisi è stato utilizzato il software R (RCore Team, 2018).

RISULTATI

La Tabella 2 descrive la diversa presenza degli Aironi guardabuoi in alimentazione a seconda delle fasi di crescita dell'erba medica. Dalla media degli individui si nota come gli aironi che si alimentano nei medicaì formano dei gruppi più grandi durante lo sfalcio (31,37 individui in media ogni osservazione) e dei gruppi più piccoli nel

periodo invernale (16,11 individui in media ogni osservazione). Per quanto riguarda il modello lineare, i risultati indicano la significatività delle differenze nel numero di aironi che si nutrono in una specifica fase di crescita dell'erba medica, rispetto alla fase "durante lo sfalcio". Si desume che tra la fase "durante lo sfalcio" e le fasi "in ricrescita" e "in inverno" vi sia una differenza significativa nel numero di aironi che si alimentano contemporaneamente ed in particolare, è evidente come si formino dei gruppi meno numerosi durante queste due ultime fasi (colonna ESTIMATE con valori negativi) (Tab. 2). Per quanto riguarda la fase "appena sfalcio", non risulta esserci una differenza significativa nel numero di individui che si alimentano contemporaneamente rispetto alla fase "durante lo sfalcio", ciò suggerisce che gli aironi formano dei gruppi simili in queste due fasi.

Tabella 2. Utilizzo dei prati di erba medica nelle quattro fasi e significatività delle differenze nel numero di individui rispetto alla fase "durante lo sfalcio".

Fase	Totale individui	N. osservazioni	Media individui	P	ESTIMATE
durante lo sfalcio	1349	43	31,372		
appena sfalcio	2086	99	21,070	0,064	-1.859
prato in ricrescita	1914	94	20,361	0,037	-2.087
periodo invernale	4706	292	16,116	0,001	-3.414

DISCUSSIONE

Nella zona di indagine non vi sono zone prative associate a mandrie di ovini e bovini pascolanti come in altre aree italiane es. in Toscana (Guglielmi, 2012; Paoloni *et al.*, 2018) o nel Lazio (Gastaldi & Guerrieri, 2011). Nell'area è presente circa il 40% dell'erba medica coltivata in Lombardia risultando la maggior coltivazione praticata; questo tipo di coltivazione riveste un altissimo valore dal punto di vista ambientale, dal momento che l'utilizzo di concimi è ridotto al minimo. I dati raccolti mostrano come la specie per motivi trofici utilizzi frequentemente i campi di erba medica durante tutto l'anno, gli aironi guardabuoi infatti, sono presenti sempre in grandi quantità. Altri ambienti e colture sono usati irregolarmente, probabilmente a causa del loro limitato periodo di durata come previsto dalle tradizionali pratiche agricole della zona (Grattini, 2009). Ambienti dalle caratteristiche simili, i prati pascolo, vengono utilizzati dagli aironi in autunno-inverno frequentemente nella Piana di Pisa (Guglielmi, 2012) e in Argentina (Seedikkoya *et al.*, 2005). Nel Lazio contrariamente, è stato verificato in periodo autunno-invernale, un uso di ambienti ad elevato impatto umano come giardini, margini di autostrade, aree industriali, discariche e aree stressate da incendi, contrariamente al periodo riproduttivo dove frequenta per lo più i pascoli (72%), sia quelli dove viene allevato il bestiame brado, sia quelli seminati (Gastaldi & Guerrieri, 2011). Nella Maremma toscana, l'80% degli aironi è stato osservato nutrirsi nei pascoli asciutti ma associati al bestiame con il 75% di questi che si nutrivano a meno di 5 metri da tale bestiame. Ciò indica che l'Airone guardabuoi ha una forte preferenza nei pascoli frequentati

dal bestiame e una stretta associazione con le mandrie mentre si nutrono (Paoloni *et al.*, 2018).

Caratteristica della specie nel periodo estivo è l'abitudine di alimentarsi al seguito dei trattori durante lo sfalcio dei medicaì, catturando soprattutto insetti che, disturbati dalla presenza del mezzo agricolo, sobbalzano via dalle ruote come descritto da Reynolds (1965). Questo comportamento è evidenziato anche dai risultati di questa indagine, in cui risulta in modo evidente come la specie formi gruppi molto grandi quando si alimenta durante lo sfalcio di questi prati. In Pianura Padana inoltre, i medicaì sono diffusamente utilizzati da altre specie di uccelli es. Corvo comune *Corvus frugilegus*, e Cornacchia grigia *Corvus corone* in inverno (Baglione *et al.*, 1990), Grillaio, *Falco naumanni* e Falco cuculo, *Falco tinnunculus*, in periodo estivo (Cioccarelli *et al.*, 2022).

Ringraziamenti. Per gli utili suggerimenti dati per la stesura del testo ringraziamo il Prof. Mauro Fasola.

BIBLIOGRAFIA

- Alieri R., Canova L. & Fasola M., 1988. Presenze di Aironi guardabuoi nelle garzaie dell'Italia settentrionale. Avocetta, 12: 119-120.
- 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.
- Boano G. & Bricchetti P., 1989. Proposta per una classificazione corologica per l'avifauna italiana. I. Non Passeriformi. Riv. ital. Orn., 59: 141-158. 1.
- Brown, L.H., Urban E.K. Newman K., 1982. The Birds of Africa, Volume I. Academic Press, London.
- Bricchetti P. & Fasola M., 1986. Distribuzione geografica degli uccelli nidificanti in Italia, Corsica e Isole Maltesi 4. Natura Bresciana, 22 (1985): 41-102.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gaviidae- Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Castaldi A. & Guerrieri G., 2011. Uso dell'habitat e dipendenza dal bestiame nel trofismo dell'Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nel Lazio costiero. In: Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L., Zenatello M. (a cura di). Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia (RA), 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino; 44-45.
- Cioccarelli S., Terras A., Assandri G., Berlusconi A., Grattini N., Mercogliano A., Pazhera A., Sbrilli A., Cerere J G., Rubolini D. & Morganti M., 2022. Vegetation height and structure drive foraging habitat selection of the lesser kestrel (*Falco naumanni*) in intensive agricultural landscapes. PeerJ 10: e13979 <http://doi.org/10.7717/peerj.13979>.
- Del Hoyo J., Elliot A. Sargatal J., 1992. Handbook of the Birds of the World, Vol. 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona.
- Fasola M., Albanese G., AsOER, Boano G., Boncompagni E., Bressan U., Brunelli M., Ciaccio A., Floris G., Grussu M., Guglielmi R., Guzzon C., Mezzavilla F., Paesani G., Sacchetti A., Sanna M., Scaerton F., Scoccianti C., Utmar P., Vascetti G. & Velatta F., 2007. Le garzaie in Italia, 2002. Avocetta, 31: 5-46.
- Fogarty M.J. & Hetrick W.M., 1973. Summer foods of Cattle Egret in North Central Florida. Auk, 90, 268- 280.

- Grattini N., 2009. Selezioni degli ambienti di alimentazione dell'Airone guardabuoi, *Bubulcus ibis*, in autunno-inverno in alcune aree della Bassa pianura mantovana. *Picus*, 35 (67): 27-31.
- Grattini N. & Longhi D., 2010. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). *Natura Bresciana*, 37: 143-181.
- Grussu M. & Secci A., 1986. Prima nidificazione in Italia dell'Airone guardabuoi *Bubulcus ibis*. *Avocetta*, 10: 131-136.
- Grussu M., Passarella M., Fasola M. & Della Toffola M., 2000. Distribuzione e nidificazione dell'Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* in Italia. *Aves Ichnusae*, 3: 3-32.
- Halidu S.K., Wahab M.K.A., Ibrahim A. O. & Chekezie J., 2020. Food and Feeding Ecology of Cattle Egret (*Bubulcus ibis*) in Federal College of Wildlife Management, New-Bussa, Niger State Nigeria. *International Journals of Sciences and High Technologies*. Vol. 22 No. 2. pp. 152-156.
- Moltoni E. & Brichetti P., 1978. Elenco degli Uccelli italiani. *Riv. ital. Orn.*, 48: 65-142.
- Paoloni S., Dragonetti M. & Giovacchini P., 2018. Ecological preferences, behavior observations of Cattle Egret *Bubulcus ibis* and their interactions with the cattle in the Maremma Regional Park (Tuscany, central Italy). *Avocetta*, 42: 15-20
- Kioko J., Boyd E., Schaeffer E., Tareen S. & Kiffner C., 2016. Cattle Egret *Bubulcus ibis* interactions with large mammals in the Tarangire-Manyara Ecosystem, Northern Tanzania. *Scopus*, 36 (1): 15-20.
- Kushlan J. A. & Hancock J., 2005. *Heron*. Oxford University Press.
- Reynolds J. F., 1965. Feeding habits of Cattle Egrets (*Ardeola ibis*). *British Birds*, 58: 509.
- Voisin C., 1991. *The Herons of Europe*. T. & AD. Poyser, London.
- Seedikkoya K., Azeez P.A. & Shukkur E. A. A., 2005. Cattle Egret *Bubulcus ibis* habitat use and association with cattle. *Forktail*, 21: 174 – 176.

LA STERNA MAGGIORE *Hydroprogne caspia* IN PROVINCIA DI MANTOVA

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

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

⁽²⁾ WWF Mantovano U.O. Mantova, Via Formigosa 36, 46100 – Mantova (federico.novelli@libero.it)

Abstract – Caspian Tern *Hydroprogne caspia* in the Province of Mantua. In this work Caspian terns *Hydroprogne caspia* observations for the Mantua province (Lombardy, northern Italy) are analyses. Around 70% of the observations were collected along the banks of the Po River, 20% of observations came from wetlands (e.g., lakes and ponds, while the remaining 10% from artificial quarries, canals, and rice fields. Most records (46%) were collected in September during the post-reproductive migration, such as the maximum of observed individuals (54%).

INTRODUZIONE

La Sterna maggiore *Hydroprogne caspia*, è specie monotipica a distribuzione subcosmopolita (Boano & Brichetti, 1989). La popolazione nidificante in Europa risulta stabile ed è attualmente stimata in 12.700-15.700 coppie; è inserita come LC “a minore preoccupazione” nella nuova Lista Rossa Europea (BirdLife International, 2021). I più importanti siti di svernamento si trovano lungo il Niger e lungo le coste del Ghana in Africa occidentale (Mayaud, 1956; Shevareva, 1962). In Italia la Sterna maggiore è migratrice regolare ed estivante, con movimenti noti che avvengono tra marzo-maggio (max. aprile) e agosto-ottobre (max. settembre), con osservazioni precoci in luglio. La migrazione autunnale avviene in gruppi famigliari (Brichetti & Fracasso, 2006). Le presenze sono più regolari e consistenti lungo le coste dell’alto e basso Adriatico, medio e alto Tirreno e nelle isole maggiori (Brichetti & Fracasso, 2006). Svernante irregolare e molto localizzata in alcune regioni: Veneto (Fasola, 1984); Emilia-Romagna (oss. pers.); Toscana (Tellini *et al.*, 1997); Lazio (Brunelli & Sorace, 2002; Brunelli *et al.*, 2004); Sicilia (Corso, 2005); Sardegna (Serra *et al.*, 1997). Nidificante occasionale, con un caso verificato in Emilia-Romagna nel 1978 nelle Valli di Comacchio (Brichetti, 1978). La quasi totalità delle segnalazioni delle sterne in Italia origina dalle colonie distribuite a latitudini diverse, lungo le coste baltiche di Finlandia, Svezia ed Estonia (Talamelli, 2002; Spina & Volponi, 2008; La Gioia & Scebba, 2009) e, secondariamente, il Mar Nero (coste dell’Ucraina, nei pressi del Delta del Dnieper ed in Crimea) (Spina & Volponi, 2008). In provincia di Mantova è specie migratrice regolare dal 2000, considerata in passato accidentale e molto scarsa (Grattini & Longhi, 2010).

AREA DI STUDIO E METODI

La provincia di Mantova, se si esclude la parte settentrionale caratterizzata dalla presenza delle colline moreniche gardesane, è quasi prevalentemente pianeggiante.

La parte interessata dalla pianura corrisponde a 215.000 ha, pari al 90% del territorio provinciale e va degradando da nord-ovest a sud-est. E' caratterizzata dalla quasi assenza di siepi e rivali, con alcuni casi di relitti ambienti naturali: Bosco della Fontana, Valli del Mincio, Paludi di Ostiglia. E' attraversata da cinque fiumi che solcano il territorio: il Po, il Mincio, l'Oglio, il Secchia e il Chiese; ad essi vanno aggiunti una serie di innumerevoli canali di bonifica e fossati. Le aree golenali del Po sono coltivate prevalentemente a pioppeti, ad esclusione di alcune aree a vegetazione spontanea, come Isola Boschina e Isola Boscone. Le osservazioni sono state effettuate quasi totalmente dagli Autori, ad esclusione di alcune informazioni fornite da amici birdwatchers e ornitologi. I dati presi in considerazione in questo lavoro sono relativi al periodo 2000-2021. Sono escluse le rare osservazioni precedenti al 2000, nonché le molte osservazioni effettuate nella stessa giornata o in giorni ravvicinati da più osservatori nella medesima località al fine di evitare doppi conteggi, in quanto probabilmente si tratta degli stessi individui in sosta per più giorni nella stessa area.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Le località di osservazione sono riportate in (Fig. 1). I primi individui migranti nel mantovano vengono osservati nella prima decade di aprile, gli ultimi a metà ottobre (Grattini e Longhi, *oss. pers.*). In totale sono state valutate 67 osservazioni relative a 129 individui. Il max. degli avvistamenti (46%) sono stati effettuati nel mese di settembre durante la migrazione post-riproduttiva, così come il max. di individui osservati (54%), mentre il 18% degli avvistamenti sono stati effettuati in aprile, con il 22% di individui (Fig. 2).

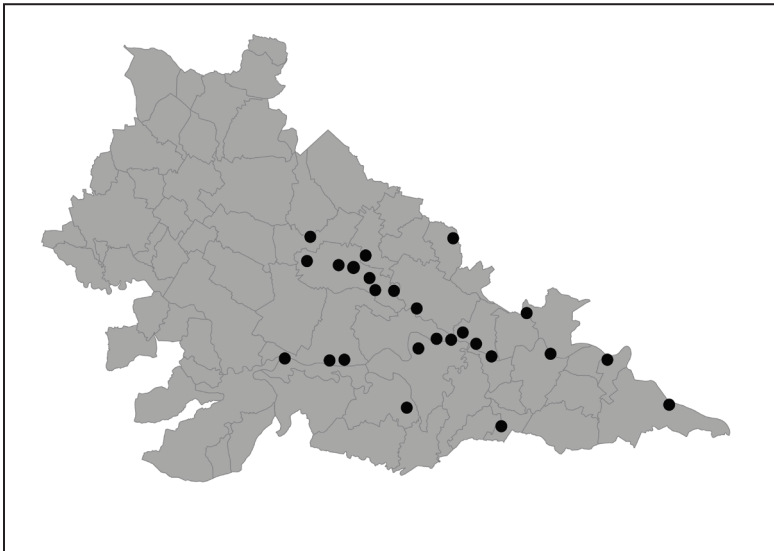


Figura 1. Località di osservazione in provincia di Mantova.

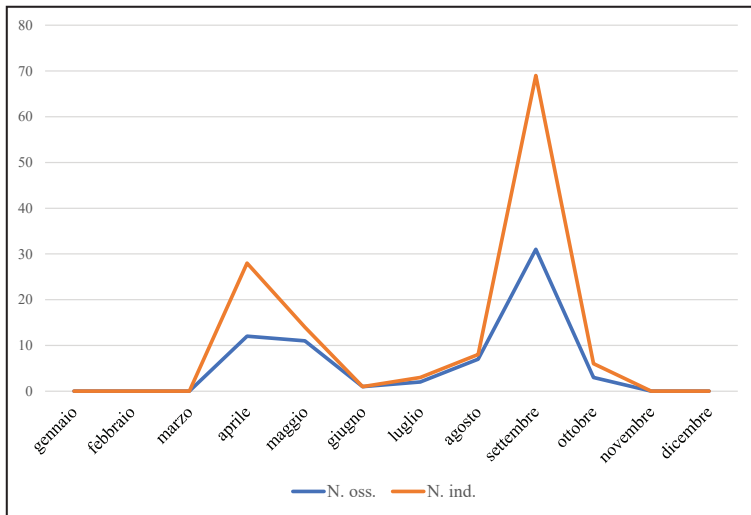


Figura 2. Ripartizione mensile del numero di osservazioni e di individui.

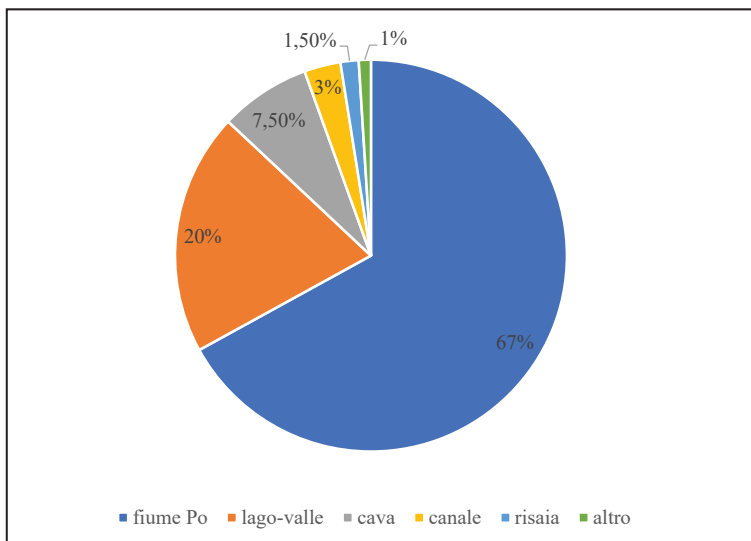


Figura 3. Ambienti in % utilizzati dalla Sterna maggiore in migrazione in provincia di Mantova.

Quasi il 70% delle osservazioni sono state effettuate lungo il corso del Po, il 20% circa in acque aperte (es. laghi o valli interne), il rimanente 10% circa in cave artificiali, canali e risaie (Fig. 3). Il gruppo più consistente composto da 10 individui (adulti e juv.) è stato rilevato nel settembre 2016 lungo il fiume Po presso Ostiglia (Novelli, oss. pers.). L'osservazione di alcuni individui inanellati contrassegnati con

anelli colorati lungo il Po durante la migrazione post-riproduttiva confermano l'origine baltica della Sterna maggiore (Finlandia e Svezia), come osservato in Emilia Romagna (Talamelli, 2002) e presso Caorle (Bon *et al.*, 2005). Il corso del Po mantovano con i suoi imponenti sabbioni rappresenta uno degli ambienti più utilizzati durante la sosta e la migrazione, specie che risulta frequentemente associata a *Larus michahellis* e *Larus ridibundus*, e, in minor misura, a *Sterna hirundo*.

I dati raccolti avvalorano una migrazione regolare della Sterna maggiore nel mantovano dall'inizio degli anni 2000 (Grattini & Longhi, 2010; Grattini & Pavesi, 2021), contrariamente a quanto sostenuto in passato. Per confronto viene confrontata la fenologia in alcune province confinanti: migratrice regolare nelle province di Modena (Giannella, com. pers.) e Cremona (Balbo & Grattini, 2021); migratrice irregolare nelle province di Brescia (Brichetti & Gargioni, 2016), di Reggio Emilia (Bagni, com. pers.) e di Parma, dove le osservazioni avvengono prevalentemente nella Bassa Parmense e lungo il Po (Roscelli, com. pers.); accidentale nella provincia di Verona (Sighele, 2016).

Ringraziamenti - Desideriamo ringraziare per le osservazioni effettuate o condivise Simone Balbo, Massimo Crema, Paolo Gialdi, Daniele Longhi, Cristiano Mantovani, Michelangelo Morganti, Alessandro Pavesi, Cristiano Sbravati, Lorenzo Tosatti, Debora Trevisan. Per le informazioni ricevute Luca Bagni, Carlo Giannella, Franco Roscelli, Davide Sogliani.

BIBLIOGRAFIA

- Allegri M., Ghezzi D., Ghisellini R., Lavezzi F. & Sperzaga M., 1994. Check-List degli uccelli della Provincia di Cremona aggiornata a tutto il 1994. Pianura, 6: 87-99.
- Balbo S. & Grattini N., 2021. Gli Uccelli della fascia fluviale del Po delle province di Cremona e Mantova. Lombardia, Italia settentrionale. Natura Bresciana, 44: 5-18.
- BirdLife International., 2021. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European union.
- Boano G. & Brichetti P., 1989. Proposta per una classificazione corologica dell'avifauna italiana. I. Non Passeriformi. Riv. ital. Orn., 59: 141-158.
- Bon M., Sighele M. & Verza E., 2005. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2004. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 56: 187-211.
- Brichetti P., 1978. Sulla nidificazione in Italia di: Gabbiano corallino *Larus melanocephalus* (Temminck) - Gabbiano roseo *Larus genei* (Brême) - Rondine di mare maggiore *Hydroprogne tschegryva* (Lepechin). Riv. ital. Orn., 48: 215-233.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. Ornitologia Italiana. Vol. 3. Stercorariidae-Caprimulgidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Gargioni A., 2016. Check-List degli uccelli della Provincia di Brescia (Lombardia). Aggiornata al dicembre 2016. Natura Bresciana, 40: 87-100.
- Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. L'Epos, Palermo.
- Brunelli M. & Sorace A., (red.) 2002. Avvistamenti e comportamenti insoliti. Alula, 9: 115-117.
- Brunelli M., Calvario E., Corbi F., Roma S. & Sarrocco S., 2004. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-2004. Alula, 11: 3-85.
- Fasola M., 1984. Censimento preliminare dei Laridae svernanti in Italia. Avocetta, 8: 57-63.

- Grattini N. & Longhi D., 2010. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). *Natura Bresciana*, 37: 143-181.
- Grattini N. & Pavesi A., 2021. Interessanti osservazioni lungo il fiume Po in provincia di Mantova nel periodo 2015-2020. *Bollettino ornitologico lombardo*, vol. 3 – 2021. 1: 22-40.
- La Gioia G. & Scebba S., 2009. Atlante delle migrazioni in Puglia. Edizioni Publigrafic, Trepuzzi (Lecce): 1-288.
- Mayaud N., 1956. Etude sur la Migration et les Zones D'Hivernage des Sternes Caspienes Hydroprogne caspia (Pallas) d'Eurasie. *Alauda*, 24(3) :206-218.
- Serra L., Magnani A., Dall'Antonia P. Baccetti N. (1997). Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia, 1991-1995. *Biol. Cons. Fauna*, 101: 1-302.
- Shevareva T. P., 1962. Neue Daten uber Wiederfunde beringter Tschegraven (Hydroprogne tschegrava LEPECHIN). *Migrationen der Tiere*, 3 :92-105 (In Russian).
- Sighele M., 2016. Avifauna in provincia di Verona. Check-list del XXI secolo. In *Atti del 7° Convegno dei Faunisti Veneti*, Boll. Mus. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 66: 128-136.
- Spina F. & Volponi S., 2008. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 1. non-Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia SCR-Roma. 800 pp.
- Talamelli A., 2002. Recenti controlli di individui marcati di Sterna maggiore, *Sterna caspia*, migranti in gruppi famigliari. *Riv. ital. Orn.*, 72: 90-92.
- Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E. & Sposimo P. (eds.), 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982/1992). *Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno*, Monografie 1.
- Tornielli A., 1982. Osservazioni sugli uccelli lungo la fascia costiera del fiume Po in provincia di Parma. *Gli Uccelli d'Italia*, 7: 3-44.

INDAGINE PRELIMINARE SULLA PRESENZA DI CAPOVACCAIO *Neophron percnopterus*, LANARIO *Falco biarmicus*, BIANCONE *Circaetus gallicus* E CICOGNA NERA *Ciconia nigra* NELLA PARTE OCCIDENTALE DELLA ZSC/ZPS AREA DELLE GRAVINE IT9130007

GAETANO LUCE^(1*), EMILIANO MONTANARO⁽¹⁾, FRANCO LORE⁽¹⁾,
MICHELE NATALE⁽¹⁾ & MANUEL MARRA

⁽¹⁾ Lega Italiana Protezione Uccelli OdV– Via Pasubio 3/B – 43122 Parma

^(*) Autore per la corrispondenza: gaetano.luce1@gmail.com

Abstract - Preliminary survey of the presence of Egyptian Vulture *Neophron percnopterus*, Lanner Falcon *Falco biarmicus*, Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* and Black Stork *Ciconia nigra* in the western part of the SAC/SPA “Gravine Area” IT9130007. Egyptian Vulture, Lanner Falcon, Short-toed Eagle and Black Stork are species of considerable conservation interest and subject to various threat risks according to important crucial organizations such as IUCN and BirdLife International and included in the annexes to the Birds Directive and Bern Convention. These species are present in Puglia and Basilicata but they are irregularly distributed. The aim of this work is to update the information relating to the status of this species in the western part of the SAC/SPA “Gravine Area” in the years from 2019 to 2023. The method used is the observation from favorable fixed points, chosen in such a way as not to disturb the wildlife. The only species of which no reproductive event has been documented is the Egyptian Vulture. For the Lanner Falcon it was possible to document with certainty reproductive events in the years 2021 and 2022. The Short-toed Eagle certainly reproduced in the first three years and in 2023, while in the 2022 the nesting is not documented. At least, the Black Stork nested in each monitoring year at several sites, but abandoned one in the 2022.

INTRODUZIONE

Nel presente lavoro vengono presentate e analizzate le diverse azioni di censimento e monitoraggio dello status popolazionistico relative al quinquennio 2019-2023 di Capovaccaio *Neophron percnopterus*, Lanario *Falco biarmicus*, Biancone *Circaetus gallicus* e Cicogna nera *Ciconia nigra* presenti nella porzione occidentale della ZSC/ZPS “Area delle gravine” al fine di aggiornare lo status conservazionistico di tali specie.

Il Capovaccaio è annoverato tra le più importanti emergenze conservazionistiche a livello europeo. La specie è considerata SPEC 3 (BirdLife International, 2017a), ed è classificata in Pericolo Critico (CR) in Italia (Gustin *et al.*, 2021) e Minacciata (EN) a livello mondiale (BirdLife International, 2021a). È inserita nell’Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE), nell’Allegato II della Convenzione di Berna. In Italia è stato osservato un trend in costante declino, probabilmente dovuto all’intensificarsi delle minacce e delle pressioni, come le uccisioni illegali, gli avvelenamenti da pesticidi e bocconi avvelenati e la presenza di impianti eolici (perdita di habitat e possibili collisioni), nonché a causa dei cambiamenti nei sistemi di conduzione agricola e di allevamento del bestiame (www.iucn.org). Nell’area studio, e in particolare nell’Oasi

Lipu Gravina di Laterza, è da segnalare il rilascio di 10 giovani capovacciai, effettuato tra il 2004 ed il 2012 con il metodo dell'*hacking* (<https://www.capovaccaio.it/cms/index.php>). Dal 2000 al 2007 sono stati documentati alcuni saltuari eventi riproduttivi, conclusi con successo negli anni 2001, 2002 e 2003, rispettivamente con un giovane involato (Giacoia & Bellini, 2008). Negli ultimi anni, invece, si sono susseguite sporadiche osservazioni di alcuni individui erratici (Marra, Montanaro, Luce, *oss.pers.*).

Il Lanario è una specie di notevole interesse conservazionistico e considerato SPEC 3 (BirdLife International, 2017a). La specie è classificata Minacciata (EN) in Italia (Gustin *et al.*, 2021) e a Minor preoccupazione (LC) a livello globale (BirdLife International, 2021b). E' inserita in Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE) e in Allegato II della Convenzione di Berna. In Italia, si osserva un trend in declino, probabilmente causato dalla perdita di habitat e dal degrado ambientale, oltre che dalle uccisioni illegali (Andreotti & Leonardi, 2007). Nell'area studio, i rilevamenti negli anni 2004-2007, hanno documentato diversi successi riproduttivi, con 13 giovani involati (Laterza & Cillo, 2008a). Negli anni successivi si sono susseguite diverse osservazioni (Giacoia, Marra, Montanaro, Luce, Natale, *oss.pers.*), con possibili nidificazioni, anche se non sono mai state accertate.

Il Biancone è una specie SPEC 3 (BirdLife International 2017a), classificata a Minor preoccupazione (LC) in Italia (Gustin *et al.*, 2021) e a livello mondiale (BirdLife International 2021c). E' inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE) e nell'Allegato II della Convenzione di Berna. La specie è considerata in aumento in Italia (Brichetti & Fracasso, 2018). I principali fattori di minaccia sono costituiti da uccisioni illegali, declino delle popolazioni di rettili (principale fonte trofica), e diminuzione degli ambienti aperti utili all'attività trofica. Nella ZSC/ZPS, negli anni 2004-2007, sono stati documentate alcune coppie riproduttive in tre diversi siti, rispettivamente con un giovane involato (Laterza & Cillo, 2008b).

La Cicogna nera è una specie migratrice, SPEC 3 (BirdLife International, 2017a) e classificata in pericolo (EN) in Italia (Gustin *et al.*, 2021) e a Minor preoccupazione (LC) a livello globale (BirdLife International, 2017b). La specie è inserita in Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE) e in Allegato II della Convenzione di Berna. La specie in Italia è di recente immigrazione e attualmente nidifica in Piemonte, Lazio, Molise, Basilicata, Puglia e Calabria (Fraissinet *et al.*, 2018; Brunelli *et al.*, 2022).

AREA DI STUDIO

L'area di studio comprende esclusivamente la porzione occidentale della più ampia ZSC/ZPS Area delle Gravine (IT9130007), e rientra nel Sistema Regionale per la Conservazione della Natura in Puglia (L.R. 19/97) (Fig.1). Si estende su un territorio che comprende la parte occidentale della Provincia di Taranto, toccando i comuni di Palagianello, Castellaneta, Laterza e Ginosa, con i rispettivi solchi gravinali, localizzati lungo l'arco jonico sino al confine con la Basilicata.

Inoltre, su una parte di questi territori, insiste il Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine, di circa 25.000 ettari, istituito dalla Regione Puglia con L.R 18/05 nel

dicembre 2005.

All'interno della ZSC/ZPS è inclusa l'Oasi Lipu Gravina di Laterza, di circa 870 ettari istituita nel 1999 grazie ad un accordo di collaborazione tra la Provincia di Taranto, il Comune di Laterza e la Lipu.



Figura 1. Area studio del presente progetto.

METODI

La metodologia utilizzata è stata quella dell'osservazione da punti fissi favorevoli (Gilbert *et al.*, 2011) che garantiscono la più ampia visuale possibile sulle aree di indagine. I punti di osservazione sono stati scelti in modo da evitare ogni disturbo alla fauna selvatica e, nella prima parte del periodo riproduttivo il numero delle visite è stato ridotto al minimo necessario. Mediante l'utilizzo del software *Qgis 3.30* è stata analizzata l'intera base cartografica dell'area studio, seguito da un accurato lavoro bibliografico, volto alla ricerca di siti pregressi di avvistamento e/o nidificazione delle varie specie oggetto di studio e dei siti potenzialmente idonei dal punto di vista ambientale. Successivamente sono stati effettuati dei sopralluoghi finalizzati alla selezione dei punti di osservazione più idonei, i quali sono stati scelti non solo in base ai dati ottenuti dal lavoro bibliografico, ma anche considerando la morfologia dell'area preferendo quelli che avrebbero consentito un più ampio campo visivo.

Durante la prima fase del monitoraggio sono state ricavate le informazioni relativamente a presenza, formazione della coppia, eventuale scelta del sito di nidificazione e successiva deposizione.

La seconda parte del monitoraggio, è stata finalizzata all'accertamento del successo riproduttivo e di involo. Tutte le osservazioni sono state effettuate con l'ausilio di binocoli 10x50 e 8x45 e di un cannocchiale con 20-60 ingrandimenti.

Per il Capovaccaio sono stati verificati tutti i siti in cui la specie ha nidificato negli ultimi anni e nei siti potenziali o di presenza storica. Subito dopo il ritorno alle aree riproduttive (seconda metà di marzo) è stato possibile definire se le coppie note, per i siti storici, hanno rioccupato il sito e/o se si sono aggiunte nuove coppie e/o nuovi siti. Per lo studio di un eventuale evento riproduttivo il periodo è compreso tra fine aprile e settembre.

Per il Lanario sono stati verificati tutti i siti in cui la specie ha nidificato negli ultimi anni, di presenza storica e dei siti potenziali. Sono stati effettuati dei censimenti delle coppie territoriali attraverso l'osservazione dei *display* territoriali e soprattutto le parate nuziali. In Italia meridionale gli accoppiamenti avvengono tra gennaio e marzo (Salvo, 1984; Massa *et al.*, 1991; Pezzo *et al.*, 1995).

La verifica dell'avvenuta nidificazione e dell'eventuale riproduzione è stata ottenuta attraverso l'osservazione di individui in cova, trasporto di prede al nido, osservazioni di uova o nidiacei). Le schiuse avvengono tra la terza settimana di marzo e la metà di aprile (Salvo, 1984; Shirihai, 1996).

Per il Biancone i punti di osservazione sono stati scelti in base alla morfologia dell'area, preferendo quelli con maggiore altitudine, in modo da avere la visuale più ampia possibile sul territorio. Sono state effettuate osservazioni standardizzate riguardo il *display* territoriale, le parate nuziali e il trasporto di materiale al nido. Sono state indagate, inoltre, le aree storiche di presenza e di nidificazione della specie e gli habitat ritenuti idonei. Una volta definite le aree in cui sono stati osservati *display* territoriali sono state effettuate osservazioni mirate alla verifica della avvenuta nidificazione, attraverso l'osservazione di comportamenti quali trasporto di materiale per il nido, individui in cova, presenza e numero di uova e/o pulli, ascolto delle vocalizzazioni dei giovani (*begging calls*).

Per la Cicogna nera sono stati effettuati censimenti *ad hoc*, attraverso l'osservazione diretta di comportamenti riproduttivi (parate nuziali e trasporto di materiale al nido). Sono state indagate le aree di recente colonizzazione e gli habitat ritenuti idonei. Sulla base dei dati ricavati nella fase di censimento delle coppie territoriali, sono state verificate l'avvenuta nidificazione, attraverso l'osservazione di individui in cova, l'osservazione di nidiacei, e la raccolta dei dati relativi alla fenologia della riproduzione.

RISULTATI

Nella porzione occidentale della ZSC/ZPS Area delle Gravine, nel corso di cinque anni di monitoraggio (2019-2023) sono stati osservati e documentati diversi eventi riproduttivi da parte delle specie analizzate (Tab. 1).

Capovaccaio. La specie non si è riprodotta nell'area di studio sebbene sia stata osservata diverse volte. Al primo avvistamento del capovaccaio Lucrezia (rilasciato nell'estate 2019 nel vicino Parco Regionale della Murgia Materana nell'ambito del LIFE Egyptian Vulture <https://www.lifegyptianvulture.it/il-progetto/>) nel 2020 (Mara, Luce, *oss.pers.*), è seguito quello di una possibile coppia nel 2021, che ha sostato

nell'area per alcuni giorni (Stimolo, Montanaro, Scarati, *oss. pers.*), senza però effettuare la nidificazione. Nel 2022, la specie è stata osservata diverse volte, probabilmente anche a causa dell'avvio nel mese di marzo del carnaio previsto dal progetto LIFE16 NAT/IT/000659 LIFE Egyptian vulture. Sono stati osservati almeno due individui diversi, tra cui il capovaccaio Diego (Fig.2), rilasciato anche lui nell'ambito del progetto LIFE nel 2019 nel Parco Regionale della Murgia Materana. Anche nel 2023 è stato osservato sporadicamente diverse volte almeno un individuo adulto (Natale & Marra, Guglielmi, Luce & D'Amicis, Lorè, *oss. pers.*) in varie zone dell'area studio.

Tabella 1. Numero di coppie, deposizione, schiusa/involto e numero di juv. di Lanario, Biancone e Cicogna nera nella porzione occidentale della ZSC/ZPS "Area delle Gravine". Evento verificato ✓ - Evento dubbio ? - Evento non accaduto /

Siti	Lanario	2019	2020	2021	2022	2023
1	Presenza della coppia	✓	✓	✓	✓	?
	Deposizione	?	?	✓	✓	?
	Schiusa/involto	?	?	✓	✓	?
	Numero juv.	?	?	2	2	?
Siti	Biancone	2019	2020	2021	2022	2023
1	Presenza della coppia	✓	✓	✓	✓	✓
	Deposizione	✓	✓	✓	?	✓
	Schiusa/involto	✓	✓	✓	?	✓
	Numero juv.	1	1	1	?	1
2	Presenza della coppia	✓	✓	✓	✓	✓
	Deposizione	?	?	?	?	?
	Schiusa/involto	?	?	?	?	?
	Numero juv.	?	?	?	?	?
Sito	Cicogna nera	2019	2020	2021	2022	2023
1	Presenza della coppia	✓	✓	✓	✓	✓
	Deposizione	✓	✓	✓	✓	✓
	Schiusa/involto	✓	✓	✓	/	✓
	Numero juv.	3	4	3	/	3
2	Presenza della coppia	✓	✓	✓	✓	✓
	Deposizione	✓	✓	✓	✓	✓
	Schiusa/involto	✓	✓	✓	✓	✓
	Numero juv.	3	3	3	2	3
3	Presenza della coppia	✓	✓	✓	✓	✓
	Deposizione	✓	✓	✓	✓	✓
	Schiusa/involto	✓	✓	✓	✓	✓
	Numero juv.	3	1	3	2	3



Figura 2. Il Capovaccaio Diego in volo (Foto: Michele Natale).

Lanario. Nel 2019-2020 non è stato possibile documentare con certezza alcun evento riproduttivo della specie, nonostante in un sito, sia stata osservata più volte una coppia nei pressi della stessa cavità rocciosa. Nel 2021 e 2022, invece, è stato possibile documentare sia l'accoppiamento in data 25 febbraio (Fig.3), che il successo riproduttivo, con l'involto di 2 giovani in entrambi gli anni. Nel 2023 è stato osservato diverse volte un individuo adulto ma non è stato possibile documentare la nidificazione (Tab.1). In un secondo sito nelle vicinanze del sito 2, sempre nel 2023, è stato osservato un individuo del 2° cy in interazione interspecifica con un Falco pellegrino *Falco peregrinus* (Montanaro, *oss. pers.*).

Biancone. Nei cinque anni di monitoraggio sono state osservate due coppie, in due siti diversi, come riportato in Tab.1. Nel primo sito è stato possibile documentare e confermare il successo riproduttivo solamente per il triennio 2019-2021 e per il 2023, mentre nel 2022 è stata confermata la presenza della coppia ma non è stato possibile certificare la nidificazione. Nel secondo sito è stata osservata la coppia durante tutto il periodo di studio ma non è stato possibile documentarne con certezza il successo riproduttivo.

Cicogna nera. Nei cinque anni di monitoraggio sono state monitorate tre coppie in tre diversi siti (Tab.1), due dei quali sono distanti tra loro circa 1,5 km. Nel primo triennio è stata confermato il successo riproduttivo in tutti e tre i siti monitorati. Nel 2022, invece, è stato documentato l'abbandono del nido del sito 1 da parte della coppia, probabilmente causato da disturbo relativo ad attività antropiche. Nel sito 3 invece, è stata registrata la presenza di un terzo adulto al nido, probabilmente un *helper*. Nel 2023 è stato nuovamente confermato il successo riproduttivo in tutti i siti monitorati.

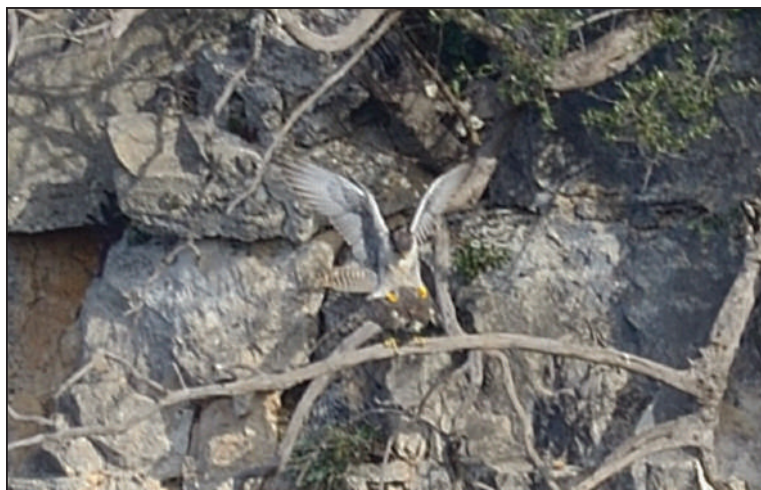


Figura 3. Accoppiamento di Lanario nel sito monitorato (Foto: Emiliano Montanaro).

DISCUSSIONE

La ricerca condotta sulle quattro specie ha evidenziato una bassa densità di tutte le specie nell'area studio. La bassa densità di alcune specie, tra cui il Capovaccaio, porta a concludere che il trend della specie sia negativo nonostante la presenza, ormai consolidata, di alcune coppie riproduttive nel vicino territorio di Matera. L'elusività e la difficile osservazione del Lanario, gioca un ruolo importante nella ricerca e nell'identificazione della specie e, data l'elevata presenza nell'area studio degli stessi habitat presenti nei pressi del sito di nidificazione laertino, si ipotizza la presenza di altre coppie nidificanti nell'area.

Il monitoraggio del Biancone ha dimostrato una bassa densità della specie nell'area, nonostante l'ampia disponibilità di habitat e di prede. Questo conferma quanto rinvenuto in passato da altri autori (Laterza & Cillo, 2008b) che sottolineavano la bassa densità di questo rapace lungo il versante orientale della penisola italiana rispetto a quello tirrenico (Brichetti & Fracasso, 2018).

Lo status della Cicogna nera appare buono, confermando il trend positivo a livello nazionale (Brunelli *et al.*, 2022), probabilmente dovuto all'ampia disponibilità trofica e di siti di nidificazione nell'area, costituiti da pareti rocciose (Brichetti & Fracasso, 2018). La Gravina di Laterza risulta essere, uno dei luoghi meglio conservati nell'arco delle gravine ioniche, come dimostrato anche dalla presenza e dalla nidificazione di molte altre specie ornitiche di rilevanza conservazionistica come il Nibbio reale *Milvus milvus*, il Grillaio *Falco naumanni* e il Nibbio bruno *Milvus migrans* (cfr. Bellini *et al.*, 2008). 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 delle varie specie, come molto verosimilmente nel caso dell'abbandono del nido di Cicogna nera nella gravina di Castellaneta.

Nel prossimo futuro si auspica di continuare studi mirati che possano nel tempo descrivere meglio eventuali trend di popolazione ed approfondire l'analisi del successo riproduttivo, estendendo lo sforzo di campionamento al resto della ZSC/ZPS Area delle Gravine. Sarebbe indispensabile adottare adeguate politiche gestionali delle aree di studio, che miri a tutelare e a preservare i delicati equilibri che caratterizzano gli habitat delle gravine pugliesi.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. & Leonardi G. (a cura di), 2007 - Piano d'azione nazionale per il Lanario (*Falco biarmicus feldeggii*). Quad. Cons. Natura, 24, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- 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).
- BirdLife International, 2017a. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.
- BirdLife International, 2017b. *Ciconia nigra* (amended version of 2016 assessment). The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T22697669A111747857. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2017-1.RLTS.T22697669A111747857.en>.
- BirdLife International, 2021a. *Neophron percnopterus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22695180A205187871. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22695180A205187871.en>.
- BirdLife International, 2021b. *Falco biarmicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22696487A200013311. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22696487A200013311.en>.
- BirdLife International, 2021c. *Circaetus gallicus*. The IUCN Red List of Threatened Species 2021: e.T22734216A203141317. <https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2021-3.RLTS.T22734216A203141317.en>.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina, historia naturae 6, pp 512.
- 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., 2022. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2022. Alula, 29: 118-119.
- 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.
- Giacoia V. & Bellini F., 2008. Capovaccaio *Neophron percnopterus*. 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): 18-29.
- Gilbert G., Gibbons D.W. & Evans J., 2011. Bird Monitoring Methods. Pelagic Publishing Limited.
- Gustin, M., Nardelli, R., Brichetti, P., Battistoni, A., Rondinini, C., Teofili, C. (compilatori), 2021 Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2021. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Laterza M. & Cillo N., 2008a. Lanario *Falco biarmicus*. 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): 52-57.
- Laterza M. & Cillo N., 2008b. Biancone *Circaetus gallicus*. 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): 58-63.
- Pezzo F., Draghi A., Moriando F., 1995. Primi dati sull'alimentazione del Lanario *Falco biarmicus* in

- Toscana: un contributo sui metodi di studio della dieta dei Falconidi. In: Fasola M., N. Saino (eds.), Atti VIII Convegno Italiano di Ornitologia. Avocetta, 19: 121.
- Salvo G., 1984. Primi dati sulla biologia del Lanario, *Falco biarmicus*, nella Sicilia centro-meridionale. Rivista Italiana di Ornitologia, 54: 244-250.
 - Shiririhai H., 1996. The Birds of Israel. Academic Press, London.

SITOGRAFIA

- <https://www.capovaccaio.it/cms/index.php>
- <https://www.lifegyptianvulture.it/il-progetto/>

LA COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE ALL'INTERNO DI "BOSCO FONTANA" (LOMBARDIA): COMPOSIZIONE E STRUTTURA

DAVIDE MEGGIORINI

G.N.M. - Gruppo Naturalistico Mantovano
(davide.meggiorini@virgilio.it)

Abstract - During the 2021 breeding season, the ornithic community of state natural reserve of "Bosco Fontana" was studied. Managed by Carabinieri (in Mantua province; NE Italy), it falls within in the perimeter of the Mincio Regional Park (EUAP0197). The site is characterized by a lowland wood with an arboreal substratum, dominated by *Quercus robur* and *Carpinus betulus*. In total, 49 species were recorded, 28 of which were found to nest into the forest and ecologically linked to it. Of which these, 15 belong to the Order of Passerines and 13 to non-Passerines. The most abundant species were *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Parus major*, *Columba palumbus*, *Corvus corone*, *Dendrocopos major*, *Fringilla coelebs* and *Aegithalos caudatus*. A Shannon-Wiener diversity index highlights a considerable degree of complexity, while the equipartition value suggests a certain homogeneity of abundance in the detected species in which there are eight dominant species. Less than a third of the breeding species are long-range migratory. The guilds allow us to understand how the wooded environment, characterized by senescent trees and rotting woody biomass, has a fundamental importance for the nesting bird community, both from a reproductive and food point of view. The data reported in this study are intended to represent a useful tool to update the knowledge about the nesting bird community of "Bosco Fontana".

INTRODUZIONE

La progressiva antropizzazione del territorio della Pianura Padana ha prodotto l'attuale paesaggio, caratterizzato dal susseguirsi di coltivi e di aree più o meno densamente urbanizzate. Dell'originario ecosistema, costituito da foreste di latifoglie alternate ad ampie zone paludose, restano solo pochi e ridotti esempi. I boschi planiziali, oltre ad essere i testimoni di quello che era l'ambiente più diffuso della Pianura, custodiscono un importante patrimonio naturale, in termini sia di specie vegetali che animali (Ferlini, 2008). Le ricerche condotte in Italia che trattano di aspetti legati alle caratteristiche ornitiche relativamente agli ambienti boschivi planiziali padani di diversa formazione fitosociologica, sono abbastanza scarse (Barbieri *et al.*, 1975b; Boano, 1988; Fornasari & Massa, 1991; Amato & Semenzato, 1993; Roccaforte *et al.*, 1994; Malavasi, 1998) e se consideriamo solo gli ultimi due decenni il numero si riduce ulteriormente (Nardo, 2001; Longo, 2001-2002; Ferlini, 2008). La stessa Riserva Naturale Statale "Bosco Fontana" fino ai primi anni duemila presentava scarse conoscenze in ambito ornitologico (Arrigoni degli Oddi & Moltoni, 1931; Brichetti, 1977-1982; Fornasari & Massa, 1991), in seguito ampliate con il lavoro complessivo di Longo (2001; 2002). Ulteriori dati sono stati successivamente pubblicati nel 2004 in merito alla fauna indagata attraverso l'inanellamento (Mantovani, 2004), all'utilizzo dell'habitat da parte di Picidae e Picchio muratore (Hardersen, 2004), nonché sulla colonia di Nibbio bruno

(Zocchi & Lacroix, 2004). Ad oggi, osservando i *trend* di molte specie che nidificano all'interno di questi lembi boschivi residuali si denota una tendenza negativa. Per un'area protetta come "Bosco Fontana", all'interno del Parco Regionale del Mincio (MN), una conoscenza quanto più approfondita ed esaustiva circa il popolamento ornitico è di fondamentale importanza quale strumento di gestione delle emergenze ambientali dell'area, finalizzate alla conservazione degli habitat e della biodiversità. I dati riportati nel presente studio vogliono rappresentare uno strumento utile ad aggiornare le conoscenze circa la comunità ornitica nidificante della Riserva Naturale Statale "Bosco Fontana", dopo circa venti anni dal lavoro svolto da Longo (2002), rivolto a tutti coloro che interagiscono con la Riserva, in particolare gli amministratori che devono gestirla, ponendo sempre in primo piano la conservazione degli habitat naturali e delle specie ad essi legate.

AREA DI STUDIO

La Riserva Naturale Statale "Bosco Fontana" si estende su una superficie di 233 ha nel comune di Marmirolo, provincia di Mantova, sulla sinistra idrografica del fiume Mincio (centro sito, N 45° 12.050', E 10° 44.380'). L'area si trova ad una quota media di 25 m s.l.m. L'intera superficie di "Bosco Fontana" è suddivisa in 40 particelle per mezzo di 52 viali che convergono in 7 radure denominate "piazze". Al centro della Riserva è situata la palazzina di caccia dei Gonzaga. La copertura forestale costituisce la porzione predominante (l'85% della superficie totale); praterie e corpi idrici, a carattere sia temporaneo che permanente, completano il quadro paesaggistico del sito (Campanaro *et al.*, 2014).

La Riserva rappresenta un prezioso frammento della foresta planiziale formata da boschi mesofili misti di quercia e di altre latifoglie decidue, che un tempo ricopriva la gran parte della Pianura Padana (Agostini, 1965).

La formazione forestale di Bosco della Fontana è ascrivibile all'habitat 91L0 - Querceti di rovere illirici (*Erythronio-Carpinion*). Lo sviluppo verticale della foresta è caratterizzato da due strati principali: uno più alto, dominante, formato da *Quercus robur* e *Carpinus betulus*, ed uno sottostante, formato da *Acer campestre*, *Fraxinus ornus*, *Ulmus minor* e *Prunus avium*. Al disotto di questi due strati vegeta un fitto sottobosco composto essenzialmente da *Corylus avellana*, *Cornus mas*, *Crataegus laevigata*, *Crataegus monogyna*, *Cornus sanguinea*, *Sambucus nigra*, *Euonymus europaeus* e *Ligustrum vulgare*. Nello strato erbaceo domina quasi ovunque *Ruscus aculeatus*, assente solo nelle zone più umide e lungo le rive del Rio Begotta. Variazioni anche minime della quota (dislivello di 2 metri da nord a sud) determinano la presenza di diverse fisionomie forestali che si traducono scientificamente in altrettante associazioni fitosociologiche (Andreatta, 2001). In particolare a nord, dove il livello del terreno è più alto, e quindi più secco rispetto alla parte a sud a causa della falda più profonda, *Quercus cerris* sostituisce localmente *Quercus robur*. L'area meridionale rappresenta il tipico *Quercio-Carpinetum* caratterizzato da *Quercus robur*, mentre nell'area nord-est, dove il terreno è periodicamente inondato e saturo d'acqua, *Fraxinus angustifolia*

e *Alnus glutinosa* affiancano *Quercus robur* nello strato dominante.

Il bosco è anche ricco di piante senescenti e biomassa legnosa marcescente, elementi essenziali per la presenza di microhabitat idonei al mantenimento di una buona varietà di organismi saproxilici (Speight, 1989). Ciò favorisce la presenza di cavità, sia naturali, sia realizzate da *Picidae*, che hanno effetti positivi sul mantenimento della biodiversità in quanto offrono condizioni idonee alla riproduzione, allo svernamento o al semplice temporaneo rifugio per numerose specie di uccelli, mammiferi e insetti (Monkkonen *et al.*, 1997; Forsman *et al.*, 1998; Remm *et al.*, 2006).

Il clima è continentale, tipico della Pianura Padana, caratterizzato da inverni lunghi e rigidi ed estati torride con periodo di aridità nel mese di luglio (Longo, 2004), con una piovosità media annua di circa 602,63 mm (periodo 1999-2012) e una temperatura media annua di 13,07 °C (Campanaro *et al.*, 2014).

Il bosco è di proprietà del Demanio dello Stato e dal 1976 è una Riserva Naturale Orientata Biogenetica (D.M. 10 aprile 1976). Per la sua importanza floristica e faunistica la Riserva è Zona di Protezione Speciale (IT20B0011) ai sensi della Direttiva Uccelli (79/409/CEE) e Zona Speciale di Conservazione (ZSC) ai sensi della Direttiva Habitat (92/43/CEE).

MATERIALI E METODI

Al fine di rilevare gli uccelli nidificanti è stato svolto un monitoraggio utilizzando il metodo dei “punti di ascolto” o “*Point Counts*” (Bibby *et al.*, 2000). Lungo la rete dei sentieri che attraversano la Riserva sono state distribuite 11 stazioni di ascolto, ad una distanza di circa 200 m l’una dall’altra, in modo da monitorare tutta la superficie di “Bosco Fontana” (Fig.1).

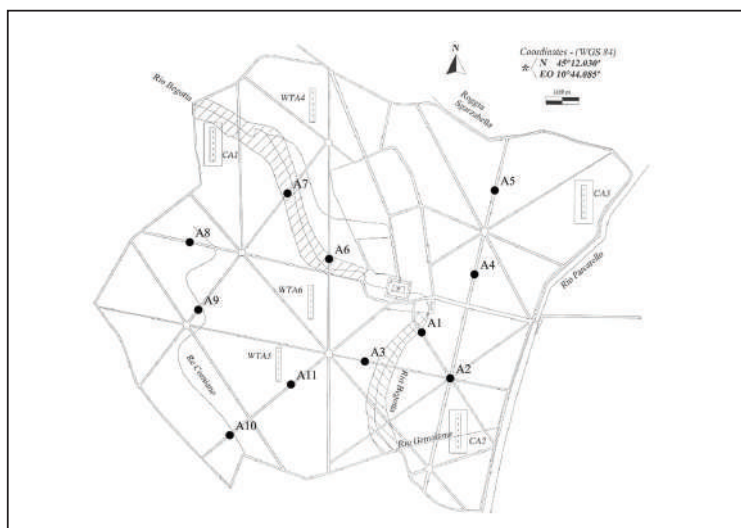


Figura 1. Localizzazione dei punti di ascolto utilizzati durante il monitoraggio standardizzato degli uccelli nidificanti nelle Riserva Naturale Statale “Bosco Fontana” nella stagione riproduttiva 2021.

Il tempo di rilevamento è stato di dieci minuti a stazione. La posizione delle stazioni è stata rilevata mediante GPS e riportata su qGIS (QGIS3.14.16-Pi). Per minimizzare l'effetto margine dovuto alla presenza della strada, che collega l'ingresso della Riserva alla palazzina gonzaghese, i punti sono stati effettuati ad una distanza di circa 50-60 metri da essa. Tutti i rilevamenti si sono svolti a partire dall'alba fino a non oltre le ore 10:30, in condizioni di assenza di pioggia e vento forte (<4 scala Beaufort). Ai fini dell'analisi quantitativa, per ciascuna stazione sono stati considerati solo i contatti registrati in un raggio di circa 100 m, per escludere eventuali contatti con specie legate ad altri habitat e per evitare la possibilità di sovrapporre i contatti con le stazioni adiacenti. Oltre ai rilievi standard sono stati effettuati anche una serie di rilievi integrativi costituiti da osservazioni eseguite durante gli spostamenti da una stazione all'altra, al di fuori del tempo di rilevamento ed osservazioni effettuate grazie ad ulteriori ricognizioni dell'operatore, nell'area di studio, per tutta la durata della stagione riproduttiva.

Tutte le stazioni sono state monitorate dieci volte tra metà aprile e metà luglio, periodo che comunemente si ritiene essere la stagione riproduttiva per gli uccelli (I.N.B.S. & C.I.S.O., 1985). Prima dell'analisi i dati sono stati filtrati seguendo i criteri convenzionali dettati da Blondel *et al.* (1981) e Fornasari *et al.* (2010); in particolare non sono stati considerati i contatti con tutte quelle specie, che pur frequentando l'ambiente boschivo, non nidificano in esso. Tali specie non sono state inserite in Tab.1 e non sono state considerate nel calcolo dei parametri di comunità quali: ricchezza, equiripartizione, dominanza, diversità, percentuale di non passeriformi e percentuale di migratori.

La comunità ornitica nidificante è stata analizzata utilizzando alcuni indici e parametri:

- Ricchezza (S), intesa come numero delle specie censite;
- Frequenza relativa (π_i), esprime il rapporto esistente tra il numero di individui di una certa specie ed il totale degli individui componenti la comunità. Questa è stata espressa come frequenza percentuale ($\text{fr}^0\%$). Da questi valori si è anche desunto il numero di specie dominanti (ND), quelle aventi $\text{fr}^0\% > 5\%$ (Turcek, 1956; Oelke, 1980);
- Diversità (H'), ottenuta utilizzando l'indice di Shannon-Wiener: $H' = - \sum \pi_i \log \pi_i$, dove π_i = frequenza relativa (Shannon & Weaver, 1963);
- Equiripartizione (J), data da $J = H'/H_{\max}$, dove $H_{\max} = \log_e S$ (Pielou, 1966);
- Percentuale di specie non Passeriformi (NP%);
- Percentuale di migratori (migr.%);

Per le specie territoriali più rappresentate che nidificano all'interno del bosco è stata calcolata la densità per la superficie di dieci ettari e la stima per l'intera superficie boschiva. Sono stati esclusi dal calcolo *Corvus corone*, *Dendrocopos major* e *Picus viridis*, in quanto il frequente utilizzo di vocalizzi non riproduttivi e l'elevata mobilità avrebbero condotto a una stima lontana dal reale numero di coppie presenti.

Tabella 1. Frequenza percentuale (fr%) delle specie rilevate come nidificanti, e relative *guilds* di appartenenza: V (*Vertebrates*): specie che cacciano prevalentemente vertebrati; PE (*Plant-eaters*): specie che si alimentano in prevalenza di materiale vegetale come semi e frutti; I (*Invertebrates*): specie che si alimentano per la maggior parte di invertebrati; O (*Omnivores*): specie che si alimentano in ugual modo di materiale di origine vegetale che animale; G (*Ground nesters*): specie che nidificano a terra, fino a 1,5 m dal suolo; C (*Elevated nesters*): specie che nidificano in cespugli alti, oltre a 1.5 m, sino alla chioma degli alberi; H (*Hole nesters*): specie che nidificano in cavità. (*) Per l'assegnazione della *guild* di appartenenza della specie *Cuculus canorus* si rimanda al capitolo materiali e metodi.

Specie	fr%	Nesting	Feeding
<i>Strix aluco</i>	0,41	H	V
<i>Sylvia atricapilla</i>	12,92	G	I
<i>Parus major</i>	10,05	H	I
<i>Cyanistes caeruleus</i>	2,05	H	I
<i>Aegithalos caudatus</i>	5,33	C	I
<i>Columba palumbus</i>	9,23	C	PE
<i>Corvus corone</i>	8,92	C	O
<i>Cuculus canorus</i>	1,13	G*	I
<i>Pernis apivorus</i>	0,82	C	I
<i>Fringilla coelebs</i>	7,59	C	I
<i>Falco tinnunculus</i>	0,62	C	V
<i>Garrulus glandarius</i>	1,54	C	O
<i>Falco subbuteo</i>	0,41	C	I
<i>Turdus merula</i>	10,87	C	I
<i>Milvus migrans</i>	2,26	C	V
<i>Erithacus rubecula</i>	0,92	G	I
<i>Sitta europaea</i>	2,56	H	I
<i>Dendrocopos major</i>	7,69	H	I
<i>Dryobates minor</i>	0,21	H	I
<i>Picus viridis</i>	4,10	H	I
<i>Muscicapa striata</i>	0,62	H	I
<i>Buteo buteo</i>	0,92	C	V
<i>Oriolus oriolus</i>	1,03	C	I
<i>Troglodytes troglodytes</i>	3,28	G	I
<i>Accipiter nisus</i>	0,41	C	V
<i>Sturnus vulgaris</i>	1,74	H	I
<i>Streptopelia turtur</i>	0,63	C	PE
<i>Luscinia megarhynchos</i>	1,74	G	I

Infine, per meglio interpretare la struttura della comunità ornitica sotto il profilo ecologico, si è analizzata la frequenza relativa per “raggruppamenti ecologici” o “*guilds*” (Simberloff & Dayan, 1991) sulla base delle preferenze per l’area di nidificazione e alle strategie alimentari (Boano, 1988; Brichetti & Fracasso, 2003-2015; Pearman *et al.*, 2013; Wilman *et al.*, 2014; Wesołowski *et al.*, 2015; Storchová & Hořák, 2018). Sono state distinte le seguenti *guilds*: (i) secondo il criterio trofico (*Feeding Guilds*) – specie che cacciano prevalentemente vertebrati (*Vertebrates* - V), specie che si alimentano in prevalenza di materiale vegetale come semi e frutti (*Plant-eaters* - PE), specie che si alimentano per la maggior parte di invertebrati (*Invertebrates* - I) e specie che si alimentano in ugual modo di materiale di origine vegetale e animale (*Omnivores* - O); i regimi alimentari assegnati alle varie specie si riferiscono al periodo riproduttivo, dove molte specie ritenute “polifaghe” presentano uno spettro alimentare strettamente insettivoro; (ii) secondo il criterio di habitat riproduttivo (*Nesting Guilds*) – in relazione allo strato principalmente utilizzato per la nidificazione nella struttura verticale dell’habitat forestale; specie che nidificano a terra, fino a 1,5 m dal suolo (*Ground nesters* – G), specie che nidificano in cespugli alti, oltre a 1,5 m, sino alla chioma degli alberi (*Elevated nesters* – C) e specie che nidificano in cavità (*Hole nesters* – H). Laddove risultava esserci un’ambiguità sull’assegnazione della *guild* d’appartenenza è stato deciso di mantenere il raggruppamento più significativo e metterlo in raffronto alle osservazioni avvenute durante il monitoraggio, tenendo in considerazione la struttura della formazione forestale. La specie *Cuculus canorus* è stata assegnata al raggruppamento *Ground nesters*, dato che l’insieme delle specie parassitate più comuni all’interno di ambienti boschivi planiziali, secondo Longo (2001) e Brichetti e Gargioni (2004), sono riconducibili a questa *guild*.

Per la sistematica si è fatto riferimento alla recente check-list degli uccelli italiani (Baccetti *et al.*, 2021).

RISULTATI

Complessivamente sono state osservate 49 specie, delle quali 13 (*Ardeola ralloides*, *Bubulcus ibis*, *Circus aeruginosus*, *Columba livia* forma domestica, *Dryocopus martius*, *Egretta garzetta*, *Gallinula chloropus*, *Himantopus himantopus*, *Microcarbo pygmaeus*, *Motacilla cinerea*, *Nycticorax nycticorax*, *Pastor roseus*, *Tachybaptus ruficollis*) durante i rilievi integrativi e 36 durante il monitoraggio standardizzato. Di queste ultime, 28 (77,8%) sono state ritenute nidificanti all’interno del bosco (Tab.1) mentre 8 (22,2%) (*Alcedo atthis*, *Anas platyrhynchos*, *Apus apus*, *Ardea cinerea*, *Ardea purpurea*, *Hirundo rustica*, *Merops apiaster*, *Phasianus colchicus*) sono risultate nidificanti in aree esterne alla Riserva o in altri habitat all’interno di “Bosco Fontana”.

Delle 28 specie nidificanti 8 sono risultate migratrici a lungo raggio, mentre 20 sono risultate stanziali o parzialmente migratrici.

Il 53,6% della comunità nidificante è costituito da specie appartenenti all’ordine dei Passeriformi mentre il restante 46,4% appartengono ad altri ordini.

Per quanto concerne le categorie di dominanza (Turcek, 1956; Oelke, 1980), 8

specie (28,57%) risultano dominanti ($fr\% > 5\%$): *Sylvia atricapilla*, *Turdus merula*, *Parus major*, *Columba palumbus*, *Corvus corone*, *Dendrocopos major*, *Fringilla coelebs*, *Aegithalos caudatus*; 5 specie (17,86%) appartengono alla categoria “sub-dominante” ($5\% > fr\% > 2\%$): *Picus viridis*, *Troglodytes troglodytes*, *Sitta europaea*, *Milvus migrans*, *Cyanistes caeruleus*; 5 specie (17,86%) associabili alla categoria “influyente” ($2\% > fr\% > 1\%$): *Sturnus vulgaris*, *Luscinia megarhynchos*, *Garrulus glandarius*, *Cuculus canorus*, *Oriolus oriolus*; infine, le restanti 10 specie (35,71%) appartengono alla categoria “recedente” ($fr\% < 1\%$): *Buteo buteo*, *Erithacus rubecula*, *Pernis apivorus*, *Streptopelia turtur*, *Muscicapa striata*, *Falco tinnunculus*, *Accipiter nisus*, *Falco subbuteo*, *Strix aluco*, *Dryobates minor*. Tuttavia, la frequenza relativa di *Strix aluco* è stata significativamente sottostimata nel monitoraggio standardizzato, trattandosi di una specie notturna che talvolta può emettere vocalizzi anche durante il giorno.

Rispetto alla classificazione SPEC (BirdLife International, 2017), la distribuzione percentuale delle specie nidificanti censite durante il monitoraggio standardizzato è la seguente: 82,1% non-SPEC, 10,7% SPEC 3, 3,6% SPEC 2 e 3,6% SPEC 1. Dal punto di vista della priorità di conservazione per la Lombardia (Gagliardi & Tosi, 2012) ed inserite nella Direttiva 409/79 All. 1, le specie nidificanti nell’area boschiva incontrate nel corso della ricerca sono *Milvus migrans* e *Pernis apivorus*.

Infine, i risultati relativi ai parametri ecologici della comunità ornitica nidificante sono così riassumibili: secondo il criterio trofico (*Vertebrates* = 4,62%; *Plant-eaters* = 9,86%; *Invertebrates* = 75,07%; *Omnivores* = 10,46%); secondo il criterio di habitat riproduttivo (*Ground-nesters* = 20,00%; *Elevated-nesters* = 50,57%; *Hole-nesters* = 29,43%).

In Tab. 2 sono sintetizzati i risultati relativi agli indici di struttura della comunità nidificante. In Tab. 3 vengono confrontati i parametri descrittivi la struttura di comunità risultanti dal presente studio, con quelli pubblicati in altri studi analoghi riguardanti alcuni boschi planiziali padani con caratteristiche fitosociologiche riconducibili al Querceto-Carpinetum. In Tab. 4 sono riportati i risultati della densità del numero di coppie nidificanti, delle specie territoriali maggiormente rappresentate, ottenute su dieci ettari e successivamente estrapolate per l’intera superficie boschiva.

Tabella 2. Sintesi dei principali parametri della struttura di comunità ornitica nidificante nella Riserva Naturale Statale “Bosco Fontana” (specie censite con i punti di ascolto): S: ricchezza; H': diversità di Shannon-Wiener; J: equiripartizione; migr. %: percentuale di migratori nidificanti a lungo raggio; NP%: percentuale specie non passeriformi; ND: numero delle specie dominanti.

S	28
H'	2,83
J	0,86
migr.%	29%
NP%	46,40%
ND	8

Tabella 3. Parametri ecologici in periodo riproduttivo di alcuni boschi planiziali della Pianura Padana. Numero delle specie (S); superficie in ettari; diversità (H'); equiripartizione (J); percentuale del numero di non-Passeriformi (NP%).

S	Superficie (ha)	H'	J	NP%	Area di studio	Fonte
28	198	2,83	0,86	46,4	Bosco Fontana (MN)	Presente lavoro
23	24	-	-	26,1	Bosco Olmè-Cessalto (TV)	Nardo, 2001
20	24	-	-	35,0	Bosco Olmè-Cessalto (TV)	Semenzato & Amato, 1993
21	3	-	-	19,0	Bosco Carpenedo (VE)	Semenzato & Amato, 1993
16	5	-	-	31,3	Bosco Lison (VE)	Semenzato & Amato, 1993
18	10	-	-	33,3	Bosco Cavalier (TV)	Semenzato & Amato, 1993
18	12	-	-	27,8	Bosco Basalghelle (TV)	Semenzato & Amato, 1993
32	400	2,93	-	-	Bosco della Zelata (PV)	Fornasari L. & Massa R., 1991
30	220	2,91	-	-	La Fagiania (MI)	Fornasari L. & Massa R., 1991
27	198	2,91	-	-	Bosco Fontana (MN)	Fornasari L. & Massa R., 1991
28	-	3,04	0,91	-	Bosco di Albano (VC)	Boano, 1988
31	-	3,07	0,89	-	Parco reale di Racconigi (CN)	Boano, 1988
32	-	3,10	0,89	-	Stupinigi (TO)	Boano, 1988

Tabella 4. Densità del numero di coppie delle specie territoriali maggiormente rappresentate nell'ambiente boschivo. La densità totale è il numero di coppie calcolato sull'intera superficie boschiva.

SPECIE	Densità (cp/10 ha)	Densità tot.
<i>Sylvia atricapilla</i>	6,37	126
<i>Turdus merula</i>	4,63	92
<i>Parus major</i>	4,34	86
<i>Columba palumbus</i>	4,15	82
<i>Fringilla coelebs</i>	3,66	72
<i>Aegithalos caudatus</i>	2,00	40
<i>Troglodytes troglodytes</i>	1,59	31
<i>Sitta europaea</i>	1,01	20
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,84	17

DISCUSSIONE

La comunità ornitica boschiva che rappresenta circa il 13% delle specie che si sono riprodotte con certezza nel periodo 2000-2021 in Lombardia (Aletti *et al.*, 2022), indica per la Riserva una ricchezza specifica superiore a quella rilevata nella maggiore parte degli analoghi complessi forestali della Pianura Padana (Amato & Semenzato, 1993; Nardo, 2001). Questo è abbastanza comprensibile considerando che “Bosco Fontana”, oltre a una maggiore estensione, presenta una struttura forestale meno compatta e più diversificata, ed è quindi più idoneo ad ospitare un numero più elevato di specie (Lon-

go, 2002), sebbene la Riserva presenti una ricchezza specifica inferiore a complessi boschivi lombardi di estensione maggiore (Fornasari & Massa, 1991).

L'indice di diversità (H') suggerisce che la comunità ornitica nidificante nell'area boschiva sia caratterizzata da un notevole grado di complessità, sostenuta da un ecosistema notevolmente maturo, così come evidenziato da Fornasari & Massa (1991) un trentennio fa nel medesimo luogo e in altre località padane, mentre Boano (1988) ha rilevato valori sensibilmente maggiori nei boschi planiziali del Piemonte.

Bisogna tuttavia evidenziare come valutare una comunità utilizzando solo parametri quali ricchezza e indice di diversità possa portare a risultati fuorvianti (Todisco *et al.*, 2020): tali parametri, infatti, non tengono conto della qualità delle specie che compongono una comunità e attribuiscono lo stesso peso tanto alle specie adattabili e generaliste, quanto a quelle ecologicamente più esigenti, meno adattabili e con maggiore rilevanza conservazionistica (Battisti & Contoli, 2011; Velatta *et al.*, 2016).

In tal senso, attraverso lo studio delle frequenze relative dei raggruppamenti ecologici, si osserva che il 29,43% della comunità nidificante è costituito da “*Hole-nesters*” e quindi ecologicamente legata a questo tipo di habitat, come *Dendrocopos major*, *Picus viridis* e *Dryobates minor*, i quali contribuiscono direttamente a scavare fori negli alberi e quindi creare l'habitat idoneo per tutte quelle specie la cui attività riproduttiva è subordinata alla disponibilità di cavità preesistenti, questi ultimi vengono definiti nidificanti secondari e fanno parte della medesima *guild*. Inoltre, l'elevato numero di insettivori 75,07%, appartenenti alla *guild* “*Invertebrates*”, delinea l'importanza della presenza di materiale legnoso marcescente, facilitato anche dall'attività dei *Picidae*, che favorisce la presenza di insetti “saproxilici” come Coleoptera (*Buprestidae*, *Cerambycidae* ed *Elateridae*) e Diptera (*Syrphidae* e *Stratiomyidae*) (Cavalli & Mason, 2003; Hardersen *et al.*, 2014).

Il valore dell'equipartizione (J), non dissimile da quelli riportati da Boano (1988), è abbastanza elevato e suggerisce una certa omogeneità di abbondanza nelle specie della comunità.

I non Passeriformi sono ben rappresentati, confermando quanto suggerito dall'indice di diversità circa il notevole grado di maturità dell'ecosistema. È stato, infatti, osservato che in una comunità ornitica nidificante, un alto numero di non Passeriformi è indice di stabilità e maturità ambientale (Ferry & Frochot, 1970).

Meno di un terzo delle specie rinvenute nidificanti sono migratrici a lungo raggio, mentre le altre appartengono alle categorie fenologiche “stanziali” e/o “parzialmente migratrici”. La netta prevalenza numerica di specie a fenologia intra paleartica o stanziale potrebbe essere un'ulteriore conferma che l'ecosistema di “Bosco Fontana” si trovi, nel complesso, in uno stadio evolutivo avanzato.

Riguardo la densità, i valori maggiori si riscontrano per: *Sylvia atricapilla* (6,37 cp/10 ha), *Turdus merula* (4,63 cp/10 ha), *Parus major* (4,34 cp/10 ha), *Columba palumbus* (4,15 cp/10 ha), *Fringilla coelebs* (3,66 cp/10 ha) e *Aegithalos caudatus* (2,00 cp/10 ha), grazie all'elevata disponibilità di habitat idonei per queste specie. Si vuole però sottolineare come tali densità non considerino la struttura disomogenea della su-

perficie boschiva, mentre un calcolo più accurato dovrebbe considerare la superficie di habitat con caratteristiche idonee alla nidificazione di ciascuna specie in accordo con Longhi *et al.* (2009). Tra le densità maggiori, quella che si discosta maggiormente dagli studi precedenti è senz'altro *Columba palumbus* che passa dalle 10-15 coppie, descritte da Longo (2001), alle 82 stimate nella seguente indagine. L'incremento della specie è osservabile anche nel *trend* molto positivo della popolazione italiana ($11,8 \pm 0,4$) (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2015) e in quello regionale (Brambilla & Calvi, 2022). Di particolare interesse sono le densità di *Troglodytes troglodytes* (1,59 cp/10 ha) e *Sitta europea* (1,01 cp/10 ha), in quanto le due popolazioni nidificanti nella Riserva risultano essere le più significative e stabili della provincia mantovana (Longo, 2001; Grattini & Longhi, 2010; Grattini *et al.*, 2016). Da un punto di vista conservazionistico la presenza di *Sitta europea* è da ritenersi molto importante in quanto, secondo Fornasari *et al.* (1997), la specie può essere utilizzata come indicatore per la conservazione della foresta planiziale padana, nonché come indicatore nella pianificazione di rete ecologica, per la sua estrema sensibilità alla frammentazione e isolamento forestale (Matthysen & Currie, 1996; per la rete ecologica della Provincia di Mantova si veda: Battisti *et al.*, 2013). La densità calcolata per questa specie ci permette di stimare una popolazione nidificante di 20 coppie, in linea con quanto osservato da Longo (2001) nel 2000 (11 territori), considerato l'incremento favorevole a livello italiano ($4,5 \pm 0,6$) (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2015) e a livello regionale in aree con una maggior copertura boschiva interessata dal fenomeno di invecchiamento (Brambilla & Calvi, 2022), ma nettamente inferiore all'indagine specifica effettuata nel 2004 dove furono conteggiati 49 territori (Hardersen, 2004).

I dati raccolti si discostano sensibilmente dal quadro delineato da Brichetti (1982) nel 1980, da Fornasari e Massa (1991) nel 1986 e da Longo (2001; 2002) nel 2001. Questo cambiamento non sembrerebbe essere riconducibile a problemi legati alla gestione della foresta, ma piuttosto a un declino “moderato” o “forte” a livello regionale e nazionale di alcune specie (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2015; Brambilla & Calvi, 2022), mentre per altre già in Brichetti (1982) e Longo (2001; 2002) risultavano nidificanti accidentali all'interno dell'habitat boschivo o presentavano popolazioni esigue.

Delle specie che utilizzano la Riserva Naturale Statale “Bosco Fontana” per motivi trofici o ritenute nidificanti fuori dall'ambiente boschivo, si evidenzia la presenza di *Dryocopus martius* e di *Tachybaptus ruficollis*. Nonostante il *Dryocopus martius* stia espandendo il proprio sub-areale italiano, dimostrando una notevole capacità di colonizzazione di nuove aree che presentino habitat idonei (Campanaro *et al.*, 2014), non sono stati raccolti indizi di nidificazione. Per quanto riguarda invece *Tachybaptus ruficollis*, dove nel precedente lavoro di Longo (2001) era considerato come “nidificante probabile”, durante questo monitoraggio viene confermata la nidificazione e ciò è stato favorito dal ripristino dell'area umida che fino al 2018 era rimasta interrata. Si citano inoltre alcune specie di rilevanza conservazionistica, quali *Ardea purpurea* (SPeC 3 - BirdLife International, 2017; Direttiva 409/79 All. 1) osservato durante tutto il periodo di monitoraggio con un individuo in alimentazione presso il rio Begotta e l'area umida;

Alcedo atthis (SPeC 3 - BirdLife International, 2017; Direttiva 409/79 All. 1) osservato occasionalmente lungo i corpi idrici in caccia o in spostamento, la specie viene riportata da Longo (2001) come nidificante con due-tre coppie; *Nycticorax nycticorax* (SPeC 3 - BirdLife International, 2017; Direttiva 409/79 All. 1) presenza di 3-5 individui presso l'area umida e con alcune osservazioni lungo il rio Begotta; *Ardeola ralloides* (SPeC 3 - BirdLife International, 2017; Direttiva 409/79 All. 1) osservata il 29/05/21 in alimentazione presso l'area umida; *Hirundo rustica* (SPeC 3 - BirdLife International, 2017) e *Apus apus* (SPeC 3 - BirdLife International, 2017) le quali utilizzano l'area a solo scopo trofico concentrando la loro presenza nell'area prativa o sovrastante al bosco.

Infine, i principali aspetti che emergono dal seguente studio sulla comunità ornitica nidificante della Riserva Naturale Statale "Bosco Fontana" sono così riassumibili:

- I dati complessivi relativi alla struttura di popolazione e, in particolare, gli interessanti valori di diversità (H'), equiripartizione (J), % di non Passeriformi e % di nidificanti migratori a lungo raggio, indicherebbero che la Riserva Naturale Statale "Bosco Fontana" sia caratterizzata da un elevato grado di maturità ecosistemica e di diversificazione ambientale;
- L'importanza del mantenimento di materiale legnoso marcescente che indirettamente sostiene il fabbisogno alimentare del 75,07% della comunità ornitica nidificante all'interno del bosco;
- Il mancato rilevamento di *Poecile palustris* e *Phylloscopus collybita*, nonostante i trend stabili a livello regionale (Brambilla & Calvi, 2022) e in incremento moderato o stabile in Italia (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2015), potrebbe essere riconducibile a una serie di circostanze legate alle caratteristiche evolutive dell'habitat boschivo, come conseguenza all'abbassamento della falda freatica e dilatazione del periodo di siccità nei mesi estivi (Simonazzi, 2017), ed al fatto che si trattasse di popolazioni relitte a livello provinciale. Situazione analoga può essere constatata anche per la popolazione nidificante di *Erithacus rubecula*, specie legata ad ambienti freschi e umidi (Brichetti & Fracasso, 2008), che vede nel sito un sensibile decremento, passando da poco più di una decina di coppie (Brichetti, 1982) a 3 maschi cantori nel seguente studio. Non è, tuttavia, da escludere anche un effetto di rappresentatività dei dati dovuto alla numerosità delle stazioni d'ascolto, non molto elevata.
- La comunità ornitica nidificante nella Riserva è composta da alcune specie d'interesse conservazionistico, in particolare: *Milvus migrans*, che un tempo rappresentava una tra le colonie più importanti d'Italia (Arrigoni degli Oddi & Moltoni, 1931; Brichetti, 1977), ad oggi le coppie nidificanti risultano essere 2-3, in accordo con le fluttuazioni osservate nel periodo 2011-2018 da Grattini *et al.*, (2019), situate nella parte occidentale del bosco interdotta al pubblico; ed a livello regionale *Pernis apivorus*, insediatosi per la prima volta all'interno della Riserva nel 2012 (Gargioni *et al.*, 2017);

Ringraziamenti. Desidero ringraziare tutti i dipendenti della Riserva Naturale Statale “Bosco Fontana”, in particolar modo il M. llo Gian Francesco D’Ambrosio ed a Emma Minari per la disponibilità e per aver reso possibile il seguente studio. Ringrazio Dino Scaravelli, Marco Gustin, Nunzio Grattini, Lorenzo Maffezzoli, Davide Aldi e Alessandro Pavesi per avermi fornito la letteratura necessaria ed aver contribuito a migliorare la bozza del seguente articolo. Ringrazio l’anonimo revisore che ha fornito alcuni utili suggerimenti. Un ringraziamento speciale a Martina Franceschetti.

BIBLIOGRAFIA

- Agostini R., 1965. Il bosco Fontana a Mantova: considerazioni geobotaniche e selvicolturali. *L’Italia Forestale e Montana*, 3: 123-137.
- Aletti R., Brichetti P., Gargioni A. & Grattini N., 2021. Check - List degli uccelli della Lombardia aggiornata al dicembre 2021. *Bollettino Ornitologico Lombardo*, 4 (1): 3-32.
- Amato S. & Semenzato M., 1993. Dati preliminari sulle comunità di uccelli nidificanti nei boschi planiziali del Veneto centro-orientale (Italia N-E), in: “1°. Convegno Faunisti Veneti: atti (Montebelluna, 1993)”, Montebelluna (TV): 77-82.
- Andreatta G., 2001. Lineamenti fitosociologici, carta della vegetazione e problemi gestionali del Bosco della Fontana (Marmirolo, MN). Tesi di laurea in Scienze Biologiche, Università degli Studi di Bologna. Anno accademico 1990-1991.
- Arrigoni degli Oddi E. & Moltoni E., 1931. La nidificazione del nibbio bruno in provincia di Mantova. *Rivista italiana di Ornitologia*, 1: 105-128.
- Baccetti N., Fracasso N. & C.O.I., 2021. CISO-COI Checklist of Italian birds - 2020. *Avocetta*, 45: 21-85.
- Barbieri F., Fasola M. & Pazzuconi A., 1975b. Censimento della popolazione di uccelli nidificanti in un bosco ripariale del Ticino. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 45 (1): 28-41.
- Battisti C., Dodaro G., Bombonato A., Cuizzi D. & Vannuccini M., 2013. Selezione di specie ornitiche sensibili alla frammentazione come indicatori di rete ecologica: un caso di studio nell’Oltrepò Mantovano (Lombardia). *Alula*, 20: 21-31.
- Battisti C. & Contoli L., 2011. Diversity indices as ‘magic’ tools in landscape planning: a cautionary note on their uncritical use. *Landscape Research*, 36(1), 111-117.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. *Bird Census Techniques*, 2nd ed. Academic Press, London.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge.
- Blondel J., Ferry C. & Frochet B., 1981. Point Counts with Unlimited Distance. In: *Estimating Numbers of terrestrial birds. Studies in Avian Ecology*, 6: 414-410.
- Boano G., 1988. L’uso di una classificazione ecologica e corologica nello studio delle comunità ornitiche: l’esempio dei boschi planiziali padani del Piemonte. Conference: IV Convegno Nazionale di Ornitologia, 1987. At: Pantelleria (Sicily). *Il Naturalista siciliano*, 12: 33-40.
- Brambilla M. & Calvi G., 2022. Servizio di monitoraggio dell’avifauna nidificante in Lombardia - Anno 2021. Relazione tecnica, Milano.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. *Ornitologia italiana. Vol 1. Gaviidae - Falconidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2004. *Ornitologia italiana. Vol. 2. Tetraonidae - Scolopacidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006. *Ornitologia italiana. Vol. 3. Stercorariidae - Caprimulgidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4. Apodidae - Prunellidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2008. Ornitologia italiana. Vol. 5. Turdidae - Cisticolidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2010. Ornitologia italiana. Vol. 6. Sylviidae - Paradoxornithidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2011. Ornitologia italiana. Vol. 7. Paridae - Corvidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2013. Ornitologia italiana. Vol. 8. Sturnidae - Fringillidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. Ornitologia italiana. Vol. 9. Emberizidae - Icteridae – aggiornamenti e Check-list. Edizioni Belvedere, Latina.
- Brichetti P. & Gargioni A., 2004. Atlante degli uccelli nidificanti nella “bassa” pianura lombarda (Italia settentrionale). Natura bresciana, 34: 41-120.
- Brichetti P., 1977. Sulla presenza di una colonia di Nibbi bruni *Milvus migrans migrans* (Boddaert) in Lombardia. Uccelli d'Italia, 2: 282-284.
- Brichetti P., 1982. Gli uccelli del Bosco Fontana. Ministero Agricoltura e Foreste. Parchi Nazionali e Riserve Naturali, Roma, 32 pp.
- Campanaro A., Hardersen S., Minari E., Toni I. & Mason F. (eds.), 2014. Piano di Gestione della Riserva Naturale Statale e Sito Natura 2000 “Bosco della Fontana”. Aggiornamento 2014-2020. Quaderni Conservazione Habitat, 8. Cierre edizioni, Verona, 265 pp.
- Cavalli R. & Mason F., 2003. Tecniche di ripristino del legno morto per la conservazione delle faune saproxiliche. Il progetto LIFE Natura NAT/IT/99/6245 di “Bosco della Fontana” (Mantova, Italia), Rapporti Scientifici, 2. Gianluigi Arcari Editore, Mantova, 112 pp.
- Ferlini F., 2008. Ciclo annuale della comunità ornitica nella Riserva naturale Garzaia della Roggia Torbida. Pianura, 23: 91-111.
- Ferry C. & Frochot B., 1970. L'avifaune nidificatrice d'une forêt de Chênes pédunculés en Bourgogne: étude de deux successions écologiques. La Terre et la Vie, 2: 153-250.
- Fornasari L., Bani L., Bottoni L., De Carli E. & Massa R., 1997. Identificazione di specie di uccelli indicatrici per la conservazione della foresta planiziale padana. Atti della Società Italiana di Ecologia, 18: 101-104.
- Fornasari L., Londi G., Buvoli L., Tellini Florenzano G., La Gioia G., Pedrini P., Brichetti P. & De Carli E., 2010. Distribuzione geografica e ambientale degli uccelli comuni nidificanti in Italia, 2000-2004 (dati del progetto MITO2000). Avocetta, 34: 5-224.
- Fornasari L. & Massa R., 1991. Bird communities and woodland structure in the lowland of Northern Italy. Bollettino di Zoologia, 58: 157-162.
- Forsman J.T., Monkkonen M., Helle P. & Inkeroinen J., 1998. Heterospecific attraction and food resources in migrant's breeding patch selection in northern boreal forest. Oecologia, 115 (1-2): 278-286.
- Gagliardi A. & Tosi G., 2012. Monitoraggio di Uccelli e Mammiferi in Lombardia. Tecniche e metodi di rilevamento. Regione Lombardia, Università degli Studi dell'Insubria, Istituto Oikos.
- Gargioni A., Grattini N., Balbo S. & Bellintani S., 2017. Osservazioni estive e prime nidificazioni di Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* nella bassa pianura orientale lombarda (province di BS, CR e MN). Picus, 43 (84): 85-93.
- Grattini N. & Longhi D., 2010. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). Natura Bresciana, 37: 143-181.

- Grattini N., Novelli F. & Bellintani S., 2016. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale) aggiunte a tutto il 2015. *Natura Bresciana*, 40: 101-118.
- Grattini N., Novelli F. & Bellintani S., 2019. Il Nibbio bruno *Milvus migrans* in provincia di Mantova: analisi storica e attuale della popolazione nidificante. *Alula*, 26 (1-2): 95-102.
- Hardersen S., 2004. Habitat usage of woodpeckers and nuthatch (Aves, Picidae, Sittidae). *Ricerche naturalistiche a Bosco della Fontana. Quaderni conservazione habitat*, 3: 49-59.
- Hardersen S., Curletti G., Leseigneur L., Platia G., Liberti G., Leo P., Cornacchia P. & Gatti E., 2014. Spatio-temporal analysis of beetles from the canopy and ground layer in an Italian lowland forest. *Bulletin of Insectology*, 67 (1): 87-97.
- I.N.B.S. e C.I.S.O., 1985. Progetto Atlante italiano, istruzioni per i rilevatori. Bologna-Pavia.
- Longhi D., Grattini N. & Peri A., 2009. La comunità Ornitica della Riserva Naturale Isola Boscone (Carbonara Po, Mantova): indagine preliminare 2006-2008. *Alula*, 16 (1-2): 754-756.
- Longo L., 2001. Uccelli, pp. 21–63. In: Longo L. & Nadali A. (eds), *Vertebrati di un bosco pianizario padano Bosco della Fontana. Quaderni Conservazione Habitat 1*. Gianluigi Arcari Editore, Mantova.
- Longo L., 2002. Dati preliminari sulle comunità di uccelli nidificanti nella Riserva Naturale Biogenetica “Bosco della Fontana” (Marmirolo–MN). *Bollettino del Museo Civico di Storia naturale di Verona, Botanica Zoologia*, 26: 37–43.
- Longo L., 2004. Clima, pp. 16–17. In: Mason F. (ed.), *Dinamica di una foresta della Pianura Padana. Bosco della Fontana. Seconda edizione con Linee di gestione forestale. Rapporti Scientifici 1*. Centro Nazionale Biodiversità Forestale Verona - Bosco della Fontana. Arcari Editore, Mantova.
- Malavasi D., 1998. Osservazioni sulla comunità ornitica del Bosco Panfilia. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 68: 175-182.
- Mantovani R., 2004. Indagine preliminare sulla comunità ornitica attraverso l’ inanellamento, pp. 61–70. In: Cerretti P., Hardersen S., Mason F., Nardi G., Tisato M. & Zapparoli M. (eds), *Ricerche naturalistiche a Bosco della Fontana. Quaderni Conservazione Habitat*, 3. Cierre Grafica Editore, Verona.
- Matthysen E., & Currie D., 1996. Habitat fragmentation reduces disperser success in juvenile nuthatches *Sitta europaea*: evidence from patterns of territory establishment. *Ecography*, 19 (1), 67-72
- Monkkonen M., Helle P., Niemi G.J. & Montgomery K., 1997. Heterospecific attraction affects community structure and migrant abundance in northern breeding bird communities. *Canadian Journal of Zoology*, 75: 2077-2083.
- Nardo A., 2001. Ciclo annuale della comunità ornitica del Bosco Olmè di Cessalto (Veneto), *Rivista Italiana di Ornitologia*, 71: 171-179.
- Oelke H., 1980. The bird structure of the central european spruce forest biome as regarded from breeding bird censuses. *Proceedings of the VI International Conference Bird Census Work*, Gottingen: 201-209.
- Pearman P.B., Lavergne S., Roquet C., Wüest R., Zimmermann N.E. & Thuiller W., 2014. Phylogenetic patterns of climatic, habitat and trophic niches in a European avian assemblage. *Global Ecology and Biogeography*, 23: 414–424.
- Pielou E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, 13: 131- 144.
- Remm J., Lihmus A. & Remm K., 2006. Tree cavities in riverine forests: what determines their occurrence and use by hole-nesting passerines?. *Forest Ecology and Management*, 221: 267-277.
- Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2015. Uccelli comuni in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2014.
- Roccaforte P., Sirna G. & Bon M., 1994. Il Bosco di Carpenedo (Venezia) - 6. Osservazioni sull’avi-

fauna di un lembo relitto di foresta planiziale. Bollettino del Museo Civico Storia naturale di Venezia, 43: 221-230.

- Shannon C. E. & Weaver W., 1963. Mathematical theory of communication. University of Illinois Press, Urbana.
- Simberloff D. & Dayan T., 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. Annual Review of Ecology and Systematics, 22: 115-143.
- Simonazzi D., 2017. Il quercio-carpinetto di “Bosco della Fontana” (MN): studio della dinamica forestale con focus su *Quercus robur*. Dipartimento di Scienze della Vita, Università degli Studi di Modena e Reggio Emilia. Tesi di Laurea Magistrale in Biologia Sperimentale ed Applicata, 158 pp. Anno Accademico 2016-17.
- Speight M. C. D., 1989. Saproxylic invertebrates and their conservation. Nature and environment. Strasbourg: Council of Europe.
- Storchová L. & Hořák D., 2018. Life-history characteristics of European birds. Global Ecology and Biogeography, 27: 400–406.
- Todisco S., Cassano S., O’Shaughnessy P. & Gustin M., 2020. La comunità ornitica nidificante nell’Oasi di Arcola (Sp). Rivista Italiana di Ornitologia, 90 (1): 57-64.
- Turcek F.J., 1956. Zur Frage der Dominanz in Vogelpopulationen. Waldhygiene, 8: 248-257.
- Velatta F., Lombardi G. & Sergiacomi U., 2016. Monitoraggio degli uccelli nidificanti in Umbria (2001-2015): andamenti delle specie comuni e indicatori dello stato di conservazione dell’avifauna. Regione Umbria. Centro Stampa Giunta Regione Umbria.
- Wesołowski T., Czeszczewik D., Hebda G., Maziarz M., Mitrus C. & Rowiński P., 2015. 40 years of breeding bird community dynamics in a primeval temperate forest (Białowieża National Park, Poland). Acta Ornithologica, 50: 95–120.
- Wilman H., Belmaker J., Simpson J., De La Rosa C., Rivadeneira M.M. & Jetz W., 2014. EltonTraits 1.0: Species-level foraging attributes of the world’s birds and mammals. Ecology, 95 (7): 2027-2027.
- Zocchi A. & Lacroix L., 2004. The colony of black kite (*Milvus migrans*): status, nest-tree characteristics and anthropogenic disturbance (Aves, Accipitridae), pp. 71–78. In: Cerretti P., Hardersen S., Mason F., Nardi G., Tisato M. & Zapparoli M. (eds), Ricerche naturalistiche a Bosco della Fontana. Quaderni Conservazione Habitat, 3. Cierre Grafica Editore, Verona.

CICLI RIPRODUTTIVI DELLA CIVETTA CAPOGROSSO *Aegolius funereus* E FASI DI PASCIONA DEL FAGGIO E DELL'ABETE ROSSO (FORESTA DEL CANSIGLIO, ALPI ORIENTALI). ANNI 1989-2022

FRANCESCO MEZZAVILLA

Via Malviste 4 – 31057 Silea (TV) (mezzavillafrancesco@gmail.com)

Abstract - Breeding cycle of Boreal Owl *Aegolius funereus* and beech and spruce masting (Cansiglio forest, Eastern Alps). Years 1989-2022. Relationship between mastings in beech *Fagus sylvatica* and spruce *Picea abies*, outbreak of small mammals and breeding of Boreal Owl *Aegolius funereus* were investigated since 1989 to 2022. The years of mastings determined a subsequent increase in rodents, even in winter, and an increase in the nesting rate of the Boreal Owl. Surveys were carried out annually by ground counting of beech seeds and fir cones in autumn. To check trends in rodent populations, prey remains collected from the bottoms of nests after the breeding of the Boreal Owl were analyzed, while the reproductive rate of this species was investigated from annual nests monitoring. Analyses of the results showed a highly significant correlations between the masting phases, increase in small mammals prey and the reproductive success of Boreal Owl. All these factors also showed a strong Cyclicity Index extrapolated from the calculation of the Coefficient of Variation.

INTRODUZIONE

I parametri riproduttivi della Civetta capogrosso *Aegolius funereus* presenti nelle aree meridionali dell'Europa sono in genere poco noti. Le recenti indagini svolte in Italia (Mezzavilla & Lombardo, 2013; Mezzavilla inedit) e in Svizzera (Ravussin *et al.*, 2015), hanno permesso di colmare molte lacune relative soprattutto alle popolazioni viventi nelle Alpi e nel Giura. Nell'arco alpino come nel Nord Europa, la Civetta capogrosso ha evidenziato una forte correlazione tra l'aumento delle nidificazioni e l'abbondanza delle popolazioni di micromammiferi (Mezzavilla & Lombardo, 2013). Tale rapporto, evidenziato da una forte ciclicità, non era noto per le aree montane del Sud Europa (Hansson & Henttonen, 1985), poiché mancavano dati attendibili in merito a tali ricorrenti fluttuazioni che avvengono anche nelle Alpi. In particolare in Italia il rapporto molto stretto tra le temporanee ed abbondanti presenze di micromammiferi, che inducono un aumento nella riproduzione della Civetta capogrosso ed altri rapaci, e le fasi di pasciona del Faggio *Fagus sylvatica* e dell'Abete rosso *Picea abies* non sono mai state studiate per lunghi periodi. Diversamente nell'Europa Centrale e Settentrionale una correlazione significativa tra la pasciona del Faggio e l'aumento dei micromammiferi è stata osservata in Danimarca (Jensen, 1982) ed in Svezia (Lithner & Jonsson, 2002). In entrambi i casi è stato rilevato un aumento di *Myodes glareolus*, *Microtus agrestis*, *Apodemus sylvaticus* e *Apodemus flavicollis*, nei mesi autunnali seguenti l'abbondante fruttificazione del Faggio, quando i semi cadono a terra. Mancano invece le indagini relative all'apporto dell'Abete rosso conseguente alla forte produ-

zione di conifere e, in seguito dei loro semi, di cui si cibano i roditori. Tra il Faggio e l'Abete rosso, è il primo ad indurre un incremento dei topi poiché le faggiole che cadono a terra vengono subito mangiate, inducendo una forte attività riproduttiva che avviene già nei mesi invernali. In tale modo alla fine dell'inverno la Civetta capogrosso ed altre specie come la Civetta nana *Glaucidium passerinum* ed in parte l'Allocco *Strix aluco* sfruttano tali risorse alimentari aumentando il tasso riproduttivo.

Le indagini svolte tra il 1989 e il 2022 nella foresta del Cansiglio (Alpi Orientali) ed aventi come oggetto la riproduzione della Civetta capogrosso, hanno permesso di verificare la correlazione esistente tra le fasi di pascione del Faggio e la riproduzione della Civetta capogrosso evidenziando come, anche nelle Alpi, le dinamiche di popolazione, legate ad un fine rapporto tra preda e predatore, possano essere innescate dalla produttività primaria del bosco che condiziona in via prioritaria la rete alimentare.

AREA DI STUDIO E METODI

L'Altopiano del Cansiglio (N-E Italia, N 46°04', E 12°24'), è posto al confine delle province di Pordenone, Treviso e Belluno (Mezzavilla & Lombardo, 2013). Il Cansiglio è un altopiano a forma di catino con le zone centrali, a quote inferiori, dominate da prati e foreste di Abete rosso, Abete bianco e Faggio, mentre le quote superiori sono contornate da una serie di rilievi che verso nord raggiungono le altezze maggiori attorno al gruppo del Cimon del Cavallo (2.252 m. slm). L'area di indagine, avente una superficie di circa 25 km², è compresa tra i 1000 ed i 1300 m. Sotto il punto di vista meteorologico le quote inferiori, dove si sono state svolte le indagini, nei mesi invernali sono caratterizzate da una forte inversione termica con temperature che per lunghi periodi sono inferiori ai -20 °C. Tale dato assieme al tipo di copertura forestale rende l'area simile a quelle delle foreste del centro Europa e soprattutto della Scandinavia dove è presente la specie.

Le indagini sulla biologia riproduttiva della Civetta capogrosso sono iniziate nel 1987 con l'installazione di 50 cassette nido. Negli anni successivi il numero è aumentato fino a 101 nel 1990. In seguito, a causa di danni e parziali manomissioni, il loro numero è progressivamente diminuito. In particolare dopo l'evento della tempesta Vaia, avvenuto nell'autunno del 2018, e che ha determinato la caduta di diversi alberi dove erano installate, il numero di cassette nido si è ridotto a circa 40 unità.

Le cassette nido, costruite con tavole di Abete, aventi dimensioni di base di 24x24 cm, altezze comprese tra 45 e 60 cm e fori di entrata con un diametro compreso tra 7 e 9 cm, hanno rispettato le misure standard già usate in Finlandia (Korpimäki, 1981). Sono state inserite soprattutto nelle aree di pecceta 65 %, faggeta 25 % e le rimanenti nel bosco misto con presenze di Abete rosso, Abete bianco *Abies alba* e Faggio. Tutti questi ambienti erano caratterizzati da pendenze piuttosto basse che rendevano maggiormente accessibili i nidi anche nei mesi invernali. Alcune zone periferiche poste a margine dei piani di Valmenera e di Cornesega erano però interessate da doline e rilievi di varia natura derivati dalla natura carsica del suolo. Anche la presenza di rocce affioranti rendeva l'ambiente adatto all'insediamento di diversi micromammiferi predati

dalla Civetta capogrosso (Korpimäki & Hakkarainen, 2012).

Sotto il punto di vista meteorologico il Cansiglio, come altre aree alpine, negli ultimi decenni ha evidenziato una progressiva diminuzione delle precipitazioni nevose ed un discreto innalzamento medio delle temperature. A periodi piuttosto freddi ed asciutti se ne sono spesso contrapposti altri più caldi che hanno influito sulle dinamiche ambientali ed in particolare faunistiche.

Il monitoraggio delle fasi di pasciona è iniziato nel 1991 quando per la prima volta si è cercato di conteggiare la presenza delle faggiolate cadute al suolo nel mese di novembre. I primi conteggi sono stati svolti su poche aree campione su una superficie di pochi m². Le aree di faggeta interessate si trovavano presso i siti di Candaglia e di Pian Rosada, coperte da questa esclusiva tipologia forestale. A partire dal 1999 i conteggi dei semi sono stati svolti all'interno della Riserva Naturale Biogenetica di Campo di Mezzo e Pian Parrocchia poiché le due precedenti aree erano state caratterizzate da parziali attività di gestione che avevano modificato i pochi siti analizzati (Mezzavilla, 2014). A partire da questo anno i conteggi si sono svolti su punti facilmente rilevabili, posti alla base di faggi aventi un diametro a circa due metri dal suolo superiore ai 40-50 cm. I conteggi sono stati fatti alla base di ogni albero su una superficie di un m² (*ground quadrats*), dove sono state raccolte le faggiolate, separandole dallo strato fogliare (Chianucci *et al.*, 2021). In tale modo si è potuto non solo rilevare la fase di pasciona ma anche quantificare in maniera più consona il grado di produttività, calcolando un apposito indice di densità corrispondente al numero di faggiolate per m² censito. In questo lavoro sono stati recuperati e inseriti anche i dati relativi al 2011, mancanti in una precedente comunicazione (Mezzavilla, 2014).

Per quanto concerne invece l'Abete rosso il monitoraggio, basato sul conteggio dei coni e dei semi a terra, iniziato nel 2013, è risultato più complesso perché non era del tutto applicabile lo stesso metodo usato per il Faggio. In parte sono stati svolti rilievi su aree campione dei semi caduti d'inverno sulla neve per unità di superficie, sempre di un m². Tale metodo però, sebbene abbia fornito buone indicazioni della fase di pasciona dell'Abete rosso, non è servito molto quando in mancanza di neve al suolo, non ha permesso l'attuazione di conteggi corretti. Sono stati inoltre svolti conteggi con il binocolo dei coni presenti sulle chiome di alberi maturi operando da punti fissi. Le fasi di pasciona dell'Abete rosso sono state sempre precedute nel mese di maggio da una forte produzione di polline, facilmente individuabile grazie al manto giallognolo che si depositava al suolo e sopra la vegetazione. Tali osservazioni sono iniziate nel 1992.

I micromammiferi sono stati censiti nella maggior parte dei casi dallo studio della dieta della Civetta capogrosso. L'analisi dei fondi dei nidi e delle borre raccolte al loro interno dopo la fase riproduttiva, hanno permesso di determinare i resti di 5.836 prede (Mezzavilla, 2022) di cui il 98,3 % composto da micromammiferi. Tale campione ha permesso di comprendere in maniera adeguata le dinamiche non solo di predazione di questo rapace ma anche soprattutto la diversità della dieta nei vari anni in funzione della presenza di roditori.

Tra il 1991 e il 2001 sono state posizionate tra 40-50 trappole (*snap-trap*) in un

transetto standard posto nell'area dell'Archetton, per un periodo di sei giorni, con lo scopo di monitorare parzialmente le variazioni annuali di presenze di micromammiferi forestali. Tale metodo però è stato successivamente abbandonato perché ritenuto non valido a causa delle diverse condizioni meteorologiche. Periodi piovosi infatti favorivano la cattura degli *Apodemus* sp. rispetto ai Cricetidi e Soricidi. Inoltre si è visto (Heisler *et al.*, 2016) che lo studio delle prede dei rapaci notturni, soprattutto quando attuato con numeri elevati, poteva dare risultati più confacenti alla conoscenza delle dinamiche di popolazione di queste specie. In molti casi e in particolare dopo le annate di forte pasciona, la determinazione delle varie specie di micromammiferi, è stata accompagnata da una attenta analisi della dentatura al fine di determinare, con una discreta precisione, l'età delle prede catturate dalla Civetta capogrosso. In particolare nel caso di *M. glareolus*, *A. sylvaticus* e *A. flavicollis*, le specie maggiormente predate, si è proceduto alla suddivisione per età dei resti craniali e in particolare mandibolari, dei singoli individui, in funzione della morfologia dentale rilevata. È noto infatti che *M. glareolus* presenta una forma della base dei denti mandibolari diversa in funzione dell'età. Il passaggio da individui giovani in adulti è contraddistinto dalla formazione di una specie di arco che si innalza sempre più fino a formare due radici separate negli individui più anziani (Pucek & Lowe, 1975). Nel caso invece di *A. sylvaticus* e *A. flavicollis* gli individui giovani presentano cuspidi dentali molto in rilievo, gli adulti invece mostrano una loro usura, per arrivare poi a quelli più vecchi che evidenziano un completo appiattimento della superficie dentale (Freudenthal *et al.*, 2002). Tale metodo discriminatorio anche se non del tutto preciso, dato che il grado di usura può variare anche in funzione della dieta, ha comunque permesso di comprendere meglio il tasso di predazione della Civetta capogrosso sulle diverse classi di età delle specie maggiormente catturate negli anni successivi alle fasi di pasciona.

Le dinamiche riproduttive della Civetta capogrosso, sono state monitorate mediante il controllo, per più di 30 anni, della sua nidificazione all'interno delle cassette nido. In fase riproduttiva, nei mesi compresi tra marzo e giugno, le coppie nidificanti sono state studiate al fine di rilevare i diversi parametri come: uova deposte, giovani nati, giovani involati ((Mezzavilla & Lombardo, 2013; Mezzavilla, *inedit.*). Negli ultimi anni, le osservazioni sono state fatte utilizzando un endoscopio per non disturbare l'attività riproduttiva, anche se più volte si è verificato che la specie non subisce alcuno stress e non abbandona il nido a seguito di ripetute visite e manipolazioni. Dopo l'involto dei giovani, con l'abbandono delle cassette nido si è proceduto alla raccolta del fondo contenente i resti delle prede derivati dall'emissione delle singole borre. Questi rappresentano in gran parte la dieta dei giovani, dato che il maschio non è mai presente nel nido e che la femmina tende ad emettere le borre all'esterno della cassetta nido. Successivamente i fondi dei nidi sono stati minuziosamente analizzati al fine di raccogliere i resti ossei delle prede per procedere alla loro determinazione (Mezzavilla, 2022). Le varie prede sono state classificate, soprattutto mediante l'analisi delle mandibole che hanno permesso l'identificazione della maggior parte delle specie (Korpimäki, 1988) e, quando possibile, dai resti dei crani interi. Per la determinazione delle prede sono

state utilizzate le seguenti guide: Chaline (1974), Lapini *et al.* (1995), Nappi (2001), Marchesi *et al.* (2011). La determinazione delle due specie di *Apodemus* non è stata sempre facile. In questi campioni è stata usata la chiave di determinazione fornita da Recco *et al.* (1978); solo nei casi incerti, quando mancavano parti dentarie, queste specie sono state classificate genericamente come *Apodemus* sp. Per l'analisi degli uccelli sono state utilizzate le penne e le parti ossee (Moreno, 1986; Cuisin, 1989).

Le diverse analisi statistiche sono state svolte mediante l'utilizzo del programma Statistica (Stat Soft Inc., 2008).

RISULTATI

Dopo i primi anni di indagini sulla biologia riproduttiva della Civetta capogrosso, è stato avviato un modello di ricerca avente come riferimento di base la produttività primaria del bosco e, in particolare le fasi di pasciona del Faggio e dell'Abete rosso, la successiva crescita delle popolazioni di micromammiferi e l'aumento delle nidificazioni di Civetta capogrosso. Ognuna di queste tre componenti, correlate tra loro, ha permesso di ottenere risultati statisticamente molto significativi.

Analisi della pasciona del Faggio e dell'Abete rosso

Le fasi di pasciona del Faggio (Fig. 1) e quelle dell'Abete rosso, monitorato dal rilievo della produzione di polline, di coni e di semi a terra, sono avvenute in maniera sincrona negli anni 1992, 2003, 2007, 2009, 2013 e 2020. Nel 2006 e 2017 la fase di pasciona dell'Abete rosso si è manifestata in maniera meno diffusa, evidenziando dei picchi di sviluppo dei coni meno abbondanti. Il conteggio dei coni censiti su alcuni alberi campione e, quello invernale dei semi al suolo, hanno evidenziato delle variazioni negli anni di indagine. In mancanza di neve però quest'ultimo metodo è risultato poco adatto, pertanto non del tutto accettabile come indice di avvenuta pasciona.

Dall'analisi dei conteggi (Tab. 1) del numero di coni, si sono notati evidenti incrementi negli anni collegati alle fasi di pasciona dell'Abete rosso nel 2013, 2020 e 2021, compresa una parziale abbondanza rilevata nel 2022. Per quanto concerne il conteggio dei semi sono state evidenziate diverse lacune in quattro anni tra il 2013 e il 2022, imputabili in parte al mancato conteggio causato da una quasi totale mancanza di neve nel sottobosco, utile a censire adeguatamente quelli caduti a terra. Tali lacune non hanno permesso un'analisi di correlazione con il numero di Cricetidae e Muridae contati nei fondi dei nidi e le rispettive coppie di Civetta capogrosso che negli stessi anni si sono riprodotte con successo.

Riguardo il Faggio, escludendo gli anni compresi tra il 2001 e il 2004, quando i rilievi sono stati parzialmente alterati da alcune fasi di utilizzazione del bosco (Cfr. Area di studio e Metodi), dall'analisi del grafico (Fig.1) si notano bene le fasi di pasciona caratterizzate dalla caduta di semi a terra, rilevata nel mese di novembre, superiore in media alle 100 unità/m². È inoltre ben evidente la ciclicità del fenomeno, con intervalli compresi tra i tre-quattro ed i sei anni. In particolare nel 1991 e nel 2020 la media dei conteggi ha superato le 170 fagiolle per m².

Tabella 1. Risultati dei conteggi dei conifere su singoli alberi, dei semi caduti a terra e censiti sopra la neve. L’asterisco indica un mancato conteggio.

Anni	Conteggio conifere		Conteggio semi/m ²	
	Totale	Media / SD	Totale plot	Media/ SD
2013	22	97,8 / 10,3	*	*
2014	*		10	77,4 / 8,5
2015	19	22,3 / 4,4	*	*
2016	15	14,8 / 3,8	14	10,6 / 3,2
2017	17	45,3 / 9,1	16	8,7 / 2,7
2018	19	34,6 / 5,9	13	8,5 / 2,8
2019	18	18,6 / 4,7	*	*
2020	21	102,5 / 10,3	16	2,5 / 2,0
2021	23	109,6 / 13,5	15	83,2 / 8,7
2022	22	76,3 / 10,9	*	*

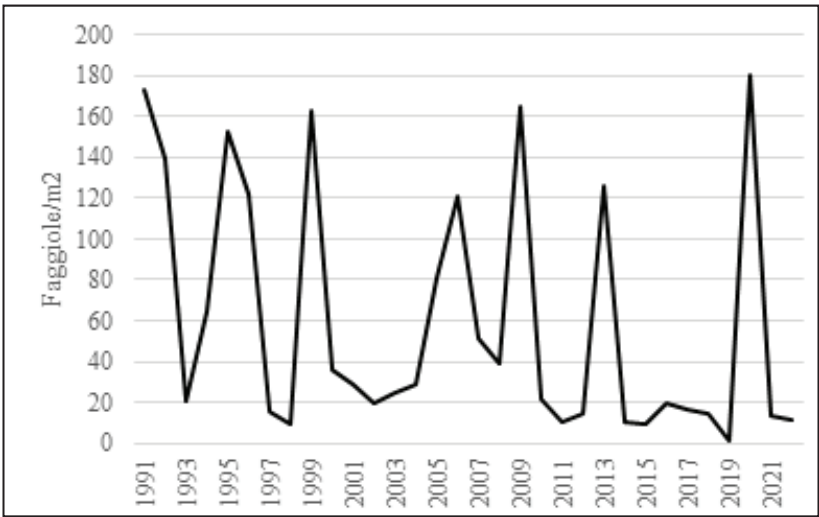


Figura 1. Numero medio di faggiolo rilevato negli anni tra il 1991 e il 2021 nei diversi punti di campionamento.

Analisi dell’abbondanza dei micromammiferi

Nel corso dei 33 anni di indagine sono stati raccolti e analizzati i resti di 6.375 prede, di cui 6.323 appartenenti a micromammiferi (Mezzavilla, 2022). Tra questi il 13,9 % erano Soricidae, 5,3 % Gliridae (*Muscardinus avellanarius*), 36,3 % Cricetidae, 42,7 % Muridae e 1,7 % Aves. In particolare i Cricetidae, erano rappresentati soprattutto da *M. glareolus* (29,2 %) e i Muridae (42,6 %) da *A. sylvaticus* e *A. flavicollis*.

Le due specie di *Apodemus* sono state determinate correttamente solo in parte a causa della perdita dei denti in fase di raccolta e analisi dei fondi dei nidi.

Le specie di Cricetidi e di Muridi complessivamente sono state raccolte con abbondanze rilevanti, pari rispettivamente a 2.325 e 2.716 individui (Mezzavilla, 2022). Questi due gruppi di micromammiferi hanno evidenziato una forte sincronia nel tasso di crescita delle rispettive popolazioni (Fig. 2).

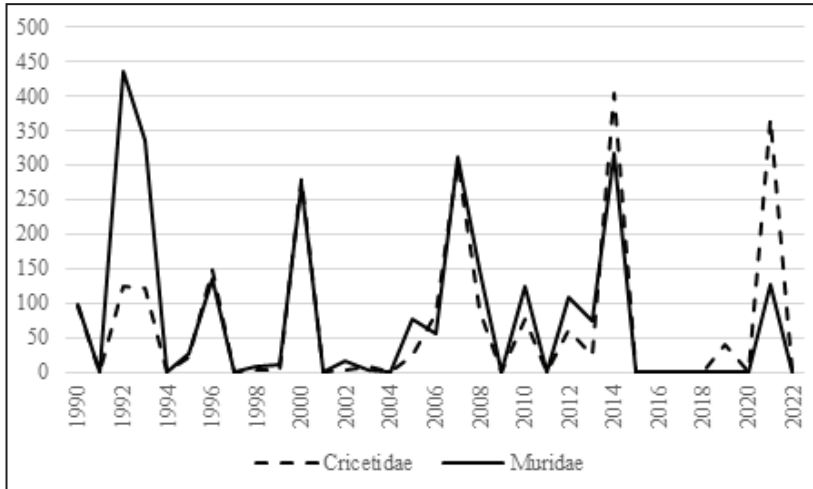


Figura 2. Variazioni del numero di Cricetidi e Muridi predati nel corso degli anni di indagine.

Dall'analisi grafico si nota una correlazione molto significativa tra i dati di abbondanza delle due gruppi di topi predati annualmente ($n = 33$; $r = 0,76$; $P = 0,00003$). Nel corso delle indagini però si è notato un leggero incremento dei Cricetidi, evidenziato anche dall'analisi della retta di regressione e dal coefficiente di determinazione ($Y = 0,74x + 56,61$; $R^2 = 0,004$), mentre i Muridi hanno evidenziato una leggera diminuzione ($Y = -2,95x + 131,6$; $R^2 = 0,056$).

Anche i Soricidi, ed in particolare *Sorex araneus* che tra questi è sempre stata la specie maggiormente catturata (Mezzavilla, 2022), hanno evidenziato diversità nel tasso di predazione. In alcuni anni, quando il numero delle riproduzioni si è ridotto, il loro numero è proporzionalmente aumentato divenendo specie parzialmente alternative rispetto la cattura dei roditori che erano diminuiti a causa della limitata produttività primaria del bosco. Tale fenomeno è stato rilevato soprattutto nel 1995, 1997 e nel 2003.

Nel corso di questi tre anni i Soricidi e i Gliridi (*M. avellanarius*), hanno superato il 70 % delle prede raccolte sul fondo dei nidi.

Complessivamente anche i Soricidae hanno evidenziato forti diversità tra il numero di prede esaminate (Fig. 3), ma anche una progressiva diminuzione nel corso degli anni ($Y = -1,64x + 53,3$; $R^2 = 0,185$), considerando il totale di 887 esemplari raccolti.

Tabella 2. Confronto tra le % delle prede rilevate negli anni con limitate riproduzioni di Civetta capogrosso e scarsa presenza di semi.

	Soricidae	Gliridae	Cricetidae	Muridae	Tot. Prede
1995	50,8	22,6	12,2	14,4	181
1997	63,6	36,4	0	0	22
2003	28,7	47,6	14,3	6,4	63

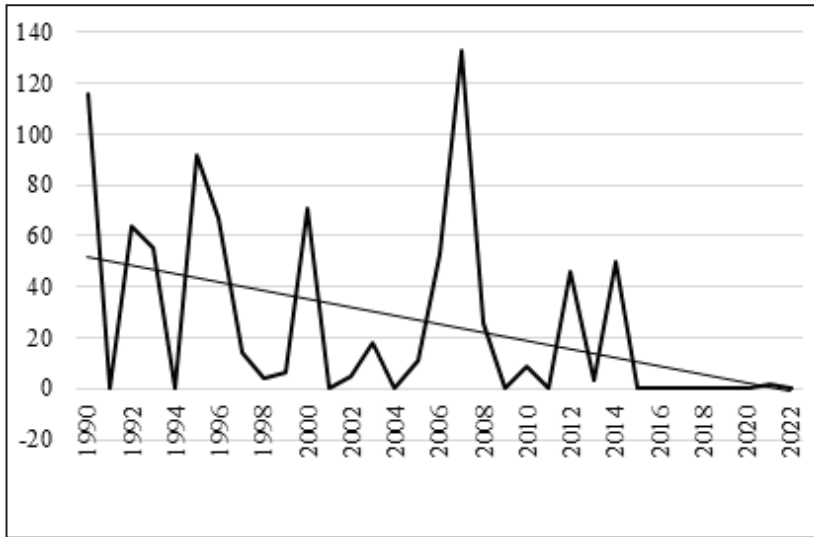


Figura 3. Numero di Soricidi predati rilevati nel fondo dei nidi nel corso delle indagini.

Tra i Gliridi l'unica specie rilevata è stata *M. avellanarius* (Fig.4). Ha evidenziato un andamento in parte simile a quello dei Soricidi, costituendo una preda alternativa negli anni caratterizzati dalla riduzione tra le prede dei topi (Mezzavilla, 2022). Dal 2010 però, anche questa specie ha evidenziato una forte riduzione fino alla scomparsa totale rilevata in particolare nel 2021 quando su sette nidi attivi non è stato trovato alcun individuo tra le 476 prede esaminate. Anche in questo caso la retta di regressione calcolata sul totale delle prede raccolte sul fondo dei nidi ha evidenziato un andamento negativo ($Y = -0,75x + 22,96$; $R^2 = 0,24$).

Tra i dati raccolti negli anni con minore presenza di topi tra le prede, si evidenzia il 2003 (Tab. 2), quando *M. avellanarius* ha raggiunto una percentuale del 47,6 ed assieme ai Soricidi un totale di 76,3.

I cicli di abbondanza di micromammiferi hanno influito positivamente sulla riproduzione della Civetta capogrosso che ha manifestato conseguenti aumenti del numero di nidi attivi e del successo riproduttivo rappresentato dalla dimensione media della covata, ossia la media delle uova deposte in ogni nido.

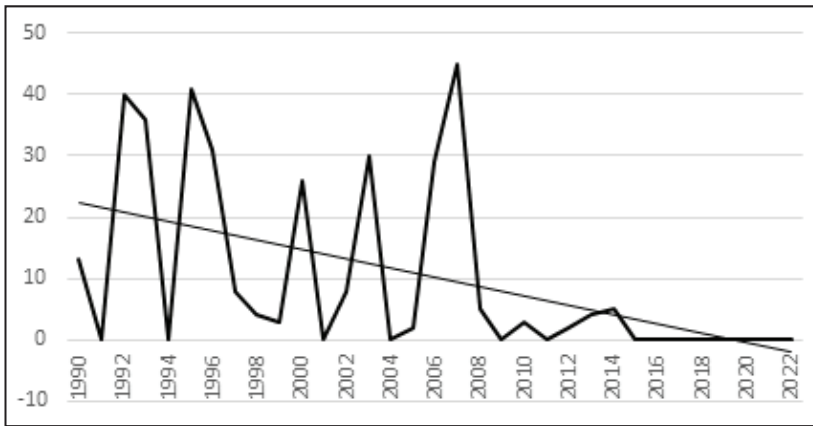


Figura 4. Numero di Gliridi (*M. avellanarius*) rilevati nel fondo dei nidi nel corso delle indagini.

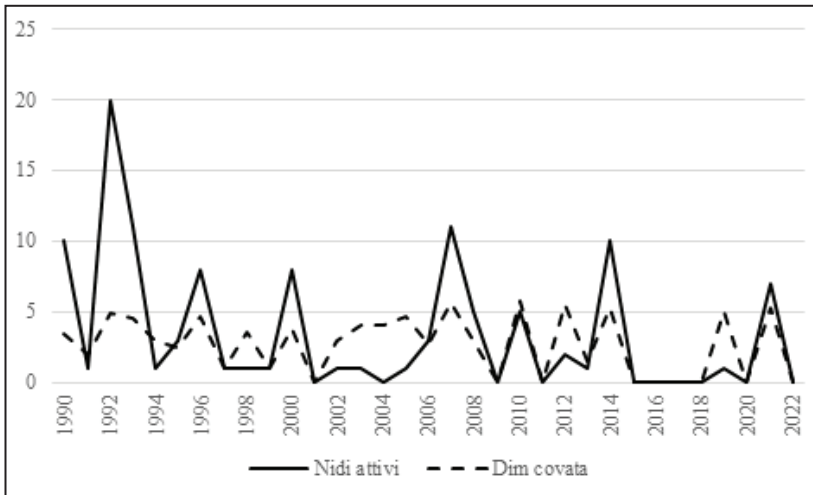


Figura 5. Variazione negli anni d'indagine del numero di nidi attivi e della dimensione media della covata.

Dall'analisi dei risultati ottenuti (Fig. 5) si notano forti variazioni nel corso delle indagini. Escludendo il 1992, quando è stato rilevato il maggior numero di nidi occupati, in seguito i picchi riproduttivi si sono manifestati con abbondanze prossime o superiori alle cinque unità. Nel corso degli anni il numero di nidi attivi è diminuito leggermente ($Y = -0,18x + 6,5$; $R^2 = 0,14$), mentre la dimensione media della covata si è ridotta in maniera molto limitata ($Y = -0,05x + 3,6$; $R^2 = 0,06$). Va però ricordato che la diminuzione di nidi attivi è imputabile sia alla progressiva riduzione delle coppie nidificanti (Mezzavilla, *inedit*) ma anche soprattutto alla scomparsa di circa il 60% delle cassette nido presenti nell'area di indagine. Le coppie che si sono riprodotte han-

no però mantenuto un livello riproduttivo quasi inalterato, con un successo maggiore nel 2007, 2010 e 2021, quando il numero medio di giovani allevati per nido è stato di 5,6, 5,7 e 5,2.

DISCUSSIONE

In Europa i cicli riproduttivi della Civetta capogrosso sono stati indagati soprattutto tra le popolazioni della Scandinavia dove molte indagini hanno evidenziato la stretta relazione esistente tra i picchi di abbondanza dei micromammiferi e l'incremento delle coppie nidificanti di questo rapace notturno (Sonerud *et al.*, 1988; Hornfeldt *et al.*, 1990; Strann *et al.*, 2002; Korpimäki & Hakkarainen, 2012). In particolare è stata sempre riportata la forte interrelazione tra l'andamento demografico dei micromammiferi e il prelievo effettuato dai rapaci notturni e da alcuni Carnivori. Solo un'indagine svolta nel sud della Svezia (Lithner & Jonsson, 2002), ha rilevato la correlazione tra i cicli di pascione del Faggio e l'aumento del successo riproduttivo dei rapaci notturni. In precedenza in Danimarca (Jensen, 1982) e in Polonia, presso la foresta di Białowieża (Pucek *et al.*, 1993), la pascione del Faggio ed altre piante era stata correlata alla successiva crescita delle popolazioni dei micromammiferi, mentre nel Giura Svizzero le fasi di pascione sono risultate correlate significativamente con l'aumento delle riproduzioni di Civetta capogrosso (Patthey *et al.*, 2001).

Rispetto queste indagini, bisogna ricordare che in Cansiglio il numero dei Carnivori e dei rapaci notturni che predano micromammiferi è sempre stato piuttosto basso (Mezzavilla *et al.*, 2008), tanto da non sostenere il fatto che il livello di predazione concorra a contenere i picchi di crescita dei micromammiferi presenti. Il loro tasso di crescita però è risultato sempre conseguente al verificarsi della pascione del Faggio e dell'Abete rosso che forniscono le risorse alimentari primarie soprattutto per Cricetidi e Muridi. L'incremento dei Soricidi ed in parte di *M. avellanarius*, sono elementi di minore rilevanza dato il ruolo di prede svolto nelle fasi cicliche di incremento delle nidificazioni di Civetta capogrosso. La loro cattura con conseguente accumulo nel fondo dei nidi attivi è invece proporzionalmente aumentata rispetto i Cricetidi ed i Muridi negli anni in cui questi non hanno evidenziato picchi di crescita delle popolazioni (Tab. 2). Singolare nel 2003, anno con un solo nido attivo, è stato il rilievo di 30 individui di *M. avellanarius* che hanno rappresentato il 47,6 % delle prede totali censite.

Particolarmente importante è stato l'incremento delle nidificazioni e del successo riproduttivo nell'anno successivo alle fasi di pascione (Fig. 6).

Dal confronto tra i dati derivati dal censimento delle faggioline ed i parametri di abbondanza delle prede e del numero di coppie di Civetta capogrosso che avevano deposto nell'anno successivo, si sono ottenuti sempre risultati molto significativi (Test di Pearson) (Tab.3).

Dall'analisi di questi risultati si nota come le correlazioni per Soricidi, Gliridi e Uccelli, pur risultando statisticamente significative hanno evidenziato valori inferiori rispetto a Cricetidi e Muridi.

Dall'analisi dei micromammiferi catturati dalla Civetta capogrosso nel corso di

alcuni anni successivi a quelli di pasciona (Tab. 4), è stato inoltre possibile analizzare l'età di 1.414 esemplari di *M. glareolus* e di *A. sylvaticus*.

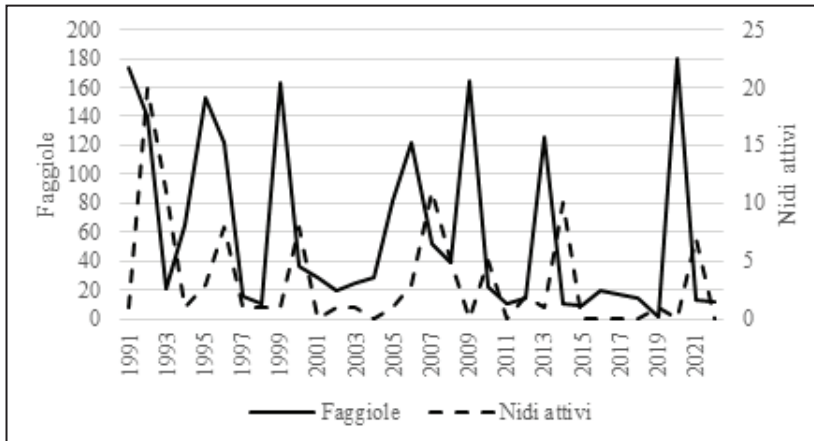


Figura 6. Confronto tra la media di faggiolo censite annualmente ed il numero di nidi attivi di Civetta capogrosso nel corso delle indagini.

Tabella 3. Confronto statistico tra le medie delle faggiolo censite in 32 anni di indagine e i corrispondenti valori delle nidificazioni e delle prede trovate nei fondi dei nidi l'anno successivo. Con il valore +1 si intende l'anno successivo alla pasciona.

Faggiolo vs.	Coppie riproduttive+1	n = 32	r = 0,81	P = 0,000003
“	Tot nidi+1	n = 32	r = 0,79	P = 0,000001
“	Soricidae+1	n = 32	r = 0,51	P = 0,0035
“	Gliridae+1	n = 32	r = 0,55	P = 0,0014
“	Cricetidae+1	n = 32	r = 0,74	P = 0,000005
“	Muridae+1	n = 32	r = 0,75	P = 0,000001
“	Aves+1	n = 32	r = 0,48	P = 0,0058

Tabella 4. Suddivisione delle due specie più abbondanti secondo le classi di età nel corso di tre anni caratterizzati da elevati livelli di nidificazione e di predazioni.

Anni	<i>Myodes glareolus</i>					<i>Apodemus sylvaticus</i>				
	Giovani	Adulti	Vecchi	Indet.	Tot.	Giovani	Adulti	Vecchi	Indet.	Tot.
2000	80,7	10,1	2,3	6,9	218	57,7	26,3	2,5	13,5	201
2014	86,2	9,3	2,7	1,8	333	49,1	7,5	2,5	40,9	318
2021	72,9	20,1	2,8	4,2	284	63,3	20	1,7	15	60

Nei tre anni di indagine il numero dei giovani, nati da pochi mesi in pieno inverno, hanno raggiunto percentuali variabili tra l'86,2 e 72,9 % del totale tra i *M. glareolus*, mentre nel caso di *A. sylvaticus*, le percentuali sono risultate leggermente inferiori e comprese tra 63,3 e 49,1 %. Tali dati hanno permesso di verificare che nei mesi successivi alle fasi di pasciona ed in particolare di quella del Faggio, l'abbondanza di semi prodotti inducevano queste due specie a riprodursi in anticipo in pieno inverno, mettendo a disposizione della Civetta capogrosso, già da marzo, un surplus di giovani nel sottobosco facilmente catturabili (Smyth, 1966). Tale surplus è stato rilevato anche dall'abbondanza di prede accumulate sul fondo del nido attorno la femmina in cova (Mezzavilla, *inedit*). *A. flavicollis* è stato favorito allo stesso modo ma il numero di dati raccolti per questa analisi è risultato piuttosto limitato. Nel caso degli *Apodemus* infatti la giovane età ha favorito il distacco dei molari nelle fasi di controllo dei fondi dei nidi, per cui tale analisi è risultata più difficile, come si è potuto verificare dallo studio della dieta di Civetta capogrosso che ha evidenziato un forte numero di casi classificati come *Apodemus* sp. (Mezzavilla, 2022).

Le variazioni rilevate nel corso degli anni di indagine e inerenti alla pasciona, in particolare quella del Faggio che è stata monitorata in maniera adeguata per 32 anni, dei micromammiferi e della riproduzione della Civetta capogrosso, sono state complessivamente analizzate al fine di estrapolare un Indice di Ciclicità (Korpimäki & Hakkarainen, 2012), espresso dal calcolo del Coefficiente di Variazione (CV). I valori ottenuti nel corso delle indagini, hanno evidenziato un forte livello di ciclicità per tutte le componenti analizzate: media faggitte censite annualmente (CV = 101,3), coppie di Civetta capogrosso che hanno deposto (CV = 140,7), numero di prede raccolte annualmente sul fondo dei nidi di Civetta capogrosso (CV = 138,5), Soricidi (CV = 142,2), Gliridi (CV = 150,1), Cricetidi (CV = 168,1), Muridi (CV = 154,5). L'esiguo numero di uccelli analizzati, ha sconsigliato l'analisi con l'impiego di tale indice. In particolare i valori più elevati sono stati riscontrati per Cricetidi e Muridi che hanno risentito maggiormente ed in maniera più veloce della risorsa alimentare determinata dai semi del Faggio. Di conseguenza anche la Civetta capogrosso ha reagito aumentando il numero di coppie che si riproducevano. Grazie a questa improvvisa abbondanza di prede, i maschi di tale specie stimolavano le femmine, che di regola sono erratiche, a fermarsi per nidificare (Korpimäki & Hakkarainen, 2012). In alcuni casi inoltre, l'abbondanza di prede, ha favorito una seconda deposizione e casi particolari di biginia (Carlsson *et al.*, 1987), rilevati in Cansiglio in almeno 5-6 casi in annate diverse (Mezzavilla, *inedit*). Un possibile caso di triginia (Carlsson & Hornfeldt, 1989), anche se ipotizzato grazie al rilievo di tre femmine in cova ed un solo maschio in canto, non è stato confermato a seguito di adeguate indagini fondate sulla sua cattura.

In conclusione dagli studi condotti in poco più di tre decenni è stato possibile verificare la stretta dipendenza della Civetta capogrosso dalla fruttificazione ciclica del Faggio. Per quanto concerne invece la pasciona dell'Abete rosso, in futuro si dovranno raccogliere informazioni più adeguate circa il rapporto esistente tra questa conifera e questo rapace notturno che comunque in fase riproduttiva di regola preferisce l'inse-

diamento nella pecceta, grazie al maggior grado di copertura ed il conseguente ricovero offerto nel corso delle varie stagioni.

Ringraziamenti - Le indagini tra gli anni 1989 e 2011 sono state svolte con il contributo fondamentale del Dr Saverio Lombardo. La prematura scomparsa avvenuta nel 2012 ha ridotto in parte la raccolta dei dati. In ringraziamento particolare rivolgo anche a Veneto Agricoltura che ha sostenuto inizialmente le indagini con la messa a disposizione delle prime 100 cassette nido. La revisione finale svolta da Alberto Sorace ha notevolmente migliorato la stesura di questo lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Carlsson B-G., Hornfeldt B., Lofgren O., 1987. Bigyny in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus*: effect of mating strategy on breeding success. *Ornis Scandinavica*, 18:237-243.
- Carlsson B-G., Hornfeldt B., 1989. Trigyny in Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* induced by supplementary feeding? *Ornis Scandinavica*, 20:155-156.
- Chaline J., 1974. Les proies des Rapaces. Petit Mammifères et leur environnement. Doin editeurs, Paris. Pp. 142.
- Chianucci F., Tattoni C., Ferrara C., Ciolli M., Brogi R., Zanni M., Apollonio M., Cutini A., 2021. Evaluating sampling schemes for quantifying seed production in beech (*Fagus sylvatica*) forests using ground quadrats. *Forest Ecology and Management*, 493:119294.
- Cuisin J., 1989., L'identification des cranes de Passereaux. These, Université de Bourgogne, Laboratoire d'Ecologie. Pp. 34.
- Freudenthal M., Martin-Suarez E., Bendala N., 2002. Estimating age through wear. A pilot study on tooth abrasion in *Apodemus* (Rodentia, Mammalia). *Mammalia*, 66:275-284.
- Hansson L. & Henttonen H., 1985. Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. *Oecologia*, 67:394-402.
- Heisler L., Somers C., Poulin R., 2016. Owl pellets: a more effective alternative to conventional trapping for broad-scale studies of small mammals communities. *Methods in Ecology and Evolution*, 7:96-103.
- Hornfeldt B., Carlsson B-G., Lofgren O., Eklund U., 1990. Effects of cyclic food supply on breeding performance in Tengmalm's owl (*Aegolius funereus*). *Canadian Journal of Zoology*, 68:522-530.
- Jensen T., 1982. Seed production and outbreaks of non-cyclic rodent populations in deciduous forest. *Oecologia*, 54:184-192.
- Jenni L., 2022. Which birds participate in mass concentrations of Bramblings *Fringilla montifringilla*? – Ring recoveries, biometry, age and sex composition. *Journal of Ornithology*, 163:1-17.
- Korpimäki E., 1981. On the ecology and biology of Tengmalm's Owl (*Aegolius funereus*) in southern Ostrobothnia and Soumenseika, western Finland. *Acta Universitatis Ouluensis A. Scientiae Rerum Naturalium* 118, *Biologica* 13:1-84.
- Korpimäki E., 1988. Diet of breeding Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: long-term changes and year-to-year variation under cyclic food conditions. *Ornis Fennica*, 65:21-30.
- Korpimäki E., Hakkarainen H., 2012. The Boreal Owl. Ecology, behaviour and conservation of a forest-dwelling predator, Cambridge University Press, Cambridge. Pp.360.
- Lapini L., Dall'Asta L., Dublo M., Vernier E., 1985. Materiali per una teriofauna dell'Italia Nord-Orientale (Mammalia, Friuli-Venezia Giulia. *Gortania*, 17:149-248
- Lithner S., Jonsson I.K., 2002. Abundance of owls and Bramblings *Fringilla montifringilla* in relation to mast seeding in south-eastern Sweden. *Ornis Svecica*, 12:35-45.

- Marchesi P., Blant M., Capt S., (Eds) 2011. Mammifères de Suisse, clés de détermination. Fauna Helvetica 21, CSCF & SSBF, Neuchâtel. Pp. 294.
- Mezzavilla F., Lombardo S., 1997. Biologia riproduttiva della Civetta capogrosso (*Aegolius funereus*) nel bosco del Cansiglio. Fauna, 4:101-114.
- Mezzavilla F., Lombardo S., Favaretto A., 2008. Censimento dei rapaci notturni nell'Altopiano del Cansiglio (Anno 2007). In: Bon M., Bonato L., Scarton F., (eds.) Atti 5° Convegno Faunisti Veneti, Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, suppl. al vol. 58. Pp.208-212.
- Mezzavilla F., Lombardo S., 2013. Indagini sulla biologia riproduttiva della Civetta capogrosso *Aegolius funereus*: anni 1987-2012. In: Mezzavilla F., Scarton F., (a cura di), Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturni, Treviso. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici, 3:261-270.
- Mezzavilla F., 2014. Il faggio e la fauna. Indagini ecologiche nella Riserva Naturale Biogenetica Campo di Mezzo – Pian Parrocchia, Foresta del Cansiglio. Corpo Forestale dello Stato, MIPAAF, DBS, Seren del Grappa. Pp.120.
- Mezzavilla F., 2022. Alimentazione della Civetta capogrosso *Aegolius funereus* in periodo riproduttivo (Foresta del Cansiglio, Alpi Orientali). Anni 1989-2021. Alula, 29:65-75.
- Moreno E., 1986. Clave osteologica para la identificación de los Passeriformes Ibericos. 2. Ardeola, 33:69-129.
- Nappi A., 2001. I Micromammiferi d'Italia. Esselibri Simone. Pp. 112
- Patthey P., Chabloz V., Kunzle I., 2001. Correlations entre le nombre de jeunes élevés, la date de ponte et la fructification du Hêtre *Fagus sylvatica* chez la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus*. Nos Oiseaux, 48:229-231.
- Pucek Z., Lowe P., 1975. Age criteria in small mammals. In: Golley F., Petrusewicz K., Ryszkowski L., (eds.). Small mammals their productivity and population dynamics. International Biological Programme 5. Cambridge University Press. Pp. 55-72.
- Pucek Z., Jedrzejewski W., Jedrzejewska B., Pucek M., 1993. Rodent population dynamics in a primeval forest (Białowieża National Park) in relation to weather, seed crop, and predation. Acta Theriologica, 38:199-232.
- Ravussin P-A., Trolliet D., Daenzer C., Longchamp L., Romaillet K., Metraux V., 2015. Quel avenir pour la Chouette de tengmalm *Aegolius funereus* dans le massif du Jura? Bilan de trente années de suivi. Nos Oiseaux, 62:5-28.
- Recco M., Federici R., Cristalli M., 1978. Presenza simpatica di *Apodemus flavicollis* e *Apodemus sylvaticus* nelle zone di Tolfa e Manziana: considerazioni critiche. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Verona, 5:313-353.
- Smyth M., 1966. Winter breeding in woodland mice, *Apodemus sylvaticus*, and voles *Clethrionomys glareolus* and *Microtus agrestis*, near Oxford. Journal of Animal Ecology, 35:471-485.
- Sonerud G., Solheim R., Prestrud K., 1988. Dispersal of Tengmalm's Owl *Aegolius funereus* in relation to prey availability and nesting success. Ornis Scandinavica, 19:175-181.
- Strann K-B., Yoccoz N., Ims R., 2002. Is the heart of Fennoscandian rodent cycle still beating? A 14-year study of small mammals and Tengmalm's owls in northern Norway. Ecography, 25:81-87.

L'IBIS SACRO *Threskiornis aethiopicus* NELLE MARCHE E IN ABRUZZO: PRESENZA, HABITAT, ECOLOGIA E ATTIVITA' TROFICA NELL'ITALIA CENTRALE ADRIATICA

MARCO PANTALONE^{1,2*}, SIMONE OTTORINO BAI¹ & MARCO SBORGIA²

¹ Associazione naturalistica "Argonauta", via P. Malatesta 2, 61032 Fano (PU), Italia;
argonautafano@yahoo.it

² SOA - Stazione Ornitologica Abruzzese, via A. De Nino 3, 65126 Pescara (PE), Italia;
stazioneornitologicaabruzzo@gmail.com

*Autore per la corrispondenza: pantalone.marco@libero.it



Marco Pantalone <https://orcid.org/0000-0002-0005-0038>

Abstract. The Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus* in the Marche and Abruzzo: presence, habitat, ecology and trophic activity in Adriatic central Italy. We analyze here the presence of the Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus* in Marches and Abruzzo regions (Adriatic central Italy), starting from the first sightings of the species and monitoring its growing diffusion in the period 2017-2022, thanks to constant and direct observations, assisted by the analysis of the data collected through the projects of citizen sciences. Particular attention was paid to the periods of presence and to the areas used by the Sacred Ibis, in order to have a precise picture for the two regions, which could be affected by the first nestings of this alien and invasive species. Here were also collected significant data on the trophic activity of the Sacred Ibis, highlighting the not uncommon predation of *Rana dalmatina* and *Bufo viridis balearicus*.

INTRODUZIONE

L'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* è un Pelecaniformes che vive in aree umide costiere o interne, cacciando in acque poco profonde, praterie umide e prati allagati. Si tratta di una specie afrotropicale (Brichetti & Fracasso, 2003) con areale primario nell'Africa sub-sahariana (Yésou *et al.*, 2017; Cocchi *et al.*, 2020) e una piccola popolazione asiatica nel sud dell'Iraq (Bonn, 2005). Gli individui osservati in natura sul territorio europeo hanno avuto un'iniziale origine aufuga (principalmente da parchi zoologici) (Yésou *et al.*, 2017), dando vita negli ultimi decenni a popolazioni non native diventate naturalizzate, le più numerose delle quali si trovano in Francia e Italia (Cucco *et al.*, 2021).

La presenza della specie richiede un monitoraggio attento, per il suo impatto sulle specie autoctone presenti nei territori di nuova colonizzazione: nel suo range naturale l'Ibis sacro è ecologicamente flessibile (Clark & Clark, 1979), con l'abilità di occupare un'ampia nicchia o di adattarsi a nuove condizioni ambientali, caratteristiche che lo rendono maggiormente in grado di invadere nuovi ambienti rispetto ad un alloctono specializzato (Clergeau & Yésou, 2006). La specie inoltre ha una forte tendenza ad invadere nuovi territori, grazie alla sua elevata capacità e propensione a spostarsi (Robert *et al.*, 2013). Queste peculiarità sono alla base dell'incremento delle popolazioni fugitive e hanno collocato l'Ibis sacro nella lista delle 100 specie aliene più dannose

in Europa (Nentwig *et al.*, 2018). A ribadire il suo effetto negativo sui sistemi nativi, l'Ibis sacro è una delle tre sole specie di uccelli inserite dall'Unione Europea nell'elenco delle 37 specie aliene invasive (Commissione Europea, 2016; Yesou, 2017).

Per quanto riguarda la popolazione italiana, la sua origine ad oggi rimane sconosciuta: non è certo se sia nata da individui fuggiti da giardini zoologici o da soggetti in dispersione dalla popolazione francese (Brichetti & Fracasso, 2018; Cucco *et al.*, 2021). La prima nidificazione di Ibis sacro in Italia risale al 1989, nel parco piemontese "Lame del Sesia" (VC-NO), ma l'esplosione della specie avviene solo nel 2010, prima in un'ampia zona della Pianura Padana, poi con avvistamenti sempre più regolari nell'Italia centrale, interessando negli ultimi anni anche Puglia, Sardegna (Cucco *et al.*, 2021) e Campania (Nicoli *et al.*, 2022). Contemporaneamente all'espansione territoriale, esponenzialmente è aumentato il numero di individui, che nel 2019 era di 1249 coppie nidificanti e oltre 11.000 individui svernanti nei soli dormitori del nord-ovest d'Italia, senza considerare i numerosi soggetti osservati in altre aree settentrionali (Cucco *et al.*, 2021).

In Abruzzo e soprattutto nelle Marche, le osservazioni e le presenze della specie sono in costante aumento negli ultimi anni: tenendo conto che la nidificazione dell'Ibis sacro è preceduta e accompagnata dalla sua diffusione in nuove aree (Cucco *et al.*, 2021), questo studio vuole analizzare la presenza dell'Ibis sacro nell'Italia centrale adriatica, per comprenderne meglio l'espansione, i periodi di spostamento e gli habitat preferiti, al fine anche di determinare eventuali aree adatte alla nidificazione, senza dimenticare l'osservazione dell'attività trofica e dell'impatto sulle specie native.

AREA DI STUDIO, MATERIALI E METODI

L'area di studio (Fig. 1), comprendente tutto il versante orientale di Marche e Abruzzo, è caratterizzata in massima parte da clima oceanico (sub mediterraneo), con clima subcontinentale nelle province di Pesaro-Urbino e piccole aree oceaniche pluvistagionali nel sud del teatino (Rivas-Martinez *et al.*, 2011; Pesaresi *et al.*, 2014). Le zone inizialmente monitorate sono state individuate grazie ad informazioni ricevute da naturalisti e agricoltori, oltre che all'analisi delle osservazioni georeferenziate ricavate dalla principale piattaforma di *citizen science* (<https://www.ornitho.it>) e senza trascurare la ricerca in letteratura (Pandolfi & Sonet, 2006; Pandolfi & Dionisi, 2019; Cucco *et al.*, 2021; Giacchini *et al.*, 2022b; Quaderni di birdwatching-Annuari EBN).

Nelle Marche si è così ristretta la ricerca alla striscia di territorio regionale che va dalla costa a 10 km all'interno (Fig. 1), dividendo l'area di studio in 5 settori, uno per provincia (Fig. 2). Lo studio si è svolto dal 1 gennaio 2017 al 31 dicembre 2022 e durante questo periodo ognuno dei settori marchigiani è stato visitato almeno 1 volta a trimestre, con rilievi nei siti dove la specie era stata osservata in precedenza e percorrendo in auto, ad una velocità di 30 km/h, transetti non standardizzati relativi alla restante parte di ogni settore provinciale (Fig.1), allo scopo di individuare nuovi siti di presenza. Differente l'approccio per l'Abruzzo, dove non si è riusciti ad individuare aree di studio iniziali, a causa della scarsità di dati sulla piattaforma Ornitho.it prece-

denti al 2017, affidandosi quindi, nel periodo di studio, agli avvistamenti degli autori e alla rete regionale di osservatori della Stazione Ornitologica Abruzzese.



Figura 1. Area di studio (in verde) e area dei transetti (in viola).



Figura 2. I 5 settori provinciali dell'area di studio nelle Marche: il quadratino viola indica le aree con maggiori osservazioni di Ibis sacro.

Sono stati usati binocoli 10x, cannocchiali 30-60x e macchine fotografiche digitali con zoom 20x e superiore; a Fano sono stati usati anche capanni fissi, che hanno consentito osservazioni ravvicinate (3-10 m), permettendo il riconoscimento e la documentazione di alcune specie-preda. Durante il periodo di studio, alle osservazioni di campo sono state affiancate quelle caricate contemporaneamente da vari osservatori su Ornitho.it (i.e. Cucco *et al.*, 2021) sino al 22 dicembre 2022. Ad ognuna di esse è seguita una visita *in loco* nei giorni immediatamente successivi al caricamento, portando in alcuni casi all'organizzazione di record aggregati (Cucco *et al.*, 2021), relativi però solo ai 6-7 siti marchigiani occupati per periodi continuativi e con maggiore frequentazione di osservatori, in modo da non viziare il numero totale dei differenti avvistamenti. Nel rispetto della titolarità dei singoli dati è stata chiesta l'autorizzazione al loro utilizzo e pubblicazione ai rispettivi avvistatori, indicati con le seguenti sigle: FA (Federico Artizzu), FB (Francesco Bocci), MM (Mauro Mencarelli) e NN (Nicola Norante). Per quanto riguarda infine la determinazione degli habitat preferiti per l'attività trofica, sono state escluse le osservazioni della specie in volo.

RISULTATI

L'Ibis sacro nelle Marche

Nelle Marche il primo avvistamento di Ibis sacro risale al 2000 a Pesaro (Pandolfi & Sonet, 2006), mentre il primo svernamento è stato accertato il 30 dicembre 2016 a Fano (PU), nel basso corso del fiume Metauro (Poggiani & Dionisi, 2019). Il totale dei dati raccolti nella Marche, durante il periodo di studio, ammonta a 109 presenze della specie: 58 le osservazioni di campo degli autori, 45 (17 singole e 28 aggregate, ricavate da 92 osservazioni totali) ricavate dal portale Ornitho.it o da comunicazioni di agricoltori e naturalisti, 6 pubblicate su riviste ornitologiche (Nicoli *et al.*, 2018). I comuni marchigiani nei quali è stata rilevata la presenza dell'Ibis sacro sono stati 15, il 6.67% del totale regionale (N:225): Pesaro, Fano, Mondolfo, Vallefoglia e Tavullia (PU), Falconara Marittima, Ancona, Jesi, Senigallia, Numana e Chiaravalle (AN), Porto Recanati e Potenza Picena (MC), San Benedetto del Tronto e Sant'Elpidio a mare (AP). Nessun avvistamento è stato fatto in provincia di Fermo, mentre la maggior parte delle città dove sono stati osservati Ibis sacri ricade nelle province di Pesaro-Urbino e Ancona, i due ambiti provinciali che contano anche il maggior aumento di osservazioni della specie nel periodo di studio (Fig.3).

Nelle Marche l'Ibis sacro è stato osservato in periodo di svernamento e soprattutto durante la migrazione primaverile, con preferenza per i mesi di marzo e aprile (Fig. 4). Nell'area di studio, l'habitat più frequentato dalla specie è stato il chiaro da caccia, seguito da laghi e aree umide, fiumi e aree immediatamente a ridosso di questi ultimi, campi coltivati e infine campi allagati temporaneamente (Fig.5).

La stragrande maggioranza dei siti utilizzati dall'Ibis sacro nelle Marche si trova a non più di 5 km dalla costa e appena sopra il livello del mare (Tab.1), con l'osservazione più all'interno effettuata nel 2018 a Vallefoglia (PU), a 20 km dall'Adriatico, che costituisce anche l'avvistamento alla quota più elevata (81 m s.l.m.). Il numero

di soggetti osservati esclusivamente in movimento è del 10%, mentre la stragrande maggioranza delle osservazioni si riferisce ad individui in attività trofica: il gruppo più numeroso è stato di 26 ibis sacri, registrato il 18 gennaio 2020 a Falconara Marittima (AN), a pochi chilometri dal mare (Obs MM). Il presente studio ha rilevato che la specie rimane almeno un paio di giorni nei siti trofici, trattenendosi spesso anche per intervalli di tempo maggiori: la permanenza più lunga è stata di almeno 45 giorni, ai Guazzi del Musone (MC), tra il febbraio e l'aprile 2017. A Fano (PU) è stata anche rilevata, a fine giugno 2018, la presenza di un individuo particolarmente confidente, ad indicare come tutt'oggi vi siano fughe della specie dalla cattività.

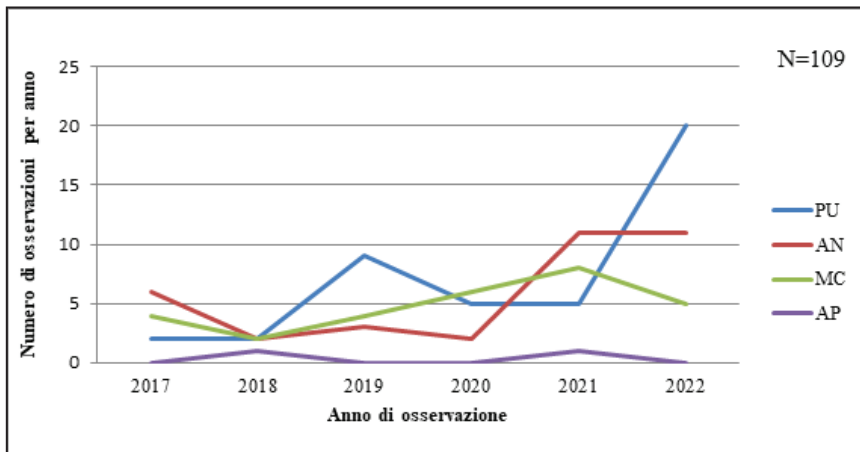


Figura 3. Osservazioni di Ibis sacro nelle varie province delle Marche (2017-2022).

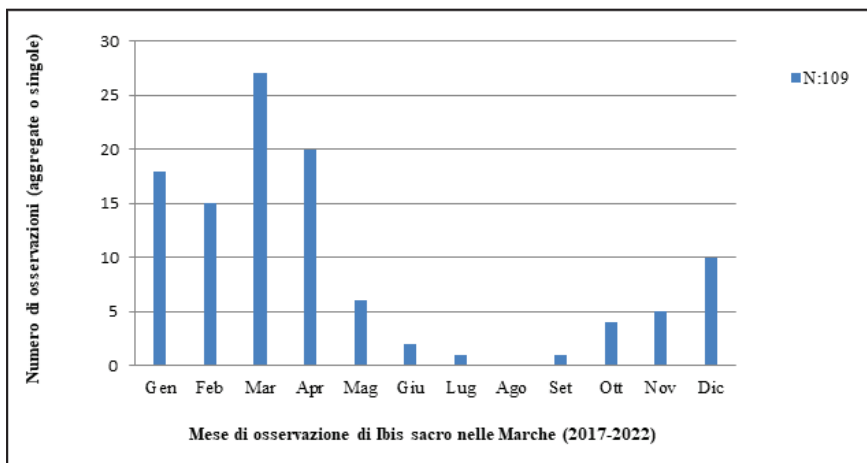


Figura 4. Osservazioni di Ibis sacro nelle Marche (2017-2022).

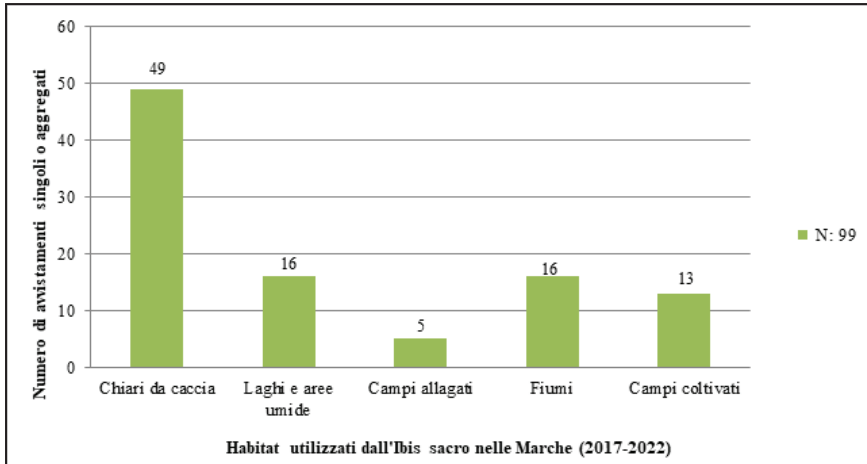


Figura 5. Habitat di attività trofica dell'Ibis sacro nelle Marche (2017-2022).

L'Ibis sacro è stato osservato in attività trofica principalmente in singoli individui o piccoli gruppi di una decina di soggetti, condividendo l'area di caccia con Garzetta *Egretta garzetta*, Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* e, in misura minore, Airone cinereo *Ardea cinerea* e Spatola *Platalea leucorodia*.

Tabella 1. Siti con maggiori osservazioni di Ibis sacro nelle varie province marchigiane (2017-2022)

PROVINCIA	SITO	H s.l.m.	Distanza dal mare
Pesaro-Urbino	Stagno Urbani e Lago Vicini (Fano)	10	4300 m e 1300 m
Pesaro-Urbino	Chiari da caccia a sud del basso corso del fiume Metauro (Fano)	10	2900 m
Pesaro-Urbino	Pozze temporanee campo d'aviazione (Fano)	10	1200 m
Ancona	Laghi e chiari nel basso corso del fiume Esino (Falconara Marittima)	10	2500 m
Macerata	Guazzi del Musone (Porto Recanati)	3	670 m
Macerata	Oasi dei Pianetti (Potenza Picena)	2	350 m
Ascoli Piceno	Riserva Naturale della Sentina (San Benedetto del Tronto)	3	500 m

Durante il periodo di studio sono stati rilevati 4 piccoli dormitori di Ibis sacro, tutti polispecifici, utilizzati in periodo di svernamento e per più giorni: il primo nel dicembre 2019 allo Stagno Urbani di Fano (PU), durante le nostre osservazioni di

campo, con 3 ibis sacri, insieme a marangoni minori *Microcarbo pygmeus*, cormorani *Phalacrocorax carbo* e alcuni aironi guardabuoi, su Salice bianco *Salix alba* e Fico comune *Ficus carica*, con portamento decombente sullo specchio d'acqua; il secondo nel gennaio 2020 in provincia di Macerata, con 3 ibis sacri, insieme a marangoni minori e aironi guardabuoi, in un canneto (Obs FB); il terzo nel gennaio 2022 nell'Anconetano, un Ibis sacro insieme ad aironi guardabuoi su Pioppo nero *Populus nigra* (Obs FB); il quarto nel dicembre 2021 e 2022, al Lago Vicini di Fano (PU), durante le nostre osservazioni di campo, con un massimo di 5 ibis sacri che, insieme a marangoni minori, cormorani e aironi guardabuoi, hanno utilizzato due tipologie di dormitorio: uno su Pioppo nero e Salice bianco, l'altro su piccole isole artificiali galleggianti, poste al centro dello specchio d'acqua. Ad oggi non è stato rinvenuto alcun sito di nidificazione della specie nelle Marche.

L'Ibis sacro in Abruzzo

Il primo avvistamento nel territorio abruzzese risale al 30 aprile 2010 (obs FA) a Fossacesia (CH), mentre il primo svernamento è datato 23 gennaio 2014 (obs NN) a Città Sant'Angelo (PE) nei pressi della foce del Saline. Il totale dei dati singoli qui riportati riguarda 8 avvistamenti della specie, compresi quelli precedenti al periodo di studio (N:2): 2 relative alle nostre osservazioni di campo, 3 effettuate da membri della Stazione Ornitologica Abruzzese, 2 quelle ricavate dal portale Ornitho.it ed 1 pubblicata su riviste ornitologiche (Nicoli *et al.*, 2021). I comuni abruzzesi interessati dalla presenza dell'Ibis sacro sono 7 (Fossacesia e San Salvo nel teatino, Città Sant'Angelo, Pescara, Collecervino e Spoltore nel pescarese e Mosciano Sant'Angelo nel teramano), il 2,3% del totale (N: 305) e nessuno nell'aquilano. Sino al 2019 le osservazioni della specie erano accidentali, diventando dal 2020 annuali e regolari, pur restando molto rare (Fig. 6). Il gruppo più numeroso osservato è stato di 8 individui, in due occasioni e nel pescarese (febbraio 2021 a Collecervino, marzo 2022 a Spoltore). Il totale di soggetti avvistati nella regione al 31 dicembre 2022 è di 23, con solo tre individui osservati in attività trofica, singolarmente: la specie è stata osservata quasi esclusivamente nel periodo dicembre-marzo, in massima parte in movimento migratorio. Le osservazioni sono avvenute in larga parte alle foci dei fiumi (Saline e Pescara) o in campi allagati nei pressi dei corsi d'acqua (Tordino), ma anche in un chiaro da caccia a Fossacesia (CH), non lontano dal mare (Fig. 7). Ad oggi non sono stati individuati in Abruzzo dormitori o siti di nidificazione della specie.

Attività trofica della specie

Durante il periodo di studio sono stati osservati spesso individui di Ibis sacro in attività trofica. A Fano (PU), presso lo Stagno Urbani e in alcuni chiari da caccia a sud del basso corso del Metauro, grazie alla presenza di capanni fissi da osservazione, è stato possibile effettuare osservazioni ravvicinate e determinare alcune prede. In 12 ore di osservazione durante l'attività trofica, tre sono state le specie identificate (Tab.2): il Gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* (predato sia in periodo di sver-

namento sia in periodo migratorio primaverile), il Rospo smeraldino *Bufo viridis balearicus* (predato a marzo e aprile, esclusivamente nei chiari da caccia) e la Rana agile *Rana dalmatina* (predata solo ad aprile). Nel caso delle due specie di anfibii, non si è riusciti a determinare alcuna predazione sui girini, così come non è stata osservata alcuna cattura di micromammiferi, uccelli, loro uova e nidiacei.

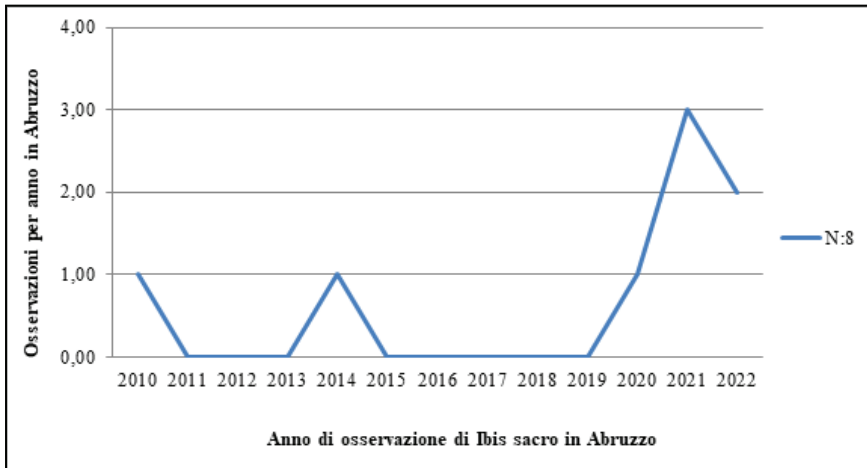


Figura 6. Numero di osservazioni annue di Ibis sacro in Abruzzo.



Figura 7. Siti di osservazioni di Ibis sacro in Abruzzo (2010-2022).

Tabella 2. Specie-preda dell'Ibis sacro osservate a Fano (PU) nel periodo di studio (2017-2022) e in 12 h totali di attività trofica

Specie predata	Anni di predazione	N° predazioni osservate	Totale individui predati
Gambero rosso della Louisiana	2017-2022	17	47
Rospo smeraldino	2019, 2021 e 2022	5	8
Rana Dalmatina	2020, 2021 e 2022	4	15

In tutte le predazioni di anfibi rilevate durante il presente studio, si è osservato come l'Ibis sacro stordisca inizialmente le prede, per poi manipolarle con il becco e infine inghiottirle intere; dopo l'ingestione non vi è stato nessun rifiuto della preda o rigurgito di quest'ultima. Le varie osservazioni hanno anche evidenziato una tecnica predatoria di gruppo, nella quale gli ibis si posizionano fianco a fianco, immergendo il becco nell'acqua (Fig.8) per poi ondularlo mentre procedono lentamente in avanti, setacciando minuziosamente una piccola area umida. Due episodi di predazione meritano una citazione. Nel 2020 sono stati osservati 6 Ibis sacri cibarsi in 15-20 minuti di ben 9 rane dalmatine, interrompendo l'attività predatoria solo a causa di un disturbo antropico; nel 2022, invece, si è assistito al tentativo di cattura di tre rospi smeraldini, afferrati con il becco ripetutamente da un Ibis sacro che, dopo aver tentato di ingoiarli, non è riuscito nell'intento e li ha rilasciati: due anfibi avevano riportato lesioni al derma e una zampa rotta mentre il terzo era morto a causa delle ferite procurate dal becco del predatore (Fig. 10).

**Figura 8.** Ibis sacri in attività trofica, avanzando fianco a fianco.



Figura 9. Ibis sacro preda *Rana dalmatina* e *Bufotes viridis balearicus*, Stagno Urbani (2020) e chiari da caccia di Fano (2021).

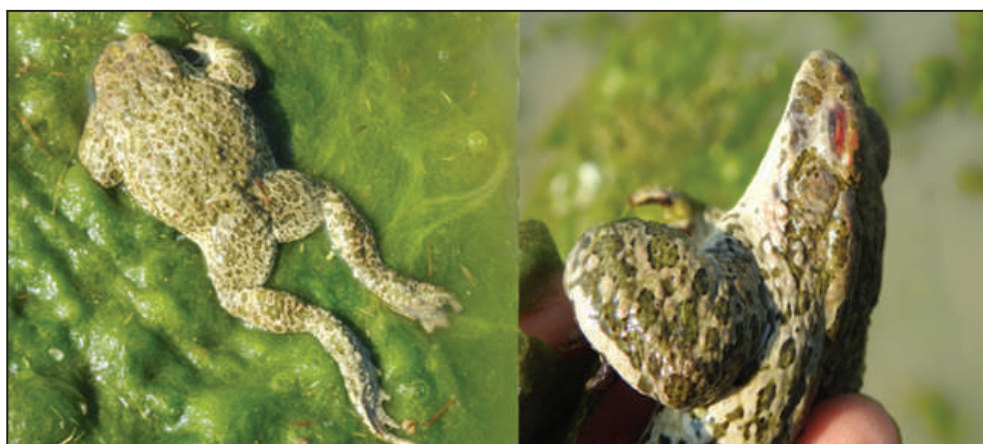


Figura 10. Rospo smeraldino *Bufotes viridis balearicus*, ucciso dall'azione del becco di un Ibis sacro che tentava di ingoiarlo. Chiari da caccia di Fano (2022).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

All'inizio del XXI secolo l'Ibis sacro era considerato in Italia ancora introdotto, localmente acclimatato ma ancora non naturalizzato (Cocchi *et al.*, 2020). Analizzando i territori più vicini all'area di studio, sino al 2009 la specie era segnalata solo in Emilia Romagna dove, al di fuori della Pianura Padana occidentale, risultava ancora occasionale. A riprova della sua diffusione recente nell'Italia centrale adriatica, l'Ibis sacro non era presente nelle check list delle Marche (Giacchini, 2003) e dell'Abruzzo (Pellegrini *et al.*, 2007). L'unica check list ornitologica recente relativa all'area di studio è quella della provincia di Pesaro-Urbino (Pantalone *et al.*, 2022), nella quale

la specie è indicata come migratore regolare e svernante irregolare. Dal 2015 l'Ibis sacro viene avvistato regolarmente nelle Marche, mentre in Abruzzo è ad oggi ancora quasi accidentale: questa differenza nello stato fenologico potrebbe essere dovuta innanzitutto alla maggior vicinanza del territorio marchigiano ai siti di nidificazione del settentrione italiano, così come le province delle Marche più interessate dalla presenza della specie sono Pesaro-Urbino e Ancona, proprio quelle più a nord. I movimenti a medio raggio dell'Ibis sacro dai siti di nidificazione, tra i 150 e i 400 km, sono del resto noti (Cocchi *et al.*, 2020).

La specie è stata osservata nell'area di studio soprattutto in periodo di svernamento e di migrazione primaverile, con preferenza per i mesi di marzo e aprile (Fig. 3). I siti trofici marchigiani presentano numerose caratteristiche favorevoli alla specie. La loro distanza dalla costa infatti rientra nei 5 km, con un'altezza massima di 10 m s.l.m., ricompresi appieno nel range di massima probabilità di presenza dell'Ibis sacro nel Nord Italia (Cucco *et al.*, 2020). Inoltre, la parte centro-meridionale delle Marche ha un clima sub continentale, con stagionalità delle temperature ed estati calde (Cucco *et al.*, 2020), molto simile a quello continentale preferito dalla specie, che si adatta meno invece al clima mediterraneo, caratteristico del sud delle Marche e dell'Abruzzo costiero. Considerando invece gli habitat frequentati, quelli utilizzati nelle Marche (Tab.1) corrispondono a quelli preferiti in Francia (Clergeau *et al.*, 2010), compresi i campi seminati e i sobborghi delle città, che invece nel Nord Italia vengono quasi ignorati dalla specie. A differenza della Francia (Yésou & Clergeau, 2006), la specie però non è stata mai osservata nelle discariche marchigiane e abruzzesi. Nelle Marche l'habitat utilizzato dalla specie è il chiaro da caccia, con una predilezione per piccole zone umide e campi temporaneamente allagati (Fig.4) nei pressi dei fiumi (Metauro, Esino e Musone). Tenendo conto che nel Nord Italia l'habitat con la maggior probabilità di presenza per la specie è la risaia (Cucco *et al.*, 2020), si possono trovare facilmente similitudini tra quest'ultima e il chiaro da caccia marchigiano, quali acqua bassa tra i 15 e i 25 cm (Fasola & Ruiz, 1996), variazione del livello idrico nel periodo estivo, terreno pianeggiante, ampia ed estesa visibilità. La scarsità di simili habitat in Abruzzo, potrebbe spiegare perché la specie venga osservata qui prevalentemente in movimento, piuttosto che in attività trofica. Un dato interessante riguarda la durata della presenza nelle aree trofiche marchigiane, dove l'Ibis sacro si trattiene generalmente per un paio di giorni, prolungando la permanenza sino ad un mese e mezzo, come registrato ai Guazzi del Musone (MC), dal febbraio all'aprile 2017; in Francia, invece, le visite ai siti di alimentazione sono piuttosto brevi, con una media di 30 minuti, che occasionalmente superano di poco 1 h (Lagrange, 2008). Le osservazioni nelle Marche e in Abruzzo confermano infine come la specie solitamente si dedichi all'attività trofica in singoli individui o in piccoli gruppi, preferendo il gruppo monospecifico ma cercando cibo anche insieme a Garzetta, Airone guardabuoi (Marion & Marion, 1994; Yesou *et al.*, 2017), Airone cenerino e Spatola.

Passando all'analisi dei dormitori, nell'area di studio sono stati individuati solo 4 di essi, tutti nelle Marche e a partire dal 2019: il numero degli ibis sacri ospitati andava

da 1 a 5 e si trattava sempre di dormitori polispecifici, utilizzati per più giorni insieme a marangoni minori, aironi guardabuoi e cormorani. Nel presente lavoro, l'occupazione dello stesso dormitorio per più anni è stata osservata a Fano (PU), nel 2019 allo Stagno Urbani e nel dicembre 2021 e 2022 nel Lago Vicini (a 3 km di distanza), confermando la fedeltà della specie al luogo di pernottamento (Cucco *et al.*, 2021). Per quanto riguarda le piante utilizzate come dormitorio, principalmente erano il Pioppo nero e il Salice bianco, con utilizzo di canneti, Fico e altre specie arboree, purché decomponenti sull'acqua; da sottolineare inoltre l'utilizzo anche di piccole isole artificiali galleggianti, come rilevato al Lago Vicini di Fano (PU). Tenendo conto che durante il giorno l'Ibis sacro frequenta zone trofiche non lontane dai dormitori (Cucco *et al.*, 2021), i dati qui raccolti relativamente alle Marche, evidenziano periodi di permanenza della specie tali da far pensare ad un numero di dormitori più numeroso di quello individuato sinora.

Ad oggi non è stata osservata alcuna nidificazione di Ibis sacro nelle Marche e in Abruzzo; tenendo conto però dell'attuale presenza della specie in queste due regioni, questi movimenti potrebbero dare origine a nuove colonie, come è stato osservato in Francia (Clergeau & Yésou, 2006). La mancanza nell'area di studio di risaie, nei pressi delle quali la specie colloca maggiormente i suoi siti riproduttivi (Cocchi *et al.*, 2020) potrebbe essere superata dalla presenza dei chiari da caccia marchigiani, in una regione povera qualitativamente e quantitativamente di ambienti umidi (Giacchini *et al.*, 2022b). Habitat adatti all'attività trofica della specie si potrebbero creare anche a causa dei prolungati periodi di siccità degli ultimi anni, che riducendo la portata idrica dei fiumi, creano piccole aree umide lungo il corso di questi ultimi. Non bisogna infine dimenticare che lungo alcuni fiumi marchigiani, come il basso corso del Metauro (Giacchini *et al.*, 2022a), si trovano delle garzaie, ritenute fondamentali per l'espansione in Italia dell'Ibis sacro (Cucco *et al.*, 2021), nidificando quest'ultimo esclusivamente in colonie polispecifiche (Lardelli *et al.*, 2022). Sempre relativamente al Metauro, a livello vegetazionale, lungo il suo basso corso si trovano molti degli habitat (Pantalone & Bai, 2020) caratterizzati in Nord Italia dalle maggiori percentuali di preferenza per la nidificazione della specie (Cucco *et al.*, 2021). Nell'area di studio marchigiana sono quindi già presenti luoghi adatti ad un'eventuale nidificazione della specie, sebbene scarseggino i territori circondati interamente dall'acqua, caratteristica ritenuta molto importante per la nidificazione dell'Ibis sacro (Clergeau & Yésou, 2006), il quale però potrebbe sfruttare le isole galleggianti artificiali, per la sua capacità di nidificare anche sul terreno (Matheu *et al.*, 2020).

Durante questo studio è stato possibile determinare qualitativamente parte della dieta dell'Ibis sacro, una specie onnivora (Robert *et al.*, 2013) con un ampio spettro alimentare di tipo opportunistico, sia riguardo all'origine degli elementi (animale o vegetale, d'acqua dolce o salata) sia rispetto alla taglia (piccola o grande preda) (Clergeau *et al.*, 2010). L'Ibis sacro si nutre di insetti (soprattutto ditteri e loro larve, come *Eristalia sp.*, zanzare e moscerini), coleotteri, ragni, molluschi (cozze ma anche bivalvi e gasteropodi), lombrichi, isopodi, granchi, gamberetti, pesci (*Cyprinus carpio*, *Anguilla anguilla*, *Rutilus rutilus* e *Pleuronectidae*), piccoli roditori (probabilmente *Apodemus*),

piante coltivate come il mais, rifiuti organici di scarto e addirittura carogne (Clark, 1979; Marion & Marion, 1994; Kopij, 1999; Hockey *et al.*, 2005; Clergeau *et al.*, 2010; Yésou *et al.*, 2017). In Africa si nutre anche di uova o pulcini di uccelli acquatici coloniali (Harrison *et al.*, 1997), comportamento occasionalmente osservato anche in Francia (Clergeau *et al.* 2010), ad oggi ritenuto da alcuni dannoso per le colonie (Kayser *et al.*, 2005; Vaslin, 2005; Yésou e Clergeau, 2006), mentre da altri basato su individui specialisti (Marion, 2013; Yesou *et al.*, 2017). In Italia vi sono invece solo poche osservazioni aneddotiche relative a predazione di pulli di avifauna acquatica (Cocchi *et al.*, 2020), mancando studi in merito alle interazioni tra l'Ibis sacro e le altre componenti della fauna e flora selvatica, tanto più sull'impatto relativo alle popolazioni delle specie preda, che rimane indeterminato (Cocchi *et al.*, 2020). Una delle prede preferite dall'Ibis sacro in Europa è invece il Gambero rosso della Louisiana, come confermato anche in questo studio. Osservato per la prima volta nelle Marche nel 1990 lungo il fiume Conca (Gabucci *et al.*, 1990), presente già dal primo decennio del XXI secolo lungo l'Esino (Roncarati, 2007) e il basso corso del Musone, oggi è diffuso in tutta la regione. Doveroso notare come all'espansione di questa specie sia seguito l'aumento delle presenze di Ibis sacro nell'area di studio, senza tuttavia entrare qui nelle dinamiche che accomunano le due specie (Marion, 2013; Yesou *et al.*, 2017) e il loro rapporto alloctono contro alloctono (Falk-Petersen *et al.*, 2006; Doherty *et al.*, 2016; Cucco *et al.*, 2021). Per quanto riguarda invece l'Abruzzo, il Gambero rosso della Louisiana è stato osservato lungo il fiume Tordino, ma la sua diffusione, seppur scarsamente studiata, sembra molto inferiore a quella marchigiana: un ulteriore fattore attualmente limitante per presenza dell'Ibis sacro nella regione.

Per quanto riguarda invece gli anfibi, la loro predazione è conosciuta in Italia (Cucco *et al.*, 2021), ma è considerata puramente occasionale e solo potenzialmente impattante, con poche testimonianze (Novarini e Stival, 2017; Bruni *et al.*, 2022). Il presente studio evidenzia invece una situazione preoccupante, almeno nelle aree umide di piccole dimensioni. Infatti, sono state qui osservate predazioni su Rospo smeraldino (Fig.8) e Rana agile (Tab.2) in numero tutt'altro che trascurabile per le popolazioni anfibie locali, tenendo anche conto delle relativamente poche ore di osservazione ravvicinata dell'Ibis sacro in attività trofica. Il Rospo smeraldino è un anfibio protetto (Allegato IV della "Direttiva Habitat" 92/43/CEE), nelle Marche considerato prossimo alla minaccia (Fiacchini & Cavalieri, 2015) e con habitat elettivi per la riproduzione costituiti da acquitrini e piccoli stagni (Fiacchini & Cavalieri, 2015), gli stessi territori trofici marchigiani dell'Ibis sacro. La Rana agile, considerata vulnerabile nelle Marche (Fiacchini, 2008), subisce invece soprattutto la tecnica di caccia di gruppo dell'allocaltono, il cui impatto è ancor più significativo negli ultimi anni, con il disseccamento dei siti di riproduzione degli anfibi, dovuti alle siccità più frequenti (Sindaco *et al.*, 2006). Il conseguente abbassarsi delle acque nei piccoli ambienti umidi fanesi, permette all'Ibis sacro di predare facilmente gli anfibi, che forniscono un maggior apporto alimentare (Clergeau *et al.*, 2010), nel rispetto dell'Optima diet theory (Sih & Christensen, 2001). Si conferma inoltre come, pur dotata di becco arrotondato e flessibile poco

adatto alla predazione attiva di vertebrati (Marion, 2013; Cocchi *et al.*, 2020), la specie riesca comunque ad ingerire anfibì senza difficoltà, come già osservato in Toscana (Bruni *et al.*, 2022); nel caso di mancata ingestione, qui viene riportata, per la prima volta, la problematica degli anfibì che rimangono comunque uccisi o feriti a causa dello schiacciamento causato dal becco dell'Ibis sacro. Il presente lavoro porta alla luce quindi un impatto non trascurabile di questo alloctono sulle piccole popolazioni locali di anfibì delle Marche, soprattutto nei piccoli ambienti acquatici, dove sono presenti sia il Rospo smeraldino sia la Rana agile (Fiacchini, 2003, 2008; Fiacchini & Cavalieri, 2015; Poggiani & Dionisi, 2020).

L'Ibis sacro ha un impatto negativo riguardo a competizione e predazione all'interno degli ecosistemi nativi (Martin-Albarracin *et al.*, 2015), ma l'Italia non ha programmi dedicati espressamente alla specie: le azioni gestionali previste per Marche e Abruzzo sono il monitoraggio, la risposta rapida e l'eradicazione a livello locale (Cocchi *et al.*, 2020). Questo studio vuole contribuire alle investigazioni ecologiche sul territorio nazionale, rimarcando la grande attenzione che deve essere dedicata alle garzaie e all'eventuale insediamento di coppie riproduttrici di Ibis sacro al loro interno (Cocchi *et al.*, 2020). Risulta altresì fondamentale l'aumento della consapevolezza e la partecipazione dei cittadini alle problematiche legate agli alloctoni, per dar vita ad una gestione corretta ed efficace degli enti pubblici preposti all'attuazione del Regolamento europeo UE 1143/2014 sulle specie aliene invasive come l'Ibis sacro.

Ringraziamenti. Il ringraziamento principale deve essere tributato alla Stazione Ornitologica Abruzzese e in particolare ai soci Sandro Barile, Giulia Pace e Francesco di Felice (per le osservazioni sul territorio abruzzese) e al presidente Massimo Pellegrini per gli utili consigli. Grandissima gratitudine agli osservatori che hanno concesso l'utilizzo dei propri dati, estrapolati dalla piattaforma Ornitho.it o relativi ad avvistamenti personali: per le Marche siamo grati a Mauro Mencarelli, Alessandra Fontenla, Niki Morganti, Massimo Mozzoni, Sebastiano Ercoli, Laura Tittarelli, Olivo Bollettini, Maurizio ed Enrico Castellucci, Giacomo del Monte, Mirko Enea, Dante Giosia, Cristian Montevecchi, Francesca Morici, Simone Porfiri, Guido Premuda, Mimmo Rossi, Paolo Vacilotto e Stefano Vitali mentre per l'Abruzzo il nostro ringraziamento è rivolto a Federico Artizzu, Nicola Norante, Vincenzo Iacovoni e Dimitri Marrone. Un grazie particolare a Francesco Bocci, per la concessione delle osservazioni e soprattutto per le utili informazioni sui dormitori da lui individuati, a Cristian Cavalieri per lo scambio di informazioni sui dormitori fanesi. Esprimiamo infine gratitudine a Carlo Artese per l'aiuto nell'analisi dei dati IWC abruzzesi e a Sandro Mezzagamba per l'aiuto bibliografico. Questa ricerca è stata condotta senza alcun finanziamento ufficiale, pubblico o privato.

BIBLIOGRAFIA

- Bonn D., 2005. Waterfowl return to Iraq's recovering marshlands. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 3: 409.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. *Ornitologia Italiana*, Volume 1, Gaviidae-Falconidae, Ed. Alberto Perdisa, Bologna, pp. 128-129.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. *The Birds of Italy*. Volume 1. Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina, pp.166-168.
- Bruni G., Vangucci P. & Mattii S., 2022. *Bufo viridis balearicus* (Balearic Green Toad). Predation. *Herpetological Review*, 53 (4):648.

- Clark R.A., 1979. The food of the Sacred Ibis at Pretoria, Transvaal. *Ostrich*, 50: 104–111.
- Clark R.A. & Clark A., 1979. Daily and seasonal movements of the sacred ibis at Pretoria. *Transvaal. Ostrich*, 50: 94-103.
- Clergeau P. & Yésou P., 2006. Behavioural flexibility and numerous potential sources of introduction for the Sacred Ibis: causes of concern in Western Europe? *Biol. Invas.*, 8: 1381-1388.
- Clergeau P., Reeber S., Bastian S. & Yésou P., 2010. Le profil alimentaire de l'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* introduit en France métropolitain: espèce generalist ou specialist. *Rev. Ecol. Terre Vie*, 65: 331-342.
- Cocchi R., Volponi S. & Baccetti N., 2020. Piano di gestione nazionale dell'Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus* (Latham, 1790). Istituti superiore per la protezione e la ricerca ambientale (ISPRA), Roma.
- Cucco M., Alessandria G., Bissacco M., Carpegna F., Fasola M., Gagliardi A., Gola L., Volponi S. & Pellegrino I., 2021. The spreading of the invasive Sacred Ibis in Italy. *Sci. Rep.* 11 (86), <https://doi.org/10.1038/s41598-020-79137-w>
- Doherty T.S., Glen, A.S., Nimmo D.G., Ritchie E.G. & Dickman C.R., 2016. Invasive predators and global biodiversity loss. *Proc. Natl. Acad. Sci.*, 113: 11261–11265.
- Falk-Petersen J., Bøhn T. & Sandlund O.T., 2006. On the numerous concepts in invasion biology. *Biol. Invas.*, 8:1409–1424.
- Fasola M. & Ruiz X., 1996. The value of rice fields as substitutes for natural wetlands for Waterbirds in the Mediterranean region. *Colon. Waterbirds*, 19:122-128.
- Fiacchini D., 2008. Primo contributo per una “lista rossa” dell’erpetofauna marchigiana (Italia centrale): *Amphibia*. In Corti C. (ed) – *Herpetologia Sardiniae*. “Le scienze” (8), Societas Herpetologica Italica, Edizioni Belvedere, Latina.
- Fiacchini D. & Cavaliere C., 2015. Rospo smeraldino *Bufo balearicus* – *B. viridis* complex (Anura, Bufonidae) nelle Marche: aspetti corologici, ecologici e conservazionistici. *Biologi Italiani*, aprile 2015: 1-6.
- Giacchini P., 2003. Check list degli uccelli delle Marche. *Riv. ital. Orn*, 73 (1): 25-45.
- Giacchini P., Fanesi F. & Prosdocimi M., 2022a, The pigmy cormorant *Microcarbo pygmaeus* in central Italy: the status in the Marche region and the first confirmed breeding record in the province of Pesaro-Urbino. *Riv. ital. Orn.*, 92 (2):59-60.
- Giacchini P., Pascucci M., Cavaliere C., Fanesi F., Fazi A., Feriozzi D., Gambelli P., Premuda G., Tarsetti C. & Zazzini A., 2022b. Svernamento di Cormorano *Phalacrocorax carbo* e Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* nelle Marche: 10 anni di monitoraggio nei dormitori. *Alula*, 22 (1-2): 37-48.
- Yésou P. & Clergeau P., 2006. Sacred Ibis: a new invasive species in Europe. *Bird World*, 18: 517-526.
- Yésou P., Clergeau P., Bastian S., Reeber S. & Maillard J.-F., 2017. The Sacred Ibis in Europe: ecology and management. *Br. Birds*, 110:197-212.
- Kayser Y., Clément D., & Gauthier-Clerc M. 2005. L'Ibis sacré *Threskiornis aethiopicus* sur le littoral méditerranéen français: impact sur l'avifaune. *Ornithos*, 12: 84–86.
- Kopp G., 1999. Breeding ecology of the Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus* in the Free States, South Africa. *S. Afr. J. Wildl. Res.*, 29: 25-30.
- Harrison J.A., Allan D.G., Underhill L.G., Herremans M., Tree A.J., Parker V. & Brown C.J. (eds.), 1997. The Atlas of Southern African Birds. Vol. 1. BirdLife South Africa, Johannesburg.
- Hockey P.A.R., Dean W.R.J., & Ryan, P.G. (eds.), 2005. Roberts Birds of Southern Africa. 7th edn. Trustees of the John Voelcker Bird Book Fund, Cape Town.
- Lagrange, P., 2008. Étude du comportement d'alimentation des Ibis sacrés *Threskiornis aethiopicus* en Loire Atlantique. Rapport de Master, Université de Nantes, Ecole Vétérinaire de Nantes.

- Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggeri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G. & Brambilla M. (a cura di), 2022. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere, *historia naturae* (11), Latina, p. 166.
- Marion I. & Marion P., 1994. Première installation spontanée d'une colonie d'Ibis Sacré *Threskiornis aethiopicus*, au Lac de Grand-Lieu. Données préliminaires sur la production en jeunes et sur le régime alimentaire. *Alauda*, 62: 275-280.
- Marion I., 2013. Is the Sacred Ibis a real threat to biodiversity? Long-term study of its diet in non-native areas compared to native areas. *C.R. Biol.*, 336: 207-220.
- Martin-Albarracin 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:e0143070. Doi: 10.371/journal.pone.0143070.
- Matheu E., del Hoyo J., Christie D.A., Kirwan G.M., & Garcia E.F.J., 2020. African Sacred Ibis (*Threskiornis aethiopicus*), 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.sacibi2.01> (consultato su <http://www.hbw.com/node/59657> in data 27 agosto 2022).
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (eds) 2018. Ibis sacro, Annuario 2017. Quaderni di Birdwatching, 27:66-67.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (eds) 2021. Ibis sacro (osservatore G. Amodéo), Annuario 2020. Quaderni di Birdwatching, 36:67.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G. (eds) 2022. Ibis sacro, Annuario 2021. Quaderni di Birdwatching, 39:65.
- Novarini N. & Stival E., Wading birds predation on *Bufotes viridis* (Laurenti, 1768) in the Cà Vallesina Wetland (Cà Noghera, Venice Italy). *Boll. Mus. Stor. Nat. Ven.*, 67:71-75.
- Pandolfi M. & Sonet L., 2006. La migrazione dei rapaci nel Parco del San Bartolo. Parco Naturale del Monte San Bartolo, Pesaro, p. 35.
- Pantalone M. & Bai S.O., 2020. Birds of Metauro river: a great ornithological diversity in a small Italian urbanizing biotope, requiring greater protection. *Riv. ital. Orn.*, 90 (2): 59-68.
- Pantalone M., Bai S.O. & Saltarelli M., 2022. Gli uccelli della provincia di Pesaro-Urbino: fenologia e check list. *Gli Uccelli d'Italia*, 47 (1-2): 184-205.
- Pellegrini M., Antonucci A., Artese C., Carafa M., Cirillo M., De Sanctis A., Dundee V., Lalli G. & Strinella E., 2007. Check list degli uccelli d'Abruzzo. *Riv. ital. Orn.*, 77 (1): 27-38.
- Pesaresi S., Galdenzi D., Biondi E. & Casavecchia S., 2014. Bioclimate of Italy. *Journal of Maps*, 13: 955-960.
- Poggiani L. & Dionisi V., 2019. Gli uccelli del bacino del Metauro 1979-2019. Fondazione Cassa di Risparmio di Fano, Fano, p. 68.
- Poggiani L. & Dionisi V., 2020. Gli anfibi e i rettili della provincia di Pesaro e Urbino 1980-2020. *Arti Grafiche*, Urbani, pp. 226-133 e 252-258.
- Roncarati A., 2007. Il Gambero rosso della Louisiana: un crostaceo esotico che sta colonizzando le acque dolci italiane, Convegno "La carta ittica della provincia di Ancona: tutela e gestione degli ecosistemi fluviali", Osimo (AN), 27 gennaio 2007.
- Rivas-Martinez S., Saenz S.R. & Penas A., 2011. Worldwide bioclimatic classification system. *Global Geobotany*, 1: 1-634.
- Robert H., Lafontaine R., Delsinne T. & Beudels-Jamar R., 2013. Risk analysis of the Sacred Ibis *Threskiornis aethiopicus*. Royal Belgian Institute of Natural Science, Brussels.
- Sih A. & Christensen B., 2001. Optima diet theory: when does it work, and why does it fail? *Animal behavior*, 61: 379-390.

- Sindaco R., Doria G., Razzetti E. & Bernini F. (Eds.), 2006. Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia. Societas Herpetologica Italica, Edizioni Polistampa, Firenze, pp. 792.
- Vaslin M., 2005. Predation de l'Ibis sacré sur des colonies des sternes et des guifettes. Ornithos, 12: 106-109.

LA GHIANDAIA MARINA *Coracias garrulus* IN ABRUZZO: PRESENZA, POPOLAZIONE E BIOLOGIA (2011-2023)

SANDRO TAGLIAGAMBE¹ & MARCO PANTALONE ^{1*}

SOA - Stazione Ornitologica Abruzzese, via A. De Nino 3, 65126 Pescara (PE), Italia; stazioneornitologicaabruzzo@gmail.com

*Autore per la corrispondenza: pantalone.marco@libero.it



Marco Pantalone <https://orcid.org/0000-0002-0005-0038>

Abstract - The European Roller *Coracias garrulus* in Abruzzo region. Presence, population and biology (2011-2023). This study analyzed the presence of the European Roller *Coracias garrulus* in Abruzzo region (central Italy), through the analysis of data collected during the breeding seasons 2011-2023. The current population of Abruzzo, regarding the certain nestings, is 20 pairs, the majority of which are concentrated in the medium-upper Vasto area and in the southern-central Frentania. There are 35 municipalities in Abruzzo affected by nesting or migratory movements. The average density of the study area is today 1p /14km², with an increase also due to the greater in monitoring effort. The nesting sites identified were 49, 83.6% of which were located in abandoned buildings in the countryside, with some nesting also on electric poles, abandoned corvid nests and trees. The average altitude of the sites was 234.2 ± 53.6 m, their average height from the ground was 7.20 ± 4.6 m, while the preferred orientation was East (27%; N:37). Seven colonial sites were detected, with natural disturbance linked only to *Corvus monedula*, while the human disturbance was practically nil. In the study period, there were a total of 110 certain pairs (annual average 8.46 ± 5.45), probable ones 43 and possible ones 28. It's possible today to estimate the breeding population in Abruzzo at 35-40 pairs.

INTRODUZIONE

La Ghiandaia marina *Coracias garrulus* è una specie termofila, che solo negli ultimi decenni del XX secolo è diventata nidificante regolare nell'Italia centrale adriatica. In Molise le prime notizie bibliografiche relative alla sua nidificazione risalgono a fine XIX secolo (Altobello, 1897; De Rosa *et al.*, 2015) e dagli anni '90 la specie viene indicata come nidificante regolare nella regione (Battista *et al.*, 1998). Nelle Marche invece la prima nidificazione documentata risale al 2013 (Marini *et al.*, 2015), nelle zone di Cingoli (MC) e Offida (AP), con la specie oggi ritenuta a livello regionale migratrice regolare e nidificante irregolare (Giacchini *et al.*, 2016). In Abruzzo i primi riferimenti sulla Ghiandaia marina risalgono agli anni '50 del XIX secolo, quando viene ritenuta di passo scarsissimo, ma non tutti gli anni (Quartapelle, 1855, 1873; De Leone, 1994). Negli anni '30 del XX secolo vengono segnalate catture e osservazioni nel teramano a Castilenti, Teramo e Bisenti (De Leone, 1994), ma nessuna nidificazione regionale, forse anche per la scarsità di osservatori nel teatino. La prima nidificazione documentata in Abruzzo risale al 1989, quando vengono localizzate due coppie lungo una valle di un affluente del Trigno, non lontano dall'abitato di Lentella (CH); la nascita dei pulli è stata accertata dall'osservazione del trasporto di prede ai nidi (Di Giambattista

& Pellegrini, 1991). L'aumento delle osservazioni di campo nel ventennio successivo conferma il nuovo stato fenologico per la specie, indicata oggi come migratrice regolare e nidificante regolare (Pellegrini *et al.*, 2007).

A livello europeo si deve ricordare che, alla fine degli anni '70 del XX secolo, la Ghiandaia marina ha subito un declino tale da essere classificata come SPEC2, con uno stato di conservazione considerato "Vulnerabile", venendo inclusa anche nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/409/CE); in seguito è stata inclusa dalla CEE anche nell'Appendice I della "Convenzione sulle specie migratrici" (Mastronardi & Esse, 2022). Per questi motivi, nel 2011, è iniziato il monitoraggio che ha portato al presente studio, con l'adesione al progetto "Coracias Italia" della Stazione Ornitologica Abruzzese (SOA). Si analizzano qui tutti i dati raccolti nei 13 anni di studi e ricerche sul campo, fornendo un quadro il più completo possibile sulla presenza, biologia e attività riproduttiva della Ghiandaia marina in Abruzzo.

AREA DI STUDIO

L'area di studio principale nel periodo 2011-2017 è stata il territorio tra il fiume Sangro a Nord e il fiume Trigno a Sud, nella zona collinare del medio Vastese e nella zona occidentale della bassa Frentania (provincia di Chieti), per un'estensione di circa 290 km². Nel periodo 2018-2023 la zona prioritaria di ricerca è stata estesa sino a 12 km a nord del fiume Sangro, per un totale di 450 km², mentre il resto del territorio abruzzese idoneo alla nidificazione della specie è stato monitorato a partire dagli avvistamenti effettuati dei membri della Stazione Ornitologica Abruzzese. L'area di studio è principalmente di media bassa collina, caratterizzata da un territorio piuttosto eterogeneo e da mosaici agrari, con campi arati e coltivati, prati di erba medica, incolti, piccole coltivazioni cerealicole, presenza di cespuglieti e piccoli boschi, nessuna estesa coltivazione di girasole o mais, piccole aree occupate da uliveti e vigneti, mancanza di pascoli intensivi e pochi punti d'acqua, rappresentati principalmente da piccole vasche per irrigazione degli orti.

MATERIALI E METODI

I rilevamenti nell'area di studio sono stati effettuati con uscite settimanali, realizzate con la tecnica dei transetti non standardizzati (Bibby *et al.*, 2000), nel periodo che va dall'inizio di maggio agli inizi di agosto, intervallo che rientra nella fase di riproduzione e presenza accertata della specie in Italia (Brichetti & Fracasso, 2007, 2020). L'area di studio è stata percorsa in auto a bassa velocità, fermandosi ogni 200 metri (Tiefenbach, 2009) e riportando note sulla biologia riproduttiva, la presenza di altre specie ornitiche e possibili elementi di disturbo (i.e. Mastronardi & Esse, 2022). Sono stati utilizzati binocoli 8x32, 10x40 e cannocchiali 20-60x e per ogni sito sono state registrate le coordinate geografiche, raccogliendo anche i parametri relativi alla tipologia di sito (edificio, rudere, pilone, cavità naturale, ecc), alla quota, all'altezza dal suolo, all'esposizione, al numero di coppie presenti e ad altre specie nidificanti. Per quanto riguarda la classificazione delle nidificazioni, sono state uti-

lizzate tre diverse categorie: certa (adulti con visite continue presso uno stesso sito), probabile (coppia presente ripetutamente in una stessa zona in ambiente idoneo nel periodo di riproduzione) ed eventuale (coppia osservata, ma non con continuità, in zone potenzialmente idonee) (i.e. Mastronardi & Esse, 2022). Nello studio sono stati coinvolti i soci della Stazione Ornitologica Abruzzese (SOA), oltre a vari ornitologi e birdwatcher abruzzesi. Le segnalazioni ricevute da tutti questi osservatori sono state utilizzate anche per localizzare eventuali siti di nidificazione fuori dall'area di studio principale che, una volta individuati, sono stati sottoposti a monitoraggio. Allo stesso modo, le osservazioni del gruppo di studio sono state utilizzate per determinare le aree abruzzesi di stop over migratorio della specie, che potrebbero essere interessate da future nidificazioni. Infine, per quanto riguarda le precipitazioni e le temperature medie dell'area, sono stati utilizzati i dati a scala di 1 Km² (media del periodo 1979-2013) dalla raccolta di dati climatici CHELSA (*Climatologies at High resolution for the Earth's Land Surface Areas*) (Karger *et al.*, 2017).

RISULTATI

Una costante di tutti i siti di nidificazione abruzzesi è data dalla presenza, nelle immediate vicinanze, di tralicci elettrici o telefonici, utilizzati dalla specie come posatoi. Per quanto riguarda invece la distanza dalle strade e il disturbo che potrebbe essere causato dal traffico, le aree dei siti di nidificazione sono tutte caratterizzate dalla presenza di strade a bassissima percorrenza, tanto che alcuni nidi si trovano nei pressi di incroci stradali. Nessun sito di nidificazione, infine, si trova all'interno di un'area protetta, sito Natura 2000, ZPS o simile.

A livello regionale, la totalità delle coppie nidificanti individuate nel periodo di studio si trovava in provincia di Chieti (Fig.1), con una probabile e una possibile nidificazione nel teramano e 3 possibili nidificazioni nel pescarese. Le nidificazioni certe sono avvenute nel territorio di 9 cittadine del teatino (Fig.2), quelle probabili in altri 3 comuni abruzzesi e quelle eventuali in 7 ulteriori municipalità della regione (Fig.1). Per quanto riguarda invece le osservazioni riconducibili allo stop-over migratorio, nel periodo 2011-2023 sono stati osservati individui in 16 comuni abruzzesi (8 dell'aquilano, 6 del teatino, 1 del teramano e 1 del pescarese) (Fig.1).

Nell'intero periodo di studio l'osservazione più precoce all'interno dell'area di studio è del 30 aprile 2015 a Cupello (CH) mentre la più tardiva è del 9 settembre 2018 a Furci (CH). Per quanto riguarda il resto del territorio abruzzese, la più precoce risale al 1 maggio 2016 a Collarmele (AQ) mentre la più tardiva al 20 settembre 2019 a Spoltore (PE).

Riguardo alle temperature nei territori di nidificazione, tra maggio e agosto la massima media è stata di 27,5° gradi mentre la minima media è stata di 18,1°: in particolare, le microaree dove sono collocati i siti di nidificazione sono più calde di 3°-5° (temperature massime giornaliere in luglio e agosto anche di 40°- 41°) rispetto alla media dei centri storici delle relative cittadine. A livello di precipitazioni, l'area di studio ha una media tra i 25 mm e i 50 mm di pioggia per il periodo maggio-agosto.

L'altitudine dei siti riproduttivi certi è stata di $243,2 \pm 53,68$ (min 135/440 max; N=49) mentre per quanto riguarda la presenza generica della specie sul territorio regionale, le osservazioni ricadevano tra gli 80 m s.l.m. (Tagliagambe & Artizzu, 2015) e i 1570 m s.l.m.

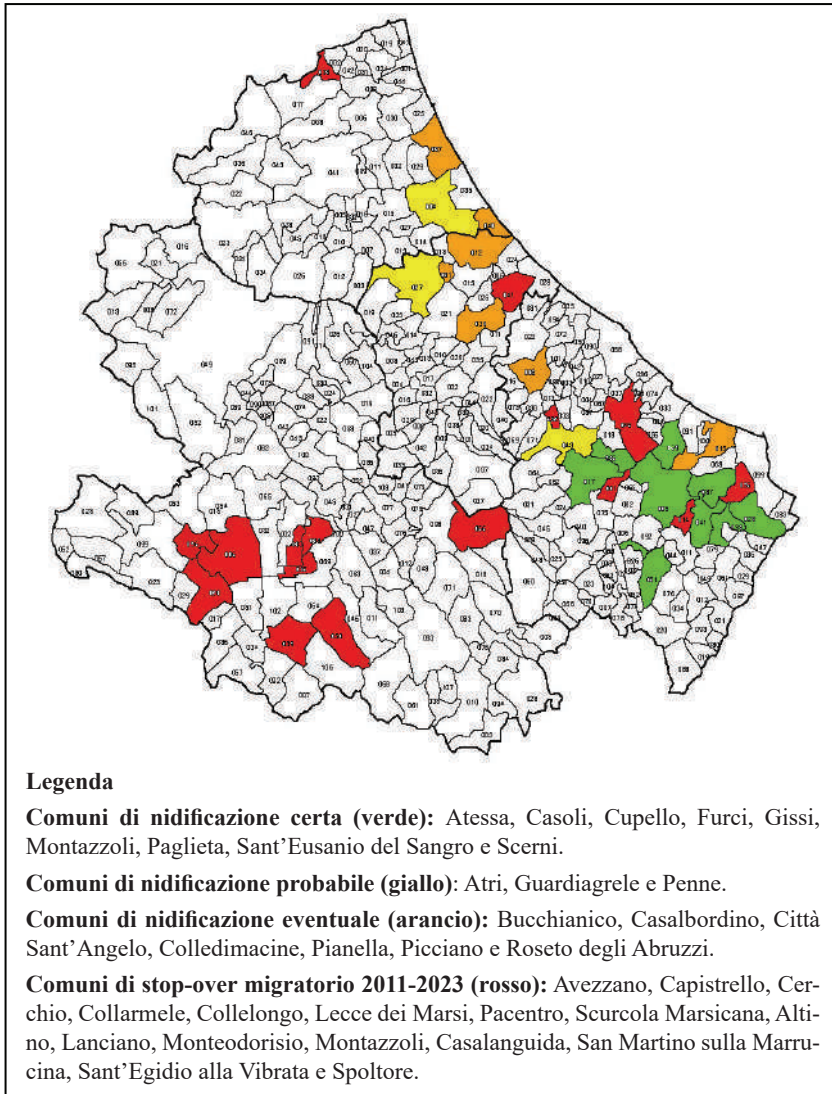


Figura 1. Comuni abruzzesi (codici ISTAT) e presenza della Ghiandaia marina (2011-2013).

Per quanto riguarda l'ubicazione dei nidi accertati (Fig.3), l'83,6% si trovava in edifici (N=38), con preferenza per quelli abbandonati (52,8%, N=24) e i ruderi con presenza di tetto (19,8%, N=9). Uno dei nidi presenti, all'interno di una costruzione

abbandonata, si trovava in mezzo a dei covoni di forma rettangolare. I nidi collocati negli edifici e ruderi si trovavano ad un'altezza media dal suolo di $7,2 \pm 4,62$ m (min 2/max 20; N=40), collocati all'interno di fabbricati la cui altezza media era di $11,11 \pm 5,29$ m (min 5 / max 23; N=43).

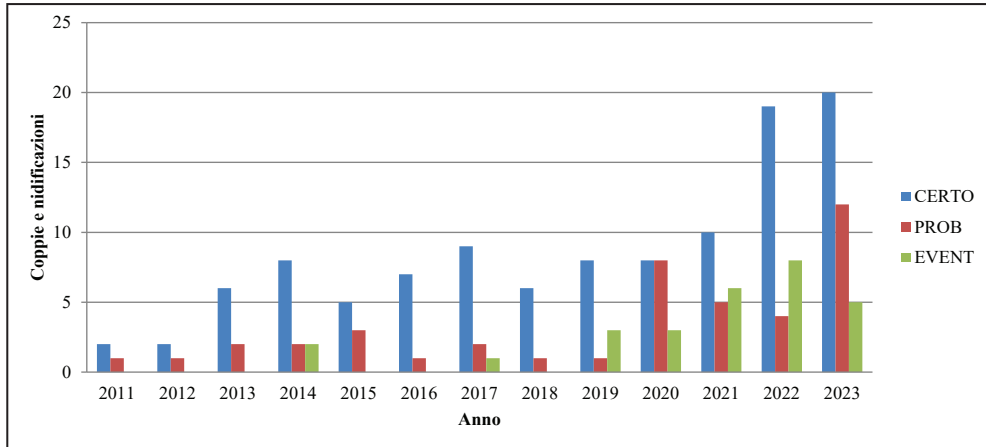


Figura 2. Numero di nidificazioni certe, probabili e possibili nell'area di studio (2011-2023).

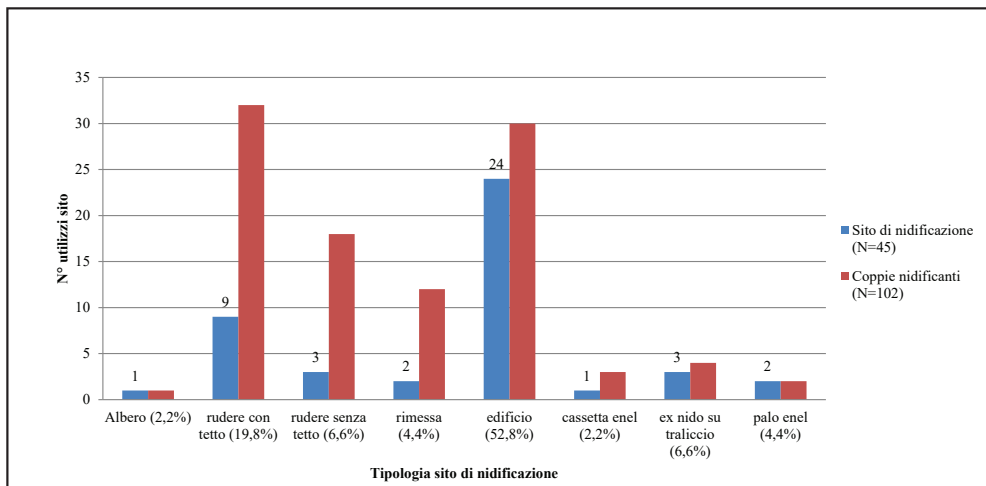


Figura 3. Collocazione dei siti di nidificazione nell'area di studio.

Per quanto riguarda invece l'esposizione delle entrate dei nidi, poco più di un quarto si trovano esposti ad Est (27%; N:10) mentre un ulteriore 38% era rivolto a Sud o ad Ovest (N:7 e 19% ciascuno), con gli altri punti cardinali con percentuali molto inferiori (Fig.4).

I siti riproduttivi individuati sono stati 45, usati nel 57,7% dei casi una sola

volta e il 16,8% due volte, con un caso di nidificazione nello stesso edificio in 9 occasioni e un rudere privo di tetto utilizzato per 12 anni consecutivi. Durante la ricerca sono stati individuati anche 7 siti di nidificazioni coloniali, due costituiti da 3 coppie e cinque da 2 coppie, nidificanti negli stessi edifici e periodi; la colonia più duratura è rimasta attiva per 5 anni consecutivi, seguita da quella attiva in 4 annualità durante un quinquennio. In merito alle colonie polispecifiche, queste comprendevano anche Piccione *Columba livia* forma *domestica*, Gheppio *Falco tinnunculus* e Civetta *Athene noctua*. In un sito una coppia ha nidificato, per alcuni anni, solo dopo la conclusione della nidificazione di una colonia di Taccola *Corvus monedula*. Non sono stati invece rilevati casi di extrapaternità e neanche gruppi in fase di migrazione: le coppie si sono trattenute in zona per almeno un mese dopo l'involò, spesso con un solo componente insieme agli juveniles.

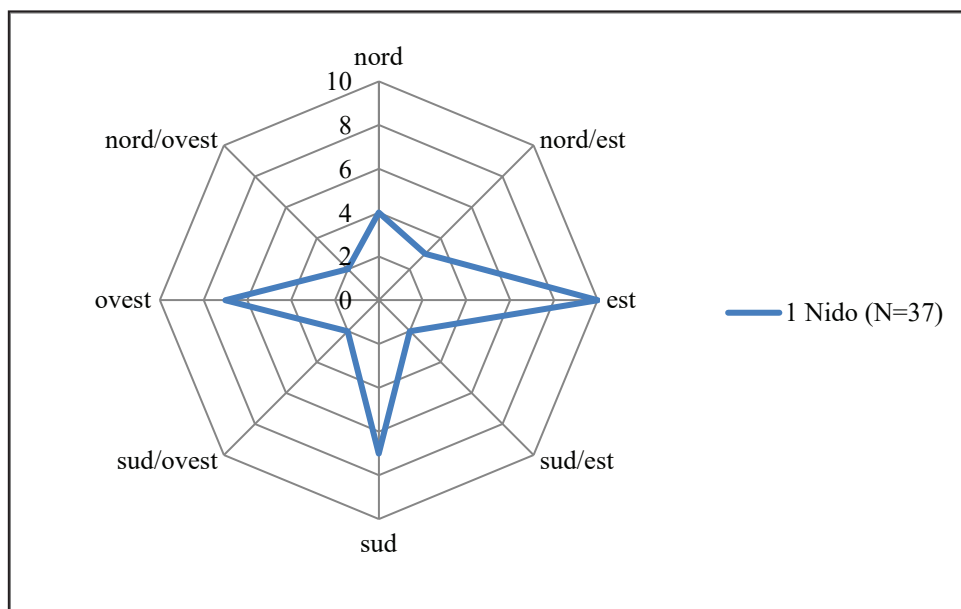


Figura 4. Esposizione dei siti di nidificazione nell'area di studio.

Per quanto riguarda la difesa del territorio, in rari casi sono state osservate azioni contro conspecifici, mentre sono state più comuni le dispute contro Gheppio e Nibbio reale *Milvus milvus*, con pochi casi di aggressione anche contro Nibbio bruno *Milvus migrans* e Rigogolo *Oriolus oriolus*. In un'occasione è stato osservato un vero e proprio attacco verso una Poiana *Buteo buteo*. La Ghiandaia marina sembra invece subire come fattore di disturbo naturale la socialità delle Taccole, che in una folla colonia permettono solo sporadicamente l'utilizzo di un sito da parte dell'altra specie. Le restanti poche cause di disturbo naturale rilevate erano dovute esclusivamente ad eventi atmosferici avversi, che in un'occasione hanno cambiato le condizioni dell'albero utilizzato

come sito di nidificazione e in tre occasioni hanno causato l'abbandono di alcuni siti collocati in ex nidi di corvidi. Per quanto riguarda le forme di disturbo antropico, anch'esse sono state pochissime, una relativa alla ristrutturazione di un rudere e l'altra all'aumento della presenza antropica in una rimessa agricola. La Ghiandaia marina nell'area di studio si è dimostrata molto tollerante riguardo alle attività agricole e non sono stati registrati furti di pulli al nido o disturbo da parte di fotografi.

Il presente studio ha individuato, nel periodo 2011-2023, 110 coppie certe (media annua $8,46 \pm 5,45$), 43 coppie probabili (media annua $3,31 \pm 3,42$) e 28 coppie eventuali (media annua $2,15 \pm 2,47$). Le coppie totali individuate ammontano quindi a 181, con una media annua di $13,92 \pm 10,42$ coppie.

Per quanto riguarda infine il tasso di deposizione, il numero di pulli nati e di quelli involati, si è preferito in questa fase concentrarsi sull'individuazione delle aree di nidificazione. Negli ultimi anni, l'aumento dei rilevatori ha però permesso osservare un totale di 7 juveniles involati, appartenenti a 6 coppie (1,16 involati /c). Riguardo al tasso di predazione, non è stato osservato alcun episodio, sia riguardo ai pulli nel nido sia verso involati o adulti.

La densità media di coppie/km² (considerando le certe e le eventuali) nell'area in esame è cresciuta costantemente, passando dallo 0.0103 del 2011 (3/290 km²; 1 cp /97,7 km²) al 0,0345 del 2014 (10/290 km²; 1 cp/29 km²), per raggiungere infine lo 0,071 del 2023 (32/450 km²; 1 cp /14 km²). In due sottocampioni dell'area di studio, come i quadrilateri Scerni-Cupello-Furci-contrada Quercianera di Atessa (bacino idrografico del Sinello, 84 km²) e Croce Pili di Atessa-Paglieta-Pianibbie di Casoli- Sant'Eusanio del Sangro (80 km²) la densità media di coppie/km² ha valori ancor più significativi (rispettivamente 1 cp/12 km² e 1 cp/6,15 km²), il secondo dei quali è migliore dell'1 cp/8,4 Km² registrato in precedenza (Tagliagambe & Artizzu 2015). Per l'Abruzzo, al 2023 si stima una popolazione nidificante di 35-40 coppie.

DISCUSSIONE

Il presente studio conferma l'espansione della Ghiandaia marina nell'ultimo decennio in Italia, sia dal punto di vista numerico sia territoriale (Tokody *et al.*, 2017). La crescita è confermata anche dal passaggio di categoria nella Lista Rossa Italiana delle specie nidificanti, dove nel 2012 era classificata come Vulnerabile per poi passare nel 2019 a Minor Preoccupazione (Gustin *et al.*, 2019). A livello europeo però la diminuzione della popolazione di un quinto (Keller *et al.*, 2020) e la rilevanza della popolazione nativa consigliano di mantenere livelli elevati di attenzione (Mastronardi & Esse, 2022). In Abruzzo si conferma il legame della specie per gli ambienti aperti di origine naturale e agroecosistemi, con presenza di ecomosaici (Avilès *et al.*, 2000; Avilès & Parejo, 2004), ecotoni e margini boschivi (Chiatante, 2015; Meschini, 2015). Tutte le nidificazioni di questo studio sono state infatti rilevate in habitat con queste caratteristiche, confermando anche l'importanza della presenza di alberi nell'area di nidificazione (Aviles & Parejo, 2004). La tipologia di habitat abruzzese preferita della specie è simile a quella dei territori occupati in Ungheria (Kiss, 2014),

rispetto a quelli spagnoli con maggior presenza di uliveti (Avilés *et al.*, 2000). Le fonti d'acqua nelle aree di nidificazione sono piuttosto scarse, dimostrandosi non importanti per il fabbisogno idrico della specie, soddisfatto dall'ingestione delle prede (Cramp, 1984). La presenza di campi arati e poi coltivati a cereali offre alla specie abbondanza di insetti (e.g. genera *Anisoplia*, *Cetonia*, *Mecinus*, etc), soprattutto nelle prime fasi della stagione riproduttiva, mentre la mancanza di colture intensive facilita la presenza delle prede preferite della Ghiandaia marina quali grandi artropodi, coleotteri (Milinski *et al.*, 2022b) e ortotteri, questi ultimi il miglior cibo per i pulli (Beaulieu & Sockman, 2014). La specie è molto selettiva nella scelta dell'habitat riproduttivo, ma polifaga e piuttosto generalista dal punto di vista alimentare (Luutsepp *et al.*, 2011), con caratteristiche da predatore opportunistico (Meschini *et al.*, 2009), che preferisce prede medio grandi per ottimizzare lo sforzo predatorio (Tiefenbach, 2009). La presenza in Abruzzo di habitat con queste caratteristiche e disponibilità di prede, sopperisce alla mancanza nell'area di studio del bestiame, che manterrebbe l'erba bassa nei pascoli e terreni incolti, condizioni preferite dalla specie (Salgado, 2018).

A livello climatologico, la Ghiandaia marina conferma in Abruzzo la preferenza per aree dal clima secco e quasi arido, con temperature medio-alte e piovosità non eccessiva, tutte caratteristiche amate dalle specie termofile. Rispetto ad alcune zone della Spagna, le aree di nidificazione abruzzesi hanno una temperatura media più alta tra maggio e agosto, ma sono caratterizzate da precipitazioni medie molto superiori (Avilés *et al.*, 1999). Nel teatino la specie nidifica oggi ad un'altitudine media di 252 m s.l.m., più bassa delle prime nidificazioni regionali, collocate a 370 e 440 m s.l.m. (Giambattista & Pellegrini, 1991). L'altitudine media abruzzese è più bassa di quella italiana di 152 m s.l.m. (Meschini, 2015), ma corrisponde perfettamente a quella del Molise (Ianiri & Norante, 2015) ed è di poco più alta di quella della Calabria. In quest'ultima regione si è registrata un'osservazione della specie sopra i 1500 m s.l.m. (Muscianese *et al.*, 2015), come avvenuto in Abruzzo.

L'aumento dello sforzo di campionamento ha mostrato come la Ghiandaia marina si trattenga nei siti abruzzesi di nidificazione per più tempo di quanto rilevato in precedenza (Tagliagambe & Artizzu, 2015), allineandosi a quanto rilevato in altre regioni e in Croazia (Casadei & Ceccarelli, 2015; Barišić *et al.*, 2018; Monti *et al.*, 2023).

In Abruzzo è stata confermata la predilezione della specie per i siti di nidificazione collocati in edifici (Lorubio & Fulco, 2015; Meschini, 2015), in larga parte abbandonati, come avviene nel vicino Molise (De Rosa *et al.*, 2015). All'interno di uno di essi si è rilevato un nido collocato tra balle di fieno rettangolari, una tipologia di nidificazione rinvenuta anche nel Lazio (Meschini, 1991). L'utilizzo dei ruderi invece riguarda poco meno di 1/5 dei siti di nidificazione, con una occupazione tripla delle strutture con tetto rispetto a quelle prive, come evidenziato in altri studi (Mastronardi *et al.*, 2015, 2017; Esse & Giustino, 2017). Questa preferenza, ancora da indagare, potrebbe essere dovuta ad una maggiore protezione dai predatori, ad una maggiore stabilità della muratura esterna o ad una sua temperatura più bassa (Mastronardi *et*

al., 2015, 2017; Esse & Giustino, 2017).

Riguardo all'altezza media dei nidi dal suolo, che in Abruzzo è di 7,60 m., essa è superiore alle media italiana di 6,29 (Meschini, 2015), molto superiore ai 3,25 del Molise (Ianiro & Norante, 2015) e ai 4,6 m della Puglia centrale (Chiattante, 2015) e anche ai 5,33 della Francia meridionale (Butler, 2001). L'altezza media di 11,97 m dei fabbricati che ospitano i nidi in Abruzzo è invece più bassa dei 15 m della media italiana (Meschini, 2015). L'utilizzo principale di edifici per la nidificazione evidenzia come nell'area di studio vi siano poche cavità di picchio, preferite dalla specie (Lütsepp *et al.*, 2011; Milinski *et al.*, 2022a), ma scarse alle latitudini meridionali (Aviles & Parejo, 2004). Una causa della progressiva diffusione della Ghiandaia marina nel teatino potrebbe essere dovuta proprio al progressivo abbandono degli edifici rurali nell'agro, venendosi così a creare una maggiore disponibilità di siti di nidificazione per la specie, *in primis* edifici abbandonati e ruderi. L'estensione dei territori di nidificazione e la dimensione delle popolazioni di uccelli che nidificano nelle cavità è del resto influenzata dalla disponibilità dei siti di nidificazione (e.g. Munro & Rounds, 1985; Li & Martin, 1991), dalle loro dimensioni (van Balen *et al.*, 1982) e dall'orientamento delle cavità (Raphael, 1985; Rendell & Robertson, 1994). Per quanto riguarda invece la nidificazione sulle cabine elettriche monopalo, un solo sito di nidificazione abruzzese ha questa collocazione, nel foro ellittico attraverso il quale passano i conduttori elettrici. Questo è un dato in controtendenza, essendo questa la seconda categoria relativa ai siti di nidificazione in Italia, dopo gli edifici (Meschini, 2015): in Emilia Romagna, ad esempio, il 47% dei nidi si trova su tralicci elettrici o telefonici (Plazzi, 2006; Casadei & Ceccarelli, 2015; Tinarelli *et al.*, 2015). In merito infine all'utilizzo delle strutture naturali, che a livello nazionale sono usate nel 25% delle nidificazioni (Meschini, 2015), in Abruzzo il loro utilizzo riguarda solo l'8,8% dei nidi, collocati su albero o riutilizzando nidi di corvidi, una percentuale quasi doppia però rispetto al 5% dell'utilizzo delle cavità naturali nelle aree calanchive della Basilicata (Lorubio & Fulco, 2015).

L'esposizione preferita per i nidi in Abruzzo è quella rivolta ad est, confermando quanto rilevato a livello nazionale (Meschini, 2015), differendo dalla Francia meridionale, dove la preferenza è per l'orientamento Sud-Ovest o Nord-Ovest. L'orientamento dei nidi verso tutti i punti cardinali dimostra che la specie, in Abruzzo, è attenta alle caratteristiche climatiche dei differenti siti, scegliendo le cavità in base ai benefici termoregolatori della struttura che ospita il nido e al microclima interno di quest'ultimo (Butler, 2001).

In questo studio si ribadisce l'importanza per la Ghiandaia marina della presenza di linee elettriche nei pressi dei siti di nidificazione (Ianiro & Norante, 2015, 2020), permettendo alla specie di scandagliare il territorio circostante (Milinski *et al.*, 2022a), in maniera migliore rispetto ai posatoi su alberi (Tiefenbach, 2009), avendo così una maggiore disponibilità di cibo. L'abbondanza delle prede, soprattutto nelle vicinanze del nido, è fondamentale per la scelta del sito di nidificazione (Butler, 2001; Milinski *et al.*, 2022a), riducendo gli spostamenti degli adulti e aumentando il

successo riproduttivo (Monti *et al.*, 2023).

Per quanto riguarda la presenza di strade e il possibile disturbo dovuto al traffico, a causa del bassissimo livello di quest'ultimo nell'area di studio, non è stato rilevato alcun disturbo per la specie, come avvenuto in altri studi (Mastronardi *et al.*, 2015). A differenza di altre zone d'Italia, come ad esempio l'Emilia Romagna (Tinarelli *et al.*, 2015), tutti i siti di nidificazione abruzzesi si trovano fuori da aree protette, in maniera identica a quanto rilevato anche in Calabria (Muscianese *et al.*, 2015).

Il presente studio ha inoltre rilevato l'esistenza di colonie della specie in Abruzzo, come osservato in altre aree europee (Václav *et al.*, 2010, Rodríguez *et al.*, 2011) e a differenza di quanto rilevato nel casertano, dove nessun rudere ospitava più di una coppia (Mastronardi & Esse, 2022). Il numero delle coppie presenti nelle colonie abruzzesi è però minore rispetto alle zone calanchive della Basilicata o del Molise, dove si sono registrate fino a 7 coppie (Ianiri & Norante, 2015; Lorubio & Fulco, 2015). Riguardo invece alle colonie polispecifiche, le specie interessate in Abruzzo sono quasi le stesse del casertano (Mastronardi *et al.*, 2015) e della Lucania (Lorubio & Fulco, 2015). In un sito abruzzese la Ghiandaia marina, per alcuni anni, ha nidificato in un rudere solo dopo l'involto di una nidiata di Taccole presenti nella stessa struttura, comportamento osservato anche nel casertano (Mastronardi *et al.*, 2015). Nell'area di studio la specie sembra subire soprattutto il disturbo dovuto alla socialità di questi corvidi, come osservato anche nel casertano (Mastronardi & Esse, 2022) e come già evidenziato dalla commissione europea, che considera la competizione con la Taccola una delle ragioni del declino della Ghiandaia marina (Kiss *et al.*, 2014).

In Abruzzo viene confermata l'aggressività della Ghiandaia marina e la sua capacità di scacciare gli intrusi dal suo territorio, con tentativi di invasione subiti da molte specie, alcune delle quali rilevate anche in Spagna (Avilès, 2016). Le coppie, soprattutto con uno degli adulti, sono rimaste nell'area di nidificazione anche dopo l'involto dei giovani, con i gruppi familiari che si sono trattenuti nella zona di nidificazione fino a fine agosto, a differenza di quanto registrato in Emilia Romagna (Casadei & Ceccarelli, 2015). La persistenza degli adulti dopo l'involto dei giovani è dovuta probabilmente anche al buon tasso di involto (Verhulst & Hut, 1996; Sunde *et al.*, 2003; Monti *et al.*, 2023), mentre invece una nidificazione fallita avrebbe portato all'immediato abbandono del sito (e.g. Berger-Geiger *et al.*, 2022).

Durante il periodo di studio non sono state osservate predazioni nei riguardi della Ghiandaia marina, neanche a livello di pulli nel nido. La mancanza di predatori potrebbe essere alla base della scelta dei territori abruzzesi, considerando la maggior probabilità di tornare in siti sicuri manifestata dalla specie (Yoder *et al.*, 2004; Parejo & Avilès, 2011). Questo aspetto potrebbe essere legato anche alla buona fedeltà manifestata dalla specie verso i siti riproduttivi, con l'occupazione di siti di nidificazione per più anni consecutivi, come noto in altre zone d'Europa (Sosnowski & Chmielewski, 1996; Václav *et al.*, 2010) e come registrato anche in Emilia Romagna (Casadei & Ceccarelli, 2015).

L'area di studio ha rilevato un bassissimo disturbo, sia di origine antropica (di-

retta o indiretta) sia naturale. Un dato non di poco conto, considerando che in Italia il disturbo antropico è una delle maggiori cause di minaccia per la specie (Meschini, 2015), soprattutto per quanto riguarda i furti al nido, i comportamenti sconsiderati di curiosi o fotografi e l'impatto con i veicoli di passaggio (Tinarelli *et al.*, 2015; Mastronardi & Esse, 2022), tutti fattori non rilevati in Abruzzo nel periodo 2011-2023.

Riguardo ai pochi dati relativi alla biologia riproduttiva, in questi primi 13 anni di studio si è preferito individuare innanzitutto le aree di nidificazione e certificare la presenza regolare della Ghiandaia marina, piuttosto che rischiare di disturbare la nidificazione, in una specie piuttosto timorosa che si invola facilmente (Fava –Verde, 2004).

I risultati di questo studio evidenziano un incremento della diffusione della Ghiandaia marina nel teatino (Fig.5), superiore del 30% rispetto a quanto rilevato nello studio precedente (Tagliagambe & Artizzu, 2015), soprattutto a livello numerico. Le nidificazioni avvenute nelle Marche meridionali fanno ipotizzare possibili siti riproduttivi anche nel teramano, con una ulteriore espansione in buona parte della frentania, favorita anche dall'abbandono della campagna e da una minore antropizzazione. L'eccessiva copertura a vite non permette invece la colonizzazione di aree collinari che oggi, con l'aumento delle temperature dovute ai cambiamenti climatici, sarebbero potenzialmente ottimali.

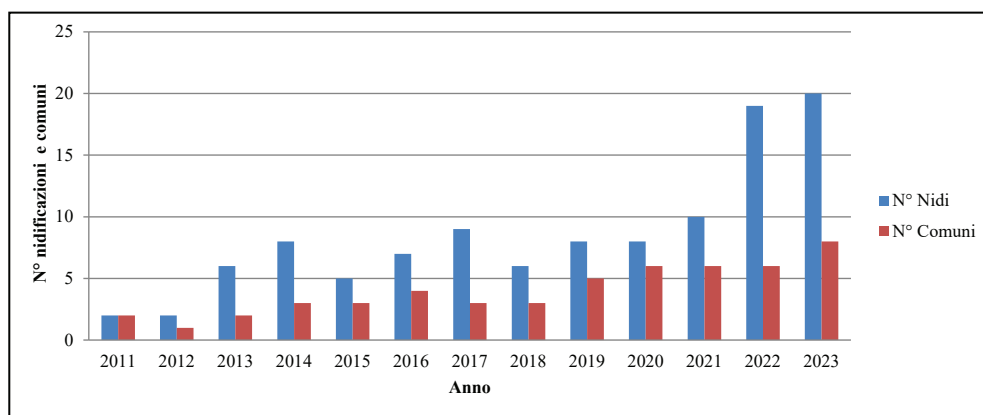


Figura 5. Numero di nidificazioni e di comuni con coppie riproduttive

CONCLUSIONI

La popolazione di Ghiandaia marina, dall'inizio del Progetto Coracias nel 2011, ha registrato un aumento costante in Abruzzo, legato a vari fattori quali l'ampia presenza di edifici abbandonati nell'agro, connesso al calo della presenza antropica nei campi, e l'aumento delle temperature, favorevole alle specie termofile. Questa crescita è da individuare anche nel monitoraggio più accurato, con un numero maggiore di rilevatori, che ha permesso di estendere l'area di ricerca, sperando in futuro di realizzare una mappatura capillare dei ruderi idonei alla nidificazione. Al monito-

raggio, naturalmente, bisogna aggiungere un' incisiva opera di supporto e protezione della specie. La Ghiandaia marina è infatti danneggiata in vari paesi mediterranei, dal bracconaggio durante la migrazione e dall'utilizzo di sostanze tossiche, come il DDT, nei quartieri africani di svernamento (Luutsepp *et al.*, 2011; Gustin *et al.*, 2015). Il pericolo maggiore da fronteggiare sul territorio abruzzese è però, come per il confinante Molise (Ianaro & Norante, 2015; De Rosa *et al.*, 2015), il cambiamento delle condizioni dei ruderi, sia in caso di deterioramento e conseguente crollo sia in caso di ristrutturazioni, azioni che riducono egualmente il numero dei possibili siti di nidificazione (Monti *et al.*, 2019). Molto utile risulta in questo caso l'installazione di cassette nido in legno, in altre regioni già rivelatesi una misura di conservazione molto efficace (Pezzo & Puglisi, 2014). In Abruzzo, la Stazione Ornitologica Abruzzese ha iniziato ad installarle nel 2023, lungo tracciati ferroviari dismessi, in conseguenza anche dei dati raccolti in questo studio. Auspicabile sarebbe aumentarne sempre più l'installazione, inserendole anche all'interno delle aree protette, che potrebbero rappresentare nuovi territori di nidificazione. Altrettanto importante è non aumentare le aree ad orticoltura e soprattutto i grandi campi di mais, ambienti non adatti alla specie (Tiefenbach, 2009; Mastronardi & Esse, 2022). Infine, riducendo l'uso dei fitosanitari e pesticidi (Meschini, 2015), che indirettamente colpiscono gli uccelli insettivori e la Ghiandaia marina in particolare (Newton, 2004), migliorerebbe per quest'ultima l'habitat abruzzese. Un tale positivo cambiamento aiuterebbe anche altre specie proprie degli ambienti con le stesse caratteristiche, come l'Averla cinerea *Lanius minor* e l'Averla capirossa *Lanius senator* (Salgado, 2018), presenti in Abruzzo e nell'area di studio, ma in drammatica diminuzione nell'ultimo decennio.

Ringraziamenti. Il primo ringraziamento è per Federico Artizzu, fondamentale nelle ricerche di campo dei primi anni del progetto Coracias Italia in Abruzzo. Un grazie di cuore a tutti i soci della Stazione Ornitologica Abruzzese che hanno partecipato attivamente al progetto Coracias: in particolare, il presidente Massimo Pellegrini e i fondamentali e attivissimi Sefora Di Nucci, Alessandra Iannascoli e Marco Rolino Liberatore, oltre a Giulia Pace, Sandro Barile, Innocenzo De Bernardinis, Augusto De Sanctis, Steven Hueting, Lorenzo Petrizzelli e Marco Sborgia. Siamo grati per la condivisione delle segnalazioni e il supporto a Giuseppe Speranza, Fernando Di Fabrizio, Roberto Mazzagatti, Davide Ferretti, Bruno Santucci, Stefano Scivola, Dimitri Marrone ed Eliseo Strinella. Un sentito grazie a Stefano Taglioli, sempre presente nei momenti di bisogno e ad Angelo Meschini, ideatore e coordinatore del progetto Coracias, per il suo costante contributo e sostegno. Questa ricerca è stata svolta senza alcun finanziamento ufficiale, pubblico o privato.

BIBLIOGRAFIA

- Altobello G., 1897. Catturare specie rare ed avventizie. *Avicola*, 1 (5).
- Avilès J., Sanchez J.M. & Parejo D., 1999. Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in farming areas of the southwest Iberian Peninsula. *Bird Study*, 46: 217-223.
- Avilès J., Sanchez J.M. & Parejo D., 2000. Nest-site selection and breeding success in the Roller (*Coracias garrulus*) in the Southwest of the Iberian Peninsula. *Journal of Ornithology*, 141: 345-350.
- Avilès J. & Parejo D., 2004. Farming practices and Roller *Coracias garrulus* conservation in Southwest Spain. *Bird Conservation International*, 14: 173-181.

- Avilès J.M., Parejo D. & Rodríguez J., 2011. Parental favouritism strategies in the asynchronously hatching European Roller (*Coracias garrulus*). *Behavioural Ecology and Sociobiology*, 65 (8): 1549-1557.
- Avilès M. J., 2016. Carraca europea – *Coracias garrulus* Linnaeus, 1758. En Enciclopedia Virtual de los Vertebrados Españoles. Salvador A., Morales M.B. (Eds). Museo Nacional de Ciencias Naturales, Madrid. <http://www.vertebradosibericos.org/>
- Barišić S., Tutiš V., Ćiković D. & Kralj J., 2018. European Roller *Coracias garrulus* in Croatia: historical review, current status and future perspective. *Larus*, 53: 19-31.
- Battista G., Carafa M., Colonna N. & De Lisio L., 1998. Check list degli uccelli del Molise con note sullo status e la distribuzione. *Riv. ital. Orn.*, 68 (1): 11-26.
- Beaulieu M., Sockman K.W., 2014. Comparison of optimal foraging versus life-history decisions during nestling care in Lincoln's Sparrows *Melospiza lincolni* through stable isotope analysis. *Ibis*, 156 (2):424-432.
- Berger-Geiger B., Heine G., Kumaraswamy A., Galizia C.G., 2022. Changing places: spatial ecology and social interactions of female and male Montagu's harrier *Circus pygargus* in the Spanish Extremadura. *Journal of Ornithology*, 163(1):165-179.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S., 2000. Bird census techniques. Second Edition, Academic Press, Londra.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia Italiana, Volume 4, Apodidae Prunellidae, Ed. Alberto Perdisa, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2020. The Birds of Italy. Volume 2. Pteroclididae-Locustellidae, Edizioni Belvedere, Latina, pp. 416.
- Butler S.J., 2001. Nest-site selection by the European Roller (*Coracias garrulus*) in southern France. Master's Thesis. UK, University of York.
- Casadei M. & Ceccarelli P.P., 2015. Dati preliminari sulla presenza riproduttiva della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* Linnaeus, 1758 nelle colline romagnole. *Quad. Studi Nat. Romagna*, 42:163-171.
- Chiatante G., 2015. Distribuzione e selezione dell'habitat della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* in Puglia Centrale. *Alula*, 22 (1-2): 53-58.
- Cramp S. (Ed.), 1984. The Birds of the Western Palearctic. Vol IV. Terns to Woodpeckers. Oxford University Press, Oxford.
- De Leone N., 1994. Uccelli d'Abruzzo e Molise. Dall'osservazione alla conservazione, Cogestre, Penne, pp. 205.
- De Rosa D., De Lisio L. & Loy A., 2015. Caratterizzazione dei siti di nidificazione e status della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* in Molise. *Alula*, 22 (1-2): 59-63.
- Di Giambattista P. & Pellegrini M., 1991. Nidificazione del Gruccione, *Merops apiaster*, e della Ghiandaia marina, *Coracias garrulus*, in Abruzzo. *Riv. ital. Orn.*, 61 (1-2): 66-67.
- Fava-Verde A., 2004. Proposition for a long-term monitoring of the European Roller (*Coracias garrulus*) population of the Vallée des Baux, University College London.
- Giacchini P., Forconi P., Fusari M., Gambelli P., Marini G., Mencarelli M., Morganti N., Morici F., Pascucci M., Polini N. & Pruscini F., 2016 Aggiornamento dell'avifauna nidificante nelle Marche. *Alula*, 23 (1-2): 89-92.
- Gustin M., Nardelli R., Brichetti 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.
- Ianiro A. & Norante N., 2015. Status e distribuzione della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* in Molise, *Alula*, 22 (1-2): 23-28.

- Ianiro A. & Norante N., 2020. Aggiornamenti sullo status e distribuzione della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* in Molise. U.D.I., 45: 82-88.
- Karger D.N., Conrad O., Böhrer J., Kawohl T., Kreft H., Soria-Auza R.W., Zimmermann N.E., Linder H.P. & Kessler M., 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. Science Data, 4: 170122 DOI: 10.1018/sdata.2017.122.
- Keller V., Herrando S., Vorisek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., Marti D., Anton M., Klvanova 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.
- Kiss O., Zoltán E. & Moskát C., 2014. High breeding performance of European Rollers *Coracias garrulus* in heterogeneous farmland habitat in southern Hungary. Bird study, 61 (4): 496-505. DOI 10.1080/00063657.2014.969191.
- Li P. & Martin T.E., 1991. Nest-site selection and nesting success of cavity-nesting birds in high elevation forest drainages. Auk, 108:405-418.
- Lorubio D. & Fulco E., 2015. Ecologia della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* nei calanchi della Basilicata. Alula, 22 (1-2): 65-69.
- Lütsepp G., Kalamees A. & Lütsepp O., 2011. European roller *Coracias Garrulus* in Estonia 2000–2011. Hirundo, 24:61-72.
- Marini G., Pascucci M. & Feriozzi D., 2015. Prime nidificazioni di Ghiandaia marina *Coracias garrulus* nelle Marche. Alula, 22 (1-2): 29-33.
- Mastronardi D., Capasso S., De Vita M., Digilio A., De Martino G., Esse E., Fraissinet M., Giustino S., Grimaldi S., Picicocchi S., Tatino F. & Usai A., 2015. Distribuzione ed ecologia riproduttiva della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* nella provincia di Caserta: primo anno di studio. Alula, 22 (1-2): 71-77.
- Mastronardi D., Esse E. & Giustino S., 2017. Criteri di selezione dei ruderi usati come siti di riproduzione dalla Ghiandaia marina *Coracias garrulus* in provincia di Caserta. Picus, 43 (84): 108-113.
- Mastronardi D. & Esse E., 2022. Variability in the choice of reproductive sites of the Caserta area population of Roller *Coracias garrulus* and analysis of pressure at local scale. B.O.R.N.H., 2 (2): 52-62. DOI 10.6093/2724-4393/9424.
- Meschini A., 1991. Primo caso di nidificazione di Ghiandaia marina, *Coracias garrulus*, in fienile in Italia, Riv. Ital. Orn. 61 (1-2): 76-77.
- Meschini A., Massa B. & Bruno M., 2009. Dieta, ritmi di foraggiamento ed importanza degli anfibii durante l'allevamento dei pulli di Ghiandaia marina *Coracias garrulus* nella Maremma laziale. Alula XVI (1-2): 249-251
- Meschini A., 2015. Coracias: progetto di conservazione e ricerca. Risultati generali e analisi al 2013. Alula, 22 (1-2): 11-16.
- Milinski L., Radišić D., Arok M. & Nikolić T., 2022a. Foraging habitat characteristics influence the nest-box occupancy and breeding parameters of European Roller (*Coracias garrulus*) in Serbia. Arch. Biol. Sci., 74(3): 251-262.
- Milinski L., Arok M., Matić I., Nikolić T. & Radišić D., 2022b. Available versus used prey- Combined methods reveal the breeding diet of the European Roller (*Coracias garrulus*) in Serbia. Biologia Serbica, 44 (2): 102-108.
- Monti F., Nelli L., Catoni C. & Dell'Omo G., 2019. Nest box selection and reproduction of European Rollers in Central Italy: a 7year study. Avian research, 10 (1). DOI: 10.1186/s40657-019-0150-0
- Monti F., Barišić S., Cannarella S., Ćiković D., Tutiš V., Kralj J. & Catoni C., 2023. Breeding phase and outcome determine space use in European rollers *Coracias garrulus* prior to migration. Current Zoology. DOI:10.1093/cz/zoad006

- Munro H. & Rounds R.C., 1985. Selection of artificial nest sites by five sympatric passerines. *Journal of Wildlife Management*, 49: 264-476.
- Muscianese E., Pucci M. & Sottile F. - Dati preliminari su distribuzione ed ecologia della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* in Calabria. *Alula*, 22 (1-2):35-40.
- Newton, I. 2004. Population limitation in migrants. *Ibis*, 146: 197–226. Doi: 10.1111/j.1474919X.2004.00293.x.
- Parejo D. & Avilès J., 2011. Predation risk determines breeding territory choice in a Mediterranean cavity-nesting bird community. *Evolutionary Biology*, 42 (4): 443-451.
- Pellegrini M., Antonucci A., Artese C., Carafa M., Cirillo M., De Sanctis A., Dundee V., Lalli G. & Strinella E., 2007. Check list degli uccelli d'Abruzzo. *Riv. ital. Orn.*, 77 (1): 27-38.
- Pezzo F. & Puglisi L., 2015. Aumento ed espansione della Ghiandaia marina *Coracias garrulus* in Toscana. *Alula*, 22 (1-2): 133-135.
- Quartapelle R., 1855. Rendiconti accademici della reale società economica della provincia del primo Abruzzo Ulteriore (1852-53-54-55), Marsili ed., Teramo.
- Quartapelle R., 1873. Atti della detta società (Teramo, Scalpelli, 1856-57-58-59), Cellini, Firenze.
- Raphael M.G., 1985. Orientation of American kestrel nest cavities and nest trees. *Condor*, 87, 437-438.
- Rendell W.B. & Robertson R.J., 1994. Cavity-entrance orientation and nest-site use by secondary hole-nesting birds. *Journal of Field Ornithology*, 65: 27-35.
- Sosnowsky J. & Chmielewsky S., 1996. Breeding biology of the Roller *Coracias garrulus* in Puszcza Pilicka Forest (Central Poland). *Acta Ornithologica*, 31: 119-131.
- Sunde P., Bølstad MS, Møller JD, 2003. Reversed sexual dimorphism in Tawny Owls *Strix aluco* correlates with duty division in breeding effort. *Oikos*, 101:265–278.
- Tagliagambe S. & Artizzu F., 2015. Distribuzione e consistenza della Ghiandaia marina *Coracias garulus* nidificante nel Vastese e in Abruzzo. *Alula*, 22 (1-2): 41-45.
- Tokody B., Butler S.J., Finch T., Folch A., Schmeider T.C., Schwartz T., Valera F. & Kiss O., 2017. The flyway action plan for the European Roller (*Coracias garrulus*), BirdLife Hungary (MME), 35.
- Yoder, J. M., Marschall, E. A. and Swanson, D. A. 2004. The cost of dispersal: predation as a function of movement and site familiarity in ruffed grouse. *Behav. Ecol.*, 15: 469–476.
- Václav, R., Valera, F. and Martinez, T. 2010. Social information in nest colonisation and occupancy in a long-lived, solitary breeding bird. *Oecologia*, 165 (3): 617-627.
- Van Balen J.H., Booy C.J.H., van Franeker J.A. & Osieck E.R., 1982. Studies on hole-nesting birds in natural nest sites. 1. Availability and occupation of natural nest sites. *Ardea*, 70:1-24.
- Verhulst S. & Hut R.A., 1996. Post-fledging care, multiple breeding and the costs of reproduction in the Great Tit. *Animal Behaviour*, 51(5): 957-966.

Brevi note



Airone cenerino *Ardea cinerea* (Foto di Foto di Massimo Brunelli)

PRIMA NIDIFICAZIONE DI AIRONE CENERINO *Ardea cinerea* IN BASILICATA

REMO BARTOLOMEI

Studio Naturalistico Wildlife Research – Via Provinciale 163 – 85050 Marsicovetere (PZ) (remobar-
tolomei@yahoo.it)

Abstract - First breeding record of Grey Heron *Ardea cinerea* in Basilicata (southern Italy). In this note the author presents the first breeding record of Grey Heron in Basilicata (southern Italy). The first pair of Grey Heron breeding in the Appennino Lucano Val d'Agri National Park was recorded during the 2022 breeding season, throughout which one single nest was observed and a total of three juveniles fledged.

Nonostante la presenza di Airone cenerino *Ardea cinerea* in periodo primaverile-estivo sia da tempo un fatto frequente in molte zone umide della regione, la specie non è mai stata riportata come nidificante in Basilicata e la specie è considerata migratrice regolare, svernante ed estivante (Fulco *et al.*, 2008). Ulteriori recenti indagini hanno confermato tale status sia per il Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese (Fulco, 2014) sia per il Parco Regionale Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane (Fulco *et al.*, 2022).

Il 12 maggio 2022, durante un sopralluogo al Lago del Pertusillo, è stato rinvenuto un nido di Airone cenerino con un adulto in cova. Il nido, collocato su un salice bianco (coord. X 577560, Y 4460496) a circa 1,5 metri dalla superficie dell'acqua, si trova nel comune di Grumento Nova (PZ) ricadente nel Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese e nella ZSC Lago del Pertusillo, nella zona in cui il Fiume Agri confluisce nel lago.

Successivamente a tale data si è visitato il sito in più occasioni, la collocazione del nido, la distanza di osservazione (circa 400 mt) e la presenza di un folto fogliame non ha consentito di seguire con regolarità la nidificazione visto che il nido risultava ben nascosto, in particolare si è potuto appurare la presenza di almeno 2 pulli il giorno 26 maggio, mentre il 23 giugno si è riscontrata la presenza di 3 giovani che si muovevano tra i rami posti nei dintorni del nido. La nidificazione si è conclusa con successo con l'involto dei 3 giovani nella seconda decade di luglio.

Questo è il primo caso accertato di nidificazione di Airone cenerino per la Basilicata, nonché il più meridionale per l'Italia peninsulare visto che ad oggi non risultano nidificazione accertate di airone cenerino per la Puglia e la Calabria (Rigamonti, 2022).

BIBLIOGRAFIA

- Fulco E., 2014. Avifauna nidificante. Parco Nazionale dell'Appennino Lucano, Val d'Agri, Lagonegrese. Valentina Porfidio Editore

- Fulco E., Coppola C., Palumbo G., Visceglia M., 2008. Check-List degli Uccelli della Basilicata aggiornata al 31 Maggio 2008. Riv. ital. Orn., 78: 13-27.
- Fulco E., Liuzzi C., Mastropasqua F., Mallia E., Delorenzo M., 2022. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Parco Regionale Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane.
- Rigamonti E., 2022. Airone cenerino: 180-181. In: Lardelli. R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio, Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di). Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11), 704 pp.

RAPPORTO SULLA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN ITALIA. ANNO 2023

MASSIMO BRUNELLI, LUCIO BORDIGNON*, MATTEO CALDARELLA, GIANLUCA CONGI, SEFORA DI NUCCI, BRUNO DOVERE, MAURIZIO FRAISSINET, EGIDIO MALLIA, MAURIZIO MARRESE, NICOLA NORANTE, VINCENZO RIZZI, ANDREA SORRENTINO, SALVATORE URSO, BRUNO VASCHETTI, GABRIELLA VASCHETTI & MATTEO VISCEGLIA

G.L.I.Ci.Ne. (Gruppo di Lavoro Italiano sulla Cicogna Nera) – Via Vioglio 16 – 13835 Valdilana (BI)

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

Abstract - The breeding of Black Stork in Italy in the 2023 year. In 2023 year, the annual monitoring of the Italian population of Black Stork recorded the presence of 40 territorial pairs whit 57 fledged juveniles. The breeding population is estimated at 42-44 pairs.

Anche nel 2023 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, nell'area compresa tra le provincie di Biella, Novara e Vercelli è stata accertata la nidificazione di 3 coppie, tutte si sono riprodotte con successo portando all'involo 4 giovani. Le indagini condotte hanno inoltre portato ad individuare la presenza di una quarta coppia territoriale per la quale non è stato però possibile accertare la nidificazione. Per la coppia nota per la provincia di Cuneo, sebbene presente, non sono state raccolte prove di nidificazione.

Nel Lazio sono state individuate 3 coppie territoriali, tutte si sono riprodotte con successo ma solo per una è stato possibile accertare il numero di giovani involati (4), per le altre due coppie è stato soltanto accertato l'involo rispettivamente di almeno 1 e 2 giovani. È stata inoltre segnalata la presenza di una possibile ulteriore coppia, sempre in provincia di Viterbo, per la quale saranno necessarie ulteriori indagini.

In Molise è stata accertata la nidificazione di 2 coppie e l'involo di un solo giovane. Il maltempo ha probabilmente influito negativamente sul successo riproduttivo poiché in un sito dove erano presenti 3 giovani solo 1 è giunto all'involo, il secondo sito è stato invece abbandonato mentre era in corso la cova. Le indagini condotte hanno inoltre portato ad individuare la presenza di una terza coppia territoriale per la quale non è stato però possibile accertarne la nidificazione.

In Campania la coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti portando all'involo 2 giovani. Ulteriori indagini svolte hanno portato all'individuazione di un'altra coppia territoriale in Cilento per la quale non è stata accertata la nidificazione. Un'altra coppia è stata osservata lungo la Valle del Fortore in provincia di Benevento ma non è ancora chiaro se sia la coppia nidificante sul lato pugliese o una coppia nuova.

In Basilicata sono state rinvenute 15 coppie territoriali, 12 si sono riprodotte con successo portando all'involto 29 giovani, 2 hanno abbandonato durante la cova probabilmente a cause legate al maltempo e 1 non ha deposto.

In Puglia sono state rinvenute 6 coppie territoriali, 4 si sono riprodotte con successo portando all'involto 12 giovani. Le indagini condotte hanno portato ad individuare la presenza di altre 2 presumibili coppie territoriali in provincia di Foggia per le quali non è stato però possibile accertarne la nidificazione.

In Calabria è stata accertata la presenza di 8 coppie territoriali, per 7 è stata accertata la nidificazione ma solo una si è riprodotta con successo portando 2 giovani all'involto; tutte le altre hanno abbandonato il nido durante la cova o l'allevamento dei pulli probabilmente a causa delle forti piogge verificatesi. Indagini svolte nell'area della Sila farebbero supporre la presenza di altre coppie territoriali per le quali sarà necessario svolgere approfondite ricerche in futuro.

Tabella 1. Esito della stagione riproduttiva 2023. *Per il calcolo dei parametri riproduttivi sono stati considerati solo i giovani involati dalle coppie controllate.

Coppie territoriali	42
Coppie controllate (a)	34
Coppie che hanno deposto (b)	32
Coppie che hanno allevato giovani (c)	23
Giovani involati (d)*	54
Produttività (d/a)	1,6
Successo riproduttivo (d/b)	1,7
Tasso d'involto (d/c)	2,3

L'elevato numero di nidificazioni fallite e i bassi valori dei parametri riproduttivi sono probabilmente da mettere in relazione alle avverse condizioni climatiche verificatesi in Italia nel periodo più sensibile del ciclo riproduttivo quando era in corso la cova o durante l'allevamento dei pulli nei primi giorni di vita.

Rispetto alla stagione 2022 (Brunelli *et al.*, 2022) si è verificato un incremento da 36 a 42 coppie territoriali, il numero più elevato riscontrato a tutt'oggi, le nuove coppie sono state rinvenute in Piemonte (1), Lazio (1), Molise (1), Campania (1) e Puglia (2); sono stati inoltre raccolti indizi della presenza di ulteriori 2 coppie territoriali in Lazio (1) e Campania (1). Prosegue il trend positivo della popolazione di Cicogna nera nidificante in Italia che ad oggi può essere stimata in 42-44 coppie nidificanti.

Ringraziamenti - Desideriamo ringraziare i numerosi collaboratori senza i quali la capillare raccolta dei dati della stagione 2023 non sarebbe stata possibile:

Piemonte: Simone Bocca, Andres Carrasco, Martina Cadin, Davide Casto, Mario Neggia, Stefano Ramella, Giorgio Rocchetto, Leonardo Siddi e Mario Vietti.

Lazio: Giovanni Bombara, Stefano Celletti, Andrea Cusmano, Daniele Iavicoli, Riccardo La Torre, Roberto Lippolis, Roberto Papi, Guido Prola e Fabio Scarfò.

Molise: Simone Amicone (Carabinieri Forestali), Sandro Basile, Walter Caterina, Enzo de Bernadinis, Carlo Fracasso, Luca Giussani, Antonio Grieco, Alfonso Ianaro, Angelo Iocca, Enzo Mastroiacovo, Roberto Regnoli, Pasquale Zappone e Marianna Zio.

Campania: Annamaria Cafieri e Claudio Labriola.

Basilicata: Remo Bartolomei, Mariangela Francione, Emiliano Montanaro, Gianvito Santantonio, Carmine Sarcinella e Rocco Silvaggi.

Puglia: Giuseppe Agnelli, Antonio Cillo, Mario Cillo, Liberato Colagrossi, Salvatore Giannino e Francesco Mele.

Calabria: Alfredo Bruno, Emiliano Cistaro, Eugenio Muscianese, Manuela Policastrese, Mario Pucci, Giuseppe Rocca, Salvatore Salerno, Gianpaolo Serra e Pierpaolo Storino.

BIBLIOGRAFIA

- 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., 2022. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2022. Alula, 29 (1-2): 118-119.
- 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.

NUOVE NIDIFICAZIONI ACCERTATE DI LUÌ VERDE *Phylloscopus sibilatrix* ALL'INTERNO DELLA ZPS "SILA GRANDE" - PARCO NAZIONALE DELLA SILA (APPENNINO CALABRO)

GIANLUCA CONGI ⁽¹⁾⁽²⁾

⁽¹⁾ Gruppo Locale di Conservazione GLC 121 "SILA" - LIPU (*Lega Italiana Protezione Uccelli*)

⁽²⁾ S.O.I. Società Ornitologica Italiana (gianlucacongi@libero.it)

Abstract - New verified nesting of Wood Warbler *Phylloscopus sibilatrix* within the SPA "Sila Grande" - Sila National Park (Calabrian Apennines). With this note, the author reports previously unpublished data relating to two new sites where Wood Warbler was proven to have nested during the last breeding season (2023). From the data published in the bibliography, the Sila would represent the extreme southern limit of the country (Italy) and indeed, of Europe for the proven nesting of this species.

Il Luì verde *Phylloscopus sibilatrix* è una specie monotipica a distribuzione europea, migratrice e nidificante estiva, su Alpi e Appennini, con distribuzione frammentata e presenza isolate, spesso instabili, in zone pedemontane, collinari e di pianura (Brichetti & Fracasso, 2010). Il nuovo atlante nazionale degli uccelli nidificanti, evidenzia che le nidificazioni possibili indicate per le aree a quote basse o in pianura, devono essere prese con il beneficio del dubbio, difatti le riproduzioni certe segnalate non vanno al di sotto dei 600 m slm (Boscain, 2022). Lucifero (1899), in tempi storici e nell'opera *Avifauna Calabria*, segnalava il Luì verde nidificante nella regione mediana, riportando avvistamenti poco frequenti nel mese di agosto e per l'altipiano silano. Per l'area d'interesse (La Sila), la presenza della specie nel periodo riproduttivo e/o la riproduzione certa viene riportata da più autori, in varie epoche e in più lavori riguardanti lo studio dell'ornitofauna silana (Moltoni, 1940; Di Carlo, 1961; Moltoni, 1964; Congi, 2019, 2021). Grazie alle personali attività di monitoraggio ornitologico compiute con l'obiettivo di indagare l'avifauna nidificante negli ambienti forestali della Sila Grande, in provincia di Cosenza, è stato possibile confermarne la riproduzione, scoprendo tra l'altro anche due nuovi siti sconosciuti fino alla scorsa stagione riproduttiva (2022). Le attività di ricerca, tra il 2020 e il 2023, hanno avuto un maggiore input grazie anche al protocollo d'intesa stipulato tra la LIPU e l'Ente Parco Nazionale della Sila e reso operativo sul campo dal GLC – LIPU "Sila"; nell'ambito di questo sforzo, sono state potenziate le ricerche sulle specie ornitiche target/Allegato I della Direttiva EU "Uccelli" e sulle specie nidificanti d'interesse biogeografico presenti nella Z.P.S (Zona di Protezione Speciale) IT9310301 "Sila Grande" sovrapposta alla IBA (*Important Bird and Biodiversity Area*) n. 148. Nel presente studio viene approfondita la nidificazione relativa ai due nuovi siti riproduttivi accertati nel 2023, entrambi situati all'interno del territorio del comune di San

Giovanni in Fiore (Cosenza), nel perimetro del Parco Nazionale della Sila e in ZPS “Sila Grande”. Le quote altimetriche dei siti (*m slm*) sono così segnalate: 1460 m (1° sito); 1430 m (2° sito). Il primo sito è di proprietà privata e fa parte della zona 2 del PNSila mentre il secondo ricade nel demanio forestale dello stato – zona 1 del PN-Sila. Si tratta di boschi situati in comprensori forestali estesi per migliaia di ettari. Il primo sito è esposto a Nord-Est ed è rappresentato da un bosco misto naturale di conifere (*Pinus nigra subsp. calabrica*) e latifoglie (*Fagus sylvatica*, *Populus tremula*, *Quercus cerris*, *Acer pseudoplatanus*), in parte con assente sottobosco e abbondante lettiera composta da foglie e rami secchi mentre un’area adiacente, presenta rado sottobosco con *Dafne laurella*, *Ilex aquifolium* e arbusti del genere *Cytisus* (Fig. 1).



Figura 1. Parco Nazionale della Sila, habitat del 1° sito (Foto di G. Congi, 10 maggio 2023)

L’area d’interesse è stata oggetto di tagli forestali molto recenti e presenta diverse forme di governo (dal ceduo matricinato all’altofusto). Nell’area vi è pascolo stagionale estivo di bovini. Nel sito, il Faggio è dominante nella parte a monte mentre nella parte a valle la specie arborea maggiormente diffusa è il Cerro misto al Pino laricio calabrese. In questo sito il primo avvistamento della specie è avvenuto in data 10 maggio 2023 con almeno tre individui di cui due probabili maschi con tipico comportamento territoriale (aggressività intraspecifica oltre che in canto/parata nuziale). Altre osservazioni condotte il 31 maggio 2023 hanno confermato la presenza degli adulti nel medesimo luogo (Fig. 2).



Figura 2. Lui verde *Phylloscopus sibilatrix* (Foto di G.Congi, 31 maggio 2023).



Figura 3. Parco Nazionale della Sila, habitat del 2° sito (Foto di G. Congi, 5 giugno 2023)

Il 5 giugno 2023 sono stati osservati due adulti e almeno un giovane ancora dipendente poiché alimentato dagli adulti. Il 23 giugno 2023 nel sito è stato prima udito e poi osservato un adulto. Il secondo sito è esposto a Nord-Est ed è descritto per come segue: bosco misto naturale di conifere (*Pinus nigra laricio*) e latifoglie (con predominanza di: *Fagus sylvatica*, *Quercus cerris*, *Acer pseudoplatanus*; si rilevano anche essenze frammiste di: *Populus tremula*, *Malus sylvestris*, *Alnus cordata* e rare piante di *Sorbus torminalis*) con scarso o assente sottobosco nella parte più umida. In alcune parti del bosco è presente un ricco rinnovamento di Acero di monte e vi è la presenza di *Pteridium aquilinum*. In questo bosco è abbondante sia la lettiera sia la necromassa (tronchi e rami) presenti soprattutto a terra (Fig. 3).

L'area presenta una pendenza media variabile dal 10 al 30 %; a monte è presente una faggeta pura mentre il sito riproduttivo è ubicato nel bosco misto al 65% dominato a conifere e al 35% a latifoglie. Il governo del bosco in quest'area è ad altofusto; non sono presenti né tagli (recenti e passati) e né pascolo, la zona viene gestita nella modalità di riserva integrale. La prima osservazione di due individui adulti (probabile coppia) è avvenuta il 24 maggio 2023, ripetuta il 29 e 31 maggio 2023, in quest'ultimo caso uno dei due individui aveva l'imbeccata, tuttavia non è stato possibile scoprire l'eventuale nido. Il 5 giugno 2023 è stato osservato un individuo con imbeccata recarsi dalle chiome degli alberi verso il suolo ed in particolare dietro un tronco di pino in decomposizione adagiato sul nudo terreno, dove era presente un nido con dei pulli, nello stesso momento un altro individuo era in canto territoriale poco distante (Fig. 4).



Figura 4. Lui verde *Phylloscopus sibilatrix* in canto (Foto di G. Congi, 5 giugno 2023)

L'osservazione è stata fatta a debita distanza e per brevissimo tempo, grazie all'utilizzo di idonea strumentazione tecnica, tutto ciò al fine di non arrecare alcuna forma di disturbo, tenendo conto che i giorni precedenti nello stesso luogo erano state notate anche delle persone intente alla ricerca di funghi epigei spontanei. Sono stati notati anche escrementi freschi di Volpe *Vulpes vulpes* e tracce di Martora *Martes martes*, potenziali predatori dei nidi collocati al suolo. In questo sito il 24 maggio è stato osservato anche un individuo di Lù bianco *Phylloscopus bonelli*, specie migratrice per la Sila (Congi, 2019, 2021). L'ultima visita nel sito di riferimento è del 23 giugno 2023, con l'osservazione di due adulti (anch'essi uditi per un breve lasso temporale) e di almeno un giovane osservato nelle chiome di alcuni aceri montani. Questi ultimi dati sull'epoca di riproduzione del Lù verde in Sila, sembrano confermare quanto accertato in passato da Moltoni (1964), ed in specifico il 23 maggio 1962, con il rinvenimento di giovani dell'anno già fuori dal nido nella zona di Moccone-Camigliatello, agro del comune di Spezzano della Sila (Cosenza), il dato molto verosimilmente era riferito alla zona della Riserva Naturale Biogenetica "Tasso-Camigliatello Silano" estesa attualmente per 170 ha con boschi d'altofusto naturali composti in gran parte da pini larici calabresi con presenza di faggi nei versanti più umidi ed altre essenze come *Alnus glutinosa*, *Alnus cordata*, *Acer pseudoplatanus*, *Abies alba*, *Quercus pubescens*, *Castanea sativa* e *Ilex aquifolium* (Congi, oss.pers.). Tale riserva, ricompresa nel perimetro del parco nazionale, costituisce l'ultimo brandello del complesso demaniale ancora oggi denominato "Sila di Tasso", un tempo avente superficie di 2.052 ha, nonché ultima testimonianza di una "Camera chiusa", così chiamata poiché conteneva boschi destinati alle costruzioni navali e quindi, al suo interno, era tassativamente vietato seminare, legnare e tagliare piante. In questo luogo, il sottoscritto, ha accertato la nidificazione della specie in più stagioni riproduttive. Le segnalazioni riportate nel presente lavoro, descrivono per la prima volta le caratteristiche di alcuni habitat dove la specie si riproduce in Sila ed aggiornano le notizie sulla riproduzione di un taxon raro e localizzato come nidificante sull'altopiano silano. Inoltre, risultano di particolare interesse biogeografico in quanto dalla lettura della bibliografia disponibile in ambito nazionale ed europeo, la Sila, viene indicata come limite meridionale per la riproduzione certa della specie sia in Italia (Brichetti & Fracasso, 2010; Brichetti & Fracasso, 2020; Boscain, 2022) e sia in Europa (Keller *et. al.*, 2020). Tuttavia, nell'ultimo atlante nazionale, l'idoneità ambientale come habitat potenzialmente riproduttivo della specie viene esteso anche per aree montane calabresi presenti a sud della Sila, ovvero le Serre e l'Aspromonte (Boscain, 2022).

BIBLIOGRAFIA

- Boscain L., 2022. Lù verde: 426-427. In: Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), 2022. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11), 704 pp.

- Brichetti P. & Fracasso G., 2010. Ornitologia italiana. Vol. 6 – Sylviidae-Paradoxornithidae. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2020. The Birds of Italy. Volume 2. Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), "*historianaturae*" (7), pp. 416.
- 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.
- Di Carlo E.A., 1961. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte I^o: dal Pollino alla Sila. Riv. ital. Orn., 32: 74.
- Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, 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.
- Lucifero A., 1899. Avifauna calabra. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Selezione di Scritti Naturalistici. Greentime Editori, Bologna, 167 pp.
- Moltoni E., 1940. Escursione a scopo ornitologico della Sila Grande (Calabria) 25 giugno – 14 luglio 1939. Riv. ital. Orn., 10: 143-144.
- Moltoni E., 1964. L'ornitofauna della Sila (Calabria). Riv. ital. Orn., 34: 79-81.

OSSERVAZIONI DI GRACCHIO CORALLINO *Pyrrhonorax pyrrhonorax* AL DI FUORI DELL'AREALE RIPRODUTTIVO NOTO NEL LAZIO

GAIA DE LUCA⁽¹⁾ & ALBERTO SORACE⁽¹⁾

⁽¹⁾ Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli (S.R.O.P.U.), Piazza Margana 40 - 00186 Roma (deluca_gaia@yahoo.it; soracealberto8@gmail.com)

Abstract – Observations of *Pyrrhonorax pyrrhonorax* outside the known breeding range. On 16 April 2022 an individual was observed in Ponza Island. On 3 May 2022 an individual was observed in Monti Lepini area (S. Serena plateau).

In Italia il Gracchio corallino *Pyrrhonorax pyrrhonorax* nidifica sulle Alpi occidentali (Liguria, Piemonte e Valle d'Aosta) e nell'Appennino centrale (Marche, Umbria, Abruzzo, Lazio e Molise); popolazioni isolate sono presenti sulle Alpi Apuane, sul Monte Catria, nel Cilento, in Sicilia settentrionale e in Sardegna orientale (Lardelli *et al.*, 2022). Nel Lazio la specie ha una distribuzione ristretta, occupando tutti i principali massicci montuosi della catena appenninica: Laga, Reatini, Duchessa, Simbruini, Ernici, Meta e Mainarde (Brunelli *et al.*, 2011).

La specie è generalmente sedentaria; in inverno effettua movimenti altitudinali verso quote inferiori spostandosi comunque di pochi chilometri, sono conosciuti tuttavia spostamenti di centinaia di chilometri (Spina & Volponi, 2008, Morinha *et al.*, 2017).

In questa nota riportiamo due osservazioni di Gracchio corallino avvenute al di fuori dell'areale riproduttivo laziale noto per la specie.

Il 16 aprile 2022 abbiamo avvistato per alcuni minuti un individuo in volo sull'Isola di Ponza (LT) in località Monte Guardia a circa 260 m, s.l.m. L'individuo emetteva anche il caratteristico verso.

Il 3 maggio 2022 uno di noi (AS) ha osservato sui Monti Lepini sull'Altopiano di Santa Serena (Supino, FR) un individuo che si alimentava sul terreno vicino ad alcuni individui di Cornacchia grigia *Corvus corone cornix*.

In merito agli avvistamenti in ambito insulare sono noti una segnalazione sull'Isola del Giglio a inizio 1900 (Tellini *et al.*, 1997) e un individuo catturato sull'Isola di Ischia il 29 dicembre 1912 (Fraissinet, 2015). Più recentemente sulla piattaforma Ornitho.it sono riportate varie osservazioni invernali per l'Isola d'Elba: 1 individuo il 10 gennaio 2020 (osservatore A. Marchese), 1 individuo il 9 febbraio 2020 (osservatore E. M. Pietrabasi e G. Paesani), 6 individui il 24 dicembre 2020 e il 30 gennaio 2021 (osservatore A. Marchese) 3 individui il 6 gennaio 2022 (osservatore L. Cairo), sempre in quest'isola un individuo è stato osservato il 14 agosto 2007 (De Santis E. in Arcamone & Puglisi, 2008).

Per quanto riguarda i Monti Lepini, nel recente atlante della biodiversità fau-

nistica di questi monti (Corsetti & Marozza, 2020) la specie non è riportata tra le specie nidificanti. De Pisi *et al.* (2020) la citano come accidentale sui Monti Lepini. Nell'Atlante ornitologico dei Monti Lepini, Corsetti (1989) la ritiene svernante irregolare nel comprensorio.

BIBLIOGRAFIA

- Arcamone E. & Puglisi L., 2008. Cronaca Ornitologica Toscana. Osservazioni relative agli anni 2005-2007. Alula, 15: 3-121.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), 2011. Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma, pp. 464.
- Corsetti L., 1989. Atlante ornitologico dei Monti Lepini 1982-1988. Ypothèkai. Bollettino del Consorzio Biblioteche dei Monti Lepini, Anno V, Cori (LT): 222 pp.
- Corsetti L. & Marozza L. (a cura di), 2020. Atlante della biodiversità faunistica dei Monti Lepini. Edizioni Belvedere (Latina), Le Scienze (33), 488 pp.
- De Pisi E., Cascianelli D., Corbi F., Corsetti L., Fusacchia P., Marozza L., Pinos F., Proietti M., 2020. L'avifauna dei Monti Lepini (Lazio meridionale). Gli Uccelli d'Italia, 45: 127-145.
- Fraissinet M. (a cura di), 2015. L'Avifauna della Campania. ASOIM, Monografia n. 12.
- Lardelli R., Bogliani G., Brichetti P., Caprio E., Celada C., Conca G., Fraticelli F., Gustin M., Janni O., Pedrini P., Puglisi L., Rubolini D., Ruggieri L., Spina F., Tinarelli R., Calvi G., Brambilla M. (a cura di), 2022. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizione Belvedere (Latina), *historia naturae* (11), 704 pp.
- Morinha F., Davila J. A., Estela B., Cabral J. A., Frias O., Gonzalez J. L., Travassos P., Carvalho D., Mila B e Blanco G., 2017. Extreme genetic structure in a social bird species despite high dispersal capacity. *Molecular Ecology*, 26: 2812-2825.
- Spina F. & Volponi S., 2008. Atlante della migrazione degli uccelli in Italia. Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare. Vol. 1, p. 800.
- Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E. & Sposimo P. (eds.), 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992). Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno. Monografia n. 1.

PRIMA NIDIFICAZIONE DI FISTIONE TURCO *Netta rufina* IN PROVINCIA DI LATINA (PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO - LAZIO) E AGGIORNAMENTO SULLA DISTRIBUZIONE DELLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE NEL LAZIO (ITALIA CENTRALE)

GIUSEPPE DI LIETO

(e-mail: cunag@libero.it)

Abstract - First nesting of Red-crested Pochard *Netta rufina* in the province of Latina (Circeo National Park - Latium). General report on the distribution of the breeding population in Latium (central Italy). In June 2023, in a small coastal pond in the Circeo National Park in the province of Latina (Latium), the first case of reproductive success of the Red-crested Pochard was documented. An adult female was observed with 8 newly hatched chicks.

Il 28 maggio, in uno stagno temporaneo mediterraneo (salinità non determinata) collocato nella fascia costiera retrodunale a ridosso della porzione meridionale del Lago di Fogliano (Parco Nazionale del Circeo - LT), ho osservato sostare per diversi giorni nel medesimo punto un maschio adulto di Fistione turco *Netta rufina*. Il settore circoscritto dello stagno in cui l'animale si tratteneva in atteggiamento territoriale era bordato da una fitta cintura di Giunchi *Juncus acutus*, habitat idoneo alla riproduzione di quest'anatra (Brichetti & Fracasso, 2003).

Questo singolare comportamento, considerato che in questa specie è la sola femmina ad incubare le uova (Brichetti & Fracasso, 2003), mi ha indotto a pensare che l'individuo stesse presidiando il sito riproduttivo in difesa del partner.

Il 19 giugno 2023 infatti, a conferma di quanto ipotizzato, la femmina adulta con al seguito 8 pulcini appena nati ha fatto la sua prima comparsa in acque aperte.

Ho seguito il nucleo familiare fino a luglio inoltrato, quando per eccessivo abbassamento del livello delle acque il gruppo ha abbandonato il sito stabilendosi in altro settore del lago.

Specie monotipica a distribuzione euroturantica, migratrice e parzialmente sedentaria, soggetta a fluttuazioni numeriche ed areale decisamente frammentato (Brichetti & Fracasso, 2003).

Fino agli anni 2000 la maggior parte della popolazione nidificante in Italia, stimata in appena 40-60 coppie, era distribuita in Sardegna, la restante parte localizzata in maniera frammentata in pianura padana (Brichetti & Fracasso, 2003).

Toscana e Lazio erano interessate da casi sporadici di nidificazione, sebbene attribuibili a soggetti di recente immissione o fuggiti dalla cattività (Tellini *et al.*, 1997; Brunelli *et al.*, 1998). La Sicilia veniva menzionata solamente in riferimento ad un numero limitato di nidificazioni storiche avvenute fino al 1943 (Stresemann, 1943), quando la specie era ritenuta rara su tutto il territorio italiano.

Durante l'ultimo ventennio lo scenario a livello nazionale è cambiato in maniera significativa, soprattutto in riferimento agli ultimi anni. Ciò ha determinato un'espansione e stabilizzazione dell'areale riproduttivo, anche in conseguenza all'aumento dei siti di svernamento, più che triplicati nel quinquennio 2006-10 rispetto al periodo 1991-95 (Zenatello *et al.*, 2014).

Attualmente l'intera popolazione italiana conta 145-160 coppie distribuite prevalentemente negli ambienti umidi del nord della penisola ed in modo molto più frammentato nel centro-sud e nelle isole maggiori (Brichetti & Fracasso, 2018).

Anche nel Lazio la fenologia della specie è mutata verso un maggiore consolidamento delle presenze (Brunelli & Fraticelli, 1997, 2010; Brunelli *et al.*, 2019).

A cominciare dagli anni 2000 la progressiva colonizzazione del Lazio è avvenuta a partire dalla provincia di Roma, assumendo tuttavia il carattere di un fenomeno discontinuo, localizzato e ancora una volta attribuibile a soggetti di dubbia origine selvatica. Nella primavera 2005 Biondi & De Vita (2005) citano 2 tentativi di nidificazione non andati a buon fine nella Riserva Statale Litorale Romano (idrovoce del canale dei pescatori di Ostia - RM). Nel 2006 nello stesso sito viene definitivamente accertato il successo riproduttivo di una coppia (Biondi, 2011).

La nidificazione è stata poi ripetutamente confermata per il Lago di Bolsena (VT) a partire dal 2011, la consistenza è passata dalle 3 coppie rinvenute inizialmente alle 10-15 stimate nel 2019 (Bernoni *et al.*, 2019). Coppie isolate si sono inoltre riprodotte nello stagno di Villa Pamphili a Roma nel 2018 (M. Scutellà in www.ornitho.it consultato il 28 agosto 2023) e al CHM di Ostia (RM) nel 2019 (R. Scrocca in www.ornitho.it consultato il 28 agosto 2023) e nel 2021 (A. Polinori in www.ornitho.it consultato il 28 agosto 2023).

Dal 2016 la presenza della specie ha assunto carattere di maggiore regolarità anche nella Palude di Torre Flavia (Ladispoli-RM), dove diverse coppie adulte hanno frequentato l'area tra marzo e giugno (2016-2017), periodo compatibile con eventuali e probabili nidificazioni (Battisti *et al.*, 2020).

Il complesso dei Laghi vulcanici del Lazio settentrionale è risultato per il Fistione turco un ambiente particolarmente idoneo alla sosta invernale con picchi di presenza degni di nota. Il Lago di Bolsena e Lago di Martignano, ospitano con regolarità una popolazione svernante che negli ultimi 10 anni è incrementata fino a superare, nel 2019, le 1000 unità, portando a considerare questi 2 bacini aree di rilevante importanza nazionale ed internazionale per la conservazione della specie (Bernoni *et al.*, 2019). Tali recenti addensamenti non sono correlabili ad azioni locali di introduzione o a fughe dalla cattività, risultando dunque frutto di movimenti migratori, presumibilmente attribuibili a popolazioni dell'Europa centro-settentrionale (Spina & Volponi, 2008).

La naturale conseguenza di questo massiccio fenomeno può aver dato luogo alla formazione di piccoli nuclei sedentari che, in seguito a dispersione e colonizzazione di nuove aree hanno inciso sulla crescita dei siti riproduttivi a livello regionale.

Diversa è la situazione in provincia di Latina, dove da anni si registrano all'interno del Parco Nazionale del Circeo casi di svernamento ed estivazione riferiti a pochi

individui senza tuttavia prove certe di avvenute nidificazione (dati personali in www.ornitho.it). Le altre zone umide della provincia (es. Lago di Fondi e Laghi limitrofi) non si sono rivelate idonee alla presenza della specie, anche in considerazione della scarsità di movimenti migratori che le riguardano (dati personali in www.ornitho.it).

Tuttavia nel giugno 2023 (presente nota) è stato possibile documentare, per la prima volta, il successo riproduttivo del Fistione turco nel settore del Parco Nazionale del Circeo che ricade nel comune di Latina (LT).

La Check-list degli uccelli nidificanti nella provincia di Latina (Cascianelli *et al.*, 1996), aggiornata al 1995, inquadrava la specie come Migratrice irregolare e Svernante irregolare a testimonianza di quanto quest'anatra fosse rara in quegli anni.

Il Fistione turco risulta tuttora assente come nidificante nelle province di Rieti e Frosinone.

Ringraziamenti - Si ringrazia Massimo Brunelli per i preziosi suggerimenti e per la rilettura del testo, Massimo Biondi e Marianna Di Santo per la collaborazione.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., Cento M., Circosta A., Coppola M., Fraticelli F., Grillo G. & Muratore S., 2020. Il Fistione turco, *Netta rufina*, nella Palude di Torre Flavia (Italia centrale): apparente incremento delle presenze occasionali. *Alula*, 27 (1-2): 82-85.
- Bernoni M., Brunelli M., Calvario E., Paziani E. & Sarrocco S., 2019. Importanza dei Laghi vulcanici del Lazio settentrionale per la conservazione del Fistione turco, *Netta rufina*, in Italia. *Alula*, 26 (1-2): 147-149.
- Biondi M. & De Vita S., 2005. Primo tentativo di riproduzione del Fistione turco, *Netta rufina*, nel Lazio costiero (Italia centrale). *Gli Uccelli d'Italia*, 30: 70-72.
- Biondi M., 2011. Fistione turco *Netta rufina*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di). *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma: 76.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. *Ornitologia italiana*. Vol.1 - Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. *The birds of Italy*. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Brunelli M., Calvario E., Cascianelli D., Corbi F. & Sarrocco S., 1998. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-1998. *Alula*, 5: 3-124.
- Brunelli M., Calvario E. & Sarrocco S., 2011. Nidificazione di Fistione turco, *Netta rufina*, al Lago di Bolsena (Lazio, Italia centrale). *Alula*, 18: 136-137.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 1996. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata a dicembre 1996. *Alula*, 4 (1-2): 60-78.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata a dicembre 2009. *Riv. ital. Orn.*, 80 (1): 3-20.
- Brunelli M., Fraticelli F. & Molajoli R., 2019. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al 2019. *Alula*, 26 (1-2): 39-60.
- Cascianelli D., Corbi F. & Corsetti L., 1996. Check-list degli Uccelli della provincia di Latina (Lazio). *Gli Uccelli d'Italia*, 21: 39-59.

- Spina F. & Volponi S., 2008. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 1 non-Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia SCR-Roma.
- Tellini Florenzano G., Baccetti N., Arcamone E., Meschini E. & Sposimo P., 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992). Provincia di Livorno e Centro Ornitologico Toscano. Quaderni del Museo Provinciale di Storia Naturale di Livorno. Monografie 1.
- Stresemann E., 1943. Die Brutvogel des von Lentini, Sizilien. Orn. Monatsber, 51: 116-122.
- Zenatello M., Baccetti N. & Borghesi F., 2014. Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti, 206/214.

PRIMA SEGNALEZIONE DI LABBO CODALUNGA *Stercorarius longicaudus* LUNGO LA DORSALE APPENNINICA CENTRO-MERIDIONALE

FEDERICO FANESI

Via U. Giordano 48 - 60019 Senigallia (AN) (federico.fanesi@gmail.com)

Abstract - First reporting of Long-tailed Jaeger *Stercorarius longicaudus* along the central-southern Apennines. This short communication deals with the observation of a Long-tailed Jaeger in juvenile plumage carried out in September 2014 in loc. Monte Alto in the Monte Catria (PU) group in the northern Marche, making it the first observation for the central-southern Apennines, the second for the Marche region. Finally, brief notes on the trophic activity of the observed specimen are provided.

In Italia il Labbo codalunga *Stercorarius longicaudus* è considerato un migratore non comune, probabilmente regolare, e occasionalmente presente in inverno (Brichetti & Fracasso, 2018). Nelle Marche è specie accidentale (Giacchini, 2003), con un unico dato riconosciuto, di un esemplare maschio appartenente alla collezione Vici di Arcevia, trovato il 20/10/1932 a Fano (Foschi, 1984). La maggior parte degli esemplari rinvenuti in Italia sono immaturi (Carta *et al.*, 2021) e, nonostante sia tra gli Stercoraridi la specie con abitudini più pelagiche al di fuori della stagione riproduttiva (Brichetti & Fracasso, 2018), nelle regioni settentrionali in migrazione è regolarmente osservata in zone interne, sia in pianura, sia in montagna, con esemplari avvistati sulle Alpi fino a 2400 m s.l.m. (Carta *et al.*, 2021). Considerata particolarmente rara nelle regioni centrali e meridionali, dalla Toscana alla Campania, le osservazioni, a differenza dell'Italia settentrionale, sono concentrate lungo le aree costiere (Brichetti & Fracasso, 2018).

Il 07/09/2014, mentre effettuavo un'escursione in loc. Monte Alto nel gruppo del Monte Catria (PU) nelle Marche settentrionali, ho osservato un individuo di Labbo codalunga, giovane dell'anno morfismo intermedio (Fig. 1). L'osservazione è avvenuta in prossimità dell'Area floristica denominata "Prati di Tenetra", compresa nella ZPS "Monte Catria, Monte Acuto, Monte della Strega" e nella ZSC "Monte Catria e Monte Acuto". L'area si caratterizza per la presenza di praterie secondarie costituite da numerose specie tipiche dei pascoli montani dell'Appennino calcareo umbro-marchigiano, ed è situata a circa 1200 m s.l.m., in prossimità di Bocca della Valle, importante sito di transito migratorio. L'osservazione ha avuto una durata complessiva di 1 ora e 25 minuti, tra le 13:30 e le 14:55. L'esemplare ha alternato lunghi periodi in attività trofica, catturando Artropodi tra la vegetazione erbacea, a più brevi intervalli di riposo. Dall'analisi del materiale fotografico è stato possibile classificare alcune delle prede come appartenenti all'Ordine degli Ortoteri e alla Classe degli Aracnidi (Fig. 2).



Figura 1. Il giovane *Stercorarius longicaudus* osservato il 7 settembre 2014 su M. Alto.



Figura 2. Il giovane *Stercorarius longicaudus* mentre cattura Artropodi.

Essendo il sito un importante punto di transito migratorio anche per Gabbiani reali *Larus michahellis* e Cormorani *Phalacrocorax carbo*, più volte osservati dall'autore in trasferimento da e verso le zone interne attraverso la dorsale umbro-marchigiana pesarese, è verosimile ritenere che il giovane Labbo codalunga abbia seguito uno di questi stormi fermandosi sulle praterie di M. Alto, genericamente riconducibili alle aree di nidificazione della specie. In passato, infatti, limitatamente al Piemonte, è stato ipotizzato che il Labbo codalunga, nidificando più spesso degli altri Stercoraridi nella tundra, anche ad una certa distanza dal mare, sia attratto in migrazione post-riproduttiva da ambienti con morfologia e caratteristiche ecologiche simili alle sue aree di nidificazione (Boano, 1988).

Dalla ricerca bibliografica effettuata per tutte le regioni peninsulari, attraverso il contatto con referenti locali e l'analisi di tutte le checklist regionali, non sono emerse altre segnalazioni né per le Marche né per l'intero Appennino centro meridionale. I dati recuperati per l'Italia peninsulare non riguardano, infatti, esemplari osservati in aree montane.

Considerando l'intera catena appenninica, esiste soltanto un altro dato in area montana riguardante un esemplare esausto, poi deceduto, rinvenuto su Monte Chiappo il 02/09/2001 (Conca, 2017).

La segnalazione oggetto della presente nota, risulta, pertanto, la prima per l'intero Appennino centro meridionale, nonché la seconda per la regione Marche, confermandone la rarità, in particolare nelle aree interne-montane dell'Italia peninsulare. Infine si ribadisce l'importanza della tutela e del mantenimento delle praterie primarie e secondarie montane, non solo come zona di nidificazione per le specie tipiche degli spazi aperti ma anche come zona di sosta e di alimentazione per l'avifauna migratoria.

Ringraziamenti. Si ringrazia: Paolo Giacchini per la revisione del testo; Michele Santini per la traduzione in inglese; Giacomo Assandri e Pietro D'Amelio per il contributo all'identificazione; Pierandrea Brichetti per la disponibilità; Augusto De Sanctis, Claudio Fiorini, Davide De Rosa, Egidio Fulco, Fulvio Fraticelli, Gianni Conca, Gianluca Congi, Lorenzo Vanni, Maurizio Fraissinet, Stefano Laurenti per l'analisi bibliografica delle segnalazioni.

BIBLIOGRAFIA

- Boano G., 1988. Passaggio del labbo codalunga attraverso le Alpi Occidentali. Sitta, 2: 93-98.
- Brichetti P., Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume I. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina. "Historia Naturae" (6), pp 512.
- Carta E., Ascheri D. & Fontanesi E., 2021. New record of Long-tailed jaeger (*Stercorarius longicaudus*) off Liguria (NW Italy). Riv. ital. Orn., 91 (1): 57-58.
- Conca G., 2017. Avifauna della Provincia di Pavia. Edizioni Belvedere, Latina, "le scienze".
- Foschi U.F., 1984. Catalogo delle collezioni del Museo Ornitologico "Ferrante Foschi". Comune di Forlì.
- Giacchini P., 2003. Check list degli uccelli delle Marche. Riv. ital. Orn., 73 (1): 25-45.

CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLA MIGRAZIONE DEL PIOVANELLO TRIDATTOLO *Calidris alba* E CASI DI SVERNAMENTO NELLE MARCHE

FEDERICO FANESI

Via U. Giordano 48 - 60019 Senigallia (AN) (federico.fanesi@gmail.com)

Abstract – Migration of the Sandpiper *Calidris alba* and wintering cases in the Marche region (central Italy). The author discusses two cases of Sanderling wintering found in Senigallia (AN) in the Marche region in the last few years, as the information known to date, for this geographical area, regarding the phenological phase of wintering for this species is very scarce and fragmentary, also with a view to updating the regional check-list. Notes on pre-breeding and post-breeding Sanderling migration for the same area are provided.

Il Piovanello tridattilo *Calidris alba* è una specie politipica, considerata anche monotipica (Brichetti & Fracasso, 2018), comprendente due sottospecie, di cui la nominale *Calidris alba alba* osservabile in Italia (Brichetti & Fracasso 2018; Baccetti *et al.*, 2021). Riproduttore circumpolare Artico e migratore di lungo raggio, sverna lungo le coste americane, africane, del Sud e Sud/Est asiatico, dell’Australasia e dell’Europa occidentale e meridionale. Con una popolazione globale stimata tra 620000-700000 individui è stato valutato da BirdLife International (2021) come specie a minima preoccupazione. Migratore e svernante localizzato, in Italia il Piovanello tridattilo è specie di presenza regolare senza prove certe di nidificazione (Baccetti *et al.*, 2021). In inverno frequenta prevalentemente le coste marine dell’Adriatico settentrionale, del Tirreno, della Puglia e della Sardegna con una popolazione svernante stimata, durante le stagioni invernali favorevoli, di circa 1000 esemplari (Brichetti & Fracasso, 2018).

Nella check-list delle Marche è considerato migratore regolare (Giacchini, 2003) mentre Poggiani & Dionisi (2019), in una dettagliata analisi dell’avifauna nel bacino del Metauro, lo ritengono migratore raro e irregolare con segnalazioni in periodo post-riproduttivo, concentrate lungo il litorale di Fano (PU). Bai & Pantalone (2020) per la foce del fiume Metauro (PU) considerano il Piovanello tridattilo un accidentale, con una sola osservazione.

Nell’ambito dei monitoraggi ornitici che eseguo lungo i tratti di costa bassa e sabbiosa compresi nel territorio comunale di Senigallia (AN), iniziati a settembre 2012 e tuttora in corso, sono state effettuate 190 osservazioni di Piovanello tridattilo a marzo 2023. Nonostante i dati siano stati raccolti anche in modo non standardizzato, considerato il cospicuo numero di osservazioni effettuate, si è deciso di approfondire l’analisi fornendo in primo luogo una ripartizione delle osservazioni per mese (Tab. 1). Successivamente, considerando un campione di 71 esemplari, osservati durante la migrazione post-riproduttiva, è stata calcolata per ciascuna decade tra il 20/07 e il 20/10 la percentuale di soggetti censiti per ognuna delle due classi di età (Tab.2); l’ultima decade di ottobre, periodo in cui è già possibile l’osservazione di esemplari in

piumaggio invernale, è stata esclusa dall'analisi. Infine, con l'obiettivo di valutare la presenza invernale, è stata stabilita una finestra temporale dal 15/12 al 15/03 dell'anno successivo, compresa nel periodo considerato canonico per lo svernamento da Spina & Volponi (2008), che consente di depurare il risultato ottenuto da eventuali migratori tardivi o precoci, all'interno della quale conteggiare le osservazioni effettuate durante le due stagioni di svernamento 2021/2022 e 2022/2023.

Tabella 1. Numero di osservazioni di Piovanello tridattilo suddivise per mese effettuate a Senigallia (AN) nell'ambito del monitoraggio tra settembre 2012 e marzo 2023.

Mese	Gen.	Feb.	Mar.	Apr.	Mag.	Giu.	Lug.	Ag.	Set.	Ott.	Nov.	Dic.	Tot.
N° oss.	17	17	9	1	3	0	3	15	66	36	13	10	190

Tabella 2. Percentuale di esemplari adulti e juvenile (N=71 di cui 30 adulti e 41 juvenile) durante la migrazione post-riproduttiva suddivisi per decenni tra il 20/07 e il 20/10.

Mese	luglio	agosto			settembre			ottobre	
Decade	20/31	1/10	11/20	21/31	1/10	11/20	21/30	1/10	11/20
Ad. %	100	100	100	37	18	8	20	15	0
Juv. %	0	0	0	63	82	92	80	85	100

Mai abbondante, con un massimo di 7 esemplari contattati il 05/09/2012 e il 01/10/2022, osservazioni sono state effettuate durante tutti i mesi dell'anno ad eccezione di giugno, con un picco delle presenze tra il mese di settembre e il mese di ottobre.

Poco comune ma regolare durante la migrazione post-riproduttiva, i primi esemplari adulti appaiono alla fine di luglio con l'osservazione più precoce effettuata il 30/07/2020. Il numero delle segnalazioni aumenta nel mese di agosto con i primi giovani dell'anno osservati nell'ultima decade del mese e la segnalazione più precoce per questa classe di età effettuata il 25/08/2021. A settembre viene raggiunto il valore massimo delle osservazioni e delle presenze, interessando in larga parte esemplari giovani; le osservazioni si dimezzano ad ottobre, riducendosi ulteriormente a novembre, mese in cui si osservano esemplari che hanno ormai acquisito il piumaggio invernale.

Comparando i dati raccolti con quanto rilevato da Meissner & Wlodarczak (1999) lungo le coste polacche del Mar Baltico meridionale, emerge un ritardo sull'avvio dei movimenti migratori post-riproduttivi di circa due settimane ma una corrispondenza nell'arrivo anticipato degli adulti rispetto ai giovani di circa un mese (Tab. 2). Gli stessi autori affermano che la migrazione degli adulti si riduce da metà agosto fino ad arrestarsi i primi di settembre; considerando due settimane di ritardo nell'avvio della migrazione, nel senigalliese è stata riscontrata una situazione simile, con una diminuzione progressiva della presenza degli adulti sino alla seconda decade di settembre. L'aumento della percentuale di presenza di questa classe di età, evidente tra l'ultima decade di settembre e la prima di ottobre, è riconducibile alla presenza, tra fine settembre e i primi di ottobre 2022, di un adulto in compagnia di 1-4 giovani.

Raro e irregolare in migrazione pre-riproduttiva, le segnalazioni, concentrate tra la terza decade di aprile e di maggio, in linea con quanto indicato da Brichetti & Fracasso (2018), sono state soltanto 5: il 26/04/2013, il 05/05/2018, il 23/05/2018, 28/04/2021 e il 15/05/2021.

Confrontando i dati ottenuti emerge una situazione differente e opposta rispetto a quanto rilevato da Trotta (2000) per il Parco Nazionale del Circeo, dove il Piovanello tridattilo si è dimostrato comune in migrazione pre-riproduttiva, con osservazioni concentrate tra la terza decade di aprile fino a tutto il mese di maggio; più scarso in migrazione post-riproduttiva e presente a partire dalla terza decade di settembre, le osservazioni sono concentrate nel mese di ottobre. Dati simili sono riscontrati da Saporetto (2019) per il Lago Maggiore tra la parte settentrionale della ZPS “Canneti del Lago Maggiore” e la foce del fiume Tresa dove la migrazione pre-riproduttiva del Piovanello tridattilo, numericamente maggiore, avviene tra la terza decade di aprile e la seconda decade di maggio, mentre le segnalazioni in migrazione post-riproduttiva sono molto più sporadiche, tra fine settembre e i primi di ottobre. Anche Simoncini (2016), alla foce del fiume Entella (GE), nonostante lo studio si sia svolto nell’arco di un solo anno, segnala un maggior numero di esemplari in migrazione pre-riproduttiva rispetto alla migrazione post-riproduttiva. Infine, Caula & Beraudo (2014) segnalano nel periodo 1994-2012 in prov. di Cuneo 28 osservazioni, la maggior parte (87%), concentrate in primavera. In bibliografia non sono state rilevate ricerche specifiche relative al comportamento migratorio del Piovanello tridattilo per il bacino del Mare Adriatico, cenni vengono forniti da Tringa FVG (2020) da cui emerge che in provincia di Udine la specie è migratrice regolare e svernante localizzata, con presenze a partire dalla fine di agosto; rare segnalazioni di esemplari considerati estivi.

I dati ottenuti dagli studi citati concordano ed evidenziano una migrazione più consistente in periodo pre-riproduttivo lungo la costa tirrenica e per il Nord/Ovest rispetto alla migrazione post-riproduttiva che, al contrario, si è dimostrata più intensa nell’area di studio adriatica della presente ricerca. Brichetti & Fracasso (2018) evidenziano per una parte della popolazione svernante in Africa, giunta nei quartieri invernali migrando lungo le coste dell’Africa orientale, una migrazione pre-riproduttiva con rotta più occidentale attraverso il Sahara, il Mediterraneo centrale e l’Italia che alla luce della bibliografia valutata, potrebbe essere interessata prevalentemente nella sua porzione occidentale; tale affermazione andrebbe approfondita con ulteriori ricerche che comprendano un areale geografico più vasto lungo la costa adriatica.

Particolarmente raro in passato nel periodo dello svernamento, nonostante una presenza regolare di un buon numero di esemplari nel Delta Po meridionale e lungo la riviera romagnola (Zenatello et al., 2014), sino alla stagione invernale 2020/2021, le rare osservazioni effettuate per la regione Marche sono avvenute sul litorale di Senigallia il 02/01/2013, il 10/02/2018 e il 06/02/2020, a cui sommare un’osservazione del 18/02/2018 di Ceccucci R. (com. pers.) e una del 15/12/2020 di Tito S., (com. pers), coinvolgendo sempre un singolo esemplare.

Soltanto durante le stagioni invernali 2021/2022 e 2022/2023 è stata riscontrata

la presenza di Piovanelli tridattili che hanno frequentato regolarmente lo stesso tratto di litorale. In particolare, dal 15/12/2021 al 15/03/2022 3 Piovanelli tridattili, spesso aggregati a esemplari di Frattino *Charadrius alexandrinus*, sono stati osservati durante 27 differenti giornate, quasi sempre in attività trofica sulla battigia. Nella stagione invernale successiva dal 15/12/2022 al 15/03/2023, da 2 a 6 esemplari (Fig. 1), sono stati osservati durante 14 differenti giornate, frequentando il medesimo tratto di costa della stagione precedente.



Figura 1. Dall'alto in senso orario un Piovanello tridattilo in piumaggio da juvenile il 04/09/2020; un esemplare il 31/07/2017 nella fase iniziale della muta che lo porterà ad acquisire il piumaggio invernale; un esemplare in attività trofica il 01/03/2022 e 3 esemplari in piumaggio invernale il 05/02/2022 osservati sul litorale di ponente di Senigallia (AN).

Dalla ricerca bibliografica eseguita non sono emersi per la regione Marche altri casi di svernamento; pertanto, i due episodi discussi acquisiscono importanza nell'ottica dell'aggiornamento della check-list regionale, configurandosi come i primi casi di svernamento, confermandone anche una recente regolarità.

Considerato in forte aumento nel lungo periodo (Zenatello *et al.*, 2014), i dati raccolti evidenziano un incremento negli ultimi due anni della presenza di Piovanello tridattilo in inverno anche a Senigallia, nonostante il litorale sia continuamente frequentato e disturbato. In particolare, nei mesi di agosto e settembre, gli esemplari appena giunti dai siti riproduttivi trovano la spiaggia affollata di bagnanti che impediscono il regolare svolgimento dell'attività trofica e la possibilità di riposarsi, nonostante dimostrino un elevato grado di tolleranza e confidenza, soprattutto i juvenile. Durante il resto dell'anno i cani non tenuti al guinzaglio rappresentano una minaccia considere-

vole, come già dimostrato in passato da Thomas et al. (2003) in California per il Piovanello tridattilo e da Simoncini (2016) alla Foce del fiume Entella (GE) per i limicoli. Da non sottovalutare le continue operazioni di pulizia del litorale eseguite con mezzi meccanici come ruspe e camion che avanzano a velocità sostenuta lungo la battigia, operazioni svolte anche in pieno inverno, in seguito a mareggiate che depositano materiale legnoso e rifiuti (Fig. 2). Non ultima la problematica degli eventi organizzati in spiaggia sia in periodo estivo che invernale, con lavori eseguiti da mezzi meccanici adibiti all'allestimento e alla manutenzione delle aree interessate e la continua affluenza di partecipanti.

Concludendo, il litorale di Senigallia per estensione, conformazione e superficie disponibile per lo svolgimento dell'attività trofica, potrebbe ospitare popolazioni più cospicue di Piovanello tridattilo e di altre specie di uccelli acquatici, implementando semplici regole, finalizzate alla riduzione del disturbo di origine antropica, a partire dal rispetto dell'obbligo di tenere i cani al guinzaglio, fino ad arrivare ad una messa al bando definitiva degli eventi organizzati in spiaggia.



Figura 2. Mezzi meccanici al lavoro in spiaggia a Senigallia (AN), febbraio 2023.

Ringraziamenti. Desidero ringraziare Paolo Giacchini per i suggerimenti e la revisione del testo; Roberto Ceccucci e Stefano Tito per la segnalazione; Matteo Toller per la disponibilità.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Fracasso G. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds - 2020. Avocetta, 45: 21-85.
- Bai S. O., Pantalone M., 2020. Birds of Metauro river: a great ornithological diversity in a small italian urbanizing biotope, requiring greater protection. Riv. ital. Orn., 90 (2): 59-68.
- BirdLife International, 2021. *Calidris alba*. The IUCN Red List of Threatened species 2021.
- Brichetti P., Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume I. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina. "Historia Naturae" (6), pp. 512.
- Caula B. & Beraudo P. L., 2014. Avifauna Cuneese. Indagine bibliografica e dati inediti. Primalpe Ed., Cuneo.
- Giacchini P., 2003. Check-list degli uccelli delle Marche. Riv. ital. Orn., 73 (1): 25-45.

- Meissner W., Włodarczak A., 1999. Autumn migration of the Sanderling (*Calidris alba*) in the Puck Bay region (southern Baltic coast). Ring, 21, 2: 57-67.
- Poggiani L. e Dionisi V., 2019. Gli uccelli del bacino del Metauro. Fondazione Cassa di Risparmio di Fano: 400 pp.
- Saporetti F., 2019. I Limicoli della foce del fiume Tresa. Report tecnico, 2019.
- Simoncini A., 2016. La migrazione dei limicoli alla Foce del fiume Entella (GE) anno 2016. Il Bianco – Bollettino ornitologico, 11: 13-18.
- Spina F. & Volponi S., 2008. Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia. 1. non-Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Tipografia CSR-Roma. 800 pp.
- Thomas K., Kvitek R. G., Bretz C., 2003. Effects of human activity on the foraging behaviour of sanderlings *Calidris alba*. Biological Conservation, 109: 67-71.
- Tringa FVG, 2020. Avifauna della provincia di Udine. La Stagione Calda 2016-2019. 359 pp.
- Trotta M., 2000. Analisi dei movimenti migratori dei limicoli nel Parco Nazionale del Circeo (Italia Centrale) (1994-1999). Alula, VII (1-2): 32-46.
- Zenatello M., Baccetti N., Borghesi F., 2014. Risultati dei censimenti degli acquatici svernanti in Italia. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti, 206/2014.

A CASE OF ANTHOPHAGY IN SARDINIAN WARBLER *Sylvia melanocephala*

ELISA FRATICELLI & FULVIO FRATICELLI

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

Riassunto – Un caso di antofagia in Occhiocotto *Sylvia melanocephala*. Viene descritto il caso di un Occhiocotto che si nutriva dei petali di Feijova *Acca sellowiana*, forse svolgendo un ruolo da impollinatore.

Anthophagy or florivory, as defined by Burgess (1991), refers to the consumption of all or part of the structures of a flower and can theoretically damage the floral bud or mature flower before seed capsule development. This behavior is common in many species of tropical birds (e.g.: Riley & Smith, 1986; Parrini & Raposo, 2010; Gonsioroski et al., 2021), but it is poorly understood for European species (Silva, 2016). On May 18th and 22nd, 2023, a male individual of Sardinian Warbler *Sylvia melanocephala* was observed feeding on the petals of Feijoa *Acca sellowiana* (Myrtaceae) in Marina di Cerveteri (Rome). This plant, native to South America, is commonly cultivated for ornamental purposes and for its fruits, and the petals are also edible (De Souza et al., 2016). It is already known in the literature that its petals are consumed by birds (Sazima & Sazima, 2007), but exclusively in its native regions, and there is a lack of data for our continent. It is likely that this behavior of the Sardinian Warbler does not negatively affect the regular fruit development, indeed, the role that this species can play as a pollinator is well-documented (e.g.: Cecere et al., 2011; De Luca et al., 2014).

REFERENCES

- Burgess K.H., 1991. Florivory: the ecology of flower feeding insects and their host plants. PhD Thesis, Harvard University, Cambridge.
- Cecere J.G., Spina F., Jenni-Eiermann S. & Boitani L., 2011. Nectar: an energy drink used by European songbirds during spring migration. *Journal for Ornithology*, 152: 923-931.
- Da Silva L.P., 2016. A community-level approach to forest biodiversity and avian dispersal services. PhD Thesis, University of Coimbra, Coimbra, Portugal.
- De Luca G., Fraticelli F. & Fraticelli S., 2014. Osservazioni sulla nettaro-fagia dell'Occhiocotto *Sylvia melanocephala*. *Alula*, 21: 80-81.
- De Souza A.G., Talamini Do Amarante C.V., Steffens C.A., Dal Toé Benincá T. & Padilha M., 2016. Postharvest quality of Feijoa flowers treated with different preservative solutions and 1-methylcyclopropene. *Revista Brasileira de Fruticultura*, Jaboticabal - SP, 38: <http://dx.doi.org/10.1590/0100-29452016759>.
- Gonsioroski G., Sazima I., Silva M.A.R. & Ubaid, F.K., 2021. Blooming meal: flower eating by the Bluecrowned Trogon *Trogon curucui*. *Biota Neotropica*, 21: <https://doi.org/10.1590/1676-0611-BN-2020-1154>.

- Parrini R. & Raposo M.A., 2010. Aves explorando flores de *Erythrina fusca* (Leguminosae, Fabaceae) durante a estação seca no Pantanal de Mato Grosso. Iheringia - Serie Zoologia, 100: 97–101.
- Riley C.M. & Smith K.G., 1986. Flower eating by Emerald Toucanets in Costa Rica. Condor, 88: 396-397.
- Sazima I. & Sazima M., 2007. Petiscos florais: pétalas de *Acca sellowiana* (Myrtaceae) como fonte alimentar para aves em área urbana no Sul do Brasil. Biota Neotropica, 7: 307–311.

THE NON NATIVE RED SWAMP CRAYFISH *Procambarus clarkii* AS PREY FOR WATERBIRDS: A NOTE FROM TORRE FLAVIA WETLAND (CENTRAL ITALY)

JAN GIORDANO & CORRADO BATTISTI

Stazione LTER (Long Term Ecological Research) 'Torre Flavia', Città metropolitana di Roma Capitale,
Servizio Aree protette Viale Giorgio Ribotta 41/43 00144 Roma
(jangiordano12@gmail.com, c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Riassunto – Il Gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii*, specie alloctona, come preda per gli uccelli acquatici: una nota dalla Palude di Torre Flavia (Italia centrale). Si riportano dati di predazione su questo crostaceo alloctono da parte di nove specie di uccelli acquatici, tra cui due (Germano reale, *Anas platyrhynchos* e Folaga, *Fulica atra*) a dieta non strettamente carnivora. Per alcune specie (es., Beccaccino, *Gallinago gallinago*) si tratta, apparentemente, delle prime segnalazioni, almeno a scala nazionale. Sebbene sia noto il potenziale impatto di questa specie sugli ecosistemi umidi, si può ipotizzare un paradossale ruolo di questo crostaceo come surrogato trofico dopo che, negli ultimi anni, è andata progressivamente cessando la locale attività di piscicoltura, che ha favorito per anni la presenza di uccelli ittiofagi nella Palude di Torre Flavia.

One of the most important threats to ecosystems worldwide is represented by the invasion by allochthonous species (Wittenberg & Cock, 2005; Dueñas *et al.*, 2021)

Louisiana Crawfish (or Red Swamp Crayfish), *Procambarus clarkii*, occurs naturally from northeast Mexico, to south-central USA (Capinha *et al.*, 2011). The first introduction of the red swamp crayfish in Europe was in Spain in 1973 (Gutierrez-Yurrita *et al.*, 1999) and later in France, Portugal, Germany and England (Souty-Grosset *et al.*, 2016). Due to biological, economical, and social reasons, *P. clarkii* became progressively an invasive species in Europe (Gherardi, 2007). In Italy the species was observed for the first time, in 1989, in a small stream in the West Piedmont, near Turin, probably because of the accidentally escaping of some individuals from an astaci-culture farming (Delmastro, 1992). Due to the rapidly spread, the Louisiana crawfish can be seen more recently even in the Central and Southern part of Italy (e.g., Morpugo *et al.*, 2010). The distribution and the biological invasion of *P. clarkii* in Italy are studied exhaustively in the scientific work of Lo Parrino *et al.* (2020).

In Latium (central Italy) the species has been recently studied by many authors (Chiesa *et al.*, 2006; Scalici *et al.*, 2009; Di Russo *et al.*, 2017; Mazza *et al.*, 2018) and it is locally occurring in 'Torre Flavia' wetland at least from 2003-2004 (Chiesa, 2006).

Procambarus clarkii is an important food resource for mammals and birds and it seems to play a key role in the trophic interactions of the riparian and terrestrial communities of the marsh (e.g. Correia, 2001; Geiger *et al.*, 2005). While European and Italian distribution of *P. clarkii* are well studied, less informations are known about animals able to prey this crayfish in Europe and more specific, in Italy. In the scientific literature there are observations of many species feeding on the Louisiana crayfish, ex-

pecially birds and mammals (e.g. Correia, 2001, Amori & Battisti, 2008, Giménez-Anaya *et al.*, 2008), but not a single complete list.

In this note, we reported the observations on bird species preying on the invasive Louisiana crawfish in the ‘Torre Flavia’ Special Area of Conservation (SPA code IT6030020, according to the Directive 2009/147), a remnant coastal wetland located in Tyrrhenian central Italy (Municipalities of Cerveteri and Ladispoli; Latium, 41°58’N, 12°03’E).

During exploratory rounds in the ‘Torre Flavia’ SPA, made in February, March and April 2023, and previous reports made in 2020 and 2021, nine bird species, of five different families (Anatidae, Rallidae, Threskiornithidae, Ardeidae, Alcedinidae and Scolopacidae) were observed attacking and preying on adult and juveniles individuals of *P. clarkii*: *Anas platyrhynchos* (Mallard), *Fulica atra* (Eurasian Coot), *Plegadis falcinellus* (Glossy Ibis), *Ardeola ralloides* (Squacco Heron), *Ardea purpurea* (Purple Heron), *Ardea alba* (Great Egret), *Egretta garzetta* (Little Egret), *Alcedo atthis* (Common Kingfisher) and *Gallinago gallinago* (Common Snipe). Photos of the observations are available for seven of the nine different species (Fig. 1).

Previous studies yet reported evidence for bird species preying on *P. clarkii* in Italy. For *A. platyrhynchos*, observations of active predation on *P. clarkii* are described in Delmastro (2017) and Laurenti (2020). Observations of *F. atra* were described summarily and briefly in Rizzato (2015), while it seems that there are only occasional observations of *P. falcinellus* preying on *P. clarkii* in Italy (e.g., E. Ferrari, Circeo national park, 2021, pers. comm.), while in other countries, like Portugal and Spain, there are large number of direct and indirect records (e.g. Macías *et al.*, 2009).

For the Ardeidae, observations of *Egretta garzetta* and *Ardea alba* preying on *P. clarkii* are described by Rizzato (2015), Fasola & Cardarelli (2015), Delmastro (2017) and Laurenti (2020).

For *Bubulcus ibis*, Fasola & Cardarelli (2015) yet obtained evidence of predation for Italy. Indeed, although for *Ardea purpurea* and *Ardeola ralloides*, there are evidence of predation outside Italy (e.g. Correia, 2001), *A. purpurea* was yet observed preying on *P. clarkii* in Italy (Fasola & Cardarelli, 2015), while our observation of *A. ralloides* seems to be one of the first ever reported in Italy. Moreover, although data of predation of crayfish by waders are available (e.g., Lourenço & Piersma, 2008, for Black-tailed Godwits *Limosa limosa*), data about the Common Snipe, *Gallinago gallinago* are lacking worldwide. Finally, predation by Common Kingfisher, *Alcedo atthis*, have been yet reported (for Italy: Delmastro, 2017; see also García *et al.*, 2022).

In the ‘Torre Flavia’ wetland a large number of non-native animal species occur (Amori and Battisti, 2008), such as *Myocastor coypus*, *Gambusia holbrooki*, *Trachemys scripta* and other terrapins (e.g. Ferri *et al.*, 2021; Grillo *et al.*, 2020; including the recent record of *Chelydra serpentina*, J. Giordano pers. obs.. Moreover, in the area there is evidence of alien food chains (Amori & Battisti, 2008), where *P. clarkii* can be both a predator of *Gambusia holbrooki* (e.g. Souty-Grosset *et al.*, 2016) and a prey (*Rattus norvegicus* and, probably, *Myocastor coypus*; S. De Michelis, pers. comm.).

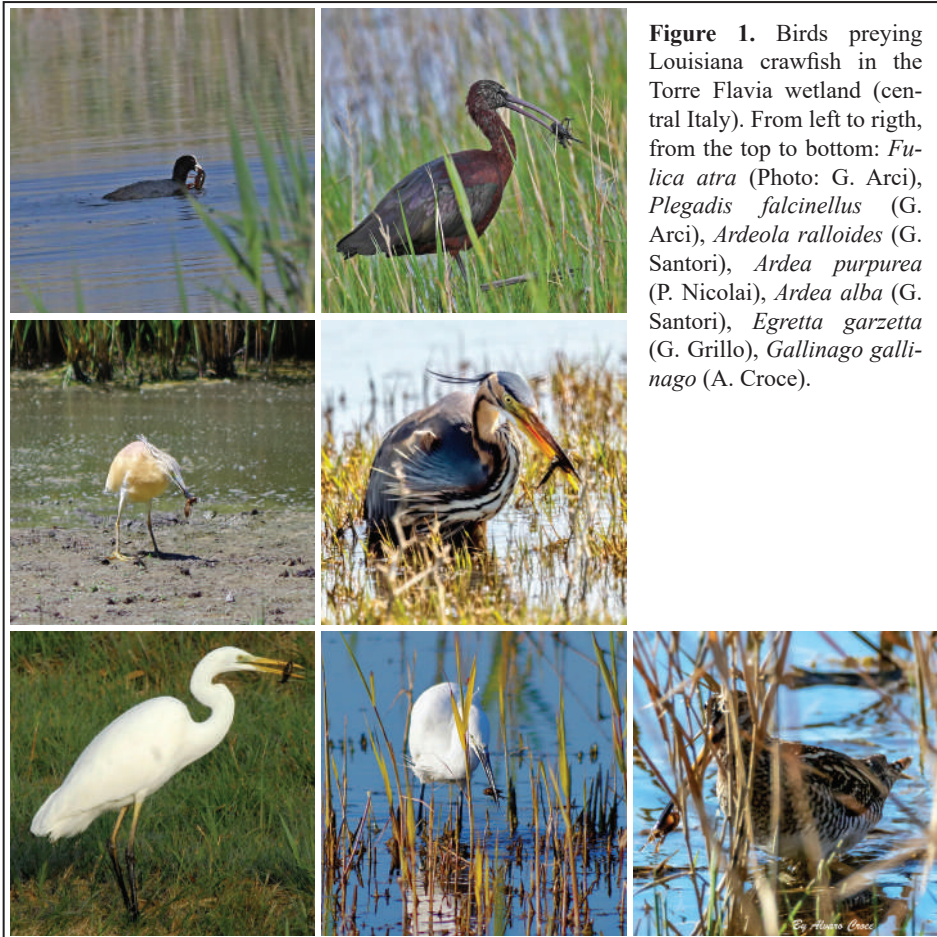


Figure 1. Birds preying Louisiana crawfish in the Torre Flavia wetland (central Italy). From left to right, from the top to bottom: *Fulica atra* (Photo: G. Arci), *Plegadis falcinellus* (G. Arci), *Ardeola ralloides* (G. Santori), *Ardea purpurea* (P. Nicolai), *Ardea alba* (G. Santori), *Egretta garzetta* (G. Grillo), *Gallinago gallinago* (A. Croce).

The Louisiana crayfish is omnivorous and once introduced, it may disturb macrophytes and macroinvertebrate communities (Souty-Grosset *et al.*, 2016), amphibians (Renai and Gherardi, 2004) and fish populations (Ilhéu *et al.*, 2007), with apparent indirect impacts also on some birds. Moreover, it has been hypothesized that bird predation of crayfish may lead to a reduction of intraspecific competition between crayfish and to the production of more reproductively efficient adults (Correia, 2001; De Luise, 2010). Therefore, according to some authors, predation by birds and mammals can cause a renewal of the population of *P. clarkii* and not a decrease in numbers (e.g. Correia, 2001). However, the Louisiana crayfish may also represent a highly available resource for many animals species, especially mammals, birds, reptiles and fishes (e.g. Correia, 2001; Laurenti, 2020), providing food resources for many birds also of conservation concern (e.g., herons included in 147/2009/CEE).

In 'Torre Flavia' wetland this species occurs from 2004 (Chiesa, 2006). From this

year fish farming activity (providing a large amount of prey biomass for piscivorous birds) has been progressively abandoned. Therefore, in this regards, in this area non native crayfish may represent a paradoxical trophic surrogate for a large number of birds. Interestingly, also herbivorous species (*Fulica atra*, *Anas platyrhynchos*) appear feed on this non native crayfish.

Unfortunately, no complete list of the predator of *P. clarkii*, in Europe and especially in Italy, was available, although many other species, also not water-related, have been observed feed on crayfish (e.g., *Corvus cornix*; P. Plini, pers. comm.; Dalmastro, 2017; Laurenti, 2020).

Due to the rapid invasion of the species and the need of conservation project to protect native animal and plant species, future scientific studies could have the objective to create an european list of the species feeding on *P. clarkii* in both field and scientific literature.

Acknowledgments - Giacomo Arci, Alvaro Croce, Silvia De Michelis, Enrico Ferrari, Giancarlo Grillo, Fabrizio Guglielmi, Daniele Iavicoli, Paolo Nicolai, Paolo Plini, Giancarlo Santori, Lorenzo Sestieri provided original observations on crayfish predation by birds and other animals. We would like to acknowledge also Fulvio Fraticelli (for support: call on SROPU mailing list) and Stefano Laurenti (original data from central Italy).

REFERENCES

- Amori G. & Battisti C., 2008. An invaded wet ecosystem in Central Italy: an arrangement and evidence for an alien food chain. *Rend. Acc. Fis. Lincei*, 19: 161-171.
- Capinha C., Leung B. & Anastácio P., 2011. Predicting worldwide invasiveness for four major problematic decapods: an evaluation of using different calibration sets. *Ecography*, 34(3): 448-459.
- Chiesa D., 2006. Il gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii* Girard, 1852) nel Monumento naturale "Palude di Torre Flavia. In: Battisti C. (ed.), Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico. Provincia di Roma, Assessorato alle politiche agricole e dell'ambiente, Gangemi editore: 354-359.
- Chiesa S., Scalici M. & Gibertin G., 2006. Occurrence of allochthonous freshwater crayfishes in Latium (Central Italy). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, 380-381: 883-902.
- Correia A., 2001. Seasonal and interspecific evaluation of predation by mammals and birds on the introduced red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Crustacea, Cambaridae) in a freshwater marsh (Portugal). *Journal of Zoology, London*, 255(4): 533-541.
- Delmastro G.B., 1992. Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane (Crustacea : Decapoda : Cambaridae). *Pianura - Suppl. di Provincia Nuova, Cremona*, 4: 5-10.
- Delmastro G.B., 2017. Il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Piemonte: nuove osservazioni su distribuzione, biologia, impatto e utilizzo (Crustacea: Decapoda: Cambaridae), *Rivista piemontese di Storia Naturale*, 38: 61-129.
- De Luise G., 2010. Il Gambero rosso della Louisiana. Aspetti ecologici, biologici e gestionali in Friuli Venezia Giulia. Ente Tutela Pesca del Friuli Venezia Giulia, Udine: 1-52.
- Di Russo C., Chimenti C., Calcari C., Druella C., Rampini M., Cenni V. & Martini A., 2017. The allochthonous crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) (Crustacea Cambaridae) from the subterranean stream of the Ausi cave (Latium, Italy): The second documented case of cave invasion.

Biodiversity Journal, 8: 951-956.

- Dueñas MA., Hemming D. J., Roberts A. & Diaz-Soltero H., 2021. The threat of invasive species to IUCN-listed critically endangered species: a systematic review. *Global Ecology and Conservation*, 26: e01476.
- Fasola M. & Cardarelli E., 2015. Long-term changes in the food resources of a guild of breeding Ardeinae (Aves) in Italy. *Italian Journal of Zoology*, 82(2), 238-250.
- Ferri V., Battisti C., Soccini C. & Santoro R., 2021. First records for Europe of the non-native turtles *Kinosternon subrubrum* Bonnaterre, 1789 and *Pelomedusa olivacea* (Schweigger, 1812) in a suburban wetland in central Italy. *Herpetology Notes*, 14: 303-307.
- García J.A., Hernández M.Á., Nunes L., Sánchez-Sastre L.F., Casanueva P. & Campos F., 2022. Predation by the Common Kingfisher *Alcedo atthis* of non-native fish species during the winter. *Bird Study*, DOI: 10.1080/00063657.2022.2162478.
- Geiger W., Alcorlo P., Baltanas A. & Montes C., 2005. Impact of an introduced crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasion*, 7: 49-73.
- Gherardi F., 2006. Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, 39(3), 175-191.
- Gherardi F., 2007. Understanding the impact of invasive crayfish. In: Gherardi, F. (eds), *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. *Invading Nature - Springer Series In Invasion Ecology*, vol 2. Springer, Dordrecht.
- Grillo G., Santori G., Battisti C., Ferri V., Luiselli L., Amori G. & Carpaneto G.M., 2020. Attempted copulatory behaviour between two phylogenetically unrelated alien species (Coypu, *Myocastor coypus*, and Pond slider, *Trachemys scripta*): first evidence. *Zoology and Ecology*, 30(2): 167-168.
- Gutiérrez-Yurrita P. & Montes C., 1999. Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in Doñana National Park, Spain, and implications for species management. *Freshwater Biology*, 42: 561 - 574.
- Ilhéu M., Bernardo J.M. & Fernandes S., 2007. Predation of invasive crayfish on aquatic vertebrates: the effect of *Procambarus clarkii* on fish assemblages in Mediterranean temporary streams. In: Gherardi, F. (eds) *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. *Invading Nature - Springer Series In Invasion Ecology*, vol 2. Springer, Dordrecht.
- Laurenti S., 2020. Chi predava il *Procambarus clarkii*? *Uccelli d'Italia*, 45: 231-234
- Lo Parrino E., Ficetola G. F., Manenti R. & Falaschi M., 2020. Thirty years of invasion: the distribution of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in Italy. *Biogeographia - The Journal of Integrative Biogeography*, 35: 43-50.
- Lourenço P.M. & Piersma T., 2008. Stopover ecology of Black-tailed Godwits *Limosa limosa limosa* in Portuguese rice fields: a guide on where to feed in winter. *Bird study*, 55(2): 194-202.
- Macías M., Green A. & Sánchez M., 2009. The Diet of the Glossy Ibis during the breeding season in Doñana, Southwest Spain. *Waterbirds*, 27: 234-239.
- Mazza G., Scalici M., Inghilesi A. F., Aquiloni L., Pretto T., Monaco A., & Tricarico E., 2018. The red Alien vs. the blue Destructor: the eradication of *Cherax destructor* by *Procambarus clarkii* in Latium (Central Italy). *Diversity*, 10(4): 126.
- Morpugo M., Aquiloni L., Bertocchi S., Brusconi S., Tricarico E. & Gherardi F., 2010. Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Studi Trent. Sci. Nat.*, 87: 125-132.
- Renai B. & Gherardi F., 2004. Predatory Efficiency of Crayfish: Comparison Between Indigenous and Non-Indigenous Species. *Biological Invasions*, 6: 89-99.
- Rizzato A., 2015. Presenza e caratteristiche delle popolazioni di *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nella provincia di Vicenza. Padova, Università degli studi di Padova. Tesi di laurea.

- Scalici M., Pitzalis M., & Gibertini G., 2009. Crayfish distribution updating in central Italy. Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems, 06: 394-395.
- Souty-Grosset C., Anastácio M. P., Aquiloni L., Banha F., Choquer J., Christoph Chucholl C. & Tricarico E., 2016. The red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in Europe: Impacts on aquatic ecosystems and human well-being, Limnologica, 58: 78-93.
- Wittenberg R. & Cock, M.J.W., 2005. Best practices for the prevention and management of invasive alien species. In: Invasive alien species: A New Synthesis Publisher, Island Press Editors.

PRIME OSSERVAZIONI DI POLLO SULTANO *Porphyrio porphyrio* IN CALABRIA

GIUSEPPE MARTINO ^{1*}, ANTONIO ARICÒ ² & PIERPAOLO STORINO ¹

¹ Stazione Ornitologica Calabrese – StOrCal, c/da Guarassano, 129 – 87100, Cosenza (CS)

²Via Cremona, 4 – 89026 San Ferdinando (RC)

*Autore per la corrispondenza: gmartino86@hotmail.com

Abstract - First observations of Purple Swamphen *Porphyrio porphyrio* in Calabria. The Purple Swamphen, a prominent rallid bird of the Mediterranean, was observed for the first time in Calabria in 2023. Sightings were reported at the estuaries of the River Petrace and River Mesima, both located in the province of Reggio Calabria. This significant discovery highlights the bird's expanded range and possibly greater dispersal abilities than previously estimated. These sightings, especially of three individuals together, suggest potential local population structures in these estuaries. The recent establishment of the Natural Regional Reserve at the Mesima river mouth further underscores its conservation significance, potentially safeguarding a new Italian population of the Purple Swamphen.

Il Pollo sultano *Porphyrio porphyrio* è un rallide di grandi dimensioni a distribuzione paleartico-paleotropicale-australasiana. Nel Mediterraneo è distribuito nella penisola iberica (popolazione più numerosa), in Francia, Sardegna, Sicilia, Marocco e Algeria fino alla Tunisia (Taylor, 1996; Vergara & Ripoll, 2002). In Italia è classificata come sedentaria e nidificante in Sardegna, capace di movimenti dispersivi (max. 30 Km; Grussu, 1999) irregolari e limitati (Brichetti & Fracasso, 2003). Estinta negli anni '50 in Sicilia (Iapichino & Massa, 1989) è stata reintrodotta nel Biviere di Gela (CL) e nella Foce del Simeto (CT) tra il 2000 ed il 2002 nell'ambito di uno specifico progetto di conservazione finanziato dall'Assessorato Territorio e Ambiente della Regione Siciliana (Andreotti & Ientile, 2004). Sulla Penisola sono note circa 45 segnalazioni tra Puglia e Friuli Venezia Giulia (Brichetti & Fracasso, 2003). La specie è classificata come "Quasi minacciata" (NT) ed a distribuzione ristretta nella Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.* 2022) e rientra nell'Allegato I della Direttiva 2009/147/CE "Uccelli". In conseguenza del cattivo stato di conservazione in cui versa la specie in Italia è stato redatto uno specifico piano d'azione nazionale (Andreotti, 2001). Nonostante la presenza di ambienti umidi potenzialmente idonei come stagni costieri e foci fluviali nelle aree più vicine ai siti di presenza storici ed attuali siculi, in Calabria non risultano osservazioni né dalla check-list dell'avifauna Calabria (Scebba *et al.*, 1993) né dalle collezioni ornitologiche più importanti (G. Martino oss. pers.). L'area umida calabrese più vicina (81 Km) al sito di nidificazione della foce del fiume Simeto è la ZSC IT9350143 "Saline Joniche", situata nell'estrema punta meridionale della provincia di Reggio Calabria (RC). Gli stagni salmastri della ZSC sono stati indagati costantemente dal 2010 al 2021, senza però registrare la presenza del Pollo sultano (Martino & Tralongo, 2021). Diversamente, lungo la costa tirrenica, sono presenti le

foci dei fiumi più importanti della provincia di Reggio Calabria, il fiume Petrace ed il fiume Mesima. I due estuari sono stati visitati occasionalmente per circa 10 anni da alcuni appassionati birdwatcher della zona. In data 3/10/2023, le osservazioni hanno rivelato per la prima volta la presenza di 3 individui di Pollo sultano nella foce del fiume Petrace (Coord. Geo. N 38.421042° E 15.876807° - WGS84). Successivamente, il 13/10/2023, un individuo è stato osservato nella foce del Fiume Mesima (Coord. Geo. N 38.505073° E 15.918973° - WGS84). La recente scoperta della presenza del Pollo sultano in questi estuari riveste una significativa importanza per la conservazione della specie. Benché sia basata su supposizioni, l'osservazione quasi simultanea in due differenti siti, e in particolare l'osservazione di 3 individui insieme, suggerisce l'ipotesi che tali estuari potrebbero ospitare metapopolazioni. Queste osservazioni sono particolarmente interessanti in quanto rappresentano le prime di Pollo sultano in Calabria, indicano inoltre che la specie ha una capacità dispersiva maggiore di quanto precedentemente ritenuto per la Penisola (Grussu, 1999). È interessante notare che la distanza tra la foce del fiume Simeto e quelle dei fiumi Petrace e Mesina sono rispettivamente di 133 e 142 km. Gli habitat in cui il Pollo sultano è stato osservato presentano caratteristiche ecologiche analoghe: si tratta di estuari con vegetazione marginale elofitica dominata da *Phragmites australis*, *Typha* sp. ed *Arundo donax*. Ulteriori ricerche saranno fondamentali per determinare la dimensione della popolazione e accertare se gli individui osservati siano riproduttivi. Infine, il ritrovamento della specie enfatizza l'importanza della recente istituzione della Riserva Naturale Regionale della foce del fiume Mesina, che potrebbe ospitare una nuova popolazione italiana di Pollo sultano.

BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. (a cura di), 2001. Piano d'azione nazionale per il Pollo sultano (*Porphyrion porphyrio*). Quad. Cons. Natura, 8., Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Andreotti A. & Ientile R., 2004. La reintroduzione del Pollo sultano (*Porphyrion porphyrio*) in Sicilia (Aves Rallidae). Naturalista sicil., S. IV, XXVIII (1): 599-603.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia Italiana 1. Tetraonidae-Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Grussu M., 1999. Status and breeding ecology of the Purple Swamphen in Italy. British Bird, 92: 183-192.
- Iapichino C. & Massa B., 1989. The birds of Sicily. BOU Check-list No. 11. Tring.
- Martino G. & Tralongo S., 2021. L'Avifauna della ZSC IT9350143 Saline Joniche e zone umide limitrofe: check-list commentata. Gli Uccelli d'Italia, 46: 162-180.
- Rondinini C., Battistoni A. & Teofili C. (Compilatori), 2022. Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Sicurezza Energetica, Roma.
- Scebba S., Moschetti G., Cortone P., Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. Sitta, 6: 33-45.
- Taylor P. B., 1996. Family Rallidae (Rails, Gallinules and Coots). In: del Hoyo J., Elliott A. & Sargatal J. (Eds.). Handbook of the Birds of the World. Lynx Edicions, Barcelona: Vol. 3:108-209.
- Vergara G., & Ripoll M., 2002. Action Plan for the conservation of Purple Gallinule (*Porphyrion porphyrio*). In: European Union Action Plans. European Commission, Strasbourg.

PRIMA NIDIFICAZIONE DI MORIGLIONE *Aythya ferina* IN CALABRIA

GIUSEPPE MARTINO ¹, ANTONINO ROBERTO SICLARI ¹ & PIERPAOLO STORINO ¹

¹ Stazione Ornitologica Calabrese – StOrCal, c/da Guarassano, 129 – 87100 Cosenza (CS)

Abstract - First nesting of Common Pochard *Aythya ferina* in Calabria (southern Italy). In 2023, the first nesting of Common Pochard was confirmed in Calabria, at ZSC IT9350143 “Saline Joniche.” An adult female and four ducklings were observed in an aquatic vegetation community dominated by *Phragmites communis*. These observations, at the southernmost limit of the species’ distribution range on the Italian peninsula, highlight the ecological suitability of Saline Joniche for Common Pochard reproduction, advancing our understanding of their reproductive ecology and emphasizing the importance of conserving coastal wetlands like Saline Joniche to protect nesting waterbird populations in Calabria.

Il Moriglione *Aythya ferina* è un’anatra tuffatrice di medie dimensioni a distribuzione euroasiatica. Nonostante la sua presenza in diverse regioni europee, la specie è classificata come “Vulnerabile” nella Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2022) e rientra negli allegati II/A e III/B della Direttiva 2009/147/CE Uccelli (Riga *et al.*, 2023). In Italia, questa specie viene classificata come nidificante e migratore regolare, oltre a essere presente come svernante e parzialmente sedentaria (Nardelli *et al.*, 2015). Nel corso degli anni, la popolazione nidificante ha subito un declino significativo all’interno del suo areale europeo (Mischenko *et al.*, 2020), con stime recenti che indicano la presenza in Italia di 280-380 coppie, e trend soggetti a fluttuazioni annuali con locali lievi incrementi o marcati declini (Brichetti & Fracasso 2018). Il Moriglione viene osservato in gran parte della Calabria, sia durante le fasi della migrazione pre e post-riproduttiva, sia durante l’inverno. La regione, infatti, situata al limite meridionale dell’areale di nidificazione peninsulare della specie, ospita diverse zone umide che costituiscono importanti habitat per molte specie di uccelli acquatici. Tra di esse, l’area di Saline Joniche si distingue per la frequente presenza di numerosi gruppi della specie sia in sosta che svernanti (max. 102 individui osservati nel novembre 2017) (Martino & Tralongo, 2021). Per questo motivo, la Zona Speciale di Conservazione (ZSC) IT9350143 viene considerato il più importante sito delle Rete Natura 2000 calabrese per lo svernamento del Moriglione (Martino & Tralongo, 2021). Nonostante la sua importanza, le informazioni sulla nidificazione della specie in Calabria sono state scarse fino ad ora, pertanto, il presente studio si propone di documentare la prima nidificazione di Moriglione nella regione, fornendo così una significativa aggiunta alla conoscenza sulla biologia riproduttiva specie a scala nazionale. Nel corso delle attività di monitoraggio finalizzate al censimento dell’avifauna acquatica all’interno della ZSC IT9350143 Saline Joniche, la conferma della nidificazione della specie è avvenuta in data 25/06/2023. La presenza di una femmina adulta e di 4 pulcini (Fig. 1) è stata osservata in una comunità vegetale acquatica caratterizzata

dall'associazione elofitica dominante di *Phragmiton communis*.



Figura 1. La femmina di Moriglione con i 4 pulcini (Foto di A. R. Siclari).

I moriglioni sono stati oggetto di osservazioni ripetute durante il periodo compreso tra l'1 e il 23 giugno 2023. Durante questo intervallo di tempo sono stati osservati in totale 12 individui di entrambi i sessi (7 maschi e 5 femmine), mentre un'unica femmina è riuscita a portare a termine la riproduzione (N = 4 pulcini osservati nel periodo 25 giugno – 10 luglio 2023). Tutte le osservazioni sono state condotte dal bordo dello stagno mediante l'utilizzo di attrezzatura ottica appropriata, come un cannocchiale 20-60x e un binocolo 10x.

Quanto descritto costituisce la prima evidenza di nidificazione della specie per la regione Calabria e al suo limite meridionale peninsulare. La presenza di una coppia riproduttiva conferma che la ZSC Saline Joniche offre condizioni ecologiche idonee alla riproduzione della specie, con associazioni vegetali capaci di fornire riparo e supporto trofico adeguati al completamento della riproduzione. La scoperta di questa prima nidificazione è di grande importanza per la conservazione del Moriglione in Calabria. Rappresenta un passo avanti nella comprensione dell'ecologia riproduttiva della specie, sottolinea l'importanza di preservare e proteggere le zone umide costiere come le Saline Joniche e di implementare misure di gestione e protezione per preservare le popolazioni degli uccelli acquatici nidificanti in Calabria.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy, Volume 1: Anatidae – Alcidae. Edizioni Belvedere (Ed.). Latina.

- Martino G. & Tralongo S., 2021. L'Avifauna della ZSC IT9350143 Saline Joniche e zone umide limitrofe: check-list commentata. Gli Uccelli d'Italia, 46: 162–180.
- Mischenko A., Fox A.D., Švažas S., *et al.*, 2020. Recent changes in breeding abundance and distribution of the Common Pochard (*Aythya ferina*) in its eastern range. Avian Research, 11: 1–14. doi:10.1186/S40657-020-00209-6/
- Nardelli R., Andreotti A., Bianchi E., Brambilla M., Brecciaroli B., Celada C., Dupré E., Gustin M., Longoni V., Pirrello S., Spina F., Volponi S., Serra L., 2015. Rapporto sull'applicazione della Direttiva 147/2009/CE in Italia: dimensione, distribuzione e trend delle popolazioni di uccelli (2008-2012). ISPRA, Serie Rapporti, 219/2015.
- Riga F., Sorace A. & Volponi S., 2023. Piano di gestione nazionale del Moriglione. ISPRA-BIO CFS.
- Rondinin, C., Battistoni A. & Teofili C., 2022. Lista Rossa IUCN dei vertebrati italiani 2022. Roma: Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.

OSSERVAZIONE TARDIVA DI PIGLIAMOSCHE PETTIROSSO *Ficedula parva* A VENTOTENE (LT)

PAOLO SPOSIMO^{(1)*}, DARIO CAPIZZI⁽²⁾, SERGIO MURATORE⁽²⁾ & FABRIZIO PETRASSI⁽²⁾

⁽¹⁾NEMO Srl - Nature and Environment Management Operators

⁽²⁾ Regione Lazio, Direzione regionale Ambiente

*Autore per la corrispondenza: sposimo@nemoambiente.com

Abstract – Late record of Red-breasted Flycatcher *Ficedula parva* on Ventotene Island (LT). On 5 and 6 December 2018, a juvenile Red-breasted Flycatcher was observed on Ventotene island (LT). The record is one of the few in December in Italy.

Il giorno 5 dicembre 2018, nel corso delle operazioni di campo del progetto Life PonDerat sull'isola di Ventotene (LT), abbiamo osservato e fotografato un Pigliamosche pettirosso *Ficedula parva*. L'individuo, identificabile con certezza come un giovane del primo anno in base al piumaggio (Fig. 1), si trovava in un'area edificata extraurbana, e si dimostrava abbastanza confidente da lasciarsi avvicinare a una distanza di circa 10 m. L'osservazione è stata ripetuta nello stesso sito il 6 dicembre, ma non nei giorni successivi.



Figura 1. Il giovane Pigliamosche pettirosso osservato a Ventotene il 5 e 6 dicembre 2018 (Foto di F. Petrassi).

La specie, nidificante nell'Europa orientale e settentrionale e svernante in Asia meridionale, viene osservata frequentemente in Italia, principalmente durante la migra-

zione post riproduttiva, da fine luglio a metà novembre con picco tra metà settembre e ottobre (Brichetti & Fracasso, 2022). A Ventotene è stata avvistata numerose volte, sia in primavera, sia in autunno (cfr. www.ornitho.it). Nel Lazio, presso Maccarese (RM), una femmina adulta è stata osservata ripetutamente tra l'11 dicembre 2013 e il 16 gennaio 2014 (Nicoli *et al.*, 2014, 2015). L'individuo da noi osservato, pur essendo probabilmente in dispersione, è comunque uno dei pochissimi segnalati in Italia nei mesi di dicembre e gennaio (Brichetti & Fracasso, 2022).

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2022. The birds of Italy. Volume 3. Cisticolidae – Icteridae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G., 2014. Annuario 2013. Quaderni di Birdwatching 15: 85.
- Nicoli A., Di Masso E., La Grua G., 2015. Annuario 2014. Quaderni di Birdwatching 18: 86.

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 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Capitolo di libro o Atti di convegno: Brunelli M., 2004. 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: 45-49.

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 30 (1-2) - 2023

INDICE

Ramellini S. - Editorial	3
Bellavita M., Campanella G., Ceccarini A., Piazzai M., Schiavano A., Terazzi A. & Sorace A. - Monitoraggio di <i>Dendrocopos major</i> e <i>Dryobates minor</i> nella Riserva regionale Selva del Lamone (Lazio, Italia centrale)	7
Congi G. - Il Picchio rosso mezzano <i>Leiopicus medius</i> nidificante nella ZPS "Sila Grande" - Parco Nazionale della Sila (Appennino calabro)	15
De Luca G. & Di Santo M. - La comunità ornitica svernante e nidificante nel cimitero acattolico per gli stranieri al Testaccio di Roma	25
Fanesi F. - I Laridi <i>Laridae</i> svernanti del litorale di Fano (PU)	35
Fraticegli F. - Comments on detection methods of bird communities in urban built environments	65
Fraticegli F., Manzia F. & Savalli V. - Fenologia riproduttiva del Piccione <i>Columbia livia</i> forma domestica a Roma ..	71
Grattini N. & Foroni A. - Utilizzo dei campi di erba medica nei vari periodi dell'anno da parte dell'Airone guardabuoi <i>Bubulcus ibis</i> in un'area della bassa pianura mantovana	79
Grattini N., Bellintani S. & Novelli F. - La Sterna maggiore <i>Hydroprogne caspia</i> in provincia di Mantova	85
Luce G., Montanaro E., Lorè F., Natale M. & Marra M. - Indagine preliminare sulla presenza di Capovaccaio <i>Neophron percnopterus</i> , Lanario <i>Falco biarmicus</i> , Biancone <i>Circus gallicus</i> e Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> nella parte occidentale della ZSC/ZPS Area delle Gravine IT9130007	91
Meggiorini D. - La comunità ornitica nidificante all'interno di "Bosco Fontana" (Lombardia): composizione e struttura	101
Mezzavilla F. - I cicli riproduttivi della Civetta capogrosso <i>Aegolius funereus</i> e fasi di pascione del Faggio e dell'Abete rosso (Foresta del Cansiglio, Alpi orientali). Anni 1989-2022	117
Pantalone M., Bai S.O. & Sborgia M. - L'Ibis sacro <i>Threskiornithidae aethiopicus</i> nelle Marche e in Abruzzo: presenza, habitat, ecologia e attività trofica nell'Italia centrale adriatica	131
Tagliagambe S. & Pantalone M. - La Ghiandaia marina <i>Coracias garrulus</i> in Abruzzo. Presenza, popolazione e biologia (2011-2023)	149
 Brevi note	
Bartolomei R. - Prima nidificazione di Airone cenerino <i>Ardea cinerea</i> in Basilicata	166
Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Congi G., Di Nucci S., Dovere B., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Sorrentino A., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M. - Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Italia. Anno 2023	168
Congi G. - Nuove nidificazioni accertate di Lui verde <i>Phylloscopus sibilatrix</i> all'interno della ZPS "Sila Grande" - Parco Nazionale della Sila (Appennino calabro)	171
De Luca G. & Sorace A. - Osservazioni di Gracchio corallino <i>Pyrhocorax pyrrhocorax</i> al di fuori dell'areale riproduttivo noto nel Lazio	177
Di Lieto G. - Prima nidificazione di Fistione turco <i>Netta rufina</i> in provincia di Latina (Parco Nazionale del Circeo - Lazio) e aggiornamento sulla distribuzione della popolazione nidificante nel Lazio (Italia centrale)	179
Fanesi F. - Prima segnalazione di Labbo codalunga <i>Stercorarius longicaudus</i> lungo la dorsale appenninica centro-meridionale	183
Fanesi F. - Contributo alla conoscenza della migrazione del Piovanello tridattilo <i>Calidris alba</i> e casi di svernamento nelle Marche	186
Fraticegli E. & Fraticegli F. - A case of anthophagy in Sardinian Warbler <i>Sylvia melanocephala</i>	192
Giordano J. & Battisti C. - The non native Red swamp Crayfish <i>Procambarus clarkii</i> as prey for waterbirds: a note from Torre Flavia wetland (central Italy)	194
Martino G., Aricò A. & Storino P. - Prime osservazioni di Pollo sultano <i>Porphyrio porphyrio</i> in Calabria	200
Martino G., Siclari A.R. & Storino P. - Prima nidificazione di Moriglione <i>Aythya ferina</i> in Calabria	202
Sposimo P., Capizzi D., Muratore S. & Petrassi F. - Osservazione tardiva di Pigliamosche pettirosso <i>Ficedula parva</i> a Ventotene (LT)	205