

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Piero Protti

VOLUME 33 (1) - 2026

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 33 (1) - 2026

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

EDITORIALE

Conservazione digitale: la sfida della tutela della biodiversità nel XXI secolo

La nostra specie, nel corso della sua evoluzione, ha affrontato dei passaggi che hanno modificato in modo radicale il suo futuro. Circa 12.000 anni fa, con la Rivoluzione Neolitica, l'umanità si è stanzializzata, passando da tribù di cacciatori e raccoglitori ad agricoltori e allevatori. Non è stato solo un cambiamento di abitudini e dieta, ma da questo momento in poi l'uomo ha potuto accumulare ricchezza, costruire centri abitati sempre più grandi e dare origine a livelli sociali “non direttamente produttivi” come il clero, l'esercito e i governanti (Diamond 1997).

Dopo diecimila anni, tra il 1780 e il 1850, avvenne una seconda profonda rivoluzione che cambiò il volto dell'umanità: quella industriale. Si aprì, ancora una volta, un mondo completamente nuovo con la possibilità di sfruttare fonti di energia quali il carbone, il petrolio, l'atomo ed esplorare i mille usi dell'elettricità (Schwab 2016).

Nel XXI secolo ci troviamo ad affrontare una terza rivoluzione (Harari 2014), probabilmente con caratteristiche e implicazioni uniche rispetto alle precedenti: quella dell'Intelligenza Artificiale (IA).

Preceduta dalla diffusione della rete internet (primi anni '90) e della telefonia individuale (anni 2000), questa tecnologia sta influenzando ogni settore della vita quotidiana, delle relazioni e quindi anche della conservazione della natura.

La capacità di immagazzinare e gestire enormi mole di dati – i cosiddetti *Big Data* – sfruttando l'enorme potenziale degli algoritmi di IA (August 2020), la possibilità di consultarli in tempo reale, la geolocalizzazione, la facilità con cui le “reti” vengono organizzate con un semplice *smartphone* stanno aprendo enormi prospettive per la tutela della biodiversità (Harari 2024).

Sono ormai centinaia i progetti in tutto il mondo che si basano su queste tecnologie (Fox et al. 2024, Silvestro et al. 2022, Ullah et al. 2024). Dal monitoraggio delle specie migratrici con GPS, ai censimenti in ambienti remoti con registratori bioacustici automatici, dal monitoraggio degli impatti dei cambiamenti climatici sugli ecosistemi con i satelliti fino all'uso di modelli predittivi basati sull'IA per prevedere l'evoluzione delle popolazioni di specie selvatiche in base a fattori ambientali, come il cambiamento climatico, la perdita di habitat e le attività antropiche. Recentemente sono stati messi in commercio anche binocoli, che grazie all'IA, sono in grado di identificare le specie osservate!

Molto numerose anche le ‘App’ che permettono di condividere le segnalazioni faunistiche in tempo reale, come Ornitho.it che ha raggiunto ormai i 28 milioni di dati e oltre 18.000 iscritti in tutta Italia oppure i *software* di *machine learning* che consentono ad esempio di identificare e tracciare il commercio illegale di fauna selvatica sulle piattaforme social (Di Minin et al. 2018).

È legittimo però chiedersi se c'è, e qual è, un altro lato della medaglia.

Il primo effetto negativo è certamente l'impronta ecologica legata all'enorme consumo di energia, soprattutto se fornita da combustibili fossili, e al consumo idrico per raffreddare i *server* utilizzati per gestire i *data center* sempre più grandi e potenti, che generano un'enorme quantità di calore. Notevole è anche il problema della produzione di rifiuti elettronici con sostanze altamente inquinanti come cadmio, mercurio e piombo e infine, il sovrasfruttamento delle materie prime come le terre rare per cui si iniziano le guerre e si definiscono i cosiddetti piani di pace.

Ci sono poi le pressioni indirette sulla fauna selvatica legate alla diffusione di droni, alla fotografia amatoriale [cfr. Editoriale Alula 31(2) 2024], all'uso dei richiami acustici e all'*overtourism* legato alla rapida diffusione delle segnalazioni e dei luoghi sui *social* utilizzati dai *birdwatcher*, che non sempre adottano comportamenti eticamente compatibili [cfr. Editoriale Alula 31(1) 2024]. Sono tutti effetti generati da persone che, almeno nell'intenzione, non hanno lo scopo di causare danni alle specie e agli habitat, ma le informazioni sono utilizzate anche con fini illegali per il bracconaggio e il prelievo di uova, pulcini, cuccioli in natura.

Siamo in una fase di rapida crescita tecnologica e la società fatica a stare al passo con l'adeguamento normativo e con la maturazione di una comune coscienza etica sostenibile, attraverso processi spontanei di auto-regolamentazione. Queste sono le fasi più critiche, una sorta di "terra di mezzo" che si frappone tra gli stadi iniziali – a basso impatto per il limitato numero di individui coinvolti – e la fase successiva, che ci si augura sarà pienamente normata e regolamentata.

In conclusione, ci troviamo ad affrontare un'altra grande svolta evolutiva per l'umanità, con un potenziale unico anche per la conservazione della biodiversità, ma con dei rischi molto elevati e con impatti di grande entità per il Pianeta. Servirà la maturazione di una coscienza collettiva per assicurare che questo enorme cambiamento possa essere un passo avanti per una società in maggiore armonia con i sistemi naturali.

In questa fase "pionieristica" della rivoluzione tecnologica, tutti devono svolgere il loro ruolo, incluse le Associazioni come la SROPU che possono promuovere misure virtuose, come ad esempio la scelta di non pubblicare le foto di specie ai nidi o non accettare lavori che non sottoscrivano il codice etico e non garantiscano un impatto minimo sulle specie studiate e, forse, molto altro ancora che può scaturire da un auspicabile confronto interno.

BIBLIOGRAFIA

- August T. A., Pescott O. L., Joly A., & Bonnet P., 2020. AI Naturalists Might Hold the Key to Unlocking Biodiversity Data in Social Media Imagery. *Patterns*, 1(7), 100116.
- Diamond J., 1997. *Armi, acciaio e malattie*. Einaudi.
- Di Minin E., Fink C., Tenkanen H., & Hiippala T., 2018. Machine learning for tracking illegal wildlife trade on social media. *Nature Ecology & Evolution*, 2(3), 406–407.
- Harari Y. N., 2014. *Sapiens: Da animali a dèi. Breve storia dell'umanità*. Bompiani.
- Harari Y. N., 2024. *Nexus. Breve storia delle reti di informazione dall'età della pietra all'IA*. Bompiani.

- Fox N., Di Minin E., Carter N., Tomkins S., & Van Berkel D., 2024. Artificial Intelligence and Crowdsourced Social Media Data for Biodiversity Monitoring and Conservation. In *Advancements in Architectural, Engineering, and Construction Research and Practice* (pp. 43-50). Springer Nature Switzerland.
- Schwab K., 2016. *La Quarta Rivoluzione Industriale*. Franco Angeli
- Silvestro D., Goria S., Sterner T., & Antonelli A., 2022. Improving biodiversity protection through artificial intelligence. *Nature Sustainability*, 5: 415–424.
- Ullah F., Saqib S. & Xiong Y. C., 2024. Integrating artificial intelligence in biodiversity conservation: bridging classical and modern approaches. *Biodiversity and Conservation*.

FABRIZIO BULGARINI
Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Roma, Italy.
e-mail: f.bulgarini@tiscali.it

FIRST DATA ON POST-BREEDING NIGHT MIGRATION OF BIRDS OVER GENOA (NW ITALY) USING ACOUSTIC DETECTION OF FLIGHT CALLS

LUCA BAGHINO

Via Paolo Magretti 19 - 16142, Genova - Email: lucabaghino6@gmail.com

ORCID: <https://orcid.org/0000-0002-6849-0769>

Abstract - The nocturnal migration of birds is a well-known phenomenon that has been studied over the years with different technics and methods, starting from the USA in the twentieth century: afterwards and rather recently the recording and analysis of Nocturnal Flight Calls (NFC) has faced a certain diffusion in Europe, much less so in Italy however. This work aims to show the first results of a 4-year survey of post-breeding nocturnal migration of birds by acoustic recording which was carried out in a quarter of Genoa (NW Italy). From 2020 to 2023, in 68 night-time sessions for a total of 408 hours of audio recording, 305 flight calls were detected and 21 bird species were identified.

Key words: night migration, NocMig, Night Flight Calls, post-breeding migration, acoustic monitoring, Genoa, NW Italy.

Riassunto - Primi dati sulla migrazione notturna post-riproduttiva degli uccelli a Genova (Italia nord-occidentale) mediante la registrazione acustica dei richiami emessi in volo. La migrazione notturna degli uccelli è un fenomeno ben noto che è stato studiato nel corso degli anni con diverse tecniche e metodi, a partire dagli Stati Uniti nel XX secolo, soprattutto verso la fine dello stesso: successivamente e più di recente la registrazione e l'analisi dei richiami di volo notturni (NFC) ha incontrato una certa diffusione in Europa, ma molto meno in Italia. Il presente lavoro espone i primi risultati di un'indagine quadriennale sulla migrazione notturna post-riproduttiva degli uccelli mediante la registrazione e l'analisi acustica, condotta in un quartiere di Genova (Italia nord-occidentale). Dal 2020 al 2023, in 68 sessioni notturne per un totale di 408 ore di registrazione, sono stati rilevati 305 richiami di volo e identificate 21 specie di uccelli.

Parole chiave: migrazione notturna, Night Flight Calls, migrazione post-riproduttiva, monitoraggio acustico passivo, Genova.

INTRODUCTION

Bird migration is a widely known phenomenon, documented for many years (Newton, 2010) using various techniques (Kunz *et al.*, 2007), primarily radar (Alerstam, 1981). Acoustic monitoring of nocturnal flight calls began in the United States in the late 19th century, with systematic recordings from the 1950s (Farnsworth 2005), and later applied to conservation (Evans 2000). In Europe, however, it began to gain popularity around 2015, also thanks to the release of more affordable, high-quality audio equipment and to software advancement; most monitoring sites across the continent have started linking to [Trektellen.org](https://trektellen.org), an international online platform with an app dedicated to tracking bird migration.

In Italy, work in this particular topic has so far been very little (Giussani *et al.*, 2021). This paper presents the results of four-year survey aimed at acquiring first data on post-breeding nocturnal migration over the city of Genoa using the acoustic detection of flight calls (the so-called night flight calls, NFC).

STUDY AREA

The site where the overnight recordings were taken is located in Marassi, a densely populated neighbourhood in the mid-east of Genoa, in the lower Bisagno valley ($44^{\circ}25'12''\text{N} - 8^{\circ}57'33''\text{E}$: fig. 1). The equipment was placed on the ground floor of a building at an altitude of approximately 110 meters above sea level on the sidewalk of a garden; within a 100-meter radius, interspersed with other buildings and city streets, a mosaic of cultivated areas with vegetable gardens, olive groves, and patches of mature Mediterranean scrub and oak and hornbeam forests do lie (fig. 2). The coastline, encompassed by the city, is nearly 3 km south from the recording point while the main Apennines watershed runs approximately 7 km north-east of it.

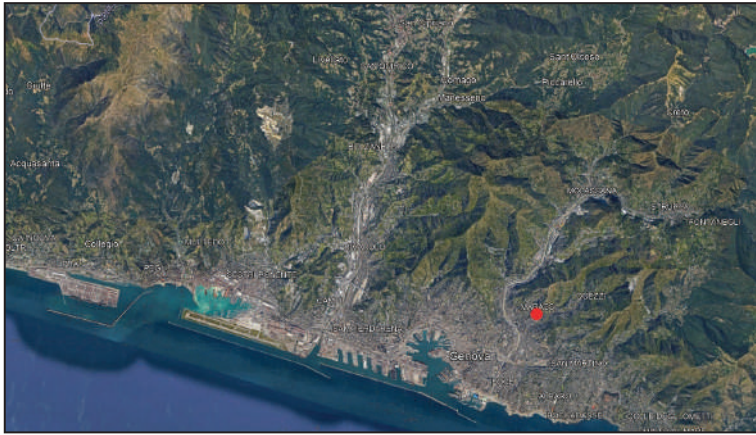


Figure 1 . Map of the city of Genoa with the study area (red dot)



Figure 2 . View of the area surveyed

METHODS AND TECHNIQUES

After an experimental technical phase with NFC recording, detection and identification conducted between 2015 and 2019 in the Genoa area, acoustic data of birds in post-breeding nocturnal migration were collected between August and October 2020 to 2023, using a Tascam DR-05x 96kHz/24-bit digital recorder with a programmable timer function. This recorder was paired with a 53 cm stereo parabolic microphone (Fig. 3), specially designed by Naturesound, with a double PZM configuration; this configuration, which provides a few decibels of additional power, is particularly useful for intensifying distant and/or weak signals, as is commonly found in night flight call recording sessions. This represents a suitable choice due to its high amplification, directionality and sound quality (Wroza & Rochefort, 2021).



Figure 3. The recording equipment used

The recorder and microphone combination was positioned on a sturdy aluminium tripod at the same location, tilted upward by 80° to point toward the city sky, sufficiently sheltered from the elements, and pointed towards WNW (300°): with the aim to get a greater gain from the dish, this direction was chosen both as a function of the most available sky space and mainly of the known migration line in central Liguria at this season, relative to other systematic groups of birds (Baghino, 2008).

The survey was made over a six-hour period from 10:00 PM to 4:00 AM (GMT+2) on nights of good (wind speed <10 km/h) and unperturbed weather, avoiding rain, strong winds, or other inclement conditions in which an inevitable and unacceptable

deterioration in the audio recordings could be expected.

The stereo mic was chosen to obtain, where possible, a rough indication of the flight directions followed by the various bird species that emitted calls. The *.WAV files were recorded at 48kHz/24-bit to achieve sufficient detail and accuracy in analysing the sound signals detected.

AKG open stereo headphones were used to play the files back on a PC, and audio editing software (Adobe Audition vers. 3.01) was used for video selection and analysis of the calls detected and then saved in separate files; the call identification process was carried out simultaneously both through the selection and visual analysis of the sonogram obtained by the software, and acoustically by listening to it through headphones.

For identification, the volumes by Wroza (2019 and 2020) and Wroza & Rochefort (2021) were mainly used as auxiliary references, together with the audio guides by Bergmann *et al.* (2015) and Bergmann *et al.* (2016); only in doubtful cases, Chirpity, a bioacoustic platform for the analysis of bird sounds that uses machine learning models, was used as an auxiliary tool.

RESULTS

The results are summarized in Table I.

Table 1. Overall results of the acoustic monitoring of post-breeding migration from 2020 to 2023, with the number of night flight bird calls recorded per month. The species are sorted according to the CISO-COI List (Baccetti *et al.*, 2021).

	VIII-2020	IX-2020	X-2020	VIII-2021	IX-2021	X-2021	VIII-2022	IX-2022	X-2022	VIII-2023	IX-2023	X-2023	Totale
<i>Anas platyrhynchos</i>									1				1
<i>Anas crecca</i>	5						4						9
<i>Tachybaptus ruficollis</i>						1							1
<i>Rallus aquaticus</i>							1						1
<i>Gallinula chloropus</i>		2						2					4
<i>Ixobrychus minutus</i>					2		4			1			7
<i>Nycticorax nycticorax</i>							1						1
<i>Ardea cinerea</i>								4					4
<i>Burhinus oedicephalus</i>		1											1
<i>Numenius arquata</i>	1							1					2
<i>Gallinago gallinago</i>	1	1											2
<i>Tringa glareola</i>											1		1
<i>Cisticola juncidis</i>				2	2								4
<i>Turdus philomelos</i>			24			41			9			3	77
<i>Turdus iliacus</i>			8			5							13
<i>Turdus merula</i>			2			4			4				10
<i>Muscicapa striata</i>							2						2
<i>Erithacus rubecula</i>			14			3			3				20
<i>Ficedula hypoleuca</i>					2								2
<i>Anthus trivialis</i>							4				1		5
<i>Emberiza hortulana</i>	2			2	7		1			1			13
<i>Emberiza sp.</i>						1							1
Undetermined sp.	12	17	14		25	8	25	6	6	6	5		124
	21	21	62	4	38	63	42	13	23	8	7	3	305

305 night flight calls as flyovers were detected over 68 night sessions distributed between 2020 and 2023, for a total of 408 hours of recording time (fig. 4 and 5). No calls were detected in five nighttime recording sessions. The extreme dates of detection were August 14 (2022) and October 26 (2021).

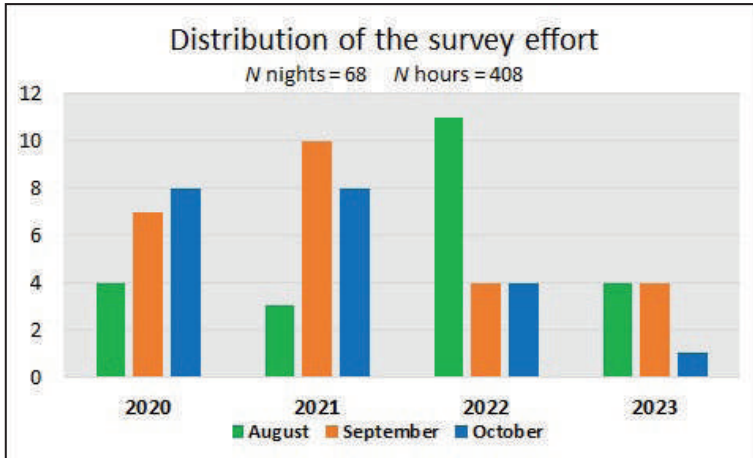


Figure 4. The survey effort distribution across the years

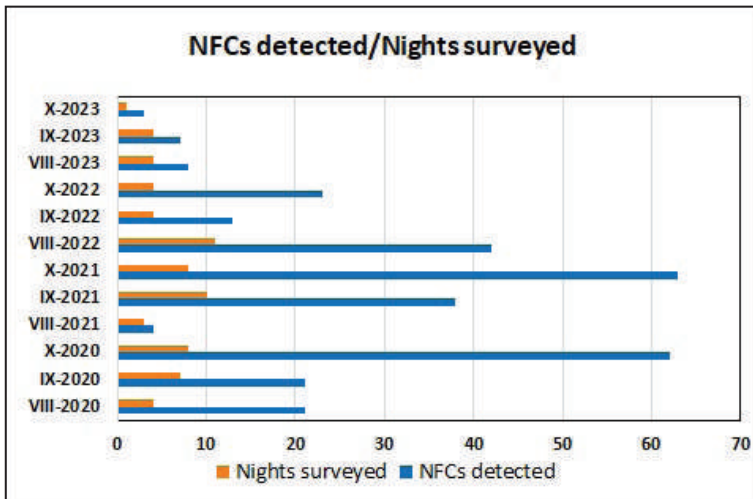


Figure 5. Distribution of survey nights in relation to NFCs detected over the years

The flight call index was 0.75 call/h. The ratio of calls emitted by non-Passeriformes to Passeriformes is 0.23.

21 species were identified (fig. 6) plus one of uncertain specific attribution, while calls not assigned to any identifiable species accounted for 40.9% of the total contacts.

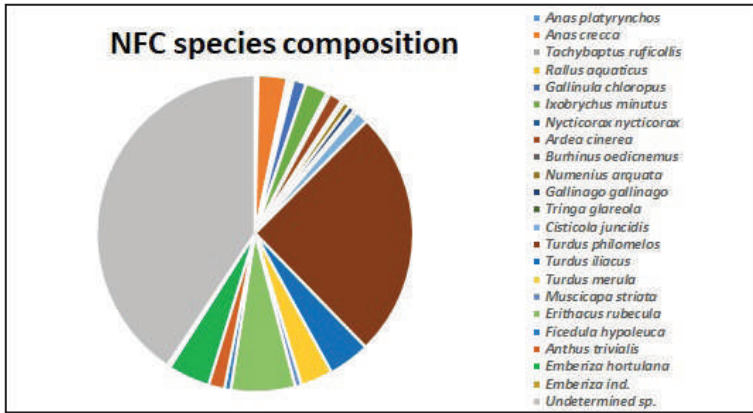


Figure 6. Composition of species detected by the night flight calls

Regarding monthly distribution, the species detected ($N=10$) with the highest number of contacts in August were the Common Teal and the Ortolan Bunting, with a proportion of undetermined calls of 57.2%. September showed a similar picture to the previous month, with 11 species detected and an even larger proportion of undetermined species (67.1%): the Ortolan Bunting was the relatively most frequently contacted species. In October, the month with the highest overall number of contacts ($N=151$) but the lowest number of species identified (7 spp), the most abundant species were the Song Thrush (51% of calls for the period, Fig. 7), followed by the Robin, Redwing, and Blackbird: undetermined species represented just 18.5% of contacts.

As for hourly distribution (fig. 8), 58% of NFCs were detected in the first three hours of monitoring (10PM-1AM), despite the greater intensity of background noise from the city during this lapse: the time slot with the highest number of calls was the third, from 12AM to 1AM, with more than 22% of all calls recorded.

As regards flight directions, in only 28 cases (15,5% of the identified birds) was it possible to obtain confirmation through the emission of repeated calls: the main direction was approximately NE-SW (26 Song Thrushes and one Stone Curlew), while in only one case was it from W-E (Eurasian Curlew).

DISCUSSION

Since no previous data are available for the study area or for other more or less nearby areas by means of the same methodology or analogue study period, it is not possible to make comparisons and evaluations at this time: this work serves to provide an initial, basic representation of the post-breeding night migration in the area of Genoa with a survey of such a kind. Over the seasons investigated here, there is only one case (October 12-13, 2021) of an NFC count in Montecatini (Pistoia, Tuscany) of 7h40' but the dates do not match with our survey (www.trektellen.org).

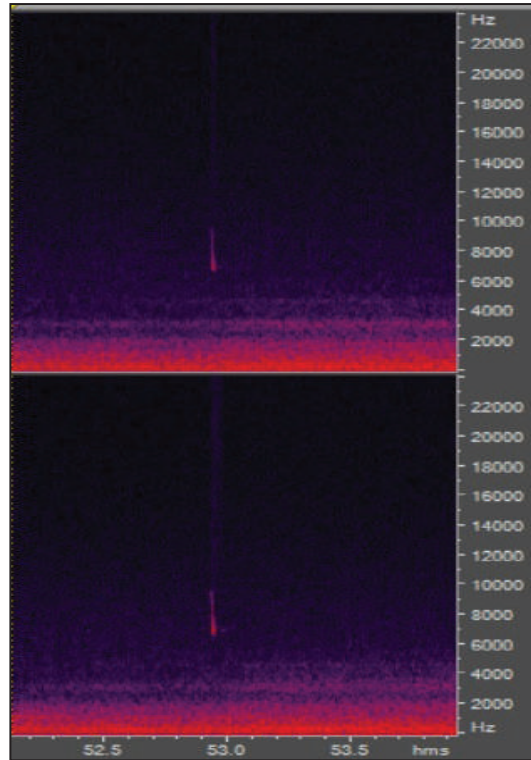


Figure 7. Typical flight call of Song Thrush *Turdus philomelos*. Genoa, October 19, 2020

All the birds of the detected species are to be considered reasonably migratory, with the doubt for the Grey Heron individuals that could also refer to the breeding colonies in the city of Genoa (Sartore & Galli, 2012).

Regarding bird species, the abundance of the Song Thrush in October (fig. 8) is not surprising, being the second most numerous species also in the autumn surveys carried out in early morning in the province of Genoa during the second half of the 90s (Realini, 2002). The Redwing, Blackbird and Robin are also among the most frequent and proportionately abundant species among nocturnal migrants recorded in France, accounting, together with the Song Thrush, for more than 80% of the data (Wroza & Rochefort, 2021).

More interesting is the Ortolan Bunting's position, with its relatively high NFC count, which is evidently not matched by an equal encounter rate at Ligurian stopover sites in August and September, with only two post-2020 daytime observations in the Imperia area (www.liguriabirding.net).

In the late summer period, between August and September, the incidence of the night passage of various waterfowl, including those that fly over cities, appears interesting but not uncommon, and is represented not only by various *Charadriiformes*, but

also by species of *Ardeidae*, *Anatidae* and *Rallidae*. In general, it is likely that the calls of the species emitting at lower frequencies are more easily stifled by the substantial background noise of the city, so turning out to be potentially undetected and underestimated.

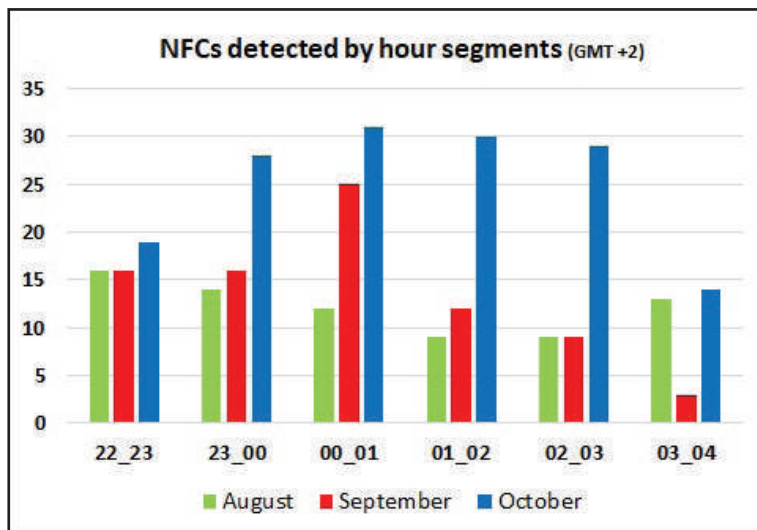


Figure 8. Distribution of the NFCs recorded by one-hour slots

Finally, the analysis of a undetermined call which much resembles Rustic Bunting *Emberiza rustica*, recorded on October 12, 2021, is quite interesting. This call examined at the sonogram, which falls between 6-8 kHz, exhibits a ‘thickening’ at around 6.5kHz, and a forking at 7kHz (Dalton, 2022), yet these characteristics in a single flight call do not appear sufficient to validate its specific identification. This bird is rare in Italy, especially in autumn (October) and during winter (Bricchetti and Fracasso, 2022). Data for Liguria are lacking since the beginning of the twentieth century (Baghino *et al.*, 2012).

It is hoped that the practice of recording NFCs will also begin to spread in Italy. By adopting the Protocol for Standardised Nocturnal Flight Call Monitoring (Gillings *et al.*, 2018) for the submission and sharing of nocmig data, this could lead to the definition of common and simultaneous detection periods/hours with basic parameters for analysis and comparison between sites in more or less adjacent areas/regions.

Acknowledgements. I am very grateful with the expert and friend Marco Pesente for his invaluable suggestions and technical advice during the years, Gianni Pavan († 2023) for his encouragement and information given to this topic and Andrea Corso for consultation.

REFERENCES

- Alerstam T., 1981. The course and the timing of bird migration. In: Animal Migration (ed. D.J. Auldley), pp. 9-54. Cambridge Univ Press, London.

- Baccetti N., Fracasso N. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds - 2021. *Avocetta*, 45: 21-85. https://doi.org/10.30456/AVO.2021_checklist_en.
- Baghino L., 2008. Monitoraggio della migrazione post-riproduttiva dei rapaci diurni nella Zona di Protezione Speciale IT 1331578 “Beigua-Turchino”. *Ann. Mus. Civ. St.Nat. “G.Doria”, Vol. XCIC, Res Ligusticae CCLIII*: 513-534.
- Baghino L., Borgo E., Bottero M., Galli L. & Valfiorito R., 2012. Check-list degli uccelli di Liguria. *Riv.ital. Om.*, Milano, 81 (1): 15-42.
- Bergmann H.H., Chappuis C. & Dingler K.H., 2015. *Vogelstimmen im Flug*. Musikverlag Edition AMPLE, Germering.
- Bergmann, H. H., Helb H. W., Baumann S. & Engländer W., 2016. *Die Stimmen der Vögel Europas auf DVD*. AULA-Verlag GmbH, Wiebelsheim.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2022. The birds of Italy. Volume 3. Cisticolidae-Icteridae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), “*historia naturae*” (10), 406 pp.
- Evans R., 2000. Applications of acoustic bird monitoring for the wind power industry. Pp. 141-152 in LGL Environmental Research Associates, eds. *Proceedings of National Avian Wind Power Planning Meeting, 27-29 May 1998, San Diego, California, USA*.
- Farnsworth A., 2005. Flight calls and their value for future ornithological studies and conservation research. *The Auk*, 122: 733-746.
- Giussani L., Bellani A., Poma C. & Casale F., 2021. Monitoraggio tramite registrazione acustica della migrazione notturna degli uccelli nel Parco Lombardo della Valle del Ticino (primavera 2020). *Bollettino Ornitologico Lombardo online*, 20 (2): 155-172.
- Kunz, T.H., Arnett E.B., Copper B.M., Erickson W. P., Larkin R.P., Mabee T., Morrison M.L., Strickland M.D. & Szewczak J.M., 2007. Assessing Impacts of Wind-Energy Development on Nocturnally Active Birds and Bats: A Guidance Document. *The Journal of Wildlife Management*, 71 (8): 2449-2486.
- Newton I., 2010. *Bird Migration*. Collins, London, 598 pp.
- Realini G., 2002. *Il flusso degli uccelli migratori in Liguria*. RGF S.a.s. edizioni, Milano, 198 pp.
- Sartore M. & Galli L., 2012. Dati sulla nidificazione dell’Aironcino (*Ardea cinerea*) nell’area urbana di Genova *Data about nesting of the Grey Heron (Ardea cinerea) in Genoa city*. *Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova*, 74: 67-76.
- Wroza S., 2019. *Les oiseaux par le son. Enregistrer. Identifier. Comprendre*. Delachaux et Niestlé, Paris, 144 pp.
- Wroza S., 2020. *Identifier les oiseaux migrateurs par le son*. Delachaux et Niestlé, Paris, 240 pp.
- Wroza S. & Rochefort J., 2021. *La migration nocturne par le son*. Delachaux et Niestlé, Paris, 144 pp.

SITOGRAHY

- Dalton A., 2022. VisMig; Rustic Bunting; Flight Calls. The VisMig Files #6. Blogbirder. <https://blogbirder.blogspot.com/2022/11/vismig-rustic-bunting-flight-calls.html>
- Gillings S., Moran N., Robb M., van Bruggen J. & Troost G., 2018. A Protocol for Standardised Nocturnal Flight Call Monitoring. BTO, Trektellen, SOVON, The Sound Approach. Vers. 1. https://trektellen.org/static/doc/Protocol_for_standardised_nocturnal_flight_call_monitoring_v01.pdf
- Kirkland M., 2026. Chirpity Noemig. Ver. 5.10.3. www.chirpity.net
- www.liguriabirding.net consulted on 28.12.2025
- www.trektellen.org consulted on 31.01.2026

UCCELLI NIDIFICANTI NEL LAZIO: AGGIORNAMENTO 2010-2025

MASSIMO BRUNELLI

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

Abstract - Breeding birds in Lazio: 2010-2025 update. This report presents data exclusively on confirmed breeding records in Lazio from 2010 to 2025 for 15 species for which no definitive evidence of breeding was obtained during the second Atlas of Breeding Birds in Lazio, covering the period 2000–2009. The analysis was based on a review of records from the Ornitho.it platform and relevant scientific literature.

Key words: Breeding species, Lazio.

Riassunto - Nel presente resoconto vengono riportati i dati relativi esclusivamente a nidificazioni accertate riscontrate nel Lazio nel periodo 2010-2025 relativi a 15 specie per le quali nel secondo Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio, che copriva il periodo 2000-2009, non erano state raccolte prove certe di nidificazione. L'indagine si è basata sulla consultazione della piattaforma web Ornitho.it e della bibliografia di settore.

Parole chiave: Specie nidificanti, Lazio.

INTRODUZIONE

Questo resoconto si propone di riunire le osservazioni relative alle specie che hanno nidificato nel Lazio nel periodo 2010-2025 per le quali non sono presenti dati di nidificazione “certa” nel secondo Atlante regionale degli uccelli nidificanti che copriva il periodo 2000-2009 (Brunelli *et al.*, 2011). Per quanto i dati raccolti non derivino da ricerche di campo mirate ed esaustive per il territorio regionale, la raccolta in una singola pubblicazione di tutte le osservazioni riportate mira a evitare la dispersione dei dati tra le piattaforme di citizen science e le note pubblicate in varie riviste di settore, rendendole di più facile consultazione in futuro.

AREA DI STUDIO E METODI

Ho indagato l'intera regione Lazio attraverso la consultazione della piattaforma www.ornitho.it e della bibliografia di settore disponibile. Ho preso in esame esclusivamente le specie per le quali è stata accertata la nidificazione nel periodo 2010-2025, ho quindi selezionato quelle che nel secondo Atlante regionale degli uccelli nidificanti (Brunelli *et al.*, 2011) non erano state rinvenute o per le quali i dati raccolti erano relativi solo a nidificazioni “probabili” o “eventuali”.

RISULTATI

Nel periodo 2010-2025 sono 15 le specie per le quali sono state raccolte prove certe di nidificazione nel Lazio successivamente alla conclusione del secondo Atlante regionale degli uccelli nidificanti (Tab. 1). Di seguito l'elenco delle specie rilevate con

le relative segnalazioni.

Specie	2010	2011	2012	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019	2020	2021	2022	2023	2024	2025
Pernice rossa	X	X											X			
Mestolone	X															X
Alzavola			X													
Sgarza ciuffetto		X		X	X						X	X	X	X	X	X
Marangone minore												X	X	X	X	X
Beccaccia di mare																X
Pettegola								X								
Gabbiano comune													X		X	X
Fratricello						X				X	X	X	X	X	X	X
Sterna zampanere														X		
Sterna comune						X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Falco di palude				X	X	X										
Grillaio		X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X	X
Cincia dal ciuffo													X	X		X
Sterpazzolina di Moltoni						X										

Tabella 1. Specie nidificanti nel Lazio nel periodo 2010-2005 non rinvenute, o la cui nidificazione non era stata ritenuta “certa”, in Brunelli *et al.* (2011) e anni in cui sono state accertate le nidificazioni.

Pernice rossa *Alectoris rufa*

Specie estranea all'avifauna regionale, presente solo in seguito ad immissioni o a colonizzazione naturale di individui provenienti da nuclei di origine antropogenica presenti in aree limitrofe. Negli anni 2010 e 2011 indagini mirate condotte nella Provincia di Viterbo hanno accertato la presenza della specie in alcuni settori a ridosso del confine con la Provincia di Grosseto dove è stata oggetto di immissioni (Primi *et al.*, 2013). Il 25 giugno 2022 una nidiata con 7 giovani è stata osservata presso Villa Santo Stefano (Frosinone) (E. De Santis com. pers.). Questi sarebbero i primi dati di nidificazioni per il Lazio successivi alla scomparsa della specie dai Monti Lepini dove era presente probabilmente l'unica popolazione acclimatata della Regione, frutto di immissioni a scopo venatorio (Corsetti, 1989; Boano *et al.*, 1995).

Mestolone *Spatula clypeata*

Il 19 giugno 2010 una femmina con 4 giovani al seguito è stata osservata in un laghetto di cava presso Graffignano (Viterbo) (Brunelli & Laurenti, 2010). Il 29 maggio 2025 la nidificazione di una coppia è stata accertata al P.N. del Circeo con l'osservazione di un pullo (Di Lieto, 2025). In precedenza era nota una sola nidificazione avvenuta nel 1974 (Brunelli & Fraticelli, 2010).

Alzavola *Anas crecca*

Il 7 agosto 2012 una femmina con 3 pulcini al seguito è stata osservata al CHM di Ostia (Roma) (M. Coppola in www.ornitho.it). In Brunelli *et al.* (2011) la specie era stata segnalata solo come nidificante “eventuale”. In precedenza sono molto scarse le notizie circa la nidificazione nel Lazio (Boano *et al.*, 1995).

Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides*

La specie è stata rinvenuta nidificante nel 2011 nella garzaia del Lago di San Giovanni Incarico (Frosinone) quando furono rinvenute 2 coppie di cui una intenta ad imbeccare i 3 pulli presenti nel nido (Roma, 2011). Nel 2013 furono rinvenute 4 coppie nella garzaia del Lago di Ripasottile (Rieti) (Sterpi *et al.*, 2013a), la nidificazione è stata confermata anche nel 2014 (Sterpi *et al.*, 2015) e nel 2020 (F. Boncompagni in www.ornitho.it), 2021 e 2022 rispettivamente con 4 e 2 coppie (M. Sterpi com. pers.). Nel 2016 la nidificazione di una coppia è stata accertata nella garzaia di San Giovanni Incarico (Frosinone) (Biancolini *et al.*, 2017). Durante il progetto “Garzaie Italia” (Albanese *et al.*, 2023) nel 2023 la specie è stata confermata come nidificante nelle due aree sopra riportate, rispettivamente con 4 e 2 coppie. Nella garzaia del Lago di Ripasottile la nidificazione è stata confermata anche nel 2024 e nel 2025 rispettivamente con 6 e 4 coppie (M. Sterpi com. pers.).

Marangone minore *Microcarbo pygmaeus*

Nella primavera 2021 la nidificazione di 16 coppie è stata accertata per la prima volta nel Lazio nella R.N.R. dei laghi Lungo e Ripasottile (Sterpi *et al.*, 2021). La nidificazione è stata confermata anche negli anni successivi con un incremento costante della consistenza: 26 coppie nel 2022, 35 nel 2023, 45 nel 2024 e nel 2025 (Albanese *et al.*, 2023; M. Sterpi com. pers.). Nella primavera 2025 la nidificazione di 3 coppie è stata accertata per la prima volta anche nella R.N.R. Nazzano, Tevere-Farfa (Roma) (Angelici *et al.*, 2025). Si tratta delle prime nidificazioni della specie accertate per il Lazio.

Beccaccia di mare *Haematopus ostralegus*

Una coppia ha nidificato nella primavera 2025 sul litorale romano presso Furbara (Roma), le uova deposte sono state predate a pochi giorni dalla schiusa (L. Pietrelli com. pers.). Si tratta della prima nidificazione della specie accertata per il Lazio.

Pettegola *Tringa totanus*

A partire dal 2001 vari tentativi di nidificazione hanno riguardato le Saline di Tarquinia (Viterbo) poi il 30 giugno 2017 è stato documentato il trasporto di imbeccate verso pulli presenti in un nido posto su un argine delle Saline (Biondi, 2018). Si tratta della prima nidificazione della specie accertata per il Lazio.

Gabbiano comune *Larus ridibundus*

Un nido con tre uova è stato rinvenuto nella primavera 2022 nelle Saline di Tarquinia, la nidificazione non ha però avuto successo per la probabile predazione delle uova (Biondi *et al.*, 2022b). Nello stesso sito, nel 2024 e nel 2025, una coppia si è riprodotta con successo con l'involto di un giovane (S. Celletti com. pers.; M. Scutellà in www.ornitho.it). Si tratta delle prime nidificazioni della specie accertate per il Lazio.

Fratricello *Sternula albifrons*

Nella primavera 2015 nelle Saline di Tarquinia fu riscontrata la prima nidificazione, senza successo, di una coppia (Biondi, 2017). A partire dal 2019 la specie ha iniziato a nidificare con regolarità (M. Scutellà in www.ornitho.it) e in una indagine svolta nel 2022 furono stimate 13 coppie nidificanti (Biondi *et al.*, 2022a). La nidificazione è stata confermata anche negli anni successivi (M. Biondi, S. Celletti, L. de Checchi, E. Fulco, M. Scutellà, A. Senese in www.ornitho.it). Si tratta delle prime nidificazioni della specie accertate per il Lazio.

Sterna zampanere *Gelochelidon nilotica*

Il 10 giugno 2023 un nido veniva rinvenuto nelle Saline di Tarquinia (M. Scutellà in www.ornitho.it). La nidificazione non ha avuto successo, probabilmente a causa di predazione delle uova. Si tratta della prima nidificazione riscontrata per il Lazio.

Sterna comune *Sterna hirundo*

Nel periodo 2015-2020 nelle Saline di Tarquinia la specie ha nidificato con 1-5 coppie e 9 coppie nel 2022 (Biondi *et al.*, 2016, 2022a; Biondi, 2017, 2018; S. Celletti, S. Hueting, M. Scutellà in www.ornitho.it). Il successo riproduttivo è stato sempre molto scarso a causa dei fallimenti precoci dovuti principalmente a predazione e a una gestione non idonea dei livelli delle acque.

Falco di palude *Circus aeruginosus*

Una coppia ha nidificato con successo nel 2013 nella R.N.R. dei laghi Lungo e Ripasottile (Sterpi *et al.*, 2013b). La nidificazione è stata accertata nella stessa area anche nel 2014 (2 giovani involati) e nel 2015 (1 giovane involato) ma non più negli anni successivi (M. Sterpi com. pers.).

Grillaio *Falco naumanni*

La nidificazione di una coppia è stata accertata per la prima volta nel Lazio nel 2011 in una località presso Tarquinia nella Z.P.S. dei Monti della Tolfa (Hueting & Molajoli, 2011). Negli anni seguenti il sito è divenuto sede di una colonia attualmente costituita da circa 20 coppie nidificanti quasi esclusivamente in nidi artificiali appositamente predisposti (Hueting, 2017; *oss.pers.*). Nel 2015 sono state rinvenute le prime coppie nidificanti nel centro storico di Tarquinia dove nel 2017 ne sono state stimate 20-25 (Hueting, 2017). Nel 2020 una coppia si è riprodotta con successo con l'involto

di tre giovani presso Sezze (Latina) (Di Lieto, 2021), in questa area la nidificazione non è stata riconfermata negli anni successivi.

Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus*

Nella primavera del 2022 la nidificazione della specie è stata accertata nel R.N.R. di Monte Rufeno (Viterbo) e riconfermata nel 2025 (F. Barberini e M. Faggi in www.ornitho.it); nel 2023 una nidificazione viene segnalata presso Tuscania (Viterbo) (L. Giussani in www.ornitho.it) e nel 2025 nuovamente nella prima località citata (M. Faggi in www.ornitho.it)

Sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina*

Il 27 maggio 2015 la nidificazione di una coppia è stata accertata nel P.N.R. di Monte Orlando nel comune di Gaeta (Latina) nella medesima area dove erano stati già raccolti indizi di nidificazione negli anni 2013 e 2014 (Coppola, 2014, 2016).

DISCUSSIONE

L'indagine ha evidenziato come nidificanti "certe" 15 specie non presenti come tali nell'ultimo Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio (Brunelli *et al.*, 2011). Per Pernice rossa, Alzavola, Pettegola e Sterna comune si tratta di conferme in quanto erano state rilevate nell'Atlante citato solo come nidificanti "probabili" o "eventuali"; per Mestolone, Sgarza ciuffetto, Falco di palude e Grillaio si tratta di specie che avevano nidificato in passato ma per le quali mancavano prove certe di nidificazione da oltre cinquant'anni (Di Carlo & Castiglia, 1981; Boano *et al.*, 1995; Brunelli & Fraticelli, 2009; Aradis *et al.*, 2012); per le rimanenti sette si tratta di specie per le quali non sono noti casi di nidificazione accertata, neanche in tempi storici (Patrizi Montoro, 1909; Brunelli & Fraticelli, 2009): per Beccaccia di mare, Pettegola, Gabbiano comune e Sterna zampenere si tratta di nidificazioni isolate in aree disgiunte da quelle note per l'Italia (Lardelli *et al.*, 2022) da considerarsi attualmente soltanto nidificazioni occasionali; anche per la Sterpazzolina di Moltoni i dati acquisiti evidenziano un carattere di occasionalità ma la recente separazione tassonomica dalla Sterpazzolina comune *Sylvia cantillans* e la vicinanza con l'areale noto per l'Italia (Lardelli *et al.*, 2022) potrebbero far supporre una maggiore diffusione; per Marangone minore e Cincia dal ciuffo il Lazio è invece interessato dalla progressiva espansione di areale che queste specie stanno avendo in Italia (Lardelli *et al.*, 2022).

Allo stato attuale delle conoscenze solo il Grillaio e il Marangone minore sono presenti sul territorio regionale con popolazioni nidificanti sufficientemente consistenti e con un trend positivo tale da poter essere considerate acquisite tra l'avifauna nidificante nel Lazio. Per il Fraticello e la Sterna comune, sebbene abbiano iniziato a nidificare già a partire dal 2015, il futuro appare ancora incerto a causa della ridotta consistenza di coppie nidificanti, dei frequenti fallimenti delle nidificazioni e della concentrazione nel solo sito delle Saline di Tarquinia. Una maggiore attenzione nella gestione di questo sito, in particolare il controllo dei predatori terrestri e la gestione

dei livelli delle acque, sarebbe di fondamentale importanza per la conservazione sia di queste specie sia di altre quali la Volpoca *Tadorna tadorna*, il Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus* e l'Avocetta *Recurvirostra avosetta* per le quali le Saline di Tarquinia rivestono particolare interesse a livello regionale (Biondi *et al.*, 2022a).

Ulteriori indagini sarebbero necessarie per accertare se la Pernice rossa possa essere considerata acclimatata nelle aree individuate nelle Provincia di Viterbo da Primi *et al.* (2013).

Tra le specie presenti in Brunelli *et al.* (2011) solo come nidificanti “probabili” o “eventuali” figurano anche Colombella *Columba oenas*, Bigia grossa *Sylvia hortensis*, Cincia alpestre *Poecile montanus* e Crociere *Loxia curvirostra*. Ad eccezione della Cincia alpestre per la quale, a seguito della revisione dei dati, si ritiene che non sia presente in Appennino centrale (Brunelli & Fraticelli, 2019), per le altre non risultano nidificazioni accertate nel periodo preso in esame ma solo singoli dati di nidificazione “eventuale” (www.ornitho.it) sarebbero pertanto auspicabili indagini mirate.

Ringraziamenti. Per le informazioni fornite desidero ringraziare Stefano Celletti, Emiliano De Santis, Loris Pietrelli, Stefano Sarrocco, Marco Scutellà, Alberto Sorace e Maurizio Sterpi. Un ringraziamento anche al Gruppo di Conduzione di Ornitho.it per aver messo a disposizione i dati relativi alle nidificazioni accertate e a Fulvio Fraticelli per la rilettura del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Albanese G., Baghino L., Capobianco G., De Lisio L., Fasola M., Fulco E., Giacchini P., Gola L., Gustin M., Ientile R., Laurenti S., Liuzzi C., Maistri R., Morganti M., Pedrini S. P., Pellegrini M., Pinna G., Puglisi L., Romano C., Sarà M., Sarrocco S., Scarton F., Sighele M., Surdo S., Tamietti A., Tinarelli R., Urso S., Utmar P., Velatta F., Verza E., Vocan G., 2023. The Italian census of colonial herons and associated waterbirds. In Brambilla M., Martinoli A. (Eds.), 2023. Atti XXI Conv. It. Ornitologia. CISO - Centro Italiano Studi Ornitologici.
- Angelici C., Bassi S., Brunelli M. & Petrelli M., 2025. Prima nidificazione di Marangone minore *Microrcarbo pygmaeus* nella Riserva Naturale Regionale Nazzano, Tevere-Farfa (Lazio, Italia centrale). *Alula*, 32 (2) <https://doi.org/10.60990/alula.2025.25>
- Aradis A., Sarrocco S. & Brunelli M., 2012. Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. *Quaderni Natura e Biodiversità* 2/2012 ISPRA.
- Biancolini D., Angelici C., Biondi M., Brunelli M., Demartini L., Mantero F., Muratore S., Papi R., Sterpi L., Sterpi M., Sarrocco S., 2017. Le garzaie del Lazio: aggiornamento al 2016. *Alula*, 24 (1-2): 13-27.
- Biondi M., 2017. Andamento dei parametri riproduttivi di alcune specie target nidificanti nelle Saline di Tarquinia (Viterbo, Lazio, Italia centrale): 2015-2017. *Alula*, 24 (1-2): 117-119.
- Biondi M., 2018. Saline di Tarquinia (VT), le specie acquatiche nidificanti nel 2017: trend e suggerimenti gestionali. *Gli Uccelli d'Italia*, 43: 47-60.
- Biondi M., Muratore S., Pietrelli L., 2022a. Nidificazioni di particolare interesse alle Saline di Tarquinia (VT). *Gli Uccelli d'Italia*, 47: 56-66.
- Biondi M., Muratore S., Pietrelli L., 2022b. Primo tentativo riproduttivo del Gabbiano comune *Chroicocephalus ridibundus* nel Lazio (Saline di Tarquinia, VT). *Gli Uccelli d'Italia*, 47: 142-144.

- Biondi M., Pietrelli L. & Muratore S., 2016. Nuovi dati sulla nidificazione della Sterna comune *Sterna hirundo* nel Lazio. *Gli Uccelli d'Italia*, 41: 161-163.
- Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M., 1995. Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio. *Alula*, 2 (1-2): 1-224.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2009. 100 anni di ornitologia nel Lazio. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Gustin M., Sarrocco S. & Sorace A. (a cura di), 2009. *Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia*. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. *Alula*, 16 (1-2): 479-484.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2010. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al 2009. *Rivista italiana di Ornitologia*, 89 (1): 3-20.
- Brunelli M. & Fraticelli F., 2019. Sulla presenza della Cincia alpestre *Poecile montanus* in Appennino centrale. *Rivista italiana di Ornitologia*, 89 (2) <https://doi.org/10.4081/rio.2019.442>
- Brunelli M. & Laurenti S., 2010. Nidificazione di Mestolone *Anas clypeata* nel Lazio. *Gli Uccelli d'Italia*, 35: 84-85.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., De Felici S., Boano A., Guerrieri G., Meschini A., Roma S. (a cura di), 2011. *Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma, 464 pp.
- Coppola M., 2014. Probabile nidificazione della Sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina* nel Lazio. *Alula*, 21 (1-2): 78-79.
- Coppola M., 2016. Conferma della nidificazione della Sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina* nel Lazio. *Alula*, 23 (1-2): 129.
- Corsetti L., 1989. *Atlante ornitologico dei Monti Lapini*. Ypothèkai, Bollettini Consorzio delle Biblioteche dei Monti Lapini, Anno V.
- Di Carlo E.A. & Castiglia G., 1981. Risultati di ricerche ornitologiche effettuate nell'area dei laghi Velini. *Gli Uccelli d'Italia*, 6: 127-170.
- Huetting S., 2017. Il Grillaio in Lazio. In: La Gioia G., Melega L. & Fornasari L. *Piano d'Azione nazionale per il Grillaio (Falco naumanni)*. *Quad. Cons. Natura*, 41, MATTM -- ISPRA, Roma: 84-86.
- Huetting S. & Molajoli R., 2011. Nidificazione di Grillaio *Falco naumanni* nel Lazio. *Alula*, 18: 146-147.
- Lardelli R., Bogliani G., Bricchetti 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). *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11), 704 pp.
- Patrizi Montoro F., 1909. *Materiali per un'avifauna della provincia di Roma*. *Boll. Soc. Zool. It.*, 10:1-103.
- Primi R., Serrani F., Viola P., Corsini A., L a Bella M., Amici A., 2013. Is the red-legged partridge *Alectoris rufa* naturally colonising the north of Lazio region, Italy? *Avocetta*, 37 (2): 99-103.
- Roma S., 2011. Prima nidificazione di Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides* nel Lazio (Italia centrale). *Gli Uccelli d'Italia*, 36: 115-116.
- Sterpi L., Sterpi M., Pastorelli S., Malfatti P. & Cento M., 2013a. Nidificazioni di Garzetta *Egretta garzetta* e Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides* nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale). *Alula*, 20 (1-2): 151-154.
- Sterpi L., Sterpi M., Pastorelli S., Cento M. & Sarrocco S., 2013b. Nidificazioni di Falco di palude *Circus aeruginosus* nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale). *Alula*, 20 (1-2): 149-151.
- Sterpi L., Sterpi M., Pastorelli S., Malfatti P. & Cento M., 2015. Nuove nidificazioni di Garzetta *Egretta garzetta*, Nitticora *Nycticorax nycticorax* e Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides* nella Riserva Naturale Regionale dei Laghi Lungo e Ripasottile (Lazio, Italia centrale). *Gli Uccelli d'Italia*, 40: 89-92.

IL BIANCONE *Circaetus galligus* NIDIFICANTE NELLE MARCHE SETTENTRIONALI

FEDERICO FANESI

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

Abstract – The Short-toed Eagle *Circaetus galligus* nesting in the northern Marche. This study presents one of the first evaluations of the ecology and reproductive biology of the Short-toed Eagle in the Marche region and in the eastern part of Italian peninsula. The monitoring, started in March 2017, continued until September 2025, covering a study area that extends for 1.228 km² between the Marchigiana and Umbro-Marchigiana Ridges, in the provinces of Ancona and Pesaro and Urbino in the northern Marche region. The identified population consists of 16 pairs: 13 confirmed nesting pairs and 3 probable nesting pairs. Since the beginning of the monitoring, 40 nesting attempts have been verified: 37 with a fledged chick and 3 failed nesting pairs. The reproductive success, calculated as the ratio between the number of fledged juvenile (J) and the number of territorial pairs (T) for each of the breeding seasons between 2022 and 2025, highlights a good conservation status of the population, threatened by deforestation carried out for firewood production and by the possible large-scale spread of wind-farms.

Key words: Short-toed Eagle, Snake Eagle, *Circaetus galligus*, Marche, Italy, nesting.

Riassunto – Questo studio presenta una delle prime valutazioni dell'ecologia e della biologia riproduttiva del Biancone nelle Marche e nella parte orientale della penisola italiana. Il monitoraggio, iniziato a marzo 2017, è proseguito fino a settembre 2025 monitorando un'area di studio che si estende per 1.228 km² tra la Dorsale Marchigiana e quella Umbro-Marchigiana in provincia di Ancona e di Pesaro e Urbino nelle Marche settentrionali. La popolazione individuata è costituita da 16 coppie: 13 nidificanti certe e 3 probabili. Dall'inizio del monitoraggio sono state verificate 40 nidificazioni: 37 con involo di un giovane e 3 fallite. Il successo riproduttivo, calcolato come rapporto tra il numero di giovani involati (J) e il numero di coppie territoriali (T) per ciascuna delle stagioni riproduttive comprese tra il 2022 e il 2025, evidenzia un buono stato di conservazione della popolazione, minacciata dai disboscamenti effettuati per produrre legna da ardere e dalla possibile diffusione su larga scala di parchi eolici.

Parole chiave: Biancone, *Circaetus galligus*, Marche, Italia, nidificazione.

INTRODUZIONE

Il Biancone *Circaetus galligus* è un rapace a corologia paleartico-orientale appartenente alla famiglia degli *Accipitridae*, che si distingue dalle altre specie presenti in Italia per la sua dieta stenofaga basata sul consumo di serpenti (Campora & Cattaneo, 2006; Petretti, 2008).

Considerato in Italia nidificante regolare (Baccetti *et al.*, 2021), la popolazione riproduttiva è stimata tra 625 e 1025 coppie (Premuda *et al.*, 2015; Bricchetti & Fracasso, 2018). Specie migratrice a lungo raggio, la maggior parte degli individui trascorre la stagione invernale nella fascia del Sahel nell'Africa subsahariana (Petretti, 2008).

Nelle Marche è ritenuta specie migratrice regolare e nidificante (Giacchini,

2003). Uno studio condotto da Marini *et al.*, (2015) nel territorio regionale ha individuato 11 coppie nidificanti certe (4 in provincia di Pesaro e Urbino e 1 in provincia di Ancona), 9 probabili e 8 eventuali. La prima coppia nidificante accertata in provincia di Ancona risale al 2005 presso il Parco Naturale Gola della Rossa e di Frasassi (Angelini, 2007) mentre in provincia di Pesaro e Urbino, alla fine del XX secolo, la specie non era considerata nidificante (Pandolfi & Giacchini, 1995). Tuttavia, Poggiani & Dionisi (2019) segnalano la presenza di una coppia riproduttiva tra il 1984 e il 1985 nella zona di Bocca Serriola (PG), al confine tra le province di Pesaro e Urbino e Perugia.

In aree limitrofe a quella di studio è stata individuata come nidificante possibile e probabile in sei unità di rilevamento discrete (particelle UTM km 10x10) del Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria (Velatta *et al.*, 2019) al confine con la provincia di Pesaro e Urbino. Nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna la nidificazione è stata considerata come ipotetica (Ceccarelli *et al.*, 2019) mentre in Romagna la prima nidificazione accertata risale al 2019 nel comune di Santa Sofia (FC) (Laghi *et al.*, 2020).

Specie Particolarmente Protetta dalla L. 157/92, è inclusa nell'allegato I alla Direttiva Uccelli 2009/147/CE e nell'allegato II alla Convenzione di Berna, con status di conservazione rivisto da specie vulnerabile (VU) a specie a minor preoccupazione (LC) nell'aggiornamento della Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia del 2021 (Gustin *et al.*, 2021).

La presente ricerca è stata condotta con l'intento di approfondire la conoscenza a livello regionale dell'ecologia e della biologia riproduttiva del Biancone.

AREA DI STUDIO

L'area di studio si estende su una superficie di circa 1.228 kmq in provincia di Ancona (AN) e Pesaro e Urbino (PU) tra la Dorsale Marchigiana e la Dorsale Umbro-Marchigiana nelle Marche settentrionali. Sono state monitorate le zone alto-collinari e montane comprese in parte nel bacino idrografico del fiume Foglia nei comuni di Urbino, Peglio, Sassocorvaro Auditore (PU), nei bacini idrografici dei fiumi Metauro (PU), Cesano (AN e PU), Misa-Nevola (AN) e in parte nel bacino del torrente Sentino nei comuni di Genga e Sassoferrato (AN) (Fig. 1).

I boschi occupano un'ampia superficie, essendo una delle associazioni vegetali più comuni, specialmente nelle aree più interne al confine con l'Umbria. Sono per lo più costituiti da querceti mesoxerofili e xerofili, ostrieti, corilo-carpineti, cerrete e tratti a sclerofille sempreverdi (leccete) gestiti a ceduo per la produzione di legna da ardere, mentre alle quote più elevate sono presenti lembi di faggeta. Sui rilievi collinari e montani, alternate ai boschi, si estendono praterie secondarie e prati cespugliati pascolati da bovini, equini e ovini; frequenti anche i prati sfalciati per la produzione di fieno (Poggiani, 2014). I rimboschimenti a conifere, piuttosto diffusi, sono stati classificati, in relazione alla fascia altitudinale di riferimento, in rimboschimenti a conifere della fascia delle latifoglie supramediterranee e in rimboschimenti a coni-

ferre della fascia montana del Faggio *Fagus sylvatica*. Realizzati nel secolo scorso, sono stati utilizzati principalmente i seguenti taxa: Pino domestico *Pinus pinea*, Pino d'Aleppo *Pinus halepensis*, Pino marittimo *Pinus pinaster*, Pino nero *Pinus nigra*, Cipresso *Cupressus sempervirens*, Cipresso dell'Arizona *Cupressus arizonica* e di Monterey *Cupressus macrocarpa*, Pino silvestre *Pinus sylvestris*, Cedro dell'Atlante *Cedrus atlantica*, Abete rosso *Picea abies*, Abete greco *Abies cephalonica* e Abete bianco *Abies alba* (Ipla, 2001). Nelle valli e a quote collinari l'antropizzazione e la densità abitativa aumentano così come le superfici coltivate. Tra le colture agricole dominano i cereali autunno-vernini avvicendati con il Girasole *Helianthus annuus*, mentre l'Erba medica *Medicago sativa* è la coltura foraggera più comune. In alternanza ai seminativi si trovano macchie di latifoglie e superfici calanchive caratterizzate da associazioni vegetali erbacee e arbustive.



Figura 1. Mappa dell'area di studio delimitata in celeste, con i siti della rete Natura 2000 evidenziati in arancione e identificati da numeri: ZPS IT5310011 – Bocca Serriola (1); ZPS IT5310018 – Serre del Burano (2); ZPS IT5310030 – Monte Nerone e Monti di Montiego (3); ZPS IT5310031 – Monte Catria, Monte Acuto e Monte della Strega (4); ZPS IT5320016 – Valle Scappuccia (5); ZPS IT5310029 - Furlo (6); ZPS IT5310027 – Mombaroccio e Beato Sante (7), inclusa nel monitoraggio anche se separata dal nucleo principale dell'area di studio, e la Zona Speciale di Conservazione (ZSC) IT5310010 Alpe della Luna – Bocca Trabaria (8).

METODI

La ricerca è stata condotta dal 2017 al 2025, effettuando monitoraggi annuali tra il 15 marzo e il 30 settembre per coprire l'intera stagione riproduttiva della specie, con particolare riferimento al periodo 2022-2025. Nel periodo di studio sono state realizzate 639 singole osservazioni di Biancone durante 461 giornate di rilevamento, con una media di 51 giornate di rilevamento all'anno. Le osservazioni sono state eseguite utilizzando un cannocchiale con oculare 20x-60x, un binocolo 10x42 e fotocamere dotate di teleobiettivo.

Sulla base della conoscenza del territorio, delle informazioni bibliografiche relative alla biologia e all'ecologia della specie reperibili a livello nazionale (Campora & Cattaneo, 2006; Petretti, 2008; Baghino *et al.*, 2009; Cauli *et al.*, 2021) e locale (Angelini & Scotti, 2013; Marini *et al.*, 2015; Laghi *et al.*, 2020), e con il supporto del software Google Earth Pro, sono state individuate le aree che sembravano possedere requisiti adatti a ospitare la specie nel periodo riproduttivo. I principali criteri utilizzati per la selezione sono stati i seguenti: presenza di superficie boschiva adeguata e composizione del bosco con piante di dimensioni adatte a ospitare il nido; acclività dei versanti vallivi; ridotta antropizzazione. Verificata la presenza regolare di esemplari adulti in una zona, l'indagine è stata approfondita mediante appostamenti e transetti per localizzare l'albero del nido o l'area di massima attività di una coppia, rappresentata dal bosco che circonda l'albero del nido, definita come area del nido da Petretti, (2008). Diversamente da altri studi in cui i rilevamenti sono stati eseguiti da punti di osservazione elevati (Petretti, 2008; Cauli *et al.*, 2021), in questa ricerca è stata sfruttata anche la rete stradale e sentieristica situata nei fondovalle, per avere visuale sui versanti vallivi dove la specie normalmente nidifica.

La valutazione della riproduzione delle coppie è stata effettuata in conformità con i codici di nidificazione di Ornitho.it, considerando la nidificazione:

- certa nel caso dell'osservazione di un adulto in cova o di un nido contenente il giovane (codici 18 e 19) o di ripetute osservazioni in prossimità del nido o del sito di nidificazione di giovani in piumino o che hanno lasciato il nido da poco e incapaci di volare su lunghe distanze (codice 13);
- probabile nel caso dell'osservazione di una coppia (codice 4), di una coppia intenta in parate nuziali (codice 6), d'individui adulti in atteggiamento di difesa del territorio (codice 5), d'individui adulti che visitano un probabile sito di nidificazione diverso da un sito di riposo (codice 7) o di adulti impegnati nel trasporto di materiale o nella costruzione del nido (codice 10).

L'osservazione di adulti che trasportano cibo per i giovani durante il periodo di nidificazione (codice 16), di norma utilizzata per descrivere una nidificazione certa, è stata considerata, ma contestualizzata a causa dei lunghi tragitti che gli adulti possono compiere con il serpente catturato, anche a distanza notevole dall'area del nido.

I siti riproduttivi sono stati georeferenziati utilizzando il software Google Earth Pro, che è stato impiegato anche per valutare la quota di nidificazione, la distanza da strutture e le distanze tra le aree dei nidi. La stima degli home range, della distanza minima e minima media tra le aree dei nidi è stata effettuata secondo la metodologia proposta da Petretti (2008). Per la stima degli home range, le località più lontane raggiunte dagli esemplari di una coppia sono state individuate analizzando il materiale fotografico ottenuto in un breve lasso temporale e il riconoscimento dei singoli individui effettuato in base allo stato di muta e per segni distintivi del piumaggio. Per il calcolo della distanza minima media, invece, una coppia nidificante in un'area particolarmente isolata rispetto alle altre è stata esclusa dalla valutazione per non alterare il risultato.

Lo studio della popolazione è stato condotto calcolando il successo riproduttivo come rapporto tra il n. di giovani involati (J) e il n. di coppie territoriali (T) per ciascuna delle ultime quattro stagioni riproduttive (2022, 2023, 2024 e 2025) in cui è stato rilevato il maggior n. di coppie, determinando anche il valore medio riferito allo stesso intervallo temporale.

RISULTATI

Il monitoraggio ha rilevato la presenza di 16 coppie territoriali: 13 nidificanti certe e 3 probabili (Tab. 1) (Fig. 2).

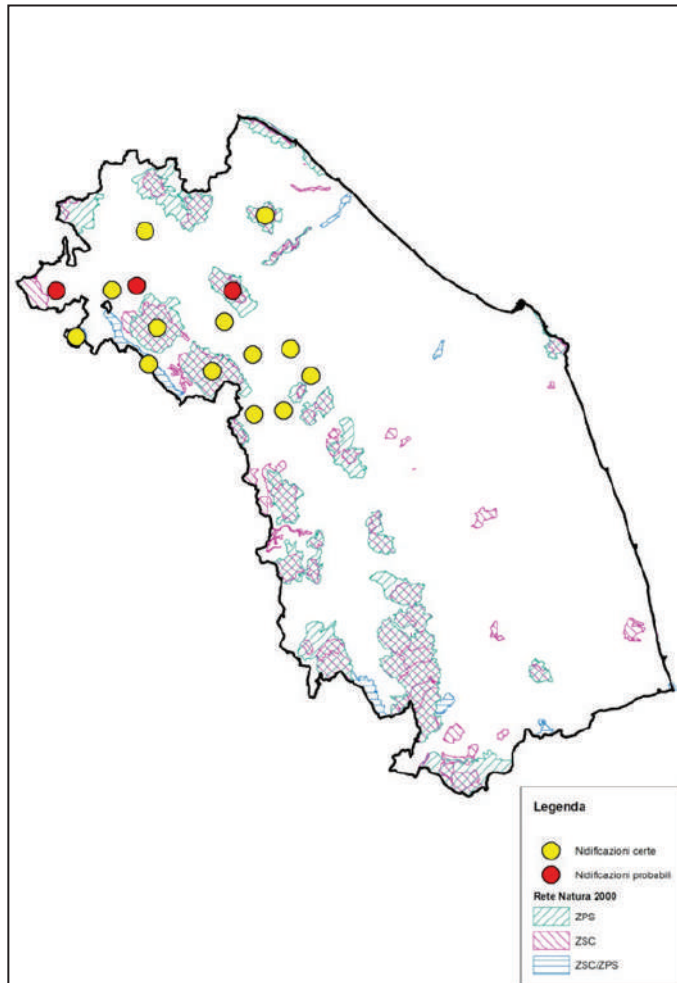


Figura 2. Distribuzione dei siti riproduttivi di Biancone individuati nell'area di studio.

Tabella 1. Popolazione di Biancone rilevata nell'area di studio nel periodo 2017-2025. Coppia A=Alto bacino idrografico dei fiumi Misa-Nevola coppia n°1; Coppia B=Alto bacino idrografico dei fiumi Misa-Nevola coppia n°2; Coppia C=ZPS Bocca Serriola; Coppia D=Alto bacino idrografico del fiume Candigliano; Coppia E=ZPS Monte Nerone e Monti di Montiego; Coppia F=ZPS Mombaroiccio e Beato Sante; Coppia G=ZPS Monte Catria, Monte Acuto e Monte della Strega; Coppia H=ZPS Serre del Burano; Coppia I=Alto bacino idrografico del fiume Cesano; Coppia J=Medio bacino idrografico del fiume Foglia; Coppia K=ZPS Furlo; Coppia L=Alto bacino idrografico del fiume Metauro; Coppia M=Medio bacino idrografico del torrente Sentino; Coppia N=Alto bacino idrografico del torrente Sentino; Coppia O=Medio bacino idrografico del fiume Metauro; Coppia P=Alto bacino idrografico del torrente Tarugo.

Anno	Coppia	Albero nido	Quota albero del nido	Esposizione valle nidificazione	Esito nidificazione	Nota
2025	A	latifoglia	400	sud-est	certa	nido nelle stesso nucleo di latifoglie del 2024
	B	latifoglia	550	sud	certa	albero del nido in bosco deciduo misto di latifoglie (Carpino, Orniello, Roverella, Cerro, <i>Acer</i> sp.)
	C	/	/	sud	fallita	coppia territoriale presente nella stessa area del nido degli anni precedenti ma nessun giovane osservato tra agosto e settembre
	D	/	/	sud	fallita	coppia territoriale presente nella stessa area del nido degli anni precedenti ma nessun giovane osservato tra agosto e settembre
	E	conifera	550	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane nella stessa area del nido degli anni precedenti
	F	/		sud	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
	G	conifera	600	sud	certa	nido sullo stesso esemplare arboreo del 2024
	H	/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane nella stessa area di boschi decidui misti di latifoglie (Faggio, Cerro, Carpino, Orniello, <i>Acer</i> sp. ecc.) delle stagioni precedenti
	I	latifoglia	550	sud-ovest	certa	nido nello stesso nucleo di latifoglie della stagione 2024
	J	/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane; non individuato l'albero nido
	K	/	/	/	probabile	
	L	/	/	/	probabile	
	2024	M	conifera	460	sud-est	certa
N		conifera	550	sud	certa	coppia territoriale con giovane; individuato l'albero nido
O		/	/	/	probabile	
P		latifoglia	450	nord	certa	coppia territoriale con giovane nidificante su versante esposto a ovest
A		/	/	sud-est	certa	traslocazione in un tratto di bosco di latifoglie limitrofo al rimboschimento utilizzato fino al 2023
B		/	/	sud	certa	verificata presenza coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
C		/	/	sud	certa	coppia territoriale con giovane presente nel sito riproduttivo dell'anno precedente; bosco area del nido cerreta
D		conifera	550	sud	certa	coppia territoriale con giovane nella stessa area del nido degli anni precedenti
E		/	/	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
F		/	/	sud	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
G		conifera	600	sud	certa	coppia territoriale con giovane nella stessa area del nido dell'anno precedente
H		/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane nella stessa area di boschi decidui misti di latifoglie (Faggio, Cerro, Carpino, Orniello, <i>Acer</i> sp. ecc.) della stagione precedente
I		latifoglia	550	sud-ovest	certa	nido in bosco di latifoglie
J	/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane	
K	/	/	/	probabile		
L	/	/	/	probabile		

2023	A	conifera	400	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane presente nel sito riproduttivo degli anni precedenti
	C	/	/	sud	certa	coppia territoriale con giovane; bosco area del nido cerreta
	D	/	/	sud	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
	E	/.	/	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
	F	/	/	sud	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
	G	/	/	sud	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
	H	/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane in un'area di boschi decidui misti di latifoglie (Faggio, Cerro, Carpino, Orniello, <i>Acer ssp.</i> ecc.); non individuati area del nido e albero nido
	K	/	/	/	probabile	
	L	/	/	/	probabile	
2022	A	conifera	400	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane presente nel sito riproduttivo degli anni precedenti
	C	/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane; non individuati area del nido e albero nido
	D	/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane; non individuati area del nido e albero nido
	E	/	/	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane; individuata area del nido ma non l'albero nido
2021	A	conifera	400	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane presente nel sito riproduttivo degli anni precedenti
	C	/	/	/	certa	coppia territoriale con giovane; non individuati area del nido e albero nido
2020	A	conifera	400	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane presente nel sito riproduttivo degli anni precedenti
2019	A	conifera	/	sud-est	fallita	coppia territoriale nel sito riproduttivo degli anni precedenti ma nessun giovane osservato tra agosto e settembre
2019	K	/	/	/	probabile	
2018	A	conifera	400	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane nidificante in rimboscimento
2018	K	/	/	/	probabile	
2017	A	/	/	sud-est	certa	coppia territoriale con giovane

Le nidificazioni controllate sono state 40: 37 con esito positivo e involo di un giovane, 3 fallite. Il successo riproduttivo della popolazione monitorata nel periodo 2022-2025 è riportato in Tab. 2 mentre il valore medio riferito allo stesso periodo è di 0,83 J/T. Per quanto riguarda la sola coppia A monitorata da più tempo, la media dei giovani involati nel periodo 2017-2025 è stata di 0,89.

Tabella 2. Parametri riproduttivi della popolazione di Biancone (dal 2022 al 2025).

Anno	Coppie territoriali (T)	Giovani involati (J)	Successo riproduttivo (J/T)
2022	4	4	1
2023	9	7	0,78
2024	12	10	0,83
2025	16	11	0,69

Le 3 coppie nidificanti probabili sono state osservate regolarmente in atteggiamento di difesa del territorio in aree alto collinari con caratteristiche ambientali simili ai siti dove sono state verificate le nidificazioni, senza però fornire evidenze di attività riproduttiva in corso.

Le 13 coppie considerate nidificanti certe sono state verificate attraverso l'involto dei giovani. Quando possibile sono stati individuati l'area del nido e l'albero del nido, monitorando i gruppi familiari fino alla partenza per i quartieri di svernamento.

L'arrivo e l'insediamento delle coppie sono stati verificati entro la prima decade di aprile di ogni stagione. L'osservazione più precoce di un adulto in volo nelle vicinanze di un'area di nidificazione è stata effettuata il 16 marzo, sebbene non esistano elementi per escludere un soggetto in stop-over migratorio. I primi esemplari territoriali posati nell'area del nido o impegnati nella costruzione del nido sono stati contattati dal 19 marzo, mentre alla fine dello stesso mese sono stati osservati in due occasioni bianconi in volo a festoni, di cui uno di fronte al pendio dov'è avvenuta la nidificazione. Tale volo è stato osservato una terza volta nello stesso sito a metà maggio, durante la fase conclusiva di un comportamento agonistico intraspecifico.

Le aree dei nidi sono state localizzate in vallate boschose difficilmente accessibili a causa della fitta vegetazione e della pendenza dei versanti. 9 aree sono caratterizzate da boschi misti di latifoglie (*Quercus* sp., Carpino *Carpinus* sp., Orniello *Fraxinus ornus*, Leccio *Quercus ilex*, ecc.) alternati a rimboschimenti a conifere sia puri sia misti (Fig. 3), 3 da boschi misti di latifoglie e 1 da cerreta. Esposte prevalentemente nei quadranti termofili (Tab. 1), le valli si trovano a breve distanza da spazi aperti come prati-pascoli, prati-pascoli arbustati, aree ecotonali e agricole utilizzati per la caccia. Nel 2025 la distanza minima tra le aree dei nidi è stata di 6 km circa, la distanza massima di 14 km circa con una distanza minima media di 9 km circa. Le coppie, monitorate durante più stagioni riproduttive, sono tornate a occupare ogni anno la medesima area del nido, mostrando elevata filopatria. La prima individuata è stata confermata come nidificante dal 2017 al 2023 nello stesso tratto di rimboschimento con piante di Pino d'Aleppo. Dal 2024 si è trasferita a poche decine di metri su Leccio, in un tratto di bosco misto di latifoglie, rappresentando l'unico caso di traslocazione verificato. Nel 2025 sono stati individuati 8 alberi nido: 4 conifere (*Cupressus sempervirens* var. *horizontalis*; *Pinus nigra*; *Pinus halepensis*; *Pinus* sp.), 4 latifoglie (2 *Quercus ilex* e 2 indeterminate) e una nidificazione avvenuta in un'area dove la superficie forestale è costituita esclusivamente da boschi di latifoglie. Nel 2024 sono stati individuati 3 alberi dei nidi: 2 conifere (*Cupressus sempervirens horizontalis* e *Cupressus arizonica*), 1 latifoglia (*Quercus ilex*) e tre nidificazioni avvenute in aree dove la superficie forestale è costituita esclusivamente da boschi di latifoglie. Gli alberi selezionati per la costruzione dei nidi si trovano nel terzo intermedio (1 caso certo) e nel terzo superiore dei versanti, a quote variabili tra i 400 m s.l.m. e i 600 m s.l.m. circa, con una quota media stimata per il 2025 di 514 m s.l.m. (Tab. 1).

La valutazione degli home range si è dimostrata complessa a causa della difficoltà di misurare con un buon margine di errore le distanze percorse dagli adulti. Soltanto

durante la stagione riproduttiva 2023 è stato possibile stimare la dimensione minima e massima dell'home range di una coppia rispettivamente in 23 e 60,24 km², mentre la densità riferita alla stagione riproduttiva 2025, in cui è stato individuato il maggior numero di coppie, è di 1 ogni 76,75 km².



Figura 3. Due aree dei nidi individuate durante il monitoraggio: la prima, a sinistra, caratterizzata dalla presenza di un rimboschimento; la seconda, a destra, da un bosco misto di latifoglie.

Le osservazioni più precoci di giovani al nido sono state effettuate tra il 10 e il 23 luglio, mentre i primi giovani posati sull'albero del nido, in sua prossimità o intenti a compiere brevi voli nell'area circostante, sono stati contattati tra il 31 luglio e la prima metà di agosto. Considerando l'osservazione di un giovane al nido completamente sviluppato il 1° agosto, di uno posato su un ramo esterno dell'albero del nido il 31 luglio e di un altro che eseguiva esercizi con le ali sull'albero del nido il 06 agosto, è possibile ipotizzare in questi casi deposizioni tra gli ultimi giorni di marzo e i primi di aprile, considerando 46 giorni di cova e 70-75 giorni di allevamento al nido (Petretti, 2008). Si escludono deposizioni più precoci, non essendo mai stati osservati giovani esternamente al nido prima del 31 luglio, mentre sono plausibili deposizioni leggermente più tardive fino a metà aprile, essendo stati osservati a metà agosto giovani poco abili al volo, probabilmente involati di recente e impegnati in brevissimi spostamenti nelle aree di nidificazione.

Con il trascorrere del tempo le distanze percorse in volo dai giovani aumentano, sebbene i loro spostamenti siano generalmente confinati alle zone circostanti le aree di nidificazione, in linea con quanto riportato da Campora & Cattaneo (2006), Petretti, (2008) e da Baghino *et al.*, (2009). Estendendo il monitoraggio a fine settembre, è stato possibile valutare il periodo di allontanamento dai siti riproduttivi, confermando la presenza sia di adulti che di giovani fino alla seconda decade di settembre (Fig. 4). Per 6 coppie, invece, sono state eseguite 11 osservazioni anche nell'ultima decade

dello stesso mese, coinvolgendo sia adulti sia giovani. Tra i rilevamenti più tardivi si segnala un adulto il 24 settembre con il serpente destinato al giovane che lo seguiva e un giovane posato in prossimità del nido il 29 settembre, a 9 settimane dalla prima osservazione. Anche per 2 delle 3 coppie con nidificazione fallita, gli adulti sono stati osservati nelle aree dei nidi fino a metà settembre, di cui uno avvistato in volo sopra l'area del nido il 15 settembre mentre trasportava un ramo secco in atteggiamento territoriale (Campora & Cattaneo, 2006). La terza, invece, è stata contattata un'ultima volta nell'area del nido a fine agosto, risultando assente nelle visite successive, quando è stata rilevata la presenza di cercatori di funghi nel sito riproduttivo e nelle aree circostanti.



Figura 4. Due giovani bianconi involati durante il monitoraggio, documentati a fine stagione riproduttiva, poco prima della partenza per la migrazione post-riproduttiva.

Non sono mai stati osservati bianconi con prede differenti da serpenti e le uniche identificate sono state: un Biacco *Hierophis viridiflavus* e due saettoni *Zamenis longissimus*. Tuttavia, è probabile che le catture includano anche altre specie di ofidiofauna, come il Cervone *Elaphe quatuorlineata*, la Natrice dal collare *Natrix helvetica*, la Natrice tassellata *Natrix tessellata* e la Vipera *Vipera aspis*, consumate regolarmente dal Biancone (Cauli *et al.*, 2022; Petretti, 2008) e segnalate nell'area di studio (Poggiani & Dionisi, 2020). Tenuto conto del numero minimo e massimo rispettivamente di 700 e 800 serpenti catturati durante una stagione riproduttiva da una coppia (Petretti, 2008), si stima che il numero di quelli predati annualmente dalla popolazione monitorata oscilli tra gli 11.200 e i 12.800 esemplari.

In tutti i siti riproduttivi sono presenti strutture antropiche (strade sterrate, asfaltate, fabbricati, ecc.) nelle vicinanze delle aree dei nidi, poco o per nulla frequentate, con una distanza minima di 250 m circa rilevata tra un nido e un fabbricato. Un giovane invece è arrivato all'involo nonostante lavori forestali ravvicinati a circa 200 m dall'al-

bero del nido e lavori in corso con mezzi meccanici a 600 m circa nel fondovalle.

Durante il monitoraggio sono stati osservati 56 comportamenti agonistici intraspecifici nei quali 2 o più bianconi interagiscono a causa dello sconfinamento di conspecifici nel territorio occupato da una coppia che lo rivendica scacciando l'intruso o gli intrusi (Petretti, 2008). Le interazioni sono state osservate sia in corrispondenza dell'area del nido che a distanza da siti riproduttivi noti, coinvolgendo sia adulti che immaturi in almeno 8 episodi. Nel 32% dei casi sono stati osservati mentre interagivano 2 esemplari, nel 45% 3, nel 17% 4 e nel 6% 5 bianconi, con una durata massima dell'interazione di circa 30 minuti. Il 48% dei comportamenti agonistici intraspecifici è stato osservato entro il 30 giugno, mentre il più precoce è avvenuto nei pressi di un sito riproduttivo a fine marzo 2023. Il restante 52% è stato osservato dal 1° luglio all'11 settembre, di cui 9 eventi dal 1° settembre all'11 settembre. Tra gli episodi rilevati a stagione riproduttiva avanzata o quasi conclusa, se ne citano 2 in cui un adulto territoriale era impegnato ad allontanare un conspecifico in transito con il serpente sopra l'area del nido ma diretto verso un altro sito riproduttivo. In uno dei due casi l'interazione si è risolta rapidamente con un inseguimento. Nell'altro l'adulto territoriale, prima di assumere pose aggressive, ha effettuato un volo a festoni con accenno di applauso. Nello stesso periodo sono state osservate altre 3 interazioni di lunga durata con 5 esemplari coinvolti e un livello elevato di aggressività. Sono stati osservati anche casi di giovani che seguivano le interazioni senza però manifestare atteggiamenti aggressivi. Nonostante l'intensità di alcuni comportamenti agonistici intraspecifici, valutata sulla base delle vocalizzazioni, delle posture assunte dagli esemplari e dai tentativi di afferrarsi con gli artigli, non si è mai assistito a scontri fisici diretti o a talon grappling che abbiano portato i contendenti a precipitare per alcune decine di metri avvinghiati, come osservato da Petretti, (2008) in 3 occasioni.

Utilizzando il materiale fotografico disponibile sono stati stimati due spostamenti di 7,4 e 8 km effettuati da adulti riconoscibili dallo stato di muta e per segni distintivi del piumaggio, mentre a fine settembre 2023 un giovane a caccia è stato avvistato 3 volte in un'ora tra l'area del nido e due siti distanti 4,2 km.

Le pressioni e le minacce di origine antropica rilevate durante il monitoraggio sono state le seguenti:

- I disboscamenti per produrre legna da ardere (Fig. 5) ma anche i diradamenti dei rimboschimenti, a causa della selezione del bosco come habitat riproduttivo e per la presenza di parcelle disboscate in prossimità della maggior parte delle aree dei nidi. In aggiunta, il periodo disponibile per l'esecuzione dei lavori forestali in alcuni casi si sovrappone alla stagione riproduttiva del Biancone, con cantieri di abbattimento di boschi ad alto fusto attivi in piena estate.
- Gli impianti eolici, considerati un pericolo per i potenziali impatti con le turbine (Baghino *et al.*, 2009; Velatta *et al.*, 2019), sebbene siano ancora poco diffusi, si trovano in aree regolarmente frequentate dalla specie (Fig. 5), con il rischio di un aumento futuro a causa dell'elevato numero di progetti in fase di valutazione.

- L'esercizio venatorio, per la presenza di appostamenti fissi nelle aree di nidificazione e per la sovrapposizione di alcune aree di caccia utilizzate dai bianconi con quelle frequentate dai cacciatori sin dalle giornate di pre-apertura. Considerati i casi di esemplari feriti da arma da fuoco e consegnati ai centri per il recupero della fauna selvatica registrati in Italia ogni anno (Petretti, 2008; Premuda & Belosi, 2015), non si escludono atti di bracconaggio.
- Le attività outdoor, sportive e ricreative come gli eventi musicali, le gare di trail running, off-road 4x4, motocross, mountain bike e la raccolta di funghi e tartufi, riscontrate in prossimità di siti riproduttivi e che potrebbero influenzare negativamente l'esito della nidificazione, se svolte in periodi sensibili al disturbo come quello della cova (Petretti, 2008) e delle prime fasi di crescita dei giovani.



Figura 5. A sinistra un Biancone in volo, sullo sfondo un parco eolico operativo nell'area di studio; a destra uno dei disboscamenti documentati.

DISCUSSIONE

Dall'inizio del nuovo millennio la specie sembra aver attraversato a livello locale una fase espansiva, probabilmente legata all'aumento del contingente riproduttivo rilevato in Italia nello stesso periodo. Tale crescita è stata associata a fattori come: l'elevato successo riproduttivo, l'abbandono dei terreni agricoli, la maturazione dei boschi che forniscono nuovi siti di nidificazione, l'immigrazione di esemplari dall'Europa occidentale e la protezione legale ricevuta dai rapaci (Premuda & Belosi, 2015). Nell'area di studio è probabile che l'espansione sia stata agevolata anche dalla diminuzione della pressione antropica avvenuta in seguito allo spopolamento delle aree interne. Tuttavia, non si esclude che l'ampio divario rispetto a quanto noto (Marini *et al.*, 2015), sia stato provocato in parte da una leggera sottostima della popolazione di

Biancone avvenuta in passato, non essendo mai stato oggetto di ricerche approfondite.

Durante il monitoraggio non sono state trovate coppie a distanza ravvicinata come sui M. della Tolfa (Petretti, 2008; Cauli *et al.*, 2021) e per il complesso forestale Dadia-Lefkimi-Soufli in Grecia (Bakaloudis *et al.*, 2005). La distanza minima media riscontrata è leggermente inferiore ai 10 km indicati da Campora & Cattaneo, (2006) per le aree meno idonee, doppia rispetto a quanto rilevato per i M. della Tolfa da Petretti, (2008), quadrupla rispetto a quanto indicato da Cauli *et al.*, (2021) per la medesima area geografica e da Bakaloudis *et al.*, (2005) per il complesso forestale Dadia-Lefkimi-Soufli. Senza dubbio, sia la distanza minima media elevata che la densità notevolmente inferiore rispetto a quanto rilevato da Bakaloudis *et al.* (2005) sono state influenzate dall'orografia dell'area di studio, in particolare nella zona compresa tra la Dorsale Marchigiana e i primi rilievi di quella Umbro-Marchigiana, caratterizzata da alture boschive adatte alla nidificazione della specie, circondate da ampie zone agricole antropizzate (Fig. 1). Nonostante l'accuratezza della ricerca, non è possibile escludere una potenziale distorsione della distanza minima media dovuta a una leggera sottostima della popolazione nidificante a causa dell'elusività della specie durante il periodo riproduttivo e della vastità dell'area di studio. Non si può nemmeno escludere che tale valore sia attribuibile a una fase di colonizzazione del territorio ancora in atto, con i siti riproduttivi idonei occupati solo in parte. In alternativa, il territorio potrebbe aver raggiunto la massima capacità portante, configurandosi come un'area in grado di sostenere una bassa densità di coppie riproduttive, forse a causa della pressione antropica ancora rilevante. Improbabile, invece, che a fungere da fattore limitante sia stata la scarsa disponibilità trofica, considerato l'elevato numero di nidificazioni con esito positivo e involo di giovani.

Le date in cui sono state effettuate le prime osservazioni di adulti nelle aree di nidificazione corrispondono a quanto rilevato in Grecia da Bakaloudis *et al.* (2005). Analogamente a quanto emerso in passato nelle Marche (Angelini & Scotti, 2013; Marini *et al.*, 2015), i siti di nidificazione sono esposti prevalentemente nei quadranti termofili, probabilmente come strategia difensiva dalle basse temperature che potrebbero verificarsi nelle prime fasi della stagione riproduttiva, a causa della localizzazione pedemontana dei siti, come osservato nella foresta della Dadia in Grecia (Petretti, 2008). I nidi sono stati costruiti su alberi situati tra il terzo intermedio (1 caso certo) e il terzo superiore dei versanti, come riportato da Cauli *et al.* (2021). Per la costruzione dei nidi sono state utilizzate conifere, come nel complesso forestale Dadia-Lefkimi-Soufli in Grecia (Bakaloudis, 2000), ma anche latifoglie, come rilevato sui M. della Tolfa (Petretti, 2008; Cauli *et al.*, 2021), in linea con quanto noto a livello nazionale (Campora & Cattaneo, 2006; Baghino *et al.*, 2009; Brichetti & Fracasso, 2018) e in analogia con quanto descritto per le Marche (Marini *et al.*, 2015). L'uso di conifere, Leccio o caducifoglie avvolte da piante rampicanti è motivato dalla necessità di nascondere il nido, specialmente nelle prime fasi della stagione riproduttiva, quando le caducifoglie sono ancora spoglie o all'inizio dell'emissione fogliare (Petretti, 2008). Analizzando le nidificazioni in cui è stata individuata la pianta o la tipologia di bosco che ospitava il nido

(9 nel 2025 e 6 nel 2024) non emerge una netta preferenza della specie per conifere o latifoglie. Essendo il campione limitato e riferito a due stagioni riproduttive, non è esaustivo e non consente di trarre conclusioni definitive. È evidente però la capacità di adattamento del Biancone nella selezione della specie arborea su cui costruire il nido, attitudine vantaggiosa considerati i diffusi disboscamenti nell'area di studio.

Le date di deposizione stimate sono in accordo con quanto rilevato da Petretti (2008) per i M. della Tolfa, come le date di prima osservazione di giovani. I valori di home range, sebbene limitati a una sola coppia che frequenta un'area dominata dal bosco, corrispondono a quelli noti, mostrando una tendenza verso i valori massimi calcolati da Petretti (2008). L'elevato numero di giovani involati è in linea con quanto osservato in passato a livello locale per la coppia nidificante nel Parco Naturale Gola della Rossa e di Frasassi (AN) (Angelini & Scotti, 2013) e da Petretti (2008) per l'Italia centrale e i Monti della Tolfa. Ignote le cause del fallimento di 3 nidificazioni, ad eccezione di una in cui potrebbero essere stati coinvolti lavori realizzati all'inizio della stagione riproduttiva su una frana lungo una strada sterrata a circa 500 m dall'albero del nido e alla stessa quota, con mezzo meccanico e operai ben visibili. È opportuno però ricordare che l'anno precedente lavori simili, svolti su una superficie più contenuta, non avevano compromesso la nidificazione, forse perché meno evidenti dalla zona dell'albero del nido.

Le date di allontanamento dai siti confermano cure parentali prolungate, risultando compatibili con la tempistica della migrazione post-riproduttiva della specie, monitorata tra le Alpi Apuane e l'Appennino Ligure (Baghino *et al.*, 2009; Premuda, 2021, 2022, 2023, 2024), corrispondendo anche a quanto rilevato per il complesso forestale Dadia-Lefkimi-Soufli (Bakaloudis *et al.*, 2005). Osservazioni nell'ultima decade di settembre di giovani e adulti nei siti di nidificazione evidenziano la possibilità che i siti siano frequentati fino a fine estate, con alcune osservazioni nelle aree dei nidi posticipate di una settimana rispetto alla data mediana di passaggio dei migratori autunnali del 21 settembre, individuata in Appennino Ligure (Baghino *et al.*, 2009) e alle date in cui è stato rilevato il picco di passaggio dei bianconi sulle Alpi Apuane (Premuda, 2021, 2022, 2023, 2024).

Il numero di comportamenti agonistici intraspecifici osservati è stato significativamente inferiore rispetto a quanto rilevato da Petretti, (2008) ma superiore a quanto indicato da Bakaloudis *et al.*, (2005) per il complesso forestale Dadia-Lefkimi-Soufli in Grecia, dove, nonostante l'elevata densità di coppie nidificanti, sono state rilevate soltanto alcune dispute territoriali tra coppie confinanti. Contrariamente a quanto indicato da Campora & Cattaneo, (2006) e da Baghino *et al.*, (2009) sono state osservate interazioni tra conspecifici durante tutta la stagione riproduttiva, compresa la fase terminale, mentre in Petretti (2008), nonostante un'analisi approfondita di questa specifica tipologia di comportamento, non emerge un riferimento temporale preciso, ad eccezione di un accenno alla possibilità che all'inizio della primavera non sia insolito osservare esemplari impegnati a fronteggiarsi. Un'ipotesi è che la bassa densità di coppie territoriali riscontrata fino ad ora nell'area di studio abbia contenuto le occasioni in

cui individui confinanti si incontrano, limitando le interazioni. Questo potrebbe aver reso gli esemplari territoriali più suscettibili e propensi a rispondere alla presenza di conspecifici anche a stagione riproduttiva avanzata. Si puntualizza però che il numero d'interazioni osservate tra il 30 giugno e la conclusione della nidificazione, rispetto al periodo compreso tra l'insediamento delle coppie e il 30 giugno, potrebbe essere stato condizionato da un maggior sforzo di ricerca attuato dal mese di luglio per verificare l'esito delle nidificazioni e il periodo di allontanamento dai siti riproduttivi.

Il presente lavoro costituisce la prima indagine specifica sul Biancone nella regione Marche, coinvolgendo un ampio territorio che comprende al suo interno diversi siti della rete Natura 2000 delle Marche settentrionali. Pur non rappresentando un compendio esaustivo e non avendo interessato l'intera superficie regionale, la ricerca mostra come la popolazione nidificante abbia conquistato in modo stabile numerosi territori negli ultimi 10-15 anni, confermando la consistente espansione anche sul medio versante adriatico. La specie, infatti, si è rivelata molto più diffusa di quanto fosse noto in passato e capace di insediarsi anche a breve distanza da aree antropizzate, sebbene di limitata estensione e scarsamente frequentate, a condizione che nell'intorno dell'albero del nido ci sia una superficie boschiva tale da garantire riservatezza e tranquillità durante il periodo di nidificazione. La resilienza a fonti di disturbo dirette e indirette evidenzia come, anche da questo punto di vista, la specie mostri un certo grado di adattamento a condizioni ipoteticamente meno ottimali di quanto previsto in letteratura in altri contesti territoriali.

I risultati ottenuti suggeriscono un buono stato di conservazione della popolazione, attualmente minacciata principalmente dai disboscamenti. Considerata l'elevata filopatria, sarebbe opportuno valutare limitazioni ai tagli forestali nelle aree dei nidi, in particolare nei siti Natura 2000, per tutelare l'habitat di nidificazione.

Soltanto proseguendo il monitoraggio sarà possibile determinare se la specie sia ancora in fase espansiva o se la capacità portante massima del territorio sia già stata raggiunta, delineando con maggiore precisione la consistenza della popolazione e l'eventuale capacità di adattamento a contesti più disturbati e antropizzati.

Ringraziamenti. Desidero ringraziare Paolo Giacchini per la disponibilità, la revisione del testo e i suggerimenti. La ricerca è stata parzialmente finanziata negli anni 2022 e 2023 dall'Unione Montana Catria e Nerone e dalla Provincia di Pesaro e Urbino.

BIBLIOGRAFIA

- Angelini J., 2007. Biancone, in Giacchini P. (a cura di), 2007. Atlante degli uccelli nidificanti nella provincia di Ancona. Provincia di Ancona, IX Settore Tutela dell'Ambiente – Area Flora e Fauna. 352 pp.
- Angelini J. & Scotti M., 2013. Biologia riproduttiva e selezione dell'habitat del Biancone *Circaetus gallicus* nel Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi: 83-86. In: Mezzavilla F., Scarton F. (a cura di), 2013. Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Nottturni. Treviso, 12-13 ottobre 2012. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici n. 3: 312 pag.
- Baccetti N., Fracasso G. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds - 2020. Avocetta, 45: 21-85.

- Baghino L., Campora M., Cattaneo G., 2009. Il Biancone biologia e migrazione nell'Appennino ligure. Edizioni il Piviere, Gavi (AL).
- Bakaloudis D. E., 2000. The ecology of Short-Toed Eagle (*Circaetus gallicus*, Gm.) in Dadia-Lefkimi-Soufli forest complex, Thrace, Greece. PhD Thesis, Reading University.
- Bakaloudis D. E., Vlachos C. G., Holloway G. J., 2005. Nest spacing and breeding performance in Short-toed eagle *Circaetus gallicus* in northeast Greece. *Bird study*, 52: 330-338.
- Bricchetti P., Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume I. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina. "*Historia Naturae*" (6), pp. 512.
- Campora M. & Cattaneo G., 2006. The Short-toed Eagle, *Circaetus gallicus*, in Italy. *Riv. ital. Orn.*, 76 (1):3-44.
- Cauli F., Di Nicola M. R., Audisio P., Petretti F. & Faraone F. P., 2022. Feeding habits of the Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* during the breeding period in Central Italy. *Avocetta*, 46: 7-18.
- Cauli F., Audisio P., Petretti F. & Chiatante G., 2021. Habitat suitability and nest-site selection of short-toed eagle *Circaetus gallicus* in Tolfa mountains (Central Italy). *Journal of Vertebrate Biology*, 70 (2): 21014.
- Ceccarelli P. P., Gellini S., Londi G., Agostini N. (a cura di) 2019 – Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna (2012-2017). P. N. delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna.
- Giacchini P., 2003. Check-list degli uccelli delle Marche. *Riv. ital. Orn.*, 73 (1): 25-45.
- Gustin M., Nardelli R., Bricchetti P., Battistoni A., Rondinini C., Teofili C., 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.
- Ipla, 2001. I tipi forestali delle Marche. Regione Marche, Assessorato Agricoltura e Foreste, Torino.
- Laghi P., Ceccarelli P. P., Betti G., Conficconi M., 2020. Accertata nidificazione di Biancone *Circaetus gallicus* in Romagna. *Picus*, 46 (89-90): 26-27.
- Marini A., Angelini J., Ceccucci R., Fanesi E., Forconi P., Fusari M., Giacchini P., Giuliani G., Marini G., Perna P., 2015. Il Biancone nelle Marche, una specie in espansione? Atti del primo Convegno Italiano sul Biancone *Circaetus gallicus*. Grosseto (GR) 10-12 settembre 2015.
- Pandolfi M., Giacchini P., 1995. Avifauna della Provincia di Pesaro e Urbino. Amministrazione Provinciale di Pesaro e Urbino - Assessorato Ambiente, Pesaro.
- Petretti F., 2008. L'Aquila dei serpenti. Pandion edizioni, Roma.
- Poggiani L., 2014. I Beni Ambientali della Provincia di Pesaro e Urbino. Quaderni dell'Ambiente n. 26. Provincia di Pesaro e Urbino, Assessorato Beni ed Attività Ambientali.
- Poggiani L. & Dionisi V., 2019. Gli uccelli del bacino del Metauro. Fondazione Cassa di Risparmio di Fano: 400 pp.
- Poggiani L. & Dionisi V. (a cura di), 2020. Gli Anfibi e i Rettili della Provincia di Pesaro e Urbino 1980-2020. Fondazione Cassa di Risparmio di Fano: 400 pp.
- Premuda G., Belosi A., Viviani F., Franchini M., 2015. Short-toed Eagle *Circaetus gallicus* population monitoring at the Apuane Alps migration watch-site (Tuscany). *Avocetta*, 39: 5-12.
- Premuda G., 2021. Versilia-Alpi Apuane: Campo Rapaci Autunno 2021. *Infomigrans* 48: 11-13.
- Premuda G., 2022. Versilia-Alpi Apuane: Campo Rapaci Autunno 2022. *Infomigrans* 50: 11-13.
- Premuda G., 2023. Versilia-Alpi Apuane: Campo Rapaci Autunno 2023. *Infomigrans* 52: 9-11.
- Premuda G., 2024. Versilia-Alpi Apuane: Campo Rapaci Autunno 2024. *Infomigrans* 54: 9-11.
- Velatta F., Magrini M., Lombardi G. (a cura di), 2019. Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria. Distribuzione regionale degli uccelli nidificanti e svernanti. Regione Umbria, Perugia, 518 pp.

LA COMUNITÀ ORNITICA DEL PARCO REGIONALE URBANO DI AGUZZANO (ROMA): ANALISI ECOLOGICA, INDICI DI BIODIVERSITÀ E RACCOMANDAZIONI GESTIONALI

ALESSANDRO MONTEMAGGIORI¹ & STEFANO PETRELLA²

¹ SROPU – Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli, Roma; alessandro.montemaggiori@gmail.com

² Associazione Casale Podere Rosa – APS, Roma; info@casalepodererosa.org

Abstract - The bird community of the Aguzzano Regional Urban Park (Rome): ecological analysis, biodiversity indices and management recommendations. Ornithological monitoring of the Aguzzano Regional Urban Park (60 ha, Rome) was carried out between October 2024 and September 2025 within a Citizen Science framework. Twenty-three field sessions (17 diurnal, 6 nocturnal) yielded 2,254 georeferenced records of 5,919 individuals belonging to 54 species in 26 families, of which 34 were confirmed breeders. Diversity indices (Shannon-Wiener, Simpson, Pielou and Margalef) rank Aguzzano among the most diverse urban protected areas in Rome. Species richness increased by 86% since the 1999 baseline (from 29 to 54 species), with a notable gain of forest specialists (from one to four woodpecker species) and nocturnal raptors (from one to three owl species). Twelve species are of European conservation concern; *Pernis apivorus* and *Falco peregrinus* are listed in Annex I of the Birds Directive. The Italian endemic *Passer italiae* accounts for 7.9% of all censused individuals. Seasonal trophic guild analysis reveals a complete and stable food web, indicative of a mature urban ecosystem. Key threats include degradation of the Fosso di San Basilio, expansion of allochthonous parakeets, and ecologically insensitive vegetation management. Management recommendations are provided for short-, medium- and long-term horizons.

Key words: urban ornithology; Citizen Science; biodiversity; Aguzzano Park; Rome; community indices; trophic guilds; conservation.

Riassunto - Il monitoraggio ornitologico del Parco Regionale Urbano di Aguzzano (60 ha, Roma, IV Municipio), condotto da ottobre 2024 a settembre 2025 nell'ambito di un progetto di Citizen Science, ha prodotto 2.254 osservazioni georeferenziate relative a 5.919 individui appartenenti a 54 specie (26 famiglie) in 23 sessioni di campo (17 diurne, 6 notturne). Trentaquattro specie sono risultate nidificanti accertate. Gli indici di diversità calcolati (Shannon-Wiener, Simpson, Pielou e Margalef) collocano Aguzzano tra le aree protette urbane romane con maggiore ricchezza e stabilità della comunità ornitica. Rispetto al censimento del 1999 (Sarrocco et al., 2002), la ricchezza specifica è aumentata dell'86% (da 29 a 54 specie), con notevole incremento della componente forestale (da 1 a 4 specie di Piciformi) e dei rapaci notturni (da 1 a 3 Strigiformi). Dodici specie sono di interesse conservazionistico europeo; due, *Pernis apivorus* e *Falco peregrinus*, sono inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE). L'endemismo italiano *Passer italiae* rappresenta il 7,9% del totale degli individui censiti (466 ex.). L'analisi delle guild trofiche stagionali documenta una catena trofica completa e stabile, indicativa di un ecosistema urbano maturo. Le principali minacce identificate sono il degrado del fosso di San Basilio, l'espansione degli psittacidi alloctoni e la gestione non ecologica della vegetazione. Vengono fornite raccomandazioni gestionali articolate su tre orizzonti temporali.

Parole chiave: ornitologia urbana; Citizen Science; biodiversità; Parco di Aguzzano; Roma; indici di comunità; guild trofiche; conservazione.

INTRODUZIONE

Gli uccelli rappresentano tra i più efficaci bioindicatori della qualità ecologica degli ambienti urbani e periurbani, in ragione della loro sensibilità ai cambiamenti dell'uso del suolo, della relativa facilità di rilevamento e dell'ampia letteratura metodologica disponibile (Gregory *et al.*, 2004; Chace & Walsh, 2006; Marzluff, 2017). Le aree protette urbane, in particolare, rivestono un duplice interesse: da un lato costituiscono rifugio per specie sensibili in contesti fortemente antropizzati; dall'altro possono fungere da nodi di reti ecologiche metropolitane (Beninde *et al.*, 2015).

Il Parco Regionale Urbano di Aguzzano, esteso su 60 ettari nel quadrante nord-orientale di Roma (IV Municipio), è parte del sistema RomaNatura (17 aree protette, oltre 16.000 ha, pari al 13% del territorio comunale). Istituito nel 1989 con L.R. 55 a seguito di una intensa mobilitazione popolare, il parco è caratterizzato da un mosaico di prati stabili, zone boscate, cespuglieti e vegetazione ripariale lungo il Fosso di San Basilio. Il contesto avifaunistico romano è stato delineato dall'Atlante degli uccelli nidificanti (Cignini & Zapparoli, 1996), mentre una valutazione dei servizi ecosistemici del parco (Petrella *et al.*, 2018) ne ha evidenziato il valore ambientale per i quartieri della periferia nord-orientale.

Il primo censimento ornitologico sistematico, condotto nel 1999 nell'ambito degli studi propedeutici ai Piani di Assetto di RomaNatura (Sarrocco *et al.*, 2002), aveva documentato 29 specie nidificanti – il valore più basso tra le 11 aree investigate – attribuendo la limitata ricchezza alle ridotte dimensioni, all'omogeneità degli habitat e all'isolamento in contesto densamente urbanizzato. Per oltre due decenni quel dato ha rappresentato l'unico riferimento disponibile sull'avifauna del parco.

Il presente studio, condotto nell'ambito del progetto di Citizen Science "Parco di Aguzzano: laboratorio partecipato di biodiversità" promosso dall'Associazione Casale Podere RosaAPS con il sostegno dei fondi Otto per Mille della Chiesa Valdese, si pone i seguenti obiettivi: (1) aggiornare il quadro conoscitivo della comunità ornitica con un monitoraggio integrale del ciclo annuale; (2) quantificare la biodiversità mediante indici di diversità α ; (3) caratterizzare la struttura ecologica della comunità per guild trofiche stagionali; (4) identificare i principali fattori di minaccia e formulare raccomandazioni gestionali basate sull'evidenza. I risultati completi del monitoraggio sono esposti nel report tecnico del progetto (Montemaggiori & Petrella, 2025).

AREA DI STUDIO

Il Parco Regionale Urbano di Aguzzano (EUAP0445; coordinate centroide: 41°56'12"N, 12°33'56"E) occupa 60 ettari nel quadrante nord-orientale di Roma, con quote comprese tra 20 e 31 m s.l.m. e un'estensione longitudinale di circa 1,8 km in direzione NE-SW. L'area confina a nord con viale Marx, Podere Rosa e Giardino Nomentano, a sud con viale Kant, a est con il quartiere di Rebibbia e a ovest con Casale de' Pazzi.

Il substrato geologico comprende tufi litoidi dell'Unità vulcanica Sabatina e depositi alluvionali del Paleotevere (Funciello *et al.*, 2008). Il sistema idrografico è do-

minato dal Fosso di San Basilio (circa 1,2 km all'interno del parco), tributario dell'Aniene fino agli anni '60 del '900, oggi a regime idrologico effimero per effetto della tombatura e dell'impermeabilizzazione del bacino imbrifero (8 km²).

Il clima è di tipo mediterraneo temperato, con temperatura media annua di 15,5°C e piovosità media di 750-800 mm (dati stazione Roma Urbe). Il periodo di aridità estiva si estende tipicamente da giugno ad agosto.

La vegetazione, recentemente caratterizzata da Fanelli et al. (2025) con circa 400 specie vascolari in 76 famiglie, determina un mosaico di tipologie ambientali così distribuite: prati stabili (38,65 ha, 64,4%); zone boscate a latifoglie decidue e sempreverdi (9,57 ha, 15,9%); alberi e arbusti sparsi con prevalenza di Rosacee spinose (5,43 ha, 9,0%); vegetazione ripariale a *Salix alba*, *Populus alba* e *Populus × canadensis* (2,34 ha, 3,9%); canneti a *Arundo donax* (1,10 ha, 1,8%); aree agricole (1,76 ha, 2,9%); casali e superfici asfaltate (1,14 ha, 1,9%).

La prossimità con la R.N. Valle dell'Aniene e la R.N. Marcigliana attribuisce al parco una potenziale funzione di corridoio ecologico nella rete verde nord-orientale della capitale.

METODI

Il monitoraggio ornitologico si è svolto dal 15 ottobre 2024 al 29 settembre 2025, coprendo un intero ciclo annuale con distribuzione equilibrata tra le quattro stagioni.

Per i censimenti diurni è stato adottato il metodo del transetto lineare a distanza illimitata (Bibby et al., 2000; Gregory et al., 2004; Sutherland et al., 2004). Il transetto, lungo 4.300 m, segue il perimetro del parco lambendo tutte le tipologie ambientali presenti, garantendo la massima rappresentatività della comunità ornitica. Il percorso è stato ripetuto identicamente in ogni sessione. Le 17 sessioni diurne sono state condotte nelle prime ore del mattino (6:30–10:00) con velocità costante (durata media 2 h 15'), registrando e georeferenziando tutte le presenze di uccelli identificati al canto o a vista, senza fascia di rilevamento definita. I rilevamenti si sono svolti in condizioni meteorologiche favorevoli (assenza di precipitazioni, vento assente o debole). Il metodo adottato è idoneo all'analisi quali-quantitativa e al calcolo degli indici di diversità α della comunità ornitica, pur non consentendo la stima di densità assolute.

Per il rilevamento degli Strigiformi sono state condotte 6 sessioni notturne (19 novembre e 18 dicembre 2024; 16 gennaio, 28 febbraio, 6 maggio e 10 giugno 2025) con il metodo dei punti di ascolto con playback controllato (Bibby et al., 2000; Sutherland et al., 2004). I punti di ascolto sono stati scelti in posizioni strategiche del parco, in prossimità di edifici, ruderi o aree boscate che rappresentano potenziali siti di nidificazione o posatoio. Ogni punto è stato campionato per 10 minuti, alternando fasi di emissione di vocalizzazioni registrate e fasi di ascolto attento. Per il Barbagianni *Tyto alba* è stato preferito il solo rilevamento passivo per ridurre il disturbo. Le specie target erano: Allocco *Strix aluco*, Civetta *Athene noctua*, Assiolo *Otus scops*, Gufo comune *Asio otus* e Barbagianni. La distribuzione temporale delle sessioni notturne ha permesso di documentare sia la presenza invernale (inizio attività vocale) sia quella

riproduttiva (massima attività vocale e territoriale).

Limiti metodologici. I principali limiti del protocollo adottato riguardano: (1) bias di rilevabilità, con potenziale sottostima delle specie criptiche o con canto poco evidente; (2) effetto margine dovuto allo sviluppo perimetrale del transetto, che può comportare una sovrastima delle specie ecotonali rispetto a quelle di core habitat; (3) l'analisi delle preferenze ambientali specie-specifiche non è stata eseguita poiché la natura ecotonale delle aree attraversate dal transetto rende incerta l'attribuzione delle osservazioni ai singoli habitat. Tali limiti sono stati minimizzati attraverso la ripetizione delle sessioni in tutte le stagioni e il coinvolgimento di più osservatori con supervisione scientifica.

Tutte le osservazioni sono state registrate in tempo reale tramite l'applicazione mobile Ornitho.it (CISO – Centro Italiano Studi Ornitologici), garantendo georeferenziazione automatica (precisione GPS 10-50 m), standardizzazione tassonomica e validazione da parte di esperti regionali.

Delle 23 sessioni, 21 hanno prodotto rilevamenti documentati; due sessioni notturne (19 novembre 2024 e 16 gennaio 2025) non hanno prodotto contatti, ma sono state contabilizzate nello sforzo complessivo. Ogni sessione ha incluso da 5 a 15 partecipanti volontari (>40 in totale), coordinati da un ornitologo esperto. L'identificazione delle specie è stata agevolata dall'applicazione Merlin Bird ID (Cornell Lab of Ornithology). Tutte le identificazioni sono state effettuate o validate in campo dal coordinatore scientifico (AM), garantendo la coerenza inter-sessione del rilevamento.

La fenologia locale di ciascuna specie è stata determinata sulla base dei codici atlante e delle date di osservazione registrati nella piattaforma Ornitho.it, secondo i criteri adottati nei progetti atlante nazionali (Ornitho.it, 2025), e sintetizzata come segue: C = nidificazione certa; P = nidificazione probabile; X = presente in periodo riproduttivo senza evidenze di nidificazione; M = migratore; W = svernante; V = presenza occasionale.

Gli indici di diversità α sono stati calcolati secondo Magurran (2004): Shannon-Wiener (H'), Simpson (1-D), Pielou (J) e Margalef (d). I calcoli sono stati effettuati separatamente per la comunità completa e per la sola componente nidificante ($H'n$), nonché per stagione (primavera: marzo-maggio; estate: giugno-agosto; autunno: settembre-novembre; inverno: dicembre-febbraio). Le guild trofiche (insettivori, granivori, carnivori, onnivori, frugivori) sono state assegnate seguendo Cramp (1977-1994) e adattate al contesto stagionale mediterraneo.

RISULTATI

Lo sforzo di campionamento complessivo ha prodotto 2.254 osservazioni georeferenziate, 5.919 individui e 41,4 ore di osservazione attiva per circa 75 km percorsi.

Ricchezza specifica e composizione della comunità. Nelle 23 sessioni di campo (Tab. 1) sono state rilevate 54 specie appartenenti a 26 famiglie e 18 ordini (Appendice). Le 34 specie nidificanti accertate e probabili (N, Np) comprendono i principali componenti residenti e i migratori trans-sahariani riproduttori. Due specie segnalate nel 1999 (Pendolino *Remiz pendulinus* e Cappellaccia *Galerida cristata*) non sono

state rilevate; 27 specie sono state documentate per la prima volta.

Tabella 1. Sforzo di campionamento e risultati stagionali.

Stagione	Sessioni	Osservazioni	Individui	Specie
Primavera (mar-mag)	6	718	1.731	44
Estate (giu-ago)	5	591	2.121	41
Autunno (set-nov)	6	556	1.218	40
Inverno (dic-feb)	6	389	849	34
Totale / Annuale	23	2.254	5.919	54

Indici di diversità α . L'Indice di Shannon-Wiener per l'intera comunità è $H' = 2,979$, con un picco primaverile ($H' = 2,958$) legato all'afflusso di migratori trans-sahariani e un minimo estivo ($H' = 2,679$) correlato alla concentrazione dei giovani dell'anno. Il valore riferito alla sola comunità nidificante ($H'n = 2,845$) conferma una struttura equilibrata nel periodo riproduttivo. L'Indice di Simpson (1-D = 0,923) indica elevato equilibrio inter-specifico e assenza di dominanze marcate. L'Equitabilità di Pielou ($J = 0,747$ su base annuale; massimo invernale $J = 0,845$) segnala come nessuna specie, incluse quelle sinantropiche, monopolizzi la comunità. L'Indice di Margalef ($d = 6,217$) evidenzia una straordinaria ricchezza specifica rispetto all'estensione dell'area (Tab. 2).

Tabella 2. Indici di diversità α stagionali e annuali.

Indice	Primavera	Estate	Autunno	Inverno	Annuale
Shannon-Wiener (H')	2,958	2,679	2,843	2,805	2,979
Simpson (1-D)	0,928	0,904	0,919	0,915	0,923
Pielou (J)	0,787	0,802	0,808	0,845	0,747
Margalef (d)	5,767	5,222	5,489	4,893	6,217

Specie di interesse conservazionistico. Dodici specie sono di interesse conservazionistico SPEC: SPEC 2 (popolazioni globali concentrate in Europa con stato di conservazione sfavorevole): Balestruccio *Delichon urbicum*, Pigliamosche *Muscicapa striata*, Assiolo *Otus scops*, Passera d'Italia *Passer italiae*, Regolo *Regulus regulus*; SPEC 3 (stato di conservazione sfavorevole in Europa): Rondone comune *Apus apus*, Civetta *Athene noctua*, Gheppio *Falco tinnunculus*, Rondine *Hirundo rustica*, Torcicollo *Jynx torquilla*, Passera mattugia *Passer montanus*, Sorno *Sturnus vulgaris* (BirdLife International, 2017). Due specie sono inserite nell'Allegato I della Direttiva 2009/147/CE: Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus* e Falco pellegrino *Falco peregrinus* (entrambe occasionali o in transito migratorio).

L'endemismo italiano Passera d'Italia *Passer italiae* mostra una popolazione ben strutturata con 466 individui censiti (7,9% del totale), concentrati in prossimità dei

casali. La comunità dei Piciformi comprende quattro specie nidificanti: Picchio verde *Picus viridis* (N), Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major* (N), Picchio rosso minore *Dryobates minor* (Np) e Torcicollo *Jynx torquilla* (P), contro il solo Torcicollo documentato nel 1999. Gli Strigiformi nidificanti includono Assiolo *Otus scops* (N) e Civetta *Athene noctua* (N), con l'Allocco *Strix aluco* presente come occasionale.

Guild trofiche stagionali. La struttura trofica della comunità (Tab. 3; Fig. 1) evidenzia la predominanza degli insettivori in primavera-estate (60,4% e 59,6% delle specie rispettivamente), sostenuta dall'arrivo dei migratori trans-sahariani specializzati (Rondine, Usignolo *Luscinia megarhynchos*, Gruccione *Merops apiaster*, Upupa *Upupa epops*). Con l'autunno si registra una marcata redistribuzione: gli insettivori scendono al 34,8% mentre i frugivori aumentano al 21,7% per effetto della maturazione dei frutti degli arbusti (*Crataegus monogyna*, *Prunus spinosa*, *Sambucus nigra*). In inverno permangono gli insettivori in grado di sfruttare gli artropodi svernanti (31,8%) e aumentano granivori (25,0%) e onnivori (15,9%).

I carnivori (Gheppio, Civetta, Assiolo, Allocco) mantengono una quota stabile del 9-11% in tutte le stagioni, coerentemente con il ruolo di predatori apicali. L'assenza di crolli nella struttura trofica in qualsiasi stagione indica buona resilienza del sistema (Chace & Walsh, 2006).

Tabella 3. Distribuzione percentuale delle specie per guild trofica nelle quattro stagioni.

Guild trofica	Primavera	Estate	Autunno	Inverno
Insettivori	60,4%	59,6%	34,8%	31,8%
Granivori	17,0%	15,4%	21,7%	25,0%
Carnivori	9,4%	9,6%	10,9%	11,4%
Onnivori	9,4%	9,6%	10,9%	15,9%
Frugivori	3,8%	5,8%	21,7%	15,9%

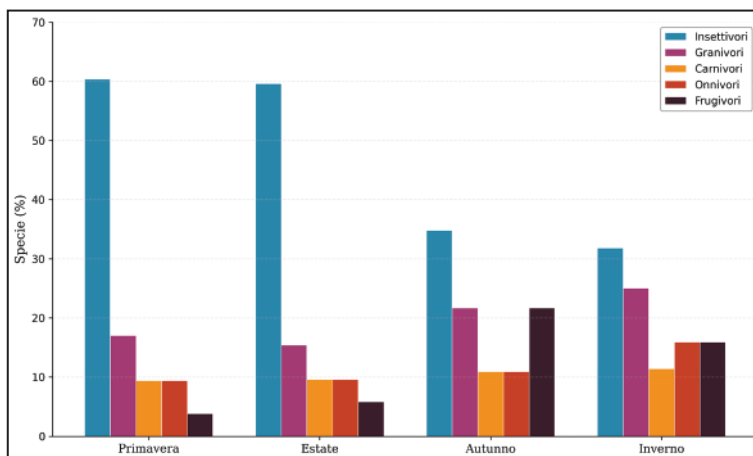


Figura 1. Variazione stagionale delle guild trofiche nella comunità ornitica del Parco Aguzzano (ottobre 2024 – settembre 2025).

DISCUSSIONE

L'aumento dell'86% della ricchezza specifica rispetto al 1999 riflette probabilmente l'effetto combinato di un maggiore sforzo di campionamento e di reali mutamenti nella comunità. La copertura dell'intero ciclo annuale, l'inclusione dei censimenti notturni e l'uso di tecnologie di supporto all'identificazione (Merlin Bird ID) hanno certamente incrementato il tasso di rilevamento. Contestualmente, la progressiva maturazione della vegetazione arborea – conseguenza dell'abbandono dell'uso agricolo dell'area dopo l'istituzione del parco – e l'accresciuta disponibilità di legno morto hanno reso possibile la colonizzazione di specie forestali specializzate, in particolare i Piciformi e gli Strigiformi.

Il confronto con altri parchi urbani romani mostra come Aguzzano superi per numero di specie nidificanti sia Villa Ada (23 specie nel 1983-84; Ianniello, 1987) sia Villa Doria Pamphilj (23 specie nel 1986; Battisti, 1986), pur disponendo di una superficie nettamente inferiore, sebbene le differenze metodologiche e temporali impongano cautela nell'interpretazione. La densità di 5,67 specie nidificanti/10 ha è riconducibile all'elevata eterogeneità del mosaico di habitat e alla minore pressione antropica rispetto ai parchi più frequentati (Beninde *et al.*, 2015).

La scomparsa del Pendolino *Remiz pendulinus*, specie strettamente legata agli ambienti ripariali, è coerente con il grave degrado del Fosso di San Basilio, oggi a regime effimero per gran parte dell'anno. La perdita della Cappellaccia *Galerida cristata* riflette invece la contrazione degli ambienti steppici aperti in favore degli arbusteti. Questi 'debiti ecologici' indicano la necessità di interventi mirati di riqualificazione degli habitat aperti e ripariali.

La progressiva espansione degli psittacidi alloctoni Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri* e Parrocchetto monaco *Myiopsitta monachus*, entrambi nidificanti certi, rappresenta una minaccia crescente per la disponibilità di cavità arboree (risorsa limitante in un parco con alberi di 40-60 anni) e per le risorse trofiche delle specie native nidificanti in cavità. Un monitoraggio sistematico delle coppie nidificanti e la valutazione di misure di gestione, anche in accordo e coordinamento con ISPRA appaiono prioritari.

I risultati del presente studio confermano che piccole aree protette urbane, se adeguatamente gestite, possono mantenere comunità ornitiche mature e funzionalmente complete, svolgendo un ruolo ecologico significativo anche in contesti metropolitani densamente urbanizzati (Beninde *et al.*, 2015; Marzluff, 2017). Il modello di Citizen Science adottato – con dati validati tramite Ornitho.it e supervisione costante del coordinatore scientifico (Snäll *et al.*, 2011) – dimostra la replicabilità dell'approccio per altri parchi del sistema RomaNatura.

Sulla base dei risultati conseguiti si propongono raccomandazioni gestionali articolate su tre orizzonti temporali. Nel *breve termine* (entro 12 mesi): installazione di 30-40 cassette-nido differenziate per diametro del foro (28-32 mm per Cinciallegra *Parus major* e Cinciarella *Cyanistes caeruleus*; 32-35 mm per Passera d'Italia e Picchio rosso minore; cassette aperte per Pigliamosche *Muscicapa striata* e Pettiroso

Erithacus rubecula); gestione differenziata delle praterie con rotazione degli sfalci (almeno 30% delle superfici non sfalciate fino a settembre); istituzione di 'aree di fruizione responsabile' nel settore di Riserva Orientata; avvio del monitoraggio sistematico degli psittacidi alloctoni in coordinamento con RomaNatura e ISPRA. Nel *medio termine* (2-3 anni): riqualificazione idrologica del Fosso di San Basilio con ripristino della continuità idraulica, fitodepurazione e creazione di una piccola area umida nel settore occidentale; mantenimento *in situ* del legno morto e delle ceppaie per le specie saproxiliche; formazione di guide naturalistiche volontarie. Nel *lungo termine* (oltre 3 anni): programma di monitoraggio triennale con pubblicazione annuale dei dati; gestione adattativa della vegetazione basata su dati scientifici (nessuna attività di taglio nel periodo riproduttivo marzo-luglio); realizzazione di corridoi ecologici verso la R.N. Valle dell'Aniene e la R.N. Marcigliana.

Ringraziamenti. Gli autori ringraziano i cittadini volontari che hanno partecipato alle sessioni di campo: Danila Bassani, Susanna Boschetti, Maura Calefati, Franco Campisano, Edoardo Cardella, Carla Castellacci, Carlo Castellani, Francesca Cau, Cristina Conrado Veiga, Emanuela Dimiziani, Daniela Di Tonno, Monica Fermani, Donatella Fimiani, Giampaolo Galli, Luigi Graziadio, Francesca Minerva, Carlo Pantaleone, Mauro Riccardi, Roberta Sarchioni, Stefano Sarrocco, Maria Pia Sebastiani, Manuella Sfeir, Massimo Tanca, Clovis Tisserand, Eleonora Tucci, Elena Ucropina, Cristina Visconti, Gloriana Zarmati. Il progetto è stato sostenuto con i fondi Otto per Mille della Chiesa Valdese, a cui va il riconoscimento degli autori.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., 1986. Censimento degli uccelli nidificanti in un parco urbano (Villa Doria Pamphili, Roma). *Avocetta*, 10: 37-40.
- Beninde J., Veith M., Hochkirch A., 2015. Biodiversity in cities needs space: a meta-analysis of factors determining intra-urban biodiversity variation. *Ecology Letters*, 18: 581-592.
- 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 UK.
- Chace J.F., Walsh J.J., 2006. Urban effects on native avifauna: a review. *Landscape and Urban Planning*, 74: 46-69.
- Cignini B., Zapparoli M., 1996. *Atlante degli uccelli nidificanti a Roma*. Fratelli Palombi Editori, Roma.
- Cramp S. (ed.), 1977–1994. *The Birds of the Western Palearctic*. Vols. I–IX. Oxford University Press, Oxford.
- Fanelli G., Malatesta L., Petrella S., La Montagna D., De Santis M., 2025. *Atlante della Flora e Carta della Vegetazione del Parco Regionale Urbano di Aguzzano*. casalepodererosa.org/aguzzano/ParcoAguzzano-AtlanteFlora.pdf
- Funicello R., Praturlon A., Giordano G., 2008. *La Geologia di Roma – dal centro storico alla periferia*. Mem. Descr. Carta Geol. d'It., Vol. LXXX. ISPRA – Servizio Geologico d'Italia.
- Gregory R.D., Gibbons D.W., Donald P.F., 2004. *Bird census and survey techniques*. In: Sutherland W.J., Newton I. & Green R.E. (eds.), *Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques*. Oxford University Press, Oxford: 17-56.

- Ianniello L., 1987. Censimento dell'avifauna nidificante in un parco pubblico romano: Villa Ada. Avocetta, 11: 163-166.
- Magurran A.E., 2004. Measuring Biological Diversity. Blackwell Publishing, Oxford.
- Marzluff J.M., 2017. A decadal review of urban ornithology and a prospectus for the future. Ibis, 159: 1-13.
- Montemaggiore A., Petrella S., 2025. La comunità ornitica del Parco Regionale Urbano di Aguzzano: analisi ecologica, indici di biodiversità e raccomandazioni gestionali per la conservazione. Report tecnico, Associazione Casale Podere Rosa – APS, Roma. <http://casalepodererosa.org/aguzzano/ParcoAguzzano-ComunitaOrnitica.pdf>
- Ornitho.it, 2025. Database nazionale delle osservazioni ornitologiche – CISO Italia.
- Petrella S., Cau F., Galli G., Riccardi M., 2018. Valutazione dei servizi ecosistemici nel Parco regionale urbano di Aguzzano. casalepodererosa.org/servizi-ecosistemici-del-parco-di-aguzzano/
- Sarrocco S., Battisti C., Brunelli M., Calvario E., Ianniello L., Sorace A., Teofili C., Trotta M., Visentin M., Bologna M.A., 2002. L'avifauna delle aree naturali protette del Comune di Roma gestite dall'Ente RomaNatura. Alula, 9(1-2): 3-31.
- Snäll T., Kindvall O., Nilsson J., Pärt T., 2011. Evaluating citizen-based presence data for bird monitoring. Biological Conservation, 144: 804-810.
- Sutherland W.J., Newton I., Green R.E., 2004. Bird Ecology and Conservation: A Handbook of Techniques. Oxford University Press, Oxford.

APPENDICE – CHECKLIST DELLE SPECIE RILEVATE (ottobre 2024 – settembre 2025)

Fenologia: C = nidificazione certa; P = nidificazione probabile; X = presente in periodo riproduttivo senza evidenze di nidificazione; M = migratore; W = svernante; V = presenza occasionale. SPEC secondo BirdLife International (2017). Ann. I = Allegato I Direttiva 2009/147/CE.

N.	Nome comune	Nome scientifico	Fenologia	Conserv.
1	Fagiano comune	<i>Phasianus colchicus</i>	X	
2	Piccione domestico	<i>Columba livia f. domestica</i>	C	
3	Colombaccio	<i>Columba palumbus</i>	C	
4	Tortora dal collare	<i>Streptopelia decaocto</i>	C	
5	Rondone comune	<i>Apus apus</i>	C	SPEC 3
6	Gabbiano reale	<i>Larus michahellis</i>	X	
7	Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>	X	
8	Falco pecchiaiolo	<i>Pernis apivorus</i>	V	Ann. I
9	Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	P	SPEC 3
10	Falco pellegrino	<i>Falco peregrinus</i>	V	Ann. I
11	Assiolo	<i>Otus scops</i>	C	SPEC 2
12	Civetta	<i>Athene noctua</i>	C	SPEC 3
13	Allocco	<i>Strix aluco</i>	V	
14	Upupa	<i>Upupa epops</i>	X	
15	Torcicollo	<i>Jynx torquilla</i>	X	SPEC 3

16	Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>	C	
17	Picchio rosso minore	<i>Dryobates minor</i>	P	
18	Picchio verde	<i>Picus viridis</i>	C	
19	Parrocchetto dal collare	<i>Psittacula krameri</i>	C	
20	Parrocchetto monaco	<i>Myiopsitta monachus</i>	C	
21	Gruccione (*)	<i>Merops apiaster</i>	X	
22	Codibugnolo	<i>Aegithalos caudatus</i>	C	
23	Cinciallegra	<i>Parus major</i>	C	
24	Cinciarella	<i>Cyanistes caeruleus</i>	C	
25	Rondine	<i>Hirundo rustica</i>	C	SPEC 3
26	Balestruccio	<i>Delichon urbicum</i>	P	SPEC 2
27	Lui piccolo	<i>Phylloscopus collybita</i>	X	
28	Capinera	<i>Sylvia atricapilla</i>	C	
29	Occhiocotto	<i>Curruca melanocephala</i>	C	
30	Usignolo	<i>Luscinia megarhynchos</i>	C	
31	Usignolo di fiume	<i>Cettia cetti</i>	V	
32	Fiorrancino	<i>Regulus ignicapilla</i>	P	
33	Regolo	<i>Regulus regulus</i>	V	SPEC 2
34	Scricciolo	<i>Troglodytes troglodytes</i>	C	
35	Storno	<i>Sturnus vulgaris</i>	C	SPEC 3
36	Merlo	<i>Turdus merula</i>	C	
37	Passera scopaiola	<i>Prunella modularis</i>	V	
38	Pettirosso	<i>Erithacus rubecula</i>	P	
39	Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>	P	SPEC 2
40	Codirosso	<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	V	
41	Codirosso spazzacamino	<i>Phoenicurus ochruros</i>	X, W	
42	Rampichino comune	<i>Certhia brachydactyla</i>	C	
43	Gazza	<i>Pica pica</i>	V	
44	Taccola	<i>Coloeus monedula</i>	X	
45	Cornacchia grigia	<i>Corvus cornix</i>	C	
46	Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	C	
47	Verdone	<i>Chloris chloris</i>	C	
48	Verzellino	<i>Serinus serinus</i>	C	
49	Fringuello	<i>Fringilla coelebs</i>	C	
50	Saltimpalo comune	<i>Saxicola rubicola</i>	X	
51	Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>	C	SPEC 2
52	Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>	V	SPEC 3
53	Beccamoschino	<i>Cisticola juncidis</i>	C	
54	Ballerina bianca	<i>Motacilla alba</i>	X	

(*) Presente con alta frequenza nel periodo riproduttivo, ma non nidificante nel parco.

ESPANSIONE DEL BECCAMOSCHINO *Cisticola juncidis* E PRIME NIDIFICAZIONI IN ZONA MONTANA DEL FRIULI

GIANLUCA RASSATI ⁽¹⁾

⁽¹⁾ Via Udine 9, 33028 Tolmezzo, Italy (itassar@tiscali.it)
<https://orcid.org/0009-0009-8361-8992>

Abstract - Expansion of the Zitting Cisticola *Cisticola juncidis* and first breedings in the Friulan mountain zone (North-eastern Italy). After an expansion into the Friulan Plain, in 2021 the Zitting Cisticola had penetrated into the mountain sector of Friuli. In the subsequent three years it moved up the Tagliamento Valley over 30 km, raising the maximum breeding altitude by about 200 m (within 400 m a.s.l.). The occupied areas were located in valley floor countryside with mostly dry ground, although a singing male was also reported on Alpine pastures between 1750 and 1800 m a.s.l. The density was 10.3 territories/100 ha in one area. During parental care after fledging, the young numbered on average 4.7 (\pm 0.95 SD, range 3-6). The importance of uncultivated land in agricultural zones where most of the surface is occupied by meadows and, to a lesser degree, by cultivated fields is highlighted.

Key words: Zitting Cisticola *Cisticola juncidis*, Breeding, Expansion, Breeding range, Eastern Alps, Friuli, North-eastern Italy.

Riassunto - Dopo un'espansione nella Pianura Friulana, nel 2021 il Beccamoschino è penetrato nel settore montano del Friuli. Nei successivi tre anni ha risalito di oltre 30 km la Val Tagliamento elevando circa 200 m l'altitudine massima di riproduzione (entro 400 m s.l.m.). Le aree occupate si trovavano in campagne di fondovalle con suolo perlopiù asciutto ma si segnala anche un maschio in canto su pascoli alpini fra 1750 e 1800 m s.l.m.. In un'area la densità era di 10,3 territori/100 ha. In media i giovani durante le cure parentali successive all'involo erano 4,7 (\pm 0,95 DS, range 3-6). Si evidenzia l'importanza degli incolti in zone agricole dove la maggior parte della superficie è occupata da prati e in subordine da coltivi.

Parole chiave: Beccamoschino *Cisticola juncidis*, Nidificazione, Espansione, Areale riproduttivo, Alpi Orientali, Friuli, Italia Nord-orientale.

INTRODUZIONE

Il Beccamoschino *Cisticola juncidis* è una specie a corologia paleartico-paleotropicale che nidifica in aree aperte e in Italia settentrionale si trova in zone pianiziali (Borghesi & Vanni, 2022). La distribuzione è fortemente influenzata dalle condizioni climatiche che in passato hanno permesso più volte l'espansione dell'areale riproduttivo verso nord fino nella Bassa Atesina (Alto Adige) con successive riduzioni conseguenti ad inverni freddi e nevosi (Niederfriniger *et al.*, 1998; Unterholzner, 2018). Nel corso dell'indagine per la realizzazione dell'Atlante regionale (FVG) degli uccelli nidificanti (2008-2013) la specie era diffusa soprattutto lungo la fascia costiero-lagunare e nella bassa pianura, rara altrove, con limite altimetrico intorno a 200 m s.l.m. (Corbatta & Paradisi, 2020). Nel secondo decennio di questo secolo la specie si è diffusa nella Pianura Friulana raggiungendone il limite settentrionale a ridosso dell'arco alpino che è stato penetrato nel 2021 (Rassati, ined.). Si è voluto, pertanto, effettuare un'indagine mirante a verificare lo status del Beccamoschino nella zona montana del Friuli.

AREA DI STUDIO E METODI

Successivamente al ritrovamento nel periodo riproduttivo 2021 della specie nella valle del Lago di Cavazzo (Comune di Trasàghis), primo insediamento in ambito vallivo montano, le indagini sono proseguite fino al 2025. In considerazione delle caratteristiche del Beccamoschino che in passato hanno indotto la risalita di alcune valli fluviali (ad es. di quella dell'Adige; Meschini & Frugis, 1993; Unterholzner, 2018) lo studio è stato condotto principalmente lungo il fondovalle di quella del Tagliamento che è la più ampia nel settore alpino del Friuli. Sono state inoltre esaminate la valle del Lago di Cavazzo a monte del primo ritrovamento ed alcune aree di versante ritenute idonee e tenuti in considerazione tutti i dati raccolti nel corso di indagini condotte per altri scopi.

Nel 2025 utilizzando il metodo del mappaggio (Territory Mapping Method, Bibby *et al.*, 2000) è stata ricavata la densità in un'area agricola pianeggiante di fondovalle (Piana di Cavazzo; Val Tagliamento; 280 m s.l.m.; 68 ha).

Sono stati contestualmente raccolti dati inerenti biologia ed ecologia della specie.

RISULTATI

Dal 2022 sono stati individuati territori occupati in periodo riproduttivo fino in vicinanza del Lago di Cavazzo e dalle campagne della bassa Val Tagliamento (Comuni di Bordano e Venzone) alle zone rurali dell'Alto Tagliamento (Comune di Enemonzo); nel 2024 è stato individuato un territorio nella campagna di Socchieve (più interna di quella di Enemonzo). Il 18-6-2025 è stato contattato un maschio in canto sui pascoli del Monte Pièltinis (Comune di Sauris) fra 1750 e 1800 m s.l.m..

Nell'area indagata nel 2025 vi erano 7 territori occupati con una densità di 10,3 territori/100 ha e in 4 di essi è stata accertata la riproduzione. Tenendo in considerazione anche altre aree (ad es. la campagna in Comune di Villa Santina), nei 10 casi in cui è stato possibile determinare il numero dei giovani durante le cure parentali successive all'involo questo era in media di 4,7 ($\pm 0,95$ DS, range 3-6). La nidificazione accertata più interna al sistema alpino era nella Piana di Enemonzo. Adulti con imbeccata sono stati osservati fino nella prima metà di settembre. Da fine settembre a inizio ottobre è stato registrato l'abbandono delle zone di riproduzione.

Le aree occupate si trovavano in campagne di fondovalle con prati, coltivi (soprattutto Granoturco *Zea mays*), incolti e rara vegetazione arborea e arbustiva, il suolo era perlopiù asciutto ad eccezione di parte di quelle della Piana di Enemonzo, le zone incolte erano utilizzate sia per nidificare che nel periodo successivo all'involo e prima dell'indipendenza dei giovani.

In periodo riproduttivo l'habitat (Fig. 1) è stato condiviso con Re di quaglie *Crex crex*, Saltimpalo *Saxicola torquatus* e Strillozzo *Emberiza calandra*, durante le migrazioni la specie con cui sono state osservate maggiori interazioni è lo Stiaccino *Saxicola rubetra*.

Il predatore osservato con maggiore frequenza era il gatto domestico *Felis catus* proveniente da vicini insediamenti umani e, in secondo ordine, il Gheppio *Falco tinnunculus*.



Figura 1. Habitat riproduttivo del Beccamoschino in Val Tagliamento (Foto G. Rassati). / Breeding habitat of the Zitting Cisticola in the Tagliamento Valley (Photo G. Rassati).

DISCUSSIONE

L'ampliamento degli areali di riproduzione nella zona montana friulana favorito pure dalla modifica del clima è stato da tempo documentato e coinvolge con sempre maggior frequenza specie termofile (cfr. e.g. Rassati, 2013; 2016; 2017).

Dopo l'ingresso in fondovalle montano nel 2021, in tre anni il Beccamoschino ha risalito di oltre 30 km la Val Tagliamento elevando di circa 200 m l'altitudine massima di riproduzione. Questo lo ha portato in un ambiente notevolmente diverso dalla campagna friulana in cui si riproduceva fino a pochi anni prima. Infatti, pur trovandosi entro 400 m s.l.m. e, quindi ad una altitudine relativamente modesta, le caratteristiche delle Alpi Carniche conferiscono all'ambiente ed alle fitocenosi una tipizzazione alpina. Il clima rigido e i nevosi inverni della Val Tagliamento soprattutto nel settore più interno dell'areale colonizzato dal Beccamoschino erano in passato proibitivi per la specie. A conferma della termofilia del taxon anche tuttora i contatti non sono avvenuti nei periodi più freddi. Pertanto, l'ampliamento di areale è da considerarsi fortemente influenzato dal cambiamento climatico che ha permesso alla specie in primis di espandersi nella Pianura Friulana fino a raggiungere il Campo di Osoppo a ridosso della zona pedemontana e, da lì, di "fare il salto": nel 2021 fino all'ingresso della zona montana e negli anni successivi di "dilagare" lungo l'asse vallivo del Tagliamento. La campagna più interna in cui è stato trovato, in vicinanza del paese di Socchieve è l'ultima di una certa dimensione con habitat idoneo prima di uno stretto settore vallivo di svariati chilometri: si ritiene che, in seguito allo "slancio" conseguente alla spinta colonizzatrice, se la morfologia fosse stata diversa la specie avrebbe occupato aree ancor più interne.

A conferma di questo è il dato inerente un pascolo alpino, eccezionale nel contesto carnico e riferibile ad un'area fra le più settentrionali in Italia (cfr. Unterholzner, 2018; Borghesi & Vanni, 2022) e le più elevate sulle Alpi (cfr. e.g. Framarin, 1996).

La densità nella Piana di Cavazzo rientra nei valori trovati in zone planiziali e costiere (cfr. e.g. Gellini & Ceccarelli, 2000; Porciani *et al.*, 2006; Muratore *et al.*, 2018). È inoltre da sottolineare, a conferma dell'elevata capacità colonizzatrice e dell'adattabilità del Beccamoschino, che alcuni settori delle zone rurali indagate erano interamente occupati.

L'ampio arco temporale in cui sono state osservate cure parentali all'interno delle stesse aree dove erano già state individuate covate induce a ritenere la possibilità che ci siano state terze riproduzioni.

Gli incolti sono risultati molto importanti in quanto nell'area di studio il Beccamoschino si è riprodotto in campagne coltivate dove la maggior parte della superficie è occupata da prati e in subordine da coltivi. Sarebbe fondamentale sensibilizzare i contadini al fine di posticipare per quanto possibile lo sfalcio degli incolti: questo, soprattutto in presenza di mesi di settembre che con sempre maggior frequenza sono molto caldi e soleggiati anche in montagna, incide fortemente sulle covate tardive ed in generale, riducendo di molto la percentuale delle superfici incolte, sulle specie (e.g. Quaglia *Coturnix coturnix*, Re di quaglie, Stiaccino) che, sia riproduttrici in loco che presenti durante la migrazione post riproduttiva, le selezionano positivamente.

Ringraziamenti. Ringrazio Giancarlo Rassati per l'aiuto nella raccolta dati.

BIBLIOGRAFIA

- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. Bird census techniques, 2nd Edn. Academic Press, London.
- Borghesi F. & Vanni L., 2022. Beccamoschino: 398-399. In: Lardelli R. *et al.* (a cura di). Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere, Latina.
- Corbato G. & Paradisi S., 2020. Beccamoschino: 176. In: Guzzon *et al.* (a cura di). Atlante degli Uccelli nidificanti in Friuli Venezia Giulia. Associazione Studi Ornitologici e Ricerche Ecologiche del Friuli Venezia Giulia APS, Pubblicazione n. 5/Museo Friulano di Storia Naturale, Pubblicazione n. 75.
- Framarin F., 1996. Gli Uccelli del Gran Paradiso. Parco Nazionale Gran Paradiso. Eda, Torino.
- Gellini S. & Ceccarelli P.P. (eds.), 2000. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (1995-1997). STERNA. Amm. Prov. Forlì-Cesena e Ravenna.
- Meschini E. & Frugis S. (eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX.
- Muratore S., Monaco E., Piroli R. & Sorace A., 2018. L'avifauna nidificante in un mosaico agricolo dell'Italia centrale: la Riserva Naturale di Macchiatonda (Lazio). Alula, 25 (1-2): 81-97.
- Niederfriniger O., Schreiner P. & Unterholzner L., 1998. Atlante dell'Avifauna dell'Alto Adige. Tappeiner/Athesia, Bolzano.
- Porciani M., Radi G. & Corsi F., 2006. L'avifauna del Padule di Scarlino 1990-2005. Quaderni dell'Istrice. Lab. Educ. Ambientale La Finoria, 1.

- Rassati G., 2013. Status and trends of the Scops Owl *Otus scops* in Carnia, Canal del Ferro and Valcanale (Eastern Alps, Friuli Venezia Giulia, NE Italy). Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturni. Associazione Faunisti Veneti. Quaderni Faunistici n. 3: 300-304.
- Rassati G., 2016. Expansion of the breeding range and probable high-altitude nesting of the European Nightjar *Caprimulgus europaeus* in the Carnic Alps (North-eastern Italy). *Avocetta*, 40: 88-89.
- Rassati G., 2017. Espansione dell'areale di nidificazione del Canapino comune *Hippolais polyglotta* e dello Zigolo nero *Emberiza cirlus* nel settore settentrionale del Friuli. *Gli Uccelli d'Italia*, 42: 79-84.
- Unterholzner L. (ed.), 2018. Atlante degli uccelli nidificanti dell'Alto Adige 2010 - 2015. AVK Südtirol. Union, Merano.

MONITORAGGIO DELLA POPOLAZIONE RIPRODUTTIVA DI NIBBIO BRUNO *Milvus migrans* NELLA RISERVA NATURALE DI DECIMA MALAFEDE (LAZIO – ITALIA CENTRALE)

STEFANO RICCI¹ & ROBERTO LIPPOLIS²

¹ Via Castel Guelfo 39, Roma - email utentefree@yahoo.it

² Via Francesco Carletti 7, Roma - email roberto.lippolis14@gmail.com

Dedicato a Michele Panuccio

Abstract - Monitoring of the breeding population of the Black Kite *Milvus migrans* in the Decima Malafede Nature Reserve (Lazio, central Italy). This study reports the results of the monitoring of the Black Kite *Milvus migrans* carried out in the Decima Malafede Nature Reserve during the 2025 breeding season, with the aim of updating the conservation status of the species within the Reserve. Previous surveys highlighted an increase in breeding pairs from five, in 2012–2013, to fifteen in 2017. Monitoring was conducted through an intensive survey in the northern sector (Valle di Perna – Contrada Monti della Caccia) and allowed the collection of data on the breeding biology of a colony of seven pairs. In this area, an authorised feeding station is present, as well as a roost established after fledging and prior to migration. The study focused on the spatial distribution of nests in relation to habitat characteristics, environmental factors influencing nest-site selection, and breeding success in relation to environmental variables, providing an updated assessment of the local breeding population. In the remaining part of the Reserve, a further seven isolated nesting sites were identified in proximity to an artificial food source. In this area, a premigratory roost hosting a substantial number of individuals was also recorded.

Key words: monitoring, breeding, Black Kite *Milvus migrans*

Riassunto - Lo studio riporta i risultati del monitoraggio del Nibbio bruno *Milvus migrans* condotto nella Riserva naturale di Decima Malafede (Italia centrale) durante la stagione riproduttiva 2025, con l'obiettivo di aggiornare lo stato di conservazione della specie all'interno della Riserva. Indagini precedenti avevano evidenziato un aumento delle coppie nidificanti da cinque, nel 2012–2013, a quindici nel 2017. Il monitoraggio è stato effettuato, con un'indagine intensiva, nel settore settentrionale (Valle di Perna – Contrada Monti della Caccia) ed ha permesso di raccogliere dati sulla biologia riproduttiva di una colonia di sette coppie. Nell'area è presente una stazione di alimentazione autorizzata e un dormitorio formatosi dopo l'involò dei giovani, prima della migrazione. Lo studio si è concentrato sulla distribuzione spaziale dei nidi in relazione alle caratteristiche dell'habitat, sui fattori ambientali che influenzano la selezione dei siti di nidificazione e sul successo riproduttivo in rapporto alle variabili ambientali, fornendo una valutazione aggiornata della popolazione riproduttiva locale. Nella restante parte della Riserva sono stati individuati ulteriori sette nidificazioni isolate in prossimità di una fonte alimentare artificiale. Anche in questa zona è stato individuato un dormitorio premigratorio con un numero cospicuo di individui.

Parole chiave: monitoraggio, riproduzione, Nibbio bruno *Milvus migrans*

INTRODUZIONE

A distribuzione paleartico-paleotropicale-australasiana il Nibbio bruno *Milvus migrans* è una delle specie di rapaci più abbondanti a livello mondiale, pur con forti variazioni locali (Ferguson-Lees & Christie, 2001). Sebbene inserito in Allegato I della

Direttiva 2009/147/CE, in Europa la sua popolazione non è considerata attualmente in declino essendo classificato Non-SPEC (Burfield *et al.*, 2023).

In Italia è migratrice e nidificante con distribuzione frammentata, più continua nei settori prealpini, nella Pianura padana occidentale, sul versante tirrenico dell'Italia centrale. La popolazione italiana è stimata in 860-1153 coppie (Brichetti & Fracasso, 2018).

Nel Lazio la specie è presente con una popolazione riproduttiva stimata in 77–117 coppie (Guerrieri & De Giacomo, 2012). È distribuita uniformemente nella fascia tirrenica centrosetentrionale. Insedimenti semicoloniali meno consistenti sono stati rilevati nei pressi del Lago di Bracciano, lungo la valle del fiume Sacco e del Liri (Guerrieri & De Giacomo, 2009). Nel Comune di Roma nidificavano, fino ad alcuni anni fa, oltre 50 coppie distribuite principalmente in tre insediamenti: Castelporziano, Castel di Guido e Tenuta dei Massimi (Sorace *et al.*, 2018). Nella Riserva di Decima-Malafede il monitoraggio intrapreso dall'Ente RomaNatura dal 2012 al 2017 ha mostrato una presenza di coppie in incremento (da un minimo di 5 nel 2012/2013 ad un massimo di 15 nel 2017) ma con una produttività in continuo calo laddove solo poche coppie riescono a portare a termine la nidificazione. (Sorace *et al.*, 2018).

In Italia centrale, in particolare nel Lazio, la specie ha storicamente fatto largo uso di discariche urbane e zone antropizzate come fonti trofiche (Guerrieri *et al.*, 2012) e la chiusura della discarica di Malagrotta nel 2013 ha provocato una drastica riduzione del numero di coppie locali, in particolare nella Tenuta di Castelporziano, con conseguente calo della produttività (Castaldi & Guerrieri, 2012; Panuccio *et al.*, 2022). Dopo la chiusura della discarica, è stata attivata una stazione di alimentazione nella Riserva di Decima-Malafede, monitorata dal 2020 al 2022, al fine di compensare la perdita di risorse trofiche (Pannuccio *et al.*, 2022). Studi paralleli in altre aree dell'Italia centrale, come la Tenuta Presidenziale di Castelporziano, hanno confermato che la disponibilità di cibo artificiale determina un incremento del numero di coppie e della sopravvivenza dei giovani (Guerrieri *et al.*, 2009).

Al fine di proseguire il monitoraggio della popolazione nidificante nella Riserva di Decima-Malafede, nella stagione riproduttiva 2025 abbiamo intrapreso il presente studio, teso ad ottenere informazioni sulla consistenza della popolazione nidificante, sull'esito riproduttivo, sulle caratteristiche ambientali e sulla fenologia locale della specie.

AREA DI STUDIO

La Riserva Naturale di Decima Malafede (6145 ha) racchiude la porzione di Campagna Romana compresa tra il settore sud occidentale di Roma, il Vulcano Laziale e la costa tirrenica, con il 58% del territorio occupato da aree agricole. Il paesaggio è caratterizzato dall'alternarsi di valli (“vallecole”) e collinette, e contiene le maggiori aree boschive dell'Agro Romano, per un totale di oltre 1000 ettari, in continuazione con quelle dell'adiacente Tenuta Presidenziale di Castelporziano. Nel complesso i boschi della Riserva sono costituiti essenzialmente da querceti, con i versanti esposti a sud

che favoriscono specie termofile sempreverdi come il Leccio *Quercus ilex* e la Quercia da sughero *Quercus suber*. I versanti esposti a nord ospitano essenze mesofile quali Roverella *Quercus pubescens*, Acero campestre *Acer campestre* e Olmo *Ulmus minor*. Boschi igrofilo si sviluppano lungo i corsi d'acqua o in aree marginali con allagamenti stagionali, caratterizzati da acque lotiche anche se a lento scorrimento. Le essenze principali di tali tipologie vegetazionali sono i Salici *Salix* sp., i Pioppi *Populus* sp. e talora gli Ontani *Alnus glutinosa*, specie che tendono a formare boscaglie monospecifiche (Dominicis, 2018). Oltre che con la Tenuta Presidenziale di Castelporziano verso ovest, esiste una continuità naturale con le aree circostanti verso est con le estese aree agricole comprese tra la Via Laurentina e il Parco dell'Appia Antica, verso nord con la Riserva Statale del Litorale Romano e la Tenuta di Castel di Guido (Panuccio, 2018).

METODI

Il monitoraggio delle coppie è stato condotto attraverso l'osservazione delle attività in zona nido, al carnaio e nei punti di aggregazione premigratoria. Le osservazioni sono state condotte nell'arco di sette mesi, dal 6 marzo al 23 settembre, durante tutto l'arco della giornata, per un totale di 260 ore.

La metodologia utilizzata si è articolata sulle seguenti fasi:

- i. Localizzazione delle coppie in atteggiamento riproduttivo (parate nuziali e altri *display*).
- ii. Individuazione del nido e osservazione dei comportamenti per tutto il ciclo riproduttivo attraverso osservazione con cannocchiale dotato di zoom 20-60 ingrandimenti.
- iii. Rifornimento del carnaio e conteggio degli individui ivi presenti contemporaneamente (un'ora di osservazione dopo l'approvvigionamento).
- iv. Osservazione e conteggio dei giovani involati.
- v. Individuazione dei *roost* premigratori e conteggio degli individui presenti.
- vi. Esplorazione delle zone nido e misure dell'ambiente circostante, nella stagione autunnale.

I parametri oggetto di calcolo riportati nello studio sono:

- NND (*Nearest Neighbor Distance*) è stato calcolato considerando appartenenti alla stessa colonia i nidi con distanza reciproca < 700 m. Le coppie sono dunque state definite solitarie quando nidificavano a >700 m dal vicino più prossimo. Tutte le coppie di una stessa colonia interagivano regolarmente con i vicini, principalmente attraverso contese territoriali causate da intrusioni, come riportato in Sergio & Boto (1999). Per le misurazioni delle distanze è stato utilizzato un telemetro laser.
- L'altezza del nido è stata calcolata sia come altezza assoluta sia come altezza relativa [(altezza del nido/altezza dell'albero) x 100]. Per ciascun albero è stato misurato il diametro a petto d'uomo (DBH, *Diameter at Breast Height*). Il rapporto tra altezza dell'albero e DBH (h/DBH) è stato utilizzato come Indice di Stabilità dell'albero nido (Mason, 2002).

- Indice di stabilità dell'albero TSI (*Tree Stability Index*) è stato calcolato come diametro dell'albero/altezza dell'albero.

I parametri relativi alla riproduzione sono stati calcolati secondo quanto proposto da Cheylan (1981):

- Produttività: rapporto tra il numero di giovani involati e il numero di coppie che costituiscono la popolazione monitorata;
- Successo riproduttivo: rapporto tra il numero dei giovani involati e il numero delle coppie che hanno deposto;
- Tasso d'involto: rapporto tra numero di giovani involati e numero di coppie che hanno allevato giovani.

Nel rilevamento delle nidificazioni sono state usate le seguenti categorie:

- Nidificazione CERTA: nido con uova e/o pulli o vuoto; individui giovani non volanti; trasporto imbeccata o materiale per il nido.
- Nidificazione PROBABILE: individuo in canto; difesa del territorio; parata nuziale.
- Nidificazione EVENTUALE: individuo osservato in periodo riproduttivo in ambiente idoneo senza altre indicazioni di nidificazione.

Nei due *roost* premigratori il conteggio degli individui è stato condotto nei seguenti periodi:

- Dal giorno 30 luglio al 14 agosto, con osservazioni dalle 6.30 alle 9.30 (ora solare), per il *roost* localizzato nella zona nord della Riserva, in prossimità della colonia;
- Dal giorno 28 luglio al 18 agosto, con osservazioni dalle 18.00 alle 20.00 (ora solare) per il *roost* localizzato nella zona centro-meridionale della Riserva.

RISULTATI

Complessivamente nell'area di studio per la stagione 2025 sono state accertate 14 coppie nidificanti, identificate con le lettere da A a N (Fig. 1).

Le 7 coppie nella zona nord della Riserva, nidi da A a G, appartengono ad un'aggregazione di tipo coloniale insediata in prossimità di un carnaio autorizzato. Nella stessa zona è stata rilevata la presenza di un *roost* premigratorio costituito nel periodo successivo all'involto dei giovani.

Le altre 7 coppie, nella zona centro-meridionale della Riserva, nidi da H a N, sono di tipo isolato ma tutte nelle vicinanze di un sito di alimentazione antropica associato ad attività di allevamento. Anche qui è stato individuato un *roost* dove si sono riunite decine di individui prima della migrazione.

Nidificazioni in colonia

Il territorio utilizzato dalla colonia per la nidificazione e l'attività trofica è di circa 12 kmq, con una densità risultante di 0,58cp/kmq. All'interno di quest'area è presente il carnaio autorizzato.

Per quanto riguarda la biologia riproduttiva della specie, i dati registrati per le cop-

pie della colonia (nidi A-G) sono riportati in Tab. 1.

La data di primo arrivo (FAD *First Arrival Date*) è stata il 6 marzo e l'ultimo avvistamento è avvenuto il 18 agosto, con 3 nibbi in volteggio tra la Riserva di Decima e la Tenuta di Castelporziano. I voli di corteggiamento sono stati osservati già in concomitanza con gli arrivi nella prima metà di marzo, l'inizio della cova nella seconda settimana di aprile, l'allevamento è terminato attorno alla fine di giugno.

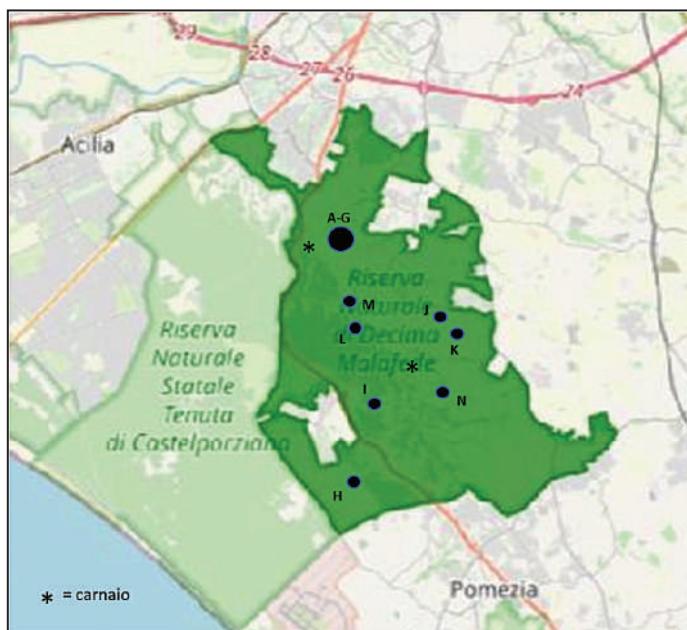


Figura 1. Distribuzione delle 14 coppie di Nibbio bruno nidificanti nella stagione 2025 nella Riserva Naturale di Decima-Malafede (A-G coppie coloniali; H-N coppie isolate; * punti di alimentazione artificiale).

Tabella 1. Dati sulla riproduzione delle coppie della colonia

Dati sulla riproduzione	NIDI della COLONIA (A-G)						
	A	B	C	D	E	F	G
a. Data di inizio della cova (deposizione primo uovo)	15-apr	05-apr	24-apr	16-apr	14-apr	13-apr	10-giu
b. Data della schiusa (periodo di incubazione di 32 gg)	17-mag	7-mag	26-mag	18-mag	16-mag	15-mag	-
c. Data dell'involo (periodo di allevamento di 46 gg)	1-lug	20-giu	10-lug	2-lug	30-giu	29-giu	-
d. Numero di pulcini nati	2	3	2	2	3	2	0
e. Numero di giovani involati	2	3	2	2	2	1	0
f. Coppie controllate	7						
g. Coppie che hanno deposto	7						
h. Coppie che hanno involato giovani	6						
i. Totale giovani involati	12						
j. Produttività (i/f)	1,71						
k. Successo riproduttivo (i/g)	1,71						
l. Tasso d'involo (i/h)	2.00						

Le 7 nidificazioni sono organizzate in una colonia definibile come *'large colony'* (> 5 coppie) (Sergio & Boto, 1999). Il più prossimo dei nidi isolati (nido M), nella zona centro-meridionale della Riserva, si trova a 1.8KM in linea d'aria dal nido più esterno (nido C) della colonia. In Tab. 2 è indicato il dettaglio delle distanze tra i nidi della colonia. In Fig. 2 è riportata la distribuzione spaziale dei nidi. In Tab. 3 sono riportati i dati raccolti per lo studio delle caratteristiche del nido, dell'albero-nido e del contesto ambientale circostante.

Per la colonia la distanza media di ogni nido da quello più vicino (NND) è risultata essere 208,47 m (*range* 89,36–591,46 m).

L'altezza media dei nidi dal suolo è risultata di 13,14 m (81% dell'altezza albero) con una distribuzione ($ds=2,12$) abbastanza omogenea.

Tabella 2. NDD per ciascun nido della colonia con il nido più prossimo (in grassetto sottolineato).

Distanze (m) tra i nidi della colonia	C	D	F	A	E	B	G
C	-	602,28	1263,63	683,96	406,34	<u>253,77</u>	504,21
D	602,28	-	680,28	<u>89,36</u>	235,05	351,36	100,63
F	1263,63	680,28	-	<u>591,46</u>	914,03	1010,61	780,07
A	683,96	<u>89,36</u>	591,46	-	324,39	430,86	188,62
E	406,34	235,05	914,03	324,39	-	194,41	<u>140,21</u>
B	253,77	351,36	1010,61	430,86	<u>194,41</u>	-	256,50
G	504,21	<u>100,63</u>	780,07	188,62	140,21	256,50	-

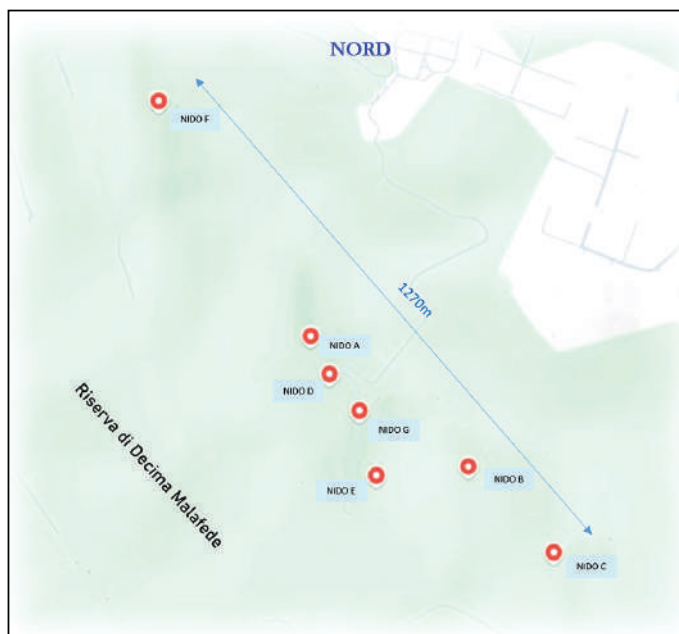


Figura 2. Distribuzione spaziale dei nidi A-G della colonia.

Nel territorio della colonia è stato individuato un sito dormitorio dove i nibbi si sono raccolti prima della migrazione. Il conteggio degli individui nel dormitorio pre-migratorio, localizzato a sud dell'area di nidificazione e contiguo alla vallecchia del nido C, è avvenuto dal giorno 30 luglio (17 individui, numero massimo rilevato) al giorno 14 agosto (4 individui).

Il carnaio autorizzato, attivo dal 2013 nella zona nord, nell'area della colonia, è stato frequentato regolarmente dai nibbi nel periodo del monitoraggio (Fig. 3). Durante i 27 rifornimenti è stato somministrato un totale di 259,4 Kg di carne

Tabella 3. Caratteristiche dell'habitat delle nidificazioni in colonia (nidi A-G)

DATI raccolti		NIDI COLONIA						
		A	B	C	D	E	F	G
Caratteristiche del nido	a. Altezza del nido dal suolo (m)	12	14	14	11	17	13	11
	b. Dimensioni del nido: diametro esterno, altezza e profondità (cm)	120 (d)	100 (d), 40 (a)	nd	115 (d), 50 (a)	90 (d), 30 (a)	80 (d), 40 (a)	80 (d)
	c. Stato del nido: nuovo, già utilizzato, abbandonato	già utilizzato	già utilizzato (in parte crollato a fine stagione)	già utilizzato (crollato a fine stagione)	già utilizzato	già utilizzato (crollato a fine stagione)	già utilizzato	già utilizzato
	d. Materiale principale usato per la costruzione (rami, foglie, altro)	rami, foglie	rami	rami, plastica	rami, foglie, lana	rami, plastica, lana	rami, lana	rami
	e. Orientamento	EST	NORD	EST	NORD/EST	EST	NORD/EST	EST
	f. Posizione del nido (su diramazione del fusto, su ramo laterale ecc.)	su ramo laterale a 3m dalla verticale del fusto	alla base della ramificazione del fusto	su fusto principale	alla base della ramificazione del fusto	alla base della ramificazione del fusto	su ramo laterale a 6m dalla verticale del fusto	su ramo laterale a 5m dalla verticale del fusto
Caratteristiche dell'albero ospite	a. Specie arborea	sughera con edera	roverella	leccio con edera	sughera con edera	roverella con edera	sughera	sughera
	b. Diametro a petto d'uomo (DBH): diametro del tronco a circa 1,3 m da terra (cm)	101,91	54,11	55,14	82,80	73,25	66,88	61,78
	c. Altezza dell'albero (m)	16	18	16	14	20	15	14
	d. Altezza relativa nido (% alt. albero)	75%	78%	88%	79%	85%	87%	79%
	e. Indice Stabilità albero TSI (diametro dell'albero/altezza dell'albero)	15,70	33,27	29,02	16,91	27,30	22,43	22,66
	f. Condizione dell'albero: vivo, morto, stabilità (es. con rami rotti)	vivo	vivo	vivo	vivo	vivo	vivo	vivo
	g. Densità di chioma o copertura (distanza fra rami, foltezza)	folta	rada	rada	folta	folta	rada	folta
Contesto ambientale intorno al nido	a. Tipo di habitat: bosco, area agricola, zona umida, ecc.	area agricola	area agricola	area agricola	area agricola	area agricola	area agricola	area agricola
	b. Distanza da elementi caratteristici: acqua, strade, insediamenti umani (m)	230m dal sentiero	400m dal sentiero	530m dal sentiero	20m dal sentiero	280m dal sentiero	400m dalla strada	15m dal sentiero
	c. Distanza dal limite del bosco – inizio della vallecchia (m)	30	4	11	15	3	4	6
	d. Copertura vegetale nella zona (raggio di 10m)	rada	rada	rada	rada	rada	rada	rada
	e. Altitudine del sito (m s.l.m.)	49	38	30	44	27	21	44
	f. Caratteristiche topografiche (in piano, su scarpata, ecc.)	spalletta boschiva su pendio	spalletta boschiva su pendio	spalletta boschiva su pendio	spalletta boschiva su pendio	spalletta boschiva su pendio	spalletta boschiva su pendio	spalletta boschiva su pendio

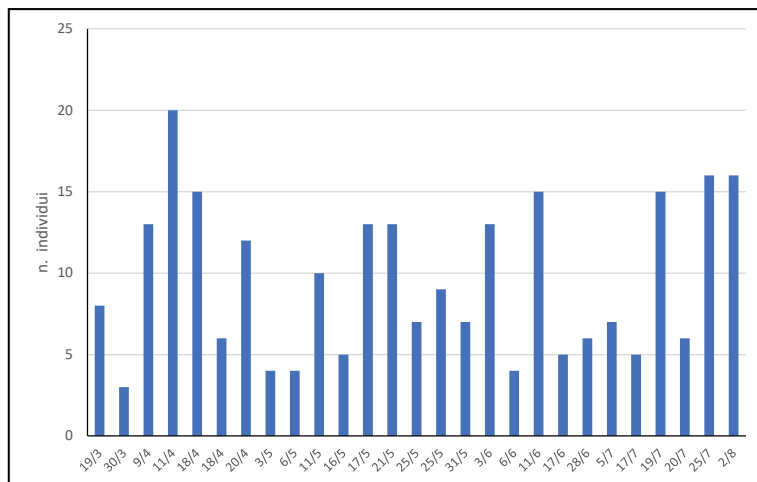


Figura 3. Numero di nibbi al carnaio autorizzato nell'area della colonia.

Nidificazioni isolate

Nella parte centro-meridionale della Riserva sono state rilevate ulteriori 7 nidificazioni isolate ma non sono stati raccolti dati sulla biologia riproduttiva. La fonte di alimentazione artificiale scoperta durante la ricerca rappresenta un forte punto di aggregazione per la popolazione di nibbi bruni della zona ed è stata frequentata per tutta la stagione. Nelle sue vicinanze è stato individuato un *roost* premigratorio con un numero molto elevato di individui, localizzato in un'area boschiva tra Macchiagrande di Trigoria e la zona de Il Frasso.

Il 2 luglio sono stati osservati i primi giovani volteggiare in quota con gli adulti nella zona della Macchiagrande di Trigoria. I conteggi al *roost* sono stati effettuati tra il 28 luglio (40 individui) ed il 18 agosto (0 individui), con un massimo di 71 individui il 4 agosto. L'11 agosto sono stati individuati gli ultimi esemplari in volteggio alto nella zona della fonte di alimentazione.

DISCUSSIONE

La popolazione di coppie nidificanti nella Riserva che risulta dallo studio è di 14 coppie e sembrerebbe essersi stabilizzata, nel 2015 venivano infatti censite 15 coppie nidificanti (Panuccio, 2018).

La densità riscontrata di 0,58 cp/kmq appare in linea con quanto riportato per la Riserva di Castelporziano negli anni in cui la colonia locale era sostenuta dalla discarica di Malagrotta. La media delle coppie nidificanti era di 32 (Guerrieri *et al.*, 2009) per un'estensione di 59 kmq della Riserva, con una densità calcolata di 0,54cp/kmq. Questo potrebbe significare che il sostegno del carnaio alle coppie nidificanti della colonia ha ripristinato tale valore.

Le date di arrivo dei primi esemplari sono in linea con quanto già noto per la Ri-

serva (Panuccio, 2018). Come evidenziato già in altri studi le parate nuziali iniziano subito dopo l'arrivo, le femmine in cova si osservano dalla seconda metà di aprile e i giovani nei pressi del nido si vedono fino alla terza decade di luglio (Battisti *et al.*, 2003; Guerrieri, 2009).

Per i nidi C, D, E, F della colonia è stato confermato l'utilizzo di plastica e lana tra i materiali di costruzione, a conferma che alcuni nidi vengono decorati con oggetti recuperati nell'ambiente che agiscono come minacce affidabili per i conspecifici (cfr. Sergio *et al.*, 2011).

Gli alberi maggiormente utilizzati per nidificare sono querce, sia sempreverdi (sughere) sia caducifoglie (roverelle), in boschi misti, è inoltre confermata la tendenza a selezionare ambienti boschivi ubicati a poca distanza dal margine di radure per evitare le superfici boschive omogenee, come pure la selezione di alberi di maggiori dimensioni con il nido alla maggiore altezza possibile e nessuna preferenze per la specie arborea (cfr. Guerrieri, 2009). La frequentazione di aree coltivate e pascoli rilevata nella ricerca conferma la preferenza per gli ambienti aperti (cfr. Sergio *et al.*, 2007). I siti riproduttivi sono localizzati all'interno di aree boschive e non sono state individuate nidificazioni su alberi isolati. L'unica nidificazione isolata nota degli anni precedenti (Panuccio, 2018) non è stata confermata, nonostante il nido sia ancora presente sull'albero segnalato. Nessuna delle coppie della colonia ha abbandonato il nido prima o dopo la deposizione delle uova.

La produttività calcolata sui 7 nidi della colonia è stato di 1,71 ed è riferito alle coppie territoriali monitorate. Il valore è risultato superiore a quanto rilevato nella Tenuta dei Massimi a Roma di 1.25 juv./coppia (Battisti *et al.*, 2003) ed anche al valore medio rilevato a Castel di Guido di 0,65 (Borlenghi *et al.*, 2025). Risulta inferiore al valore riferito alla Tenuta di Castel Porziano e Anguillara Sabazia di 1,92 juv./coppia (Guerrieri *et al.*, 2009). Il successo riproduttivo della colonia nella Riserva è prossimo a quanto rilevato per le colonie nella zona della Prealpi del Lago di Lugano di 1,72 '*young fledged per reproductive pair*' (Sergio *et al.*, 1999), ed è quasi il doppio rispetto allo studio su Castel di Guido di 0,82 (Borlenghi *et al.*, 2025). Il tasso d'involo per le 7 coppie della colonia della Riserva è stato pari a 2, mentre per Castel di Guido di 1,2 (Borlenghi *et al.*, 2025).

La coppia G ha iniziato con molto ritardo la nidificazione, con copule ancora all'inizio di giugno e presidio del nido fino a luglio, ma non ha portato giovani all'involo e probabilmente non si è avuta nessuna schiusa.

Dal valore di NND medio si evince che i nidi sono relativamente vicini tra loro, in una forma di aggregazione moderata, e questo è ancora più evidente dal calcolo della NND mediana (valore centrale con i dati ordinati) che risulta di 140,2 m ed indica che le coppie sono molto ravvicinate con l'eccezione del nido F più distanziato che sposta la NND media verso l'alto. La NDD risulta più bassa di quella calcolata per la Tenuta di Castelporziano di 213m (Guerrieri, 2009) e per Castel di Guido di 306m (Cecere & Ricci, 2003).

L'altezza media dei nidi dal suolo è risultata abbastanza omogenea a suggerire

che gli individui selezionano alberi con struttura simile, con una distanza dal suolo sufficiente per volo e difesa e con lo stesso livello di sicurezza e stabilità della chioma. Probabilmente la scelta è dettata anche dall'omogeneità dell'habitat delle residuali spallette boschive ai margini dei campi, che presentano alberi disponibili con struttura, età e forma simili. Gli alberi selezionati per la costruzione del nido sono generalmente alti più di 15 metri e il nido è posto ad una decina di metri di altezza, caratteristiche analoghe a quelle riportate da Panuccio (2018).

La media degli Indici di Stabilità TSI dell'albero nido è di 23,9 ($ds=6,39$) ed evidenza come siano scelti alberi robusti e poco slanciati, quindi stabili. Lo studio non ha evidenziato preferenze per la collocazione del nido all'interno della chioma, essendo le piattaforme distribuite equamente tra posizionamento su fusto centrale (piattaforme arboree "a candelabro") e su rami laterali del terzo superiore. Sono stati selezionati alberi nido alti, con un grande diametro, con pochi rami basali, situati su pendii ripidi analogamente a quanto riportato da Sergio (2002). Tre dei nidi della colonia al momento delle misurazioni erano completamente crollati e non più individuabili se non tramite confronto fotografico dell'albero quando il nido era ancora attivo.

I primi giovani della colonia sono stati avvistati in volo con gli adulti il 24 giugno (nido B). Le date di involo sono concentrate tra l'ultima settimana di giugno e i primi giorni di luglio. Tutti gli individui dell'area tendono a raggrupparsi in *roost* premigratori localizzati nei boschi più tranquilli, per cominciare la migrazione insieme generalmente intorno a ferragosto (Panicchio & Canale, 2003; De Giacomo *et al.*, 2004).

Dal giorno 30 luglio il territorio di nidificazione della colonia è risultato scarsamente frequentato. Gli ultimi avvistamenti sono stati di piccoli gruppi di 5-6 nibbi che si alzavano in termica altissimi, con un atteggiamento di preparazione alla migrazione. Come rilevato anche da Panuccio (2018), dopo la metà di agosto non vengono osservati altri individui nella Riserva, a conferma che questa non si trova su una rotta migratoria di importanza rilevante (Ovčiariková *et al.*, 2020).

Lo studio della biologia riproduttiva della colonia di Nibbio bruno nella zona nord della Riserva ha posto particolare attenzione alla sua distribuzione nel territorio in rapporto alle caratteristiche ambientali. Questo rappresenta una base per stimare l'andamento della popolazione locale, anche in rapporto alla presenza del carnaio, nel tempo e nello spazio. Una ricerca continuativa negli anni potrebbe dire se la consistenza rilevata rappresenta il limite massimo di coppie per le attuali condizioni.

La presenza contemporanea di nibbi bruni registrata al carnaio non ha dimostrato una crescita lineare degli individui in alimentazione con l'avanzare della stagione riproduttiva. Non si sono notate fluttuazioni nei numeri nel periodo di alimentazione delle coppie rispetto a quando le femmine non si allontanano dalla zona nido (primi 20 giorni circa dell'allevamento) e neanche a quando i giovani, dalla fine di maggio, cominciano ad alimentarsi in maniera autonoma.

Dalle osservazioni condotte al carnaio sono emersi alcuni comportamenti inter ed intra specifici come i corvidi che prelevano il cibo immediatamente dopo la collocazione sulla piattaforma nonostante il mobbing esercitato dai nibbi posati ai bordi dell'area,

che invece iniziano a prelevare la carne dopo almeno mezz'ora di attesa, oppure la modesta presenza dei gabbiani che sorvolano a lungo la zona, ma con discese poco frequenti, o ancora abituali i fenomeni di cleptoparassitismo tra i nibbi. Regolare infine la presenza di volpi attorno al terreno dove è collocata la piattaforma sopraelevata del carnaio.

Per quanto riguarda la situazione nella zona centro-meridionale della Riserva, i conteggi al *roost* hanno evidenziato la presenza di una popolazione cospicua di Nibbio bruno (71 individui) nell'area indagata. Da questo emerge la necessità di una ricerca più approfondita per censire l'esatto numero di coppie presenti e valutare la possibilità di allestire una seconda fonte di cibo anche in quest'area della Riserva.

Ringraziamenti. Si ringraziano i guardiaparco dell'Ente RomaNatura assegnati alla Riserva Naturale di Decima Malafede per la disponibilità dimostrata nel supportare e consentire lo svolgimento della ricerca sul territorio. Si ringrazia Umberto De Giacomo, che con la sua esperienza pluriennale ha fornito preziose informazioni sulla specie. Un ringraziamento particolare va a Giuseppe Panuccio e Patrizia Bonelli, per l'incoraggiamento a proseguire l'attività avviata molti anni fa da Michele, valido ricercatore impegnato nella conservazione dei rapaci, che oggi continua a produrre risultati di rilievo.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., Mari C., Tomassetti M. & Zocchi A., 2003. La colonia suburbana di Nibbio bruno, *Milvus migrans*, a Roma: attività riproduttiva e roosting premigratorio. Riv. ital. Orn., 73(2): 97- 103
- Borlenghi F, Cianconi M. M., De Giacomo U., De Lorenzi A., Sorace A., 2025. Il Nibbio bruno *Milvus migrans* nella Riserva Naturale Statale Litorale Romano in dieci anni di monitoraggio (2014 - 2023). Alula, 32(2): 13-26.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2018. Birds of Italy. Vol. 1 - Anatidae- Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina *historia naturae* (6). 512 pp.
- Burfield I.J., Rutherford C.A., Fernando E., Grice H., Piggott A., Martin R.W., Balman M., Evans M.I., Staneva A., 2023. Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern. Bird Conservation International, 33, e66, 1–11.
- Castaldi A. & Guerrieri G., 2012. Dismissione di una discarica e riproduzione del Nibbio bruno nell'Italia centrale. Gli Uccelli d'Italia, 37 (1): 44–50.
- Cecere J. & Ricci S., 2003. Il Nibbio bruno *Milvus migrans* a Castel di Guido (RM). Nidificazione e roosting premigratorio. Alula, 10 (1-2):75-80.
- Cheylan G., 1981. Introduction. In: Cheylan G. & Thibault J.C. (eds.). Rapaces Méditerranéens. Annales du Centre de Recherche Ornithologiques de Provence, 1: 3-5.
- De Giacomo U., Battisti C., Cecere J.G., Ricci S., Borlenghi F., Tinelli A., 2004. La popolazione romana di Nibbio bruno *Milvus migrans*: aspetti ecologici. 95-124. In: Corsetti L. (ed) Uccelli rapaci nel Lazio: status, distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina.
- Dominici N., 2018. Area di studio: aspetti vegetazionali. In Sorace A., Trotta M., Mirabile M., Lorenzetti E., Monti P., Petrella S., Taffon D., Teofili C., Battisti C. (2018). Atlante degli uccelli nidificanti della Riserva Naturale Regionale di Decima-Malafede. Dati faunistici per la gestione di un'area protetta, ISPRA, Quaderni - Natura e Biodiversità, Roma.
- Ferguson J. & Christie D., 2001. Black Kite. Raptors of the world. Christopher Helm, London. Helm Identification Guides: 384.

- Guerrieri G., 2009. Selezione di habitat riproduttivo e caratteristiche del nido nella popolazione di Nibbio bruno, *Milvus migrans*, nella Tenuta di Castelporziano (Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia, Numero Speciale, 34: 41-49.
- Guerrieri G., Castaldi A. & De Giacomo U., 2012. Sovrapposizione spaziale e segregazione ecologica nel trofismo del Nibbio bruno *Milvus migrans* e del Nibbio reale *Milvus milvus* in un'area di simpatia. Gli Uccelli d'Italia, 37: 33-43.
- Guerrieri G. & De Giacomo U., 2009. Status, distribuzione e scelte riproduttive del Nibbio bruno *Milvus migrans* nel Lazio. Alula, 16 (1-2): 234-236.
- Guerrieri G. & De Giacomo U., 2012. Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Aradis A., Sarrocco S. & Brunelli M. 2012. Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. Quaderni Natura e Biodiversità 2/2012 ISPRA.
- Guerrieri G., De Giacomo U., Tinelli A., Fanfani A., 2009. Fenologia, uso dello spazio e distribuzione del Nibbio bruno *Milvus migrans* nella Tenuta Presidenziale di Castelporziano (Italia Centrale), in Gli Uccelli d'Italia, Numero Speciale, 34: 33-40.
- Guerrieri G., De Giacomo U., Tinelli A., Fanfani A., 2009. Aspetti della biologia riproduttiva del Nibbio bruno *Milvus migrans* nella tenuta presidenziale di Castelporziano (Italia centrale). Gli Uccelli d'Italia, Numero Speciale, 34: 51-65.
- Kumar N., Jhala Y.V., Qureshi Q., 2024. Demographic outcomes of diverse behavioural strategies assessed in resident and migratory population of black kites *Milvus migrans*. Wildlife Institute of India, Dehradun. TR n. 2024/21.
- Mason F., 2002. Dinamica di una foresta della Pianura Padana - Bosco della Fontana. G. Arcari Editore, Mantova.
- Newton I., 1979. Population ecology of raptors. Poyser, Berkhamsted.
- Ovčiariková S., Škrábal J., Matušík H., Makoň K., Mráz J., Arkumarev V., Dobrev V. K., Raab R., Literák I., 2020. Natal dispersal in Black Kites *Milvus migrans migrans* in Europe, Journal of Ornithology, 161: 935–951
- Panuccio M. & Canale E., 2003. Osservazioni sui movimenti post-riproduttivi del Nibbio bruno, *Milvus migrans*, nel Lazio (Italia centrale). Riv. ital. Orn., 73(2): 180-182
- Panuccio M., 2018. I rapaci della Riserva Naturale Regionale di Decima-Malafede. 268-279. In: Sorace A., Trotta M., Mirabile M., Lorenzetti E., Monti P., Petrella S., Taffon D., Teofili C., Battisti C., Atlante degli uccelli nidificanti della Riserva Naturale Regionale di Decima-Malafede. Dati faunistici per la gestione d'un'area protetta, ISPRA, Quaderni - Natura e Biodiversità 9/2018, Roma.
- Panuccio M., Audinet J-P., Baldrati T., Bonelli P., Cecilia G., De Giacomo U., Panuccio G., 2022. Stazione alimentare per il Nibbio bruno a Decima-Malafede (RM): Situazione al 2022. Gli Uccelli d'Italia, 47: 164-168.
- Sergio F. & Boto A., 1999. Nest dispersion and breeding success in Black Kites. Journal of Raptor Research, 33(3): 207–217.
- Sergio F., Pedrini P., Marchesi L., 2002. Adaptive selection of foraging and nesting habitat by black kites (*Milvus migrans*) and its implications for conservation: a multi-scale approach. Biological Conservation, 112: 351–362
- Sergio F., Blas J., Forero M. G., Donázar J. A. & Hiraldo F., 2007. Sequential settlement and site-dependence in a migratory raptor. Behavioral Ecology, 18(5), 811–821.
- Sergio F, Blas J, Blanco G, Tanferna A, López L, Lemus JA, Hiraldo F., 2011. Raptor nest decorations are a reliable threat against conspecifics. Science. 2011 Jan 21;331(6015):327-30. doi: 10.1126/science.1199422. PMID: 21252345.
- Sorace A., Trotta M., Mirabile M., Lorenzetti E., Monti P., Petrella S., Taffon D., Teofili C., Battisti

- C., 2018. Atlante degli uccelli nidificanti della Riserva Naturale Regionale di Decima- Malafede. Dati faunistici per la gestione di un'area protetta, ISPRA, Quaderni - Natura e Biodiversità 9/2018, Roma.
- Zocchi A., Lacroix L., Bianchi M., Battisti C., 2004. Characteristics of black kite *Milvus migrans* nest-trees in two Italian colonies. *Avocetta*, 28: 9-14.

IL CULBIANCO *Oenanthe oenanthe* IN UNA GARIGA SUBMEDITERRANEA DELL'APPENNINO CENTRALE ABRUZZESE

BRUNO SANTUCCI* & MARINELLA MIGLIO

*S.O.I. (Società Ornitologica Italiana) (bruno1.san@alice.it)

Abstract – The Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe* in a sub-Mediterranean garrigue of inland Abruzzo. A breeding population of Northern Wheatear settled in a sub-Mediterranean garrigue in inland Abruzzo, consisting of a dense core of territorial males (1.9 males per 10 ha). The population showed a marked numerical increase when comparing two censuses conducted eighteen years apart (2007–2025: +183%). Although garrigue represents a suboptimal habitat within the species' ecological preferences, extensive grazing by large herbivores (cattle and horses), continuously practiced in the area since 2005, has created favourable conditions for the species, particularly by enhancing trophic resource availability.

Key words: Northern Wheatear *Oenanthe oenanthe*, sub-Mediterranean garrigue, sub-optimal environment, wild pastures.

Riassunto – In una gariga submediterranea dell'Abruzzo interno si è insediata una popolazione riproduttiva di Culbianco composta da un nucleo con un'alta densità di maschi territoriali (1.9/10 ha), in crescita numerica in un confronto a distanza di diciotto anni (2007-2025: +183%). Nonostante la gariga rappresenti un ambiente non ottimale nelle scelte ecologiche della specie, il pascolo brado di grossi erbivori (bovini ed equini) presente dal 2005, ha creato le condizioni favorevoli alla specie per l'attività di ricerca trofica.

Parole chiave: Culbianco *Oenanthe oenanthe*, gariga submediterranea, habitat sub-ottimale, pascolo brado.

INTRODUZIONE

Il Culbianco *Oenanthe oenanthe* nidifica preferibilmente in ambienti aperti erbosi e pietrosi montani, su versanti accidentati e soleggiati, ben drenati e poveri, con cespugli sparsi, pietraie e affioramenti rocciosi (Brichetti & Fracasso, 2008); nell'Appennino Abruzzese raggiunge la massima diffusione tra 1000-1800 m s.l.m., mentre a quote inferiori, 300-900 m s.l.m., s'insedia in ambienti eterogenei sub-ottimali. Nella provincia di L'Aquila (conca di Ofena-Capestrano, fascia pedemontana del massiccio del Monte Velino nei comuni di Massa d'Albe e Magliano dei Marsi), entro l'intervallo altitudinale 300-1000 m s.l.m., la specie si riproduce in ambienti degradati di origine antropica quali: cave di inerti, attive o dismesse, depositi a cumulo di terra e ghiaia, discariche di materiali edili di risulta, coltivi marginali su terreni aridi e sassosi, nuclei industriali che conservano frammenti di superfici coltivate e incolti all'interno dell'urbanizzazione sparsa nella campagna dove le abitazioni sono circondate da coltivi e pascoli; in questi contesti abbiamo rinvenuto l'allocatione del nido in nicchie di varia natura (tubi metallici, cassette dei contatori elettrici, carcasse di veicoli abbandonati, cumuli di laterizi, muretti a secco).

Scopo della presente indagine è quello di determinare i fattori ecologici che pos-

sono avere favorito l'incremento del Culbianco in aree in precedenza occupate solo marginalmente dalla specie.

AREA DI STUDIO

Relitto della vegetazione xerotermitica presente attorno al lago del Fucino prima del suo prosciugamento, la gariga rupestre a Salvione *Phlomis fruticosa* si estende lungo le propaggini sud-orientali del massiccio del Monte Sirente entro le quote 850-1100 m s.l.m., tra i paesi di Pescina e la contrada di Carrito (Pirone, 1995). La superficie occupata senza discontinuità dagli arbusti nanofanerofitici è di circa 350 ha, all'interno dei quali si alternano formazioni compatte ad altre aperte o sparse. L'area ricade nella fascia climatica di tipo mediterraneo-subcontinentale con protratti periodi di siccità estiva. Il suolo è fortemente arido e caratterizzato dall'abbondanza di affioramenti rocciosi, deposito di detriti, cumuli dell'opera di spietatura del terreno e muretti a secco. Il pendio sul quale si estende la gariga ha esposizione sud-sud-ovest con una pendenza media del 15% circa, mentre un settore ampio circa 50 ha, che un tempo veniva coltivato (attualmente è presente solamente una piantagione a Mandorlo *Prunus dulcis* non più curato), mostra un andamento semi pianeggiante con pendenza <3%. Il Ranno spinello *Rhamnus saxatilis* è l'altra entità arbustiva che partecipa alla formazione della gariga, risultando specie dominante e talvolta esclusiva in alcuni suoi settori. In compenetrazione con la formazione arbustiva, talora occupando ampie superfici, si osservano due tipologie di praterie aride secondarie: la pseudosteppa e il pascolo xerico camefitico. Nell'area viene attuato, a partire dal 2005, per l'intero ciclo annuale, il pascolo brado di mandrie di bovini ed equini composte da un numero complessivo di circa 300 capi adulti. L'azione costante degli erbivori mantiene lo sviluppo delle erbe appetibili sotto il livello di 5 cm, e provoca, con il transito e la sosta, piste e piazzole di terreno nudo. Solo piante spinescenti, o comunque non appetite, riescono a svilupparsi completamente.

L'integrità e la conservazione dell'ambiente viene minacciata ciclicamente dagli incendi dolosi, fortunatamente sia il Salvione che il Ranno spinello possiedono eccellenti capacità di resilienza, ricostruendo le porzioni incendiate nell'arco di un paio di anni.

METODI

Nel periodo 21-30 maggio 2025, durante le ore mattutine (06,00-10,00 ora solare), abbiamo attraversato a piedi l'intera area di studio, estesa circa 350 ha, seguendo una rete di percorsi che consentissero di indagarne visivamente e/o acusticamente ogni sua parte. Ogni 100-150 m percorsi abbiamo effettuato un punto di osservazione-ascolto della durata minima di 10 min. L'indagine è stata ripetuta nel periodo 1-10 giugno con la stessa modalità. Tra i due risultati abbiamo considerato valido quello con i valori più elevati. Per ogni maschio contattato abbiamo riportato la posizione su Ortofotocarta 1:10.000 e in seguito su Google Earth Pro; tracciando linee d'unione tra i centri dei territori periferici, abbiamo ottenuto un poligono il cui

perimetro è stato ampliato di 200 m su tutti i lati; mediante l'uso dello stesso strumento, abbiamo quindi calcolato la superficie realmente occupata dall'insediamento. Abbiamo effettuato il rilievo delle componenti ambientali di ciascun territorio entro un raggio di 100 m dal posatoio di canto.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Nella gariga rupestre sopra descritta, la presenza della specie venne registrata dagli autori nel 2000 nel corso della prima visita del sito quando non era ancora stata avviata l'attività di allevamento brado. Quell'anno venne registrato un solo territorio con maschio in canto. Nel 2007, nell'ambito di un censimento di Ortolano *Emberiza hortulana* (Santucci *et al.*, 2016) venne rilevata la presenza di 6 territori di Culbianco, nel 2024, nello stesso ambito, osservammo un evidente aumento numerico di questa specie.

Durante la presente indagine, svolta nel 2025, il numero dei territori con maschio in canto è risultato pari a 17; rispetto al precedente censimento, svolto nel 2007, nel quale erano stati rinvenuti 6 maschi cantori, è stato registrato quindi un aumento del 183%.

Rispetto all'area indagata, quella realmente occupata dalla specie è risultata pari a 90 ha con una densità di 1,9 cp./10 ha, valore distante da quello registrato in un ambiente ottimale nei Monti della Camosciara di 3,7 cp./10 ha (D'Amicis, 2004), e da quello registrato in una prateria alpina in Val d'Aosta 4 cp./10 ha (Mingozzi *et al.*, 1988). Risulta invece uguale a quello registrato in habitat ottimali in Val Camonica di 1,9 cp./10 ha (Brichetti & Gellini, 1988) e superiore alla densità di 1,2 maschi/10 ha registrata in provincia di Trento (Pedrini *et al.*, 2005) e ai valori registrati in zone prealpine del Veneto di 0,7 cp./10 ha (Padovan, 1994).

I territori occupati risultano essere caratterizzati principalmente da pascoli xerici e arbusteti a nanofanerofite (Tab. 1).

Per svolgere l'attività canora e come posatoi di osservazione venivano utilizzati dai maschi le parti apicali dei salvioni, di *Rosa sp*, *Rubus sp* (Fig.1) e quelle di erbacee robuste quali *Onopordum illyricus*, oltre a rocce affioranti e cumuli di pietre.

Tabella 1. Componenti ambientali medie espresse in percentuale, dei territori di Culbianco *Oenanthe oenanthe* (n=17), in una gariga submediterranea dell'Abruzzo interno. Anno 2025.

Componenti ambientali	% media	range %
Affioramento roccioso	14,6	5-25
Depositi di detriti, cumuli di spietramento, muretti a secco	7,1	5-10
Arbusteto a nanofanerofite	34,5	15-55
Alberi sparsi	0,3	0-1
Pascolo xerico	43,5	15-70



Figura 1. Maschio di Culbianco su posatoio in gariga a Salvione.

Osservazioni non sistematiche condotte nelle aree con habitat non ottimali tra il 1998 e il 2025 della provincia di L'Aquila descritte nell'introduzione, che ospitavano una ventina di territori con maschi in canto, hanno fatto registrare l'abbandono progressivo di questi ambienti fino alla totale scomparsa registrata nel 2025 (Tab. 2).

Tabella 2. Numero di coppie di Culbianco *Oenanthe oenanthe* nidificanti nel 2009 e successivamente scomparse in alcune aree non ottimali della Provincia di L'Aquila (Abruzzo).

Anno	Cava inerti di Ofena	Cava di inerti di Massa d'Albe	Nucleo industriale di Magliano dei Marsi	Ecomosaico agrario arido di Forme di Massa d'Albe
2009	4	2	2	3

La rilevante crescita numerica dei maschi territoriali da noi riscontrata potrebbe essere messa in relazione con l'abbandono di habitat sub-ottimali posti in territori prossimali. La specie ha trovato nell'area di studio condizioni ecologiche favorevoli innescate dall'avvio e dal progressivo aumento dell'attività del pascolo brado che mantiene molto basso lo stadio di sviluppo del manto erboso, favorendo così l'attività trofica della specie. Abbiamo infatti osservato maschi, femmine e giovani procurarsi le prede individuandone la presenza da posatoio per poi cacciarle in volo, sollevandosi dai posatoi, oppure pedinando nel pascolo e sul terreno nudo. A livello locale proprio la scomparsa degli habitat aperti a seguito della riforestazione spontanea rappresenta una minaccia per la conservazione della specie (Caprio, 2022).

L'area durante il periodo riproduttivo ha una scarsa frequentazione antropica, ne

consegue un disturbo praticamente nullo rispetto a quanto invece può verificarsi negli habitat sub-ottimali di origine antropica o inseriti all'interno di aree urbanizzate.

Il nostro studio, condotto in un'area in cui i cambiamenti climatici stanno producendo una sempre più marcata mediterraneità, documenta un trend positivo in contrasto con quanto documentato su una popolazione alpina dove si è registrato uno shift altitudinale indotto dalle alterazioni ambientali determinate dai cambiamenti climatici (Alba *et al.*, 2019).

Lo studio documenta inoltre, la capacità del Culbianco di insediarsi, con popolazioni numericamente in crescita, in ambienti dapprima selezionati solo occasionalmente, qualora in essi intervengano nuovi fattori, nel nostro caso il pascolo brado, che migliorino l'accessibilità alle risorse trofiche.

Ringraziamenti. Intendiamo esprimere la nostra gratitudine all'amico Massimo Brunelli e all'anonimo revisore per tutti i consigli e suggerimenti offertici che hanno dato la giusta forma al nostro lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Alba R., Sander M.M., Jahnig S., Chamberlain D., Mermillon C., Rosselli D. & Meier C.M., 2019. Selezione di habitat di una popolazione alpina di Culbianco *Oenanthe oenanthe* in relazione alla fenologia riproduttiva. Atti del XX Convegno italiano di ornitologia, Napoli.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2008. Ornitologia italiana Vol. 5 – Turdidae-Cisticolidae. Alberto Perdisa Editore. Bologna.
- Brichetti P. & Gellini P., 1988. La segregazione spaziale di Turdidae in un settore delle Alpi centrali. Avocetta, 12: 31-40.
- Caprio E., 2022. Culbianco: 510-511. 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). Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (11): 704 pp.
- D'Amicis B., 2004. Biologia riproduttiva e selezione di habitat in ambiente montano del Culbianco (*Oenanthe oenanthe*) in un'area del Parco nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise. Tesi di laurea in Scienze Biologiche, Facoltà di Scienze MM.FF.NN. Università degli studi di Roma La Sapienza.
- Mingozzi T., Boano G. & Pulcher C., 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta, 1980-1984. Museo regionale di Scienze Naturali, Silvestrelli & Cappelletto, Torino.
- Padovan G., 1994. Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Vicenza. Nisoria pp 206, Vicenza.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S., 2005. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Trento. Museo Trentino di Scienze Naturali, Trento.
- Pirone G., 1995. Le cenosi relitte a *Phlomis fruticosa* L. della Marsica (Abruzzo). Micol. e Veget. Medit., 10(2): 147-158.
- Santucci B., Miglio M. & Pulvirenti A., 2016. Andamento pluriennale della popolazione di maschi territoriali di Ortolano *Emberiza hortulana* in un'area dell'Appennino centrale. Riv. ital. Orn., 41: 101-106.

ANALISI DEI CAMBIAMENTI DELLA COMUNITÀ ORNITICA INVERNALE IN UN BOSCO CEDUO DELL'UMBRIA SUD-OCCIDENTALE

MARCO TROTTA

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

Abstract - Analysis of changes in the winter bird community in a coppice forest in south-western Umbria. The winter bird community in a coppice forest in south-western Umbria was studied using the transect method for four years (2021-22/2024-25) and the data were compared with those recorded in the four-year period 2006-07/2009-10. The specific composition of the community is similar to that recorded in the previous survey (Sørensen index: 0.76). Among the guilds considered, only that of *ground-feeders* shows significant differences in abundance between the two four-year periods, with the Wood pigeon *Columba palumbus* being the species that recorded the highest values in all winter seasons. The interannual differences in community indices recorded in 2006-07/2009-10 were less evident in this survey, probably due to the lower number of coppicing operations carried out in the period 2021-22/2024-25. After 15 years, the community parameter values confirm a fair degree of forest complexity. Some sustainable forest management practices, such as deferred cutting over time on small contiguous areas, lengthening of the rotation period and conversion to composed coppice in portions of forest, have ensured structural diversity that has favoured the presence of a rich bird community.

Key words: Wintering bird community, coppice, long-term comparison, Umbria, Central Italy

Riassunto - La comunità ornitica invernale in un bosco ceduo dell'Umbria sud-occidentale è stata indagata con il metodo del transetto per quattro anni (2021-22/2024-25), i dati sono stati confrontati con quelli registrati nel periodo 2006-07/2009-10. La composizione specifica della comunità è simile a quella censita nel precedente rilevamento (indice di Sørensen: 0,76). Tra le guilds considerate solo quella dei *ground-feeders* mostra differenze significative di abbondanza tra i due quadrienni, il Colombaccio *Columba palumbus* è la specie che ha fatto registrare i valori più alti in tutte le stagioni invernali. Le differenze interannuali degli indici di comunità registrate nel quadriennio 2006-07/2009-10 sono state meno evidenti in questa indagine, probabilmente a causa del numero minore di interventi di ceduzione effettuati nel periodo 2021-22/2024-25. A distanza di 15 anni i valori dei parametri di comunità confermano un discreto grado di complessità della formazione forestale. Alcune pratiche di gestione forestale sostenibile, come i tagli differiti nel tempo su superfici contigue poco estese, l'allungamento del turno e la conversione a ceduo composto in alcuni settori del bosco, hanno garantito una diversità strutturale che ha favorito la presenza di una ricca comunità ornitica.

Parole chiave: Comunità ornitica invernale, ceduo, confronto a lungo termine, Umbria, Italia Centrale.

INTRODUZIONE

I boschi cedui occupano una parte consistente della superficie forestale nazionale, in Umbria circa l'88% delle aree boschive sono sottoposte a questa forma di governo (AA.VV., 2002). Nella letteratura internazionale l'ornitofauna di questi ambienti è ampiamente trattata (ad es.: Camprodon & Brotons, 2006; Maccoll *et al.*, 2014; Czeszczewik *et al.*, 2015); in Italia gli studi hanno riguardato principalmente le comunità nidificanti (ad es.: Farina, 2007; Tellini Florenzano *et al.*, 2012; Battisti & Marini, 2018;

Mentil *et al.*, 2018) mentre risultano scarse le indagini in periodo invernale (Caprio *et al.*, 2009; Trotta, 2013). Analisi demografiche hanno dimostrato che i tassi di crescita delle popolazioni sono generalmente più sensibili alla variazione della sopravvivenza che della fecondità (Saether & Bakke, 2000, Siriwardena *et al.*, 2000b), le condizioni invernali rivestono quindi un ruolo estremamente importante nella regolazione delle comunità ornitiche nidificanti. L'obiettivo di questo lavoro è fornire dati qualitativi e quantitativi sull'avifauna svernante in un bosco ceduo dell'Umbria nel corso di quattro stagioni invernali, vengono inoltre analizzati i cambiamenti nella struttura della comunità a distanza di quindici anni dal precedente rilevamento (Trotta, 2013).

AREA DI STUDIO E METODI

La formazione forestale oggetto di indagine è situata nella porzione sud-occidentale dell'Umbria a ridosso del centro abitato di Torre San Severo (Fig.1), l'area di studio ricade all'interno della Zona di Ripopolamento e Cattura della fauna selvatica "Torre Porano" ed è sottoposta a regime di protezione dall'attività venatoria. La formazione boschiva, estesa circa 28 ettari e suddivisa in particelle di proprietà privata, è costituita da Cerro *Quercus cerris* (85%) e Castagno *Castanea sativa* (15%). La superficie forestale è governata a ceduo matricinato con turni di taglio compresi tra 16 e 18 anni; in un settore di 3,5 ha si registra un allungamento del turno oltre i 30 anni, in un'altra porzione boschiva di 0,8 ha è stata avviata la conversione a ceduo composto. Lo strato arbustivo è costituito principalmente da Nespolo *Mespilus germanica*, Biancospino *Crataegus monogyna*, Acero campestre *Acer campestre* e Corniolo *Cornus mas*; nello strato erbaceo la specie dominante è il Rovo *Rubus ulmifolius* e, in misura minore, il Pungitopo *Ruscus aculeatus*. L'area di studio è inserita in una matrice agroforestale caratterizzata da terreni coltivati a cereali, nocciolati di recente impianto, siepi e filari arborei, intervallati da formazioni boschive di estensione limitata. Nel periodo dicembre-febbraio, dal 2021-22 al 2024-25, è stata indagata la comunità ornitica percorrendo mensilmente lo stesso transetto di 565 metri utilizzato in un censimento svolto nel quadriennio 2006-07/2009-10 (Trotta, 2013). I rilevamenti sono stati effettuati il 15 di ogni mese tra le ore 08.00 e le ore 08.30 in giornate senza pioggia e con vento assente, quando le condizioni meteorologiche non hanno consentito la raccolta dei dati, il conteggio è stato eseguito nella prima giornata utile successiva. Sono stati registrati tutti i contatti avvenuti a destra e a sinistra all'interno di una fascia di 50 metri, gli individui osservati in volo sono stati inclusi solo quando manifestavano un comportamento legato all'ambiente sottostante (ad esempio attività trofica attorno alle chiome degli alberi o volo basso di spostamento). Alla data di inizio del primo rilevamento (dicembre 2021) l'età del bosco nelle singole particelle era sostanzialmente simile a quella del precedente censimento (dicembre 2006); anche il numero complessivo di ettari ceduati per singolo quadriennio è stato analogo, annualmente gli interventi non hanno mai superato il 20% della superficie forestale. A differenza del periodo 2006-07/2009-10, dove i tagli sono stati eseguiti in tre stagioni invernali, in questa indagine hanno interessato soltanto la stagione 2024-25.

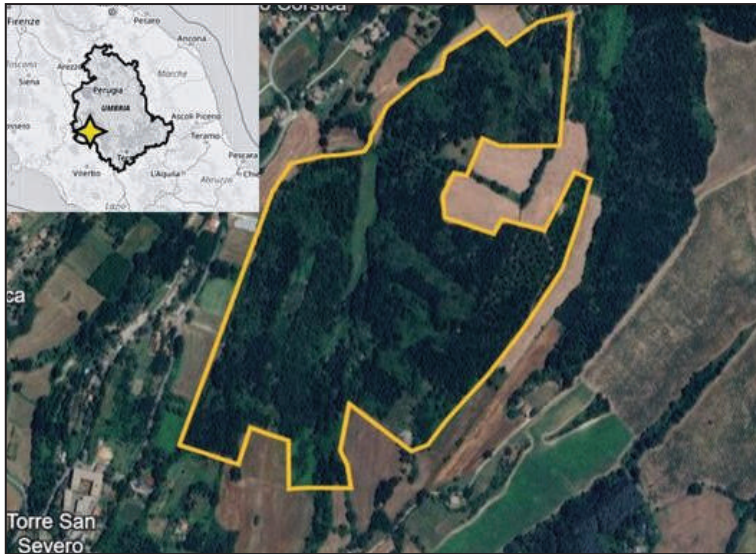


Figura 1. Immagine aerea dell'area di studio (tratta da Google Earth©) e sua localizzazione nella regione Umbria (openstreetmap.org/copyright). Aerial image of the study area (taken from Google Earth©) and its location in the Umbria region (openstreetmap.org/copyright).

Gli indici di comunità applicati sono stati i seguenti:

- **Stot** = ricchezza totale; numero totale di specie registrate nei 3 rilevamenti di ciascun anno;
- **Smed** = ricchezza media; numero medio di specie registrate nei 3 rilevamenti di ciascun anno;
- **indice di diversità (H')**, dove $H' = - \sum p_i \ln p_i$, dove p_i è la proporzione di individui appartenenti alla specie i -esima sul totale degli individui di tutte le specie (Shannon & Weaver, 1963);
- **indice di equipartizione (J')**, dove $J' = H' / \ln Stot$ (Lloyd & Ghelardi, 1964; Pielou, 1966);
- **NP/P** = rapporto tra numero di specie non Passeriformi e Passeriformi;
- **Nd** = numero di specie dominanti: $p_i \geq 0,05$ (Turcek, 1956) dove p_i è la frequenza relativa di ogni specie;
- **indice di dominanza (ID)**, dove ID è la somma dei valori delle due specie più abbondanti;
- **IKAmed** = indice chilometrico di abbondanza media, $(Dmed \cdot m^{-1}) \cdot 1000$, in cui Dmed è il numero medio d'individui contattati e m è la lunghezza in metri del transetto;
- **IKAmax** = indice chilometrico di abbondanza massima, $(Dmax \cdot m^{-1}) \cdot 1000$, in cui Dmax è il numero massimo d'individui contattati e m è la lunghezza in metri del transetto (Ferry e Frochot, 1958);

- **IKAmaxmed** = indice chilometrico di abbondanza media della massima del quadriennio, $(D_{max} \cdot m^{-1}) \cdot 1000$, in cui D_{max} è il numero massimo d'individui contattati e m è la lunghezza in metri del transetto.
- **indice di costanza (C)** = il numero dei rilevamenti durante i quali la specie è stata contattata ($12 = 100\%$); una specie è considerata costante se è presente almeno nel 75% dei rilevamenti (Ferry, 1960).

Tabella 1. Confronto tra i due quadrienni dei valori annuali per guilds dell'indice di Bray-Curtis e relativa significatività statistica (test di Wilcoxon). I dati relativi al quadriennio 2006-07/2009-10 sono stati rielaborati da Trotta (2013). Comparison between the two four-year periods of the annual values for guilds of the Bray-Curtis index and relative statistical significance (Wilcoxon test). Data for the four-year period 2006-07/2009-10 were reworked by Trotta (2013).

	quadriennio 2021-22/2024-25		quadriennio 2006-07/2009-10		Test di Wilcoxon
<i>ground-feeders</i>	2021-22 vs 2022-23	0,51	2006-07 vs 2007-08	0,60	T = 9,5; P > 0,05
	2021-22 vs 2023-24	0,62	2006-07 vs 2008-09	0,79	
	2021-22 vs 2024-25	0,58	2006-07 vs 2009-10	0,55	
	2022-23 vs 2023-24	0,67	2007-08 vs 2008-09	0,58	
	2022-23 vs 2024-25	0,67	2007-08 vs 2009-10	0,56	
	2023-24 vs 2024-25	0,69	2008-09 vs 2009-10	0,73	
	quadriennio 2021-22/2024-25		quadriennio 2006-07/2009-10		Test di Wilcoxon
<i>canopy-feeders</i>	2021-22 vs 2022-23	0,62	2006-07 vs 2007-08	0,45	T = 7,5; P > 0,05
	2021-22 vs 2023-24	0,76	2006-07 vs 2008-09	0,65	
	2021-22 vs 2024-25	0,67	2006-07 vs 2009-10	0,55	
	2022-23 vs 2023-24	0,52	2007-08 vs 2008-09	0,48	
	2022-23 vs 2024-25	0,48	2007-08 vs 2009-10	0,52	
	2023-24 vs 2024-25	0,47	2008-09 vs 2009-10	0,69	
	quadriennio 2021-22/2024-25		quadriennio 2006-07/2009-10		Test di Wilcoxon
<i>bark-feeders</i>	2021-22 vs 2022-23	0,60	2006-07 vs 2007-08	0,75	T = 3; P > 0,05
	2021-22 vs 2023-24	1,00	2006-07 vs 2008-09	0,75	
	2021-22 vs 2024-25	0,73	2006-07 vs 2009-10	0,67	
	2022-23 vs 2023-24	0,60	2007-08 vs 2008-09	0,75	
	2022-23 vs 2024-25	0,55	2007-08 vs 2009-10	0,67	
	2023-24 vs 2024-25	0,73	2008-09 vs 2009-10	0,67	

Le specie sono state raggruppate nelle seguenti categorie ecologiche individuate in base alle strategie alimentari (Tellini Florenzano, 2004; Fulco & Tellini Florenzano, 2008): specie che si alimentano sui tronchi (*bark-feeders*), specie che si alimentano sulla chioma (*canopy-feeders*) e specie che si alimentano sul terreno (*ground-feeders*). Le elaborazioni statistiche per il confronto tra il primo e il secondo quadriennio delle medie dell'abbondanza registrate per raggruppamenti ecologici, sono state effettuate utilizzando il test t di Student (previa trasformazione logaritmica dei dati). La similarità

tra le comunità ornitiche censite nel quadriennio 2006-07/2009-10 e 2021-22/2024-25 è stata valutata con l'indice di Sørensen (qualitativo). Per le guilds considerate è stato invece utilizzato l'indice di Bray-Curtis che misura la somiglianza di due comunità sulla base dei dati di composizione e abbondanza dei taxa (Magurran, 2004); la significatività statistica delle differenze delle mediane registrate nei due quadrienni è stata verificata con il test di Wilcoxon (Tab. 1). I rilevamenti sono stati effettuati seguendo i requisiti di attendibilità richiesti nei protocolli di campionamento (Battisti & Dodaro, 2011); un limite della metodologia utilizzata è rappresentato dalla ridotta lunghezza del transetto che, tenuto conto del periodo di studio (stagione invernale), potrebbe non avere attenuato gli effetti di una distribuzione irregolare degli uccelli nel bosco.

RISULTATI

Ricchezza

Nei quattro anni indagati la ricchezza è variata da un minimo di 16 a un massimo di 18 specie, i valori sono stati simili a quelli registrati nel precedente rilevamento con differenze interannuali più contenute (Tab. 2). Il confronto eseguito tramite l'indice di Sørensen ha evidenziato una notevole somiglianza tra le comunità censite nei due quadrienni (0,76); un risultato favorito probabilmente dalla tipologia di governo dell'area forestale, il taglio ciclico non permette al bosco di evolvere verso stadi più maturi e ciò si riflette sulla composizione della comunità ornitica che non mostra nel tempo sostanziali cambiamenti.

Tabella 2. Parametri della comunità ornitica invernale dell'area di studio (per le abbreviazioni cfr. metodi). I dati relativi al quadriennio 2006-07/2009-10 sono stati rielaborati da Trotta (2013). Wintering community parameters of study area (for abbreviations, cfr. methods). Data for the four-year period 2006-07/2009-10 were reworked by Trotta (2013).

	2021-22	2022-23	2023-24	2024-25		2006-07	2007-08	2008-09	2009-10
Stot	16	18	18	18	Stot	15	13	17	19
Smed	9,7	11,0	12,7	12,0	Smed	9,3	7,3	9,0	13,0
H'	2,56	2,58	2,64	2,57	H'	2,43	2,48	2,65	2,77
J'	0,92	0,89	0,91	0,89	J'	0,90	0,97	0,94	0,94
NP/P	0,23	0,29	0,20	0,29	NP/P	0,07	0,18	0,21	0,27
Nd	8	6	8	5	Nd	4	6	5	9
ID	0,32	0,33	0,30	0,35	ID	0,48	0,33	0,36	0,25
IKAmed	37,46	39,53	45,43	46,02	IKAmed	35,99	15,93	32,45	45,43
IKAmax	65,49	81,42	83,19	86,73	IKAmax	60,18	31,86	63,72	79,65
IKAmaxmed	79,20				IKAmaxmed	58,85			

Abbondanza

Le specie che hanno fatto registrare l'abbondanza più elevata sono il Colombaccio *Columba palumbus* e a seguire il Pettiroso *Erithacus rubecula*, il Merlo *Turdus merula* e la Cinciarella *Cyanistes caeruleus*; nel censimento del 2006-07/2009-10 i valori

più alti sono stati raggiunti dal Codibugnolo *Aegithalos caudatus*, dalla Cinciallegra *Parus major* e dalla Cinciarella mentre il Colombaccio e il Pettiroso non erano nell'elenco delle specie più abbondanti (Tab. 3). La similarità delle singole guilds tra i due periodi di studio, misurata con l'indice di Bray-Curtis, ha fatto registrare valori elevati per le specie che si alimentano sui tronchi (0,86) e valori medi per i gruppi ecologici dei *ground-feeders* (0,51) e dei *canopy-feeders* (0,49); un risultato atteso per via delle poche specie appartenenti alla guild dei corticicoli e la bassa frequenza di individui contattati. Il confronto tra i due quadrienni dei valori annuali dell'indice, ha mostrato delle differenze che comunque non raggiungono la soglia di significatività statistica per nessun gruppo ecologico (Tab. 1). La frequenza percentuale delle tre guilds considerate ha fatto registrare risultati diversi tra i due censimenti (Fig. 2). In questa indagine i *ground-feeders* hanno raggiunto i valori più elevati per effetto dell'incremento del Colombaccio, nel 2006-07/2009-10 le guilds dei *ground-feeders* e dei *canopy-feeders* avevano invece ottenuto le stesse percentuali; il gruppo ecologico delle specie corticicole (*bark-feeders*) ha mostrato variazioni meno consistenti. L'analisi delle singole guilds ha evidenziato per la categoria dei *ground-feeders* una differenza significativa tra le mediane dei valori di abbondanza registrati nei due quadrienni ($t = 2,361$, $P < 0,05$, test t di Student); meno rilevanti le variazioni osservate per la guild dei *canopy-feeders* e le specie corticicole (*canopy-feeders*: $t = -0,002$, $P = \text{N.S.}$; *bark-feeders*: $t = 0,300$, $P = \text{N.S.}$). Le specie che si alimentano sul terreno hanno fatto registrare un sensibile aumento, la media dei valori di abbondanza massima registrati nel quadriennio 2021-22/2024-25 è quasi raddoppiata rispetto al precedente censimento (Tab. 4). Alla base di quanto osservato c'è il forte incremento dell'abbondanza del Colombaccio che è passata dal valore massimo di 2,21 ind/km a 15,49 ind/km (Tab. 3).

Diversità, equiripartizione e indice di dominanza

Gli indici di diversità e di equiripartizione non hanno mostrato variazioni rilevanti nei quattro inverni indagati, un risultato che si discosta leggermente da quello ottenuto nel precedente censimento dove una maggiore oscillazione della ricchezza specifica ha determinato differenze interannuali più evidenti (Tab. 2). I valori dell'indice di dominanza sono modesti e rimangono costanti durante il quadriennio di studio; le specie che risultano dominanti in tutte le stagioni invernali sono il Colombaccio, il Merlo *Turdus merula* e la Cinciarella (Tab. 5). Quest'ultima ha confermato il risultato del 2006-07/2009-10 mentre il Fringuello *Fringilla coelebs*, sempre dominante nel precedente censimento, non lo è mai stato nel quadriennio 2021-22/2024-25.

Indice di costanza e rapporto non Passeriformi/Passeriformi

In accordo con i risultati del quadriennio 2006-07/2009-10 la Cinciarella, la Cinciallegra e il Merlo, hanno confermato la presenza in almeno il 75% dei rilevamenti; a queste specie si sono aggiunte il Picchio verde *Picus viridis*, la Ghiandaia *Garrulus glandarius*, la Capinera *Sylvia atricapilla* e il Pettiroso (Tab. 5). Rispetto al precedente censimento i valori del rapporto non-Passeriformi/Passeriformi hanno mostrato un

leggero incremento (Tab. 2); da segnalare la presenza della Poiana *Buteo buteo*, nidificante regolare nelle aree boschive limitrofe, e del Picchio rosso minore *Dryobates minor*, entrambe assenti nel rilevamento del 2006-07/2009-10. Lo Sparviere *Accipiter nisus* non è stato invece confermato nonostante la specie si riproduca regolarmente nella formazione forestale oggetto di studio (Trotta, 2012).

Tabella 3. Elenco delle specie contattate; viene riportato in tabella l'indice chilometrico di abbondanza massima e media registrato per ciascuna specie nei due quadrienni di indagine. Tra parentesi le categorie ecologiche considerate (GF: ground-feeders; CF: canopy-feeders; BF: bark-feeders). I dati relativi al quadriennio 2006-07/2009-10 sono stati rielaborati da Trotta (2013). List of species contacted; the table shows the maximum and average abundance index recorded for each species in the two four-year survey periods. The ecological categories considered are shown in parentheses (GF: ground-feeders; CF: canopy-feeders; BF: bark-feeders). Data for the four-year period 2006-07/2009-10 were reworked by Trotta (2013).

	IKA med 2021-22/2024-25	IKA max 2021-22/2024-25	IKA max medio 2021-22/2024-25	IKA max 2006-07/2009-10	IKA med 2006-07/2009-10	IKA max medio 2006-07/2009-10
<i>Columba palumbus</i> (GF)	7,08	19,47	15,49	5,31	1,03	2,21
<i>Accipiter nisus</i>	0,00	0,00	0,00	1,77	0,15	0,44
<i>Buteo buteo</i>	0,15	1,77	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>Picus viridis</i> (BF)	1,33	1,77	1,77	3,54	0,59	1,77
<i>Dryobates minor</i> (BF)	0,15	1,77	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>Dendrocopos major</i> (BF)	1,77	5,31	3,98	3,54	0,88	1,77
<i>Garrulus glandarius</i>	2,06	5,31	3,10	3,54	1,33	2,21
<i>Pica pica</i> (GF)	0,59	5,31	1,77	1,77	0,44	0,89
<i>Corvus corone cornix</i> (GF)	0,74	3,54	1,33	1,77	0,29	0,89
<i>Periparus ater</i> (CF)	0,00	0,00	0,00	1,77	0,15	0,44
<i>Poecile palustris</i> (CF)	0,15	1,77	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>Cyanistes caeruleus</i> (CF)	5,75	10,62	7,96	10,62	5,46	7,08
<i>Parus major</i> (CF)	2,51	5,31	3,98	12,39	3,24	6,20
<i>Phylloscopus collybita</i> (CF)	0,59	1,77	0,88	0,00	0,00	0,00
<i>Aegithalos caudatus</i> (CF)	1,70	7,08	3,10	12,39	4,57	7,08
<i>Sylvia atricapilla</i> (CF)	3,10	7,08	5,31	1,77	0,44	0,89
<i>Sylvia melanocephala</i> (CF)	0,44	3,54	0,88	0,00	0,00	0,00
<i>Certhia brachydactyla</i> (BF)	0,44	3,54	1,33	3,54	1,18	1,77
<i>Sitta europaea</i> (BF)	1,18	1,77	1,77	3,54	1,92	3,54
<i>Troglodytes troglodytes</i> (GF)	0,29	1,77	0,88	3,54	1,18	2,66
<i>Sturnus vulgaris</i> (GF)	0,29	3,54	0,88	0,00	0,00	0,00
<i>Turdus philomelos</i> (GF)	0,15	1,77	0,44	1,77	0,15	0,44
<i>Turdus merula</i> (GF)	4,57	10,62	7,08	8,85	3,24	6,20
<i>Erithacus rubecula</i> (GF)	3,83	10,62	7,08	3,54	1,33	2,66
<i>Regulus regulus</i> (CF)	0,15	1,77	0,44	1,77	0,29	0,89
<i>Regulus ignicapilla</i> (CF)	0,15	1,77	0,44	1,77	0,15	0,44
<i>Prunella modularis</i> (GF)	0,15	1,77	0,44	1,77	0,29	0,89
<i>Passer italiae</i> (GF)	0,00	0,00	0,00	1,77	0,15	0,44
<i>Fringilla coelebs</i> (GF)	1,18	3,54	2,65	8,85	3,39	5,75
<i>Coccothraustes coccothr.</i> (CF)	0,15	1,77	0,44	0,00	0,00	0,00
<i>Chloris chloris</i> (CF)	0,00	0,00	0,00	3,54	0,29	0,89
<i>Carduelis carduelis</i> (GF)	0,88	10,62	2,65	0,00	0,00	0,00
<i>Serinus serinus</i> (GF)	0,29	3,54	0,88	0,00	0,00	0,00
<i>Emberiza cirulus</i> (GF)	0,29	1,77	0,88	1,77	0,29	0,44

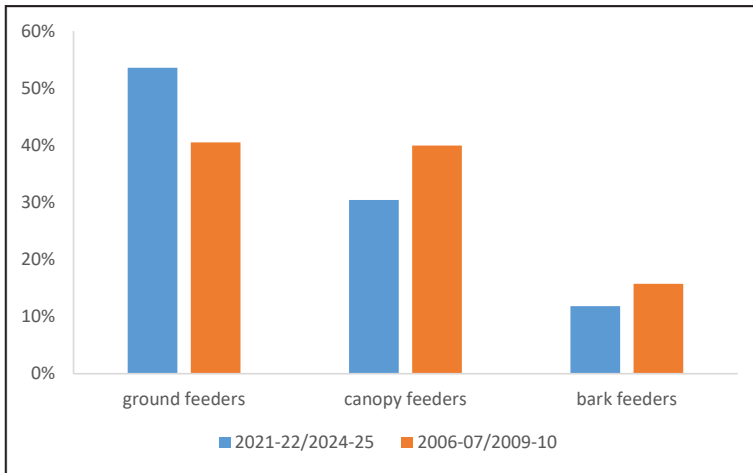


Figura 2. Frequenze percentuali per le guilds considerate (cfr. metodi), sono riportate le medie dei due quadrienni. I dati relativi al quadriennio 2006-07/2009-10 sono stati rielaborati da Trotta (2013). Percentage frequencies for the guilds considered (cfr. methods), the averages of the two four-year periods are reported. Data for the four-year period 2006-07/2009-10 were reworked by Trotta (2013).

Tabella 4. Indice chilometrico di abbondanza massima e media registrato per guilds nei due quadrienni di indagine. I dati relativi al quadriennio 2006-07/2009-10 sono stati rielaborati da Trotta (2013). Maximum and average abundance index recorded for guilds in the two four-year survey periods. Data for the four-year period 2006-07/2009-10 were reworked by Trotta (2013).

2021-22/2024-25	IKAmed 2021-22	IKAmax 2021-22	IKAmed 2022-23	IKAmax 2022-23	IKAmed 2023-24	IKAmax 2023-24	IKAmed 2024-25	IKAmax 2024-25	IKA max medio 2021-22/2024-25
<i>ground feeders</i>	17,11	33,63	23,01	49,56	18,88	40,71	22,42	46,02	42,48
<i>canopy feeders</i>	15,63	23,01	11,21	19,47	17,11	28,32	14,75	24,78	23,89
<i>bark feeders</i>	4,72	8,85	2,95	8,85	5,90	8,85	5,90	10,62	9,29
2006-07/2009-10	IKAmed 2006-07	IKAmax 2006-07	IKAmed 2007-08	IKAmax 2007-08	IKAmed 2008-09	IKAmax 2008-09	IKAmed 2009-10	IKAmax 2009-10	IKA max medio 2006-07/2009-10
<i>ground feeders</i>	11,21	21,24	6,49	14,16	12,39	28,32	16,52	30,09	23,45
<i>canopy feeders</i>	20,06	28,32	5,31	10,62	16,52	26,55	16,52	30,09	23,89
<i>bark feeders</i>	2,95	7,08	3,54	7,08	2,95	7,08	8,85	14,16	8,85

DISCUSSIONE

I dati raccolti evidenziano un discreto grado di complessità della formazione boschiva, ciò è confermato anche dai parametri di comunità che sono paragonabili a quelli registrati in inverno in ambienti forestali più maturi (Sorace *et al.*, 2004; Trotta, 2011). Sebbene i valori di ricchezza e diversità siano inferiori a quelli ottenuti in una fustaia a Cerro dell'Alto Lazio da Fraticelli & Prola (2010), spicca l'elevato indice di abbondanza registrato nel quadriennio 2021-22/2024-25, un dato che generalmente è strettamente correlato allo stato di maturità del bosco (Carrascal & Díaz, 2006). Rispetto alla gestione a ceduo, le foreste ad evoluzione naturale mostrano nel tempo una progressiva complessità strutturale che influisce sulla composizione della

Tabella 5. Frequenza relativa delle specie contattate e indice di costanza (C); in grassetto le specie dominanti ($\pi > = 0,05$) e quelle costanti (presenza nei 12 rilevamenti $\geq 75\%$; cfr. metodi). I dati relativi al quadriennio 2006-07/2009-10 sono stati rielaborati da Trotta (2013). Relative frequency of species contacted and constancy index (C); dominant species ($\pi > = 0.05$) and constant species (presence in 12 surveys $\geq 75\%$; cfr. methods) are shown in bold. Data for the four-year period 2006-07/2009-10 were reworked by Trotta (2013).

	Fr. relativa 2021-22	Fr. relativa 2022-23	Fr. relativa 2023-24	Fr. relativa 2024-25	C	Fr. relativa 2006-07	Fr. relativa 2007-08	Fr. relativa 2008-09	Fr. relativa 2009-10	C
<i>Columba palumbus</i>	0,189	0,196	0,170	0,224	8	0,000	0,037	0,018	0,065	5
<i>Accipiter nisus</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0,000	0,013	1
<i>Buteo buteo</i>	0,000	0,000	0,000	0,020	1	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Picus viridis</i>	0,027	0,022	0,021	0,020	9	0,000	0,037	0,018	0,026	3
<i>Dryobates minor</i>	0,000	0,022	0,000	0,000	1	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Dendrocopos major</i>	0,081	0,022	0,064	0,041	8	0,016	0,000	0,036	0,039	5
<i>Garrulus glandarius</i>	0,000	0,043	0,064	0,041	9	0,049	0,000	0,018	0,065	6
<i>Pica pica</i>	0,000	0,022	0,064	0,000	2	0,033	0,000	0,018	0,000	3
<i>Corvus corone cornix</i>	0,054	0,000	0,021	0,000	4	0,016	0,000	0,018	0,000	2
<i>Periparus ater</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0,000	0,013	1
<i>Poecile palustris</i>	0,000	0,022	0,000	0,000	1	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,135	0,065	0,128	0,082	11	0,213	0,148	0,218	0,104	12
<i>Parus major</i>	0,081	0,043	0,043	0,041	11	0,066	0,037	0,127	0,130	9
<i>Phylloscopus collybita</i>	0,000	0,000	0,021	0,020	4	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Aegithalos caudatus</i>	0,054	0,087	0,021	0,000	6	0,262	0,111	0,109	0,078	11
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,081	0,022	0,085	0,082	10	0,000	0,037	0,000	0,026	3
<i>Sylvia melanocephala</i>	0,000	0,000	0,000	0,041	2	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Certhia brachydactyla</i>	0,000	0,022	0,000	0,041	1	0,016	0,037	0,000	0,078	5
<i>Sitta europaea</i>	0,027	0,022	0,021	0,020	8	0,049	0,148	0,036	0,052	8
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,000	0,000	0,021	0,020	2	0,049	0,037	0,036	0,026	6
<i>Sturnus vulgaris</i>	0,054	0,000	0,000	0,000	1	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Turdus philomelos</i>	0,027	0,000	0,000	0,000	1	0,000	0,000	0,000	0,013	1
<i>Turdus merula</i>	0,081	0,065	0,085	0,122	1212	0,049	0,185	0,091	0,117	9
<i>Erethacus rubecula</i>	0,027	0,130	0,085	0,102	9	0,033	0,074	0,036	0,039	7
<i>Regulus regulus</i>	0,000	0,000	0,021	0,000	1	0,000	0,000	0,018	0,013	2
<i>Regulus ignicapilla</i>	0,000	0,000	0,021	0,000	1	0,016	0,000	0,000	0,000	1
<i>Prunella modularis</i>	0,027	0,000	0,000	0,000	1	0,000	0,000	0,018	0,013	2
<i>Passer italiae</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,037	0,000	0,000	1
<i>Fringilla coelebs</i>	0,027	0,022	0,043	0,041	6	0,098	0,074	0,145	0,091	10
<i>Coccothraustes coccoth.</i>	0,000	0,000	0,000	0,020	1	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Chloris chloris</i>	0,000	0,000	0,000	0,000	0	0,000	0,000	0,036	0,000	1
<i>Carduelis carduelis</i>	0,000	0,130	0,000	0,000	1	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Serinus serinus</i>	0,000	0,043	0,000	0,000	1	0,000	0,000	0,000	0,000	0
<i>Emberiza cirius</i>	0,027	0,000	0,000	0,020	2	0,033	0,000	0,000	0,000	2

comunità ornitica (Erdelen, 1984); è quanto osservato ad esempio nella macchia secondaria della RN di Decima-Malafede, dove a distanza di 15 anni lo sviluppo verticale della vegetazione ha favorito l'arrivo di specie legate a una maggiore complessità ambientale e il decremento di quelle marginali (Trotta, 2014).

Un caso diverso è quello registrato nel Bosco di Palo, la morte di numerosi alberi e il conseguente cambiamento nella struttura della vegetazione non hanno determinato a distanza di tempo sostanziali variazioni nella comunità ornitica invernale

(Fratlicelli, 2003); tra le ipotesi dell'Autore l'elevata resilienza di alcune specie o una sorta d'inerzia della comunità nella risposta ai cambiamenti ambientali (*lag effect*) (Tilman *et al.*, 1994). Studi svolti in alcuni querceti cedui dell'Italia centrale, hanno evidenziato un calo dei parametri di comunità successivo al taglio e un incremento dopo 3-4 anni fino a valori simili a quelli rilevati prima del taglio stesso (Papi *et al.*, 2010; Battisti & Marini, 2018). Nella presente area di studio variazioni evidenti degli indici di comunità sono state registrate nel censimento del quadriennio 2006-07/2009-10 ma non in quello attuale, una discrepanza determinata probabilmente dalla diversa pianificazione degli interventi di ceduzione. Infatti, a parità di superficie ceduta, nel periodo 2006-07/2009-10 i tagli sono stati effettuati in tre stagioni invernali su quattro mentre nel quadriennio 2021-22/2024-25 soltanto nella stagione 2024-25. Analogamente a quanto riscontrato in questo lavoro, altri studi condotti nei boschi cedui del Lazio hanno evidenziato risultati contrastanti sulla presenza e la densità del Fringuello: la specie risulta assente in formazioni di età compresa tra i 3 e i 20 anni nel Parco di Bracciano-Martignano (Mentil *et al.*, 2018), mentre è presente con densità costanti e indifferente agli interventi forestali nelle aree boschive del comune di Acquapendente (Papi *et al.*, 2010). L'incremento del Colombaccio, registrato nel quadriennio 2021-22/2024-25, è in linea con il trend a livello nazionale (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024). I valori di frequenza percentuale delle specie corticicole superano quelli registrati da Fulco & Tellini Florenzano (2008) in una faggeta della Basilicata e risultano leggermente inferiori alle osservazioni di Barreca *et al.*, (2010) nella pineta Ragabo in Sicilia. In entrambi i rilevamenti sono state registrate variazioni interannuali di abbondanza per i gruppi ecologici dei *ground-feeders* e dei *canopy-feeders*. Tale risultato è in parte determinato dal numero variabile di individui di Colombaccio, Cinciarella, Cinciallegra e Codibugnolo, contattati nei singoli rilevamenti mensili; per queste specie, e in particolare per i Paridi e il Codibugnolo, i valori di abbondanza possono essere influenzati dal comportamento gregario in periodo invernale (Fratlicelli, 1994; Ferlini, 2009). Nelle indagini sulle comunità ornitiche svernanti in ambiente mediterraneo va inoltre tenuta in forte considerazione la vagilità e l'irregolarità di presenza delle specie, l'abbondanza degli individui può infatti essere condizionata da fattori come la copertura della vegetazione e la disponibilità trofica (Beck & Watts, 1997); la lunghezza del transetto e il numero di rilevamenti eseguiti, potrebbero non essere stati sufficienti ad ammortizzare questi effetti (Fratlicelli & Petrella, 2000). La ceduzione modifica le caratteristiche degli habitat (Ciancio & Nocentini, 2004) e può essere considerata un fattore che contribuisce alla frammentazione temporanea a scala di paesaggio (Mentil *et al.*, 2015); come suggerisce il presente studio una gestione forestale sostenibile consente di ridurre gli effetti di questo disturbo. L'allungamento del turno in alcune particelle e il rilascio di alberi da destinare ad invecchiamento indefinito (matricine oltre turno e castagni da frutto), hanno infatti favorito la presenza del Picchio muratore *Sitta europaea* e di tre specie di Picidi, sensibili a questo tipo di minaccia (Battisti, 2004); inoltre, il differimento temporale dei tagli su superfici contigue e poco estese, ha creato un

mosaico di strutture diverse che ha aumentato l'eterogeneità ambientale. La matrice paesaggistica circostante si caratterizza per una compenetrazione tra coltivi e aree boscate in un paesaggio agroforestale tradizionale; la presenza di siepi, filari arborei e grandi alberi che delimitano i confini delle proprietà agricole, ha garantito fasce di connessione tra le patch forestali favorendo la mobilità e la dispersione delle specie. Uno studio sul Picchio muratore svolto in alcune province dei Paesi Bassi, ha evidenziato come l'assenza di habitat idonei nel raggio di 2 km rappresenti per la specie un elemento fortemente negativo nella delicata fase di dispersione giovanile (van Langevelde, 2000). Nel prossimo futuro le ricerche saranno rivolte all'avifauna nidificante e ai suoi cambiamenti in risposta alle sollecitazioni ambientali; i dati raccolti, insieme ai risultati di questa indagine, potranno fornire uno strumento agli enti preposti per indirizzare interventi gestionali a tutela della comunità ornitica presente nella Zona di Ripopolamento e Cattura "Torre Porano".

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2002. Gestione sostenibile e multifunzionale dei boschi cedui: il progetto SUMMACOP. Esperienze, attività, risultati. Regione dell'Umbria, Perugia, 192 pp..
- Barreca L, Marziliano P.A., Menguzzato G. & Scuderi A., 2010. Avifauna e struttura nella pineta Ragabo (Linguaglossa, CT). *Forest@ 7*: 223-233. Battisti C., 2004. Frammentazione ambientale, connettività, reti ecologiche. Un contributo teorico e metodologico con particolare riferimento alla fauna selvatica. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche agricole, ambientali e Protezione civile, pp. 248.
- Battisti C. & Dodaro G., 2011. Attendibilità dei dati nelle consulenze ambientali: una proposta di scheda sintetica di autovalutazione. *Biologia Ambientale*, 25 (n. 1, 2011).
- Battisti C. & Marini F., 2018. Structural changes in bird communities before and after coppice management practices: a comparison using a diversity/dominance approach. *Israel Journal Ecology and Evolution*, 64: 1624, <http://dx.doi.org/10.1163/22244662-20181033>.
- Beck C.W. & Watts B.D., 1997. The effect of cover and food on space use by wintering Song Sparrows and Field Sparrows. *Can. J. Zool.*, 75: 1636-1641.
- Camprodon J. & Brotons L., 2006. Effects of undergrowth clearing on the bird communities of the Northwestern Mediterranean Coppice Holm oak forests. *Forest. Ecol. Manag.*, 221: 72-82.
- Caprio E., Ellena I. & Rolando A., 2009. Assessing habitat/landscape predictors of bird diversity in managed deciduous forests: a seasonal and guild-based approach. *Biodiversity and Conservation*, 18: 1287-1303.
- Carrascal L.M. & Díaz L., 2006. Winter bird distribution in abiotic and habitat structural gradients: A case study with mediterranean montane oakwoods. *Ecoscience*, 13: 100-110.
- Ciancio O. & Nocentini S. 2004. Il bosco ceduo. *Selvicoltura, Assestamento, Gestione*. Accademia Italiana di Scienze Forestali, Firenze, 2004, pp. 721.
- Czeszczewik D., Zub K., Stanski T., Sahel M., Kapusta A. & Walankiewicz W., 2015. Effects of forest management on bird assemblages in the Bialowieza Forest, Poland. *iForest Biogeosci, For.* 8: 377-385.
- Erdelen M., 1984. Bird communities and vegetation structure: correlations and comparison of simple and diversity indices. *Oecologia*, 61: 277-284.
- Farina F. 2007. Effetti degli interventi selvicolturali sull'avifauna a livello di comunità, guild e

- specie: identificazione di criticità nella gestione forestale, nel Parco Regionale dei Castelli Romani. Tesi di laurea Anno accademico 2006-07, Università degli Studi di Roma “La Sapienza”. Roma, pp. 71.
- Ferlini F. 2009. Gregarismo e siti di alimentazione di Paridae e Aegithalidae svernanti nella pianura dell’Oltrepò Pavese. *Avocetta*, 33:101-108.
 - Ferry C., 1960. Recherches su l’écologie des oiseaux forestiers en Bourgogne. 1: L’avifaune nidificatrice d’un taillis sous futaie de Querceto carpinetum scilletesum, *Alauda*, 28: 93-123.
 - Ferry C. & Frochot B., 1958. Une méthode pour denombrez les oiseaux nicheurs. *La Terre et la Vie*, 12: 85-102.
 - Fraticelli F., 1994. Frequenza invernale dei flock di Codibugnolo, *Aegithalos caudatus*, in un bosco mediterraneo. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 64: 155-158.
 - Fraticelli F. & Petrella S., 2000. Problematiche nel rilevamento delle comunità ornitiche svernanti in ambiente mediterraneo. *Alula*, 7: 64-69
 - Fraticelli F., 2003. Effetti sulla comunità ornitica dei cambiamenti strutturali di un bosco mediterraneo. *Alula*, 10: 92-98.
 - Fraticelli F. & Prola G., 2010. Gli uccelli svernanti nel bosco Macchia Grande di Manziana (Roma). *Alula*, 17: 49-58
 - Fulco E. & Tellini Florenzano G., 2008. Composizione e struttura della comunità ornitica nidificante in una faggeta della Basilicata. *Avocetta*, 32: 55-60.
 - Lloyd M. & Ghelardi R., 1964. A table for calculating the “Equitability” component of species diversity. *J. Animal Ecol.*, 33: 217-225.
 - Maccoll, A. D., Feu, C. R. & Wain S.P., 2014. Significant effects of season and bird age on use of coppice woodland by songbirds. *Ibis*, 156(3): 561-575.
 - Mentil L., Battisti C. & Carpaneto G.M., 2015. Analisi di comunità ornitiche forestali in aree soggette a selvicoltura: un caso di studio in un parco regionale del Lazio. XVIII Conv. Ital. Ornitologia, Caramanico Terme (PE) 17-20 settembre 2015. Programma e Abstract: 9.
 - Mentil L., Battisti C. & Carpaneto G.M., 2018. The Older the Richer: Significant Increase in Breeding Bird Diversity Along an Age Gradient of Different Coppiced Woods. *Web Ecol.* 2018, 18: 143-151.
 - Magurran A. E., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell publishing. Oxford. pp. 260.
 - Papi R., Luiselli L. & Rugiero L., 2010. *Atlante dell’avifauna e dell’erpetofauna della Riserva Naturale Regionale Monte Rufeno. Collana Atlantici Locali*. Edizioni ARP, Roma.
 - Pielou E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *J. Theor. Biol.*, 1: 131-144.
 - Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2024. *Farmland Bird Index nazionale e andamenti di popolazione delle specie in Italia nel periodo 2000-2024*.
 - Saether B.E. & Bakke O., 2000. Avian life history variation and contribution of demographic traits to the population growth rate. *Ecology*, 81: 642-653.
 - Shannon C.E. & Weaver W., 1963. *Mathematical theory of communication*. University Illinois Press, Urbana.
 - Simberloff D. & Dayan T., 1991. The guild concept and the structure of ecological communities. *Annual Review of Ecology and Systematics*, 22(1): 115-143.
 - Siriwardena G.M., Baillie S.R., Crick H.Q.P., Wilson J.D. & Gates S., 2000. The demography of lowland farmlandbirds. In Aebischer, N.J., Evans, A.D., Grice, P.V. & Vickery, J.A. (eds) *Ecology and Conservation of Lowland Farmland Birds*: 117-133. Tring: British Ornithologists Union.

- Sorace A., Corsetti L. & Lanzuisi E., 2004. Le comunità ornitiche svernanti nel comprensorio dei Monti Lepini. *Alula*, 11: 119-133.
- Tellini Florenzano G., 2004. Birds as indicators of recent environmental changes in the Apennines (Foreste Casentinesi National Park, central Italy). *Ital. J. Zool.*, 71: 317-324.
- Tellini Florenzano G., Campedelli T., Cutini S. & Londi G., 2012. Diversità ornitica nei cedui di cerro utilizzati e in conversione: un confronto nell'Appennino settentrionale. *Forest@*, 9: 185-197.
- Trotta M., 2011. Le comunità ornitiche svernanti nelle formazioni boschive della Riserva Naturale di Decima-Malafede: analisi del biennio 2009-2010. *Alula*, 18: 105-113.
- Trotta M., 2012. Ciclo annuale della comunità ornitica in un'area agricola destinata a Zona di Ripopolamento e Cattura nell'Umbria sud-occidentale: analisi del quadriennio 2006-2010. *UDI*, 37: 101-110.
- 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: 85-92.
- Trotta M., 2014. La comunità ornitica invernale in ambiente di macchia mediterranea nella Riserva Naturale di Decima-Malafede: analisi dei dati 2000-01/2010-11. In: Tinarelli R., Andreotti A., Bacchetti 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*: 235-236.
- Turcek F.J., 1956. Zur Frage der Dominanze in Vogelpopulationen. *Waldhygiene*, 8: 249-257.
- Van Langevelde F., 2000. Scale of habitat connectivity and colonization in fragmented nuthatch populations. *Ecography*, 23: 614-622.

Brevi note



Piro piro piccolo *Actitis hypoleucos* (Foto di Massimo Brunelli)

PRIMA GARZAIA PLURISPECIFICA PER LA PROVINCIA DI POTENZA (BASILICATA)

REMO BARTOLOMEI¹, ANDREA CERVERIZZO², ANTONELLA LOGGIURATO¹ & BIAGIO SAMPOGNA¹

¹ Ufficio Parchi, Biodiversità e Tutela della Natura - Direzione Ambiente, Energia e Tutela del Territorio – Regione Basilicata, via V. Verrastro n. 5, 85100 Potenza (PZ)

² Associazione Studi Naturalistici del Vulture, C/da Capannola 44, 85025 Melfi (PZ).

Abstract – First multispecific heronry for the Province of Potenza (Basilicata, southern Italy).

In 2025, the monospecies heronry present in Lake Pantano di Pignola transformed into a multispecies heronry with four different species. This is the first documented case of a multispecies heronry in the Province of Potenza and confirms the expansion of nesting herons in Basilicata.

Key words: Multispecific heronry Province of Potenza.

Riassunto - Nel 2025 si è assistito alla trasformazione della garzaia monospecifica presente nel Lago Pantano di Pignola in una garzaia plurispecifica con la presenza di 4 specie diverse. È il primo caso documentato della presenza di una garzaia plurispecifica in Provincia di Potenza e conferma l'espansione degli Ardeidi nidificanti in Basilicata.

Parole chiave: Garzaia plurispecifica, Provincia di Potenza.

Negli ultimi anni, le popolazioni di Ardeidi nidificanti in Italia hanno mostrato un trend di espansione verso le regioni centro-meridionali (Fasola, 2023), favorito da fattori climatici, trofici e gestionali. In Provincia di Potenza, le prime nidificazioni di Airone cenerino *Ardea cinerea* e Cormorano *Phalacrocorax carbo* sono state documentate recentemente presso il Lago del Pertusillo e il Lago Pantano di Pignola (Bartolomei, 2023, 2024; Bartolomei & Cerverizzo, 2025). La presente nota descrive il primo caso accertato di presenza di una garzaia plurispecifica nella provincia di Potenza.

Durante la stagione riproduttiva 2025, nel corso dei monitoraggi della garzaia presso il Lago Pantano di Pignola, è stata osservata la trasformazione della garzaia da monospecifica a plurispecifica, con l'insediamento di nuove specie di Ardeidi.

In particolare si è passati da una garzaia costituita da 6 nidi di Cormorano ad una costituita da 2 nidi di Cormorano, 2 di Airone cenerino, 1 di Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides* ed 1 di Nitticora *Nycticorax nycticorax* portando il numero di specie nidificanti da 1 a 4.

Per quanto riguarda la diminuzione dei nidi di Cormorano, da 6 a 4 rispetto al 2024, si ipotizza che le 4 coppie mancanti abbiano spostato i nidi nei dintorni della garzaia, anche se a causa della copertura arborea presente non si è riusciti ad individuare le nuove collocazioni dei nidi.

Questo è il primo caso accertato di presenza di una garzaia plurispecifica per la provincia di Potenza ed il secondo per la Basilicata (Albanese *et al.*, 2023).

Negli ultimi anni, così come sta avvenendo per tutta Italia ed in particolare per le Regione Centrali e meridionali, anche la Basilicata è interessata da un incremento del-

le popolazioni di ardeidi nidificanti che stanno andando ad occupare gran parte delle aree potenziali presenti nel territorio regionale.

BIBLIOGRAFIA

- Bartolomei R., 2023. Prima nidificazione di Airone Cenerino *Ardea cinerea* in Basilicata. Alula, 30 (1-2). <https://doi.org/10.60990/alula.2023.15>
- Bartolomei R., 2024. Prima nidificazione di Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) nel Parco Nazionale dell'Appennino Lucano Val d'Agri Lagonegrese e nella Provincia di Potenza. In: Galaverni M., D'Amelio J., Fronzi A (a cura di), 2024. Atti del convegno nazionale Protected Areas & Conservation. WWF Italia.
- Bartolomei R. & Cerverizzo A., 2025. Prima nidificazione di Cormorano *Phalacrocorax carbo* per il Lago Pantano di Pignola (Basilicata). Alula, 32 (1) <https://doi.org/10.60990/alula.2025.08>
- Albanese G., Baghino L., Capobianco G., De Lisio L., Fasola M, Fulco E., Giacchini P., Gola L., Gustin M., Ientile R., Laurenti S., Liuzzi C., Maistri R., Morganti M., Pedrini S, P., Pellegrini M., Pinna G., Puglisi L., Romano C., Sarà M., Sarrocco S., Scarton F., Sighele M., Surdo S., Tamietti A., Tinarelli R., Urso S., Utmar P., Velatta F., Verza E., Vocan G., 2023. The Italian census of colonial herons and associated waterbirds. In Brambilla M., Martinoli A. (Eds.), 2023. Atti XXI Conv. It. Ornitologia. CISO - Centro Italiano Studi Ornitologici.

SVERNAMENTO DI PIVIERE TORTOLINO *Charadrius morinellus* IN SARDEGNA (ITALIA)

MICHELE CENTO ⁽¹⁾, RICCARDO PETRINI ⁽²⁾ & GIUSEPPE VECCHIO ⁽²⁾

⁽¹⁾ SROPU – Piazza Margana, 40 - 00186 Roma (michi.100@libero.it)

⁽²⁾ Agrofauna s.r.l.s. - Via delle Corallaie, 1 - 57121 Livorno

Abstract - Wintering of Eurasian Dotterel *Charadrius morinellus* in Sardinia (Italy). During the winter of 2023-2024 along the south-eastern coast of Sardinia (Province of South Sardinia), an individual of Eurasian Dotterel was recorded wintering for the entire season, for the first time for this island and for Italy.

Key words: Eurasian Dotterel, *Charadrius morinellus*, wintering, Sardinia, Italy

Riassunto – Nell’inverno 2023-2024 abbiamo documentato lo svernamento lungo la costa sud-orientale della Sardegna di un Piviere tortolino per l’intera stagione, per la prima volta per l’isola e per l’Italia.

Parole chiave: Piviere tortolino, *Charadrius morinellus*, svernamento, Sardegna, Italia

Il Piviere tortolino *Charadrius morinellus* è migratore, nidificante regolare dubbio e svernante irregolare in Italia (Brichetti & Fracasso, 2015) ed è dubitativamente ritenuto migratore regolare in Sardegna (Grussu, 2022). La specie sverna in nord Africa e Medio Oriente e in minor misura in Spagna (Cramp & Simmons, 1983). In tempi storici era ritenuta svernante comune e diffusa in Italia, specie al meridione (es. Arrigoni degli Oddi, 1929; Martorelli, 1932; Di Carlo & Heinze, 1979), ma ciò è stato successivamente messo in dubbio per mancanza di dati circostanziati e le generiche segnalazioni invernali note per più regioni, Sardegna compresa, non sembrano riconducibili a veri casi di svernamento (Di Carlo & Heinze, 1979; Brichetti & Fracasso, 2004, 2018). Proprio per la mancanza di dati documentati, mentre la prima check-list regionale sarda riportava il Piviere tortolino come visitatore invernale (specie che casualmente capita in inverno senza però svernare; Grussu, 1995, 1996), le successive lo indicano solo come migratore (Grussu, 2001, 2022). Tra i casi recenti e ben documentati di presenza invernale della specie in Italia, uno è relativo ad un giovane osservato il 20 e il 29 dicembre 1997 a Capo Murro di Porco, presso Siracusa (Corso & Iapichino, 2001), uno alla presenza di due-quattro individui (max tre giovani e un adulto) tra 9 gennaio e 22 febbraio 2011 presso Ostuni (BR; Chiantante & Chiantante, 2014), uno ad un individuo visto il 5 dicembre 2013 sulla Penisola Magnisi, presso Priolo Gargallo (SR; Corso, 2014) e uno ad un giovane fotografato da R. Sorbo il 28 gennaio 2024 a Marina di Alberese, presso Grosseto e identificato da C. Fracasso (dato su www.ornitho.it; C. Fracasso com. pers.).

Il Piviere tortolino è incluso nell’All. I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE ex 79/409/CEE) ed il suo stato di conservazione in Europa è recentemente passato da favorevole (Non-SPEC, status “sicuro”; Tucker & Heath, 1994; BirdLife Internatio-

nal, 2004, 2017) a sfavorevole (SPEC 3, status “depauperato”; Burfield *et al.*, 2023).

Tra l’ottobre 2023 e il marzo 2024 abbiamo seguito un caso di svernamento di Piviere tortolino in Sardegna.

Il 20 ottobre 2023 abbiamo osservato un giovane Piviere tortolino (Fig. 1) in un tratto di spiaggia subito a nord dello Stagno di Feraxi (9°35’E, 39°20’N; 0 m s.l.m.; Comune di Muravera, Provincia del Sud Sardegna), sulla costa sarda sudorientale. In seguito abbiamo effettuato altre 10 visite nello stesso sito, osservando nuovamente il piviere l’11 e il 25 novembre e il 20 dicembre 2023, il 10 e il 27 gennaio, il 10 e il 24 febbraio e il 9 marzo 2024. Durante questo periodo non abbiamo contattato il caradrìde solo il 6 dicembre, forse a causa della brevità della nostra visita al sito, e in qualche caso nel corso di ulteriori passaggi nelle date suddette. Apparentemente il limicolo non era più presente il 3 aprile, data della nostra ultima visita.



Figura 1. Il Piviere tortolino osservato (Foto di R. Petrini).

Il Piviere tortolino appariva sempre in buone condizioni fisiche e in grado d’involarsi in caso di disturbo ed era perlopiù in alimentazione o a riposo sulla porzione di spiaggia del tutto priva di vegetazione (zona afitoica), molto spesso insieme a Frattini *Charadrius alexandrinus* e a volte anche a Piovanelli pancianera *Calidris alpina*. Solo con vento moderato o forte ha in alcune occasioni utilizzato per ripararsi piccole gibbosità sul terreno sabbioso formatesi in prossimità delle prime piante pioniere della duna costiera (o embrionale) mobile (es. Calcatreppola marina *Eryngium maritimum*, Gramigna delle spiagge *Agropyron junceum*). Il tratto di spiaggia frequentato ha una lunghezza di circa 250 m e lo home range dell’intero periodo, calcolato con il metodo del Minimo Poligono Convesso (Mohr, 1947), è risultato di circa 1,30 ha, sebbene è verosimile che l’uccello abbia utilizzato anche aree alternative da noi non individuate. La sua distanza di fuga di oltre 30 m era insolitamente elevata per una

specie notoriamente confidente che di solito si fa avvicinare a pochi metri durante tutto l'anno (es. Cramp & Simmons, 1983). Ciò probabilmente a causa del disturbo ripetuto portato da pescatori, camminatori, cani vaganti, ecc.

Rarietà della presenza e fedeltà al sito lasciano supporre che tutte le nostre osservazioni si riferiscano al medesimo individuo.

Quanto riportato, oltre che per l'interesse conservazionistico della specie, assume particolare rilevanza in quanto documenta per la prima volta un caso di svernamento completo della specie in Sardegna e in Italia (cfr. Bricchetti & Fracasso, 2004, 2018). Il fatto che l'individuo da noi seguito fosse al primo inverno sembra avvalorare l'ipotesi di una possibile prevalenza di giovani rispetto agli adulti in inverno nel nostro Paese (cfr. Di Carlo & Heinze, 1979; Corso & Iapichino, 2001; Chiatante & Chiatante, 2014; Sorbo & Fracasso dato inedito sopra citato).

Ringraziamenti. Ringraziamo Carlo Fracasso e Rosario Sorbo per il dato fornito e Paul Harris per la revisione del Summary.

BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia italiana. Ulrico Hoepli, Milano.
- BirdLife International, 2004. Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. BirdLife Conservation Series No. 12, BirdLife International, Cambridge, UK.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2004. Ornitologia italiana. Vol. 2 - Tetraonidae-Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2015. Check-list degli uccelli italiani aggiornata al 2014. Rivista Italiana di Ornitologia - Research in Ornithology 85 (1) doi: 10.4081/rio.2015.264
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), "historia naturae" (6), pp. 512.
- Burfield I. J., Rutherford C. A., Fernando E., Grice H., Piggott A., Martin R. W., Balman M., Evans M. I. & Staneva A., 2023. Birds in Europe 4: the fourth assessment of Species of European Conservation Concern. Bird Conservation International 33: e66. doi:10.1017/S0959270923000187
- Chiatante P. & Chiatante G., 2014. Svernamento di Piviere tortolino *Charadrius morinellus* in Puglia. Pp. 326-327 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.
- Corso A., 2014. Presenza invernale di Piviere tortolino *Charadrius morinellus* in Sicilia. P. 75 in Nicoli A., Di Masso E. & La Grua G. (red.). Annuario 2013. Quaderni di Birdwatching 15.
- Corso A. & Iapichino C., 2001. Presenza invernale di Piviere tortolino *Charadrius morinellus* in Sicilia. Aves Ichnusae 4: 69-72.
- Cramp S. & Simmons K. E. L. (eds.), 1983. The Birds of the Western Palearctic, Vol III. Oxford University Press, Oxford, UK.
- Di Carlo E. A. & Heinze J., 1979. Il Piviere tortolino *Eudromias morinellus* (L.) come uccello di passo e nidificante in Italia (1. Parte). Gli Uccelli d'Italia 4 (2): 47-67.
- Grussu M. 1995., Check-list of the birds of Sardinia (first part). Rivista italiana di Ornitologia 65 (2): 113-122.

- Grussu M., 1996. Check-list of the birds of Sardinia (second and last part). *Rivista italiana di Ornitologia* 66 (1): 9-16.
- Grussu M., 2001. Checklist of the birds of Sardinia. Updated to December 2001. *Aves Ichnusae* 4: 2-55.
- Grussu M., 2022. New checklist of the birds of Sardinia (Italy). Edition 2022. *Aves Ichnusae* 12: 11-46.
- Martorelli G., 1932. *Gli Uccelli d'Italia*. Seconda edizione. Rizzoli, Milano.
- Mohr C. O., 1947. Table of equivalent populations of North American small mammals. *Am. Midl. Nat.* 37: 223-249.
- Tucker G. M. & Heath M. F., 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. BirdLife Conservation Series No. 3, BirdLife International, Cambridge, UK.

AGGIORNAMENTO SUL SUCCESSO RIPRODUTTIVO DEL GUFO REALE *Bubo bubo* NELL'OASI “GRAVINA DI LATERZA”

GAETANO LUCE ^(1*), ELISABETTA D'AMICIS ⁽¹⁾, FRANCO LORE' ⁽¹⁾,
& MANUÉL MARRA ⁽¹⁾

⁽¹⁾Lega Italiana Protezione Uccelli OdV– Via Pasubio 3/B – 43122 Parma
Autore per la corrispondenza: gaetano.luce1@gmail.com

Abstract – Update on the breedings of Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo* in the Oasis “Gravina di Laterza”. In Apulia, recent studies have confirmed the presence of the species within the Lipu Oasis “Gravina di Laterza”, documenting a breeding event in 2023 with the fledging of at least two juveniles. The aim of this study is to update the species' status in the area and to document further breeding success. Monitoring continued over the following two years (2024 and 2025), using spontaneous listening surveys. The results confirmed additional reproductive success, with the fledging of two juveniles in 2024 and one individual in 2025. These findings reinforce the importance of the Gravina di Laterza for the conservation of the Eurasian Eagle Owl and highlight the need for long-term monitoring.

Key-words: *Bubo bubo*, Laterza, breeding.

Riassunto – In Puglia, studi recenti hanno confermato la presenza del Gufo reale nell'area dell'Oasi Lipu Gravina di Laterza, documentando nel 2023 un successo riproduttivo con l'involo di almeno due giovani. L'obiettivo di questo lavoro è quello di aggiornare lo status della specie nell'area e di verificare ulteriori eventi riproduttivi. Il monitoraggio è proseguito nei due anni successivi (2024 e 2025), utilizzando il metodo dell'ascolto spontaneo. I risultati hanno confermato nuovi successi riproduttivi, con l'involo rispettivamente di due giovani nel 2024 e di un individuo nel 2025. Questi dati rafforzano l'importanza dell'area della Gravina di Laterza per la conservazione del Gufo reale e sottolineano la necessità di proseguire il monitoraggio a lungo termine.

Parole chiave: *Bubo bubo*, Laterza, nidificazione.

Il Gufo reale *Bubo bubo* è il più grande rapace notturno del mondo e rappresenta una delle specie più iconiche e affascinanti dell'avifauna europea. Dal punto di vista normativo, è inserito nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 2009/147/CEE, nell'Allegato II della Convenzione di Berna e nell'Allegato II della CITES (Convenzione di Washington sul commercio internazionale delle specie minacciate di estinzione). A livello nazionale, compare nella Lista Rossa dei vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2022), dove è classificato come “quasi minacciato” (Near Threatened, NT).

In Italia le stime disponibili evidenziano un quadro caratterizzato da significative incertezze. Nel 2013 la popolazione italiana era valutata in circa 417–565 coppie nidificanti (Penteriani & Delgado, 2019), stime più recenti indicano un ridimensionamento, con una popolazione compresa tra 250 e 340 coppie (Brichetti & Fracaso, 2020), successivamente, in seguito ad indagini più approfondite si ipotizza una consistenza di 529-739 coppie (Caula, 2025). La specie è ben rappresentata lungo l'arco alpino, mentre nella dorsale appenninica è presente in modo localizzato e frammentato. È invece assente in Sardegna e recentemente considerata estinta in Si-

culia (Caula, 2025). Nonostante la sua ampia distribuzione potenziale, le conoscenze relative allo status della specie nel territorio nazionale rimangono lacunose. Tale carenza informativa è dovuta principalmente all'etologia e al comportamento elusivo della specie, oltre che alla difficoltà dei metodi di rilevamento che rende complesso il monitoraggio delle popolazioni.

In Puglia, negli ultimi trent'anni, sono stati documentati solo sporadici avvistamenti (Sigismondi, 1987, 2005; Scorrano, 2008), una nidificazione con involo di due giovani (Sigismondi *et al.*, 1987) e il rinvenimento di un individuo deceduto nel territorio di Massafra (Chiatante, *oss. pers.*), tutti localizzati nell'area delle Gravine. Studi più recenti hanno confermato la presenza del Gufo reale nell'Oasi Lipu Gravina di Laterza (Luce *et al.*, 2021) e una nidificazione con l'involto di almeno due giovani nel 2023 (Luce *et al.*, 2024).

In questo lavoro ci si propone di aggiornare e confermare lo status del Gufo reale nell'area dell'Oasi Lipu Gravina di Laterza e di documentare ulteriori successi riproduttivi.

L'area di studio corrisponde alla perimetrazione dell'Oasi Lipu "Gravina di Laterza", estesa per circa 870 ettari e istituita nel 1999 attraverso un accordo tra la Lipu (Lega Italiana Protezione Uccelli), Provincia di Taranto e il Comune di Laterza. L'oasi è compresa all'interno della ZSC/ZPS IT9130007 "Area delle Gravine", inserita nel Sistema Regionale per la Conservazione della Natura della Puglia (L.R. 19/97) e tutelata nell'ambito della Rete Natura 2000, secondo quanto stabilito dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE e dalla Direttiva Uccelli 79/409/CEE, poi aggiornata in 2009/147/CE. L'area fa inoltre parte del Parco Naturale Regionale "Terra delle Gravine", che si estende per circa 25.000 ettari e che è stato istituito dalla Regione Puglia nel 2005.

Poiché in quest'area la presenza del Gufo reale era già stata documentata in precedenza (Sigismondi, 1987; Scorrano, 2008; Luce *et al.*, 2021, 2023), al fine di evitare forme di disturbo legate all'uso del playback si è preferito adottare esclusivamente la tecnica dell'ascolto spontaneo, per il censimento dei maschi territoriali nel periodo da novembre a marzo (Mikkola, 1983; Cramp, 1985; Pedrini, 1989) e da marzo ad aprile, quando i contatti vocali tra gli individui diventano più frequenti prima dell'accoppiamento (Penteriani, 2003; Muscianese, 2006).

L'attività di ricerca è stata svolta sulle stagioni riproduttive del biennio 2024-2025, per un totale di 18 uscite. Le uscite autunno-invernali sono servite per confermare la presenza della specie. Una volta avvenuto ciò, gli sforzi si sono concentrati in primavera-estate per documentare l'eventuale riproduzione.

Utilizzando software open-source come QGIS e Google Earth, sono stati selezionati i punti di ascolto, sulla base dei dati pregressi relativi alla presenza della specie nell'area (Luce *et al.*, 2021; Luce *et al.*, 2024).

Sono state quindi individuate 5 stazioni di campionamento posizionate in prossimità del bordo della gravina, sfruttandone la particolare geomorfologia che favorisce la propagazione del suono e migliora la capacità di rilevare le vocalizzazioni degli

individui presenti.

Nel periodo compreso tra febbraio e giugno 2024 sono state rilevate ripetute vocalizzazioni del maschio e della femmina, sia singolarmente che in interazione tra loro. Il 6 giugno è stata ascoltata e registrata l'emissione da parte di un giovane, che è stato anche fotografato nei giorni successivi (Fig.1). Il 12 luglio sono stati ascoltati due giovani individui.



Figura 1. Giovane di Gufò reale (Foto di Pieropalo Storino).

Nel 2025, nel periodo compreso tra aprile e giugno, sono state registrate diverse vocalizzazioni da parte della femmina e due da parte di un giovane, precisamente l'11 giugno e il 13 luglio.

Questi dati confermano il successo riproduttivo della specie per il terzo anno consecutivo, confermando la presenza ormai stabile di una coppia riproduttiva nell'area della Gravina di Laterza.

L'assenza di altre segnalazioni di presenza e nidificazione note per l'area delle gravine rafforza ulteriormente l'importanza del dato. La presenza di una coppia nidificante potrebbe inoltre rappresentare un potenziale nucleo di espansione futura, qualora le condizioni ambientali rimangano favorevoli. La documentazione di un

evento riproduttivo indica infatti condizioni ambientali idonee e una relativa stabilità del territorio, aspetti particolarmente significativi per una specie territoriale e sensibile al disturbo antropico.

In questo contesto, l'osservazione acquisisce valore non solo descrittivo, ma anche gestionale, suggerendo l'importanza di un monitoraggio continuativo: solo un'acquisizione costante e standardizzata di dati, difatti, consente di poter valutare nel tempo l'andamento del successo riproduttivo della specie e permette, al contempo, di poter sviluppare e applicare misure di conservazione sempre più attuali ed efficaci, in base agli eventuali fattori perturbativi riscontrati nell'area.

Quest'area, infatti, è uno dei siti meglio preservati all'interno di tutte le gravine dell'arco ionico, anche grazie alla presenza dell'Oasi Lipu "Gravina di Laterza" che contribuisce in maniera significativa alla conservazione della natura nell'area. Questo nuovo dato ne sottolinea ulteriormente l'importanza come unico sito pugliese documentato per la nidificazione del Gufo reale.

Per il prossimo futuro si auspica la prosecuzione delle attività di monitoraggio del Gufo reale nella Gravina di Laterza, con l'estensione delle indagini anche alle aree limitrofe, al fine di ampliare e consolidare il quadro conoscitivo relativo alla distribuzione e allo status della specie nell'intera area delle gravine ioniche.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P., Fracasso G., 2020. The Birds of Italy. Pteroclididae – Locustellidae. Edizioni Belvedere (Latina) (Italy). *historia naturae* (7), 416 pp.
- Caula B., 2025. Il Gufo reale – Biologia, status, conservazione. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae* (12), 220 pp.
- Cramp S., 1985. Handbooks of the birds of Europe, The Middle East and North Africa. Vol.4, Oxford Univ. Press, Oxford. 960 pp.
- 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.
- Fasce P., 1993. Gufo reale. In: Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia. Meschin E., Frugis S. (eds.). Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 146.
- IUCN, 2017. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2017-1. Available at: www.iucnredlist.org.
- 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.
- Luce G., Marra M., Pinto R. & Gaudiano L., 2021. Indagine preliminare sulla presenza del Gufo reale *Bubo bubo* nel Parco Naturale Regionale Terra delle Gravine e nel Parco Regionale della Murgia Materana. *Alula*, 28: 47-54.
- Luce G., D'Amicis E., Natale M., Marra M., 2024. New data about breeding success of the Eurasian Eagle Owl *Bubo bubo* in the Oasis "Gravina di Laterza" (Apulia, Italy). *Bulletin of Regional Natural History*. Vol.4, no. 1, 2024.

- Mikkola H., 1983. Owls of Europe. T & AD Poyser Ltd, Calton, 397 pp.
- Muscianese E., 2006. Il Gufo reale (*Bubo bubo*) nel crotonese: distribuzione, biologia e conservazione. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Bari.
- Pedrini P., 1989. Indicazione per la localizzazione al canto di territori di Gufo reale. Atti II Seminario italiano Censimenti Faunistici dei Vertebrati. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XVI: 379-384.
- Penteriani V., Delgado M.M., 2019. The Eagle Owl. T & AD Poyser, London, UK, 384 pp.
- Penteriani V., 1996. Il Gufo reale. Edagricole. Bologna, 172 pp.
- Penteriani V., 2003. Breeding density affects the honesty of bird vocal display as possible indicators of male/territori qualità. Ibis, 145: E127-E135.
- 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.
- Sarà M., Siracusa M., Ciaccio A., 1987. Estinzione del Gufo reale, *Bubo bubo*, in Sicilia. Riv. ital. Orn., 57: 50-56.
- Scorrano S., 2008. Gufo reale: 69-73. In: Bellini F., Cillo N., Giacoia V., Gustin M. (eds.). L'avifauna di interesse comunitario delle gravine ioniche. Oasi LIPU Gravina di Laterza, Laterza (Taranto).
- Sigismondi A., 1987. Il Gufo reale signore della notte. Umanesimo della pietra verde, 2: 37-42.
- Sigismondi A., Caldarella M., Cillo N., Laterza M., Marrese M., Scorrano S., 2005. Contributo alla conoscenza dello status del Gufo reale *Bubo bubo* in Apulia e Basilicata. Avocetta, 29: 123.

A BEHAVIOURAL INTERACTION BETWEEN A NON NATIVE COYPU *Myocastor coypus* AND GREATER FLAMINGOS *Phoenicopterus roseus*

PAOLO SCRIMITORE & CORRADO BATTISTI

“Torre Flavia” LTER (Long Term Ecological Research) Station, Città Metropolitana di Roma Capitale, Servizio Aree Protette, Via G. Ribotta, 41, 00144 Rome, Italy
(scripper@alice.it; c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Riassunto – Interazione comportamentale tra una Nutria *Myocastor coypus* alloctona e Fenicotteri *Phoenicopterus roseus*. Si riporta, per la prima volta, una interazione tra una Nutria e un gruppo di Fenicotteri (Palude di Torre Flavia, Italia centrale), evidenziando come questo roditore, sebbene occasionalmente, possa arrecare disturbo anche su specie migratorie non nidificanti e di interesse conservazionistico.

Parole chiave: specie invasive, comportamento, disturbo, specie migratrice.

Abstract – An interaction between an adult of Coypu and a group of Greater Flamingos (Torre Flavia Marsh, central Italy) is reported for the first time, highlighting how this rodent, although occasionally, can also disturb non-nesting migratory species of conservation interest.

Key words: invasive species, behavior, disturbance, migrant species.

Coypu is one of the most invasive species worldwide (Bertolino *et al.*, 2012) capable of impacting ecosystems at various levels (on rushbeds: Marini *et al.*, 2013) and can exhibit interactions with many native species. For example, at single species level, coypus used the bird nests as resting platforms, thus destroying or sinking the eggs (Prigioni *et al.*, 2005; Bertolino *et al.*, 2011; Angelici *et al.*, 2012) and occasionally it may feed on eggs of several water-related species, also of conservation concern (Scaravelli, 2002). In United States, it has been evidenced an indirect food competition with native marsh birds (Burnam & Mengak 2007). At the same time, birds may opportunistically use as resting sites, the platforms built by coypus (De Michelis *et al.*, 2024). However, data about interactions with migrant birds are still scanty, excluding occasional cases of predation of these mammals by raptors (e.g., Milchev & Spassov, 2024).

On December 29, 2025, at 10:40 a.m., an interaction was observed in the Torre Flavia wetland (41°58' N; 12°03' E; Special Protection Area, 79/409 EU Directive; code IT6030020) between an adult Coypu and three Greater Flamingos *Phoenicopterus roseus*, belonging to a group of five individuals, resting near one of the ponds. The Coypu aggressively interacted with the birds by calling out to them, which in turn called out alarm calls. Then it overtook the group, scaring the birds away a few meters, and reached the opposite bank surrounded by a thick *Phragmites australis* reed bed. The interaction lasted less than a minute (Fig. 1).



Figure 1. The interaction between coypu and flamingos in the Torre Flavia wetland (Photo: Paolo Scrimitore; the entire photographic sequence is available on request).

In this wetland, Coypu occurs as sink population from the first years of 2000 (Battisti *et al.*, 2021) and it was actively studied (Battisti *et al.*, 2015) since it was the target of a control project (Marini *et al.*, 2011, 2013). Here, we yet observed interactions with other species (e.g. with *Trachemys scripta*; Grillo *et al.*, 2020). Currently there are only a few individuals present but the local population is subject to periodic demographic explosions (Battisti *et al.*, 2015). Therefore, at high densities these behaviors could be more common with implications on disturbance to native species also of conservation concern.

REFERENCES

- Angelici C., Marini F., Battisti C., Bertolino S., Capizzi D. & Monaco A., 2012. Cumulative impact of rats and coypu on nesting waterbirds: first evidences from a small Mediterranean wetland (Central Italy). *Vie et Milieu*, 62: 137–141.
- Battisti C., Marini F. & Vignoli L., 2015. A five-year cycle of coypu abundance in a remnant wetland: a case of sink population collapse? *Hystrix*, 26(1): 37-40. <https://doi.org/10.4404/hystrix-26.1-10981>
- Battisti C., Cento M., Fraticelli F., Huetting S. & Muratore S., 2021. Vertebrates in the “Palude di Torre Flavia” special protection area (Lazio, Central Italy): an updated checklist. *Natural History Sciences*, 8(1): 3-28. <https://orcid.org/0000-0002-2621-3659>
- Bertolino S., Angelici C., Monaco E., Monaco A. & Capizzi D., 2011. Interactions between coypu (*Myocastor coypus*) and bird nests in three Mediterranean wetlands of central Italy. *Hystrix It. J. Mamm. (n.s.)* 22(2): 333-339.
- Bertolino S., Guichón M.L. & Carter J., 2012. *Myocastor coypus* Molina (coypu). In: Francis R. A. (Ed.), *A handbook of global freshwater invasive species*. Earthscan: 357-368.

- Burnam J. & Mengak M.T., 2007. Managing wildlife damage: Nutria (*Myocaster coypus*). WSFNR Wildlife Management Series No. 12. 6 pages.
- De Michelis S., Battisti C. & Carosi M., 2024. Coypu (*Myocaster coypus*) as ecosystem engineer: composition, size, and density of platforms in a Mediterranean coastal wetland. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 35(3): 725-732. <https://doi.org/10.1007/s12210-024-01261-w>
- Grillo G., Sartori G., Battisti C., Ferri V., Luiselli L., Amori G. & Carpaneto G.M., 2020. Attempted copulatory behaviour between two phylogenetically unrelated alien species (Coypu, *Myocaster coypus*, and Pond slider, *Trachemys scripta*): first evidence. *Zoology and Ecology*, 30(2): 165-168. <https://doi.org/10.35513/21658005.2020.2.10>
- Marini F., Ceccobelli S. & Battisti C., 2011. Coypu (*Myocaster coypus*) in a Mediterranean remnant wetland: a pilot study of a yearly cycle with management implications. *Wetlands Ecology and Management*, 19(2): 159-164. <https://doi.org/10.1007/s11273-010-9208-9>
- Marini F., Gabrielli E., Montaudo L., Vecchi M., Santoro R., Battisti C. & Carpaneto G.M., 2013. Diet of coypu (*Myocaster coypus*) in a Mediterranean coastal wetland: a possible impact on threatened rushbeds? *Vie et Milieu*, 63: 97–103.
- Milchev B. & Spassov N., 2024. Invasive alien Coypu (*Myocaster coypus*) as a prey of the native predator Eurasian Eagle Owl (*Bubo bubo*) in Bulgaria. *Travaux du Muséum National d’Histoire Naturelle “Grigore Antipa”*, 67(2): 443-462. <https://doi: 10.3897/travaux.67.e118250>
- Scaravelli D., 2002. *Myocaster* problem: some considerations from the experience in the province of Ravenna. In: Proceedings of the National Congress “The management of alien species in Italy; the case of the coypu and the red swamp crayfish”. Firenze, Italy, 24–25 October 2002: 25–28.
- Prigioni C., Balestrieri A. & Remonti L., 2005. Food habits of the coypu, *Myocaster coypus*, and its impact on aquatic vegetation in a freshwater habitat of NW Italy. *Folia Zoologica*, 54 (3): 269–277.

UN CASO DI ENTOMOFAGIA IN PARROCCHETTO MONACO *Myiopsitta monachus* E PARROCCHETTO DAL COLLARE *Psittacula krameri*

MARCO SCUTELLÀ ⁽¹⁾ & FULVIO FRATICELLI ⁽²⁾

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Piazza Margana 40 - 00186 Roma

⁽¹⁾ marco.scutella@yahoo.it

⁽²⁾ f_fraticelli@hotmail.com; <http://orcid.org/0000-0003-3999-3663>

Abstract - A case of entomophagy in the Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* and Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri*. The text describes a case of entomophagy in two alien parrot species occurring in Italy: *Myiopsitta monachus* and *Psittacula krameri*, both regarded as invasive in Europe and supporting large populations in Rome. Although their diet is predominantly phytophagous, only rare and sporadically documented cases of insect consumption have been reported. The paper presents new observations carried out in February and March 2026 in the Parco Regionale dell'Appia Antica (Rome), where a small flock of Monk Parakeets, followed by a Rose-ringed Parakeet, were observed feeding on mature adult females of *Toumeyella parvicornis*, a North American alien scale insect introduced to Italy in 2014 and responsible for severe damage to *Pinus pinea*. This scale insect produces abundant honeydew, which likely attracted parrots and triggered insect consumption. These observations highlight the marked trophic plasticity of the two alien bird species; however, at present, this behavior cannot be considered a significant factor in the biological control of this highly impactful pest hemipteran.

Key words: Monk Parakeet, Rose-ringed Parakeet, entomophagy, *Toumeyella parvicornis*, *Pinus pinea*.

Riassunto - Il testo descrive un caso di alimentazione entomofaga in due specie di pappagalli alieni presenti in Italia: *Myiopsitta monachus* e *Psittacula krameri*, entrambe considerate invasive in Europa e con popolazioni numerose a Roma. Sebbene la loro dieta sia prevalentemente fitofaga, sono noti rari casi documentati di consumo di insetti. Il testo riporta nuove osservazioni effettuate nel febbraio e marzo 2026 nel Parco Regionale dell'Appia Antica (Roma), dove un piccolo stormo di Parrocchetto monaco, seguiti da un Parrocchetto dal collare, sono stati osservati alimentarsi di femmine mature di *Toumeyella parvicornis*, cocciniglia aliena nordamericana arrivata in Italia nel 2014 e responsabile di gravi danni a *Pinus pinea*. La cocciniglia produce abbondante melata, che potrebbe aver attratto i pappagalli e stimolato il consumo degli insetti. L'episodio evidenzia la notevole plasticità alimentare delle due specie di uccelli alloctoni, ma, al momento, non può essere considerato un fattore rilevante per il controllo biologico di questo emittente parassita altamente impattante.

Parole chiave: Parrocchetto monaco, Parrocchetto dal collare, entomofagia, *Toumeyella parvicornis*, *Pinus pinea*.

Il Parrocchetto monaco *Myiopsitta monachus* è considerato in Europa una specie aliena e invasiva ai sensi del Regolamento di Esecuzione (UE) 2016/1141 della Commissione del 13 luglio 2016. In Italia la specie è concentrata come nidificante in alcune aree urbane principalmente del centro e del sud della nostra Penisola con una delle popolazioni più significative da un punto di vista numerico a Roma (Mori, 2022a). La dieta di questa specie è prioritariamente fitofaga (ad es.: Di Santo *et al.*, 2013) anche se alcuni autori citano saltuari casi di alimentazione nei confronti di

insetti, ma senza specifici riferimenti (ad es.: Granatosky *et al.*, 2022). L'unico dato circostanziato è quello relativo alla predazione di un adulto di *Psitticimex uritui* (Hemiptera, Cimicidae) avvenuto all'interno di un nido nell'area di autoctonia del Parrocchetto monaco (Aramburú, 1997). Il Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri* è considerato anch'esso in Europa una specie aliena e invasiva, presente in Italia in quasi tutte le regioni, ma con la popolazione più abbondante a Roma (Mori, 2022b). Ha una dieta esclusivamente fitofaga (ad es.: Fraticelli, 2014; Collar *et al.*, 2020) anche se Christodoulopoulos *et al.* (2025) in Grecia suppongono che si sia alimentato anche d'insetti, ma senza prove certe. Un dato certo di alimentazione entomofaga è quello relativo alla predazione di *Camponotus cinctellus* (Hymenoptera, Formicidae) che rappresentava il 3% della dieta a Durban in Sud Africa (Shivambu *et al.*, 2020). La Cocciniglia tartaruga dei pini *Toumeyella parvicornis* (Hemiptera, Coccidae) è una specie aliena di origine nord americana (Clarke, 2013), arrivata nel nostro Paese nel 2014 (Garonna *et al.*, 2015) e recentemente inserita dall'EPPO (European Public Prosecutor's Office) nella lista A2 come pest presente localmente (EPPO, 2024). Le femmine mature svernano sui rami più giovani degli alberi ospiti sotto forma di scutelli, da cui appunto il nome volgare, producendo una grande quantità di melata che, a sua volta, provoca fumaggini che possono portare alla morte dell'intera pianta (Bragard *et al.*, 2022). Sono noti come predatori naturali di questa specie solamente alcune specie di artropodi (Malumphy *et al.*, 2012). Questo emittente ha avuto una rapida diffusione in Italia portando al disseccamento di grandi estensioni di foreste di Pino domestico *Pinus pinea* (Petti *et al.*, 2026). Il Pino domestico è una specie arborea archeofita (Bosi *et al.*, 2026) che forma estese formazioni nel nostro Paese con un'alta valenza sia ecologica sia paesaggistica.

Il 21 febbraio 2026, nel Parco Regionale dell'Appia Antica (Roma), MS ha osservato sei individui di Parrocchetto monaco alimentarsi per diversi minuti di femmine mature di Cocciniglia tartaruga dei pini, esse erano presenti in gran numero sulla parte apicale dei rami di Pino domestico e i parrocchetti selezionavano apparentemente gli esemplari più colpiti (Fig.1).

Il 1° marzo, sempre MS, ha osservato nella stessa area dell'osservazione precedente sei individui di Parrocchetto monaco alimentarsi, sempre con la stessa tecnica, di femmine di Cocciniglia tartaruga dei pini. Successivamente è arrivato in zona un Parrocchetto dal collare e anch'esso ha utilizzato gli emittenti come risorsa trofica. Il 7 marzo, sullo stesso albero dell'osservazione precedente, un Parrocchetto dal collare ha sfruttato questa risorsa trofica. La produzione di melata delle cocciniglie, secrezione zuccherina derivante dal metabolismo della linfa floemica, è stato con buona probabilità lo stimolo che ha portato queste due specie di psittaciformi ad alimentarsi degli emittenti. Nessuna specie di uccello autoctono è stata fino a ora osservata sfruttare questa risorsa trofica; il fatto che due specie alloctone la sfruttino, anche se per ora apparentemente in maniera episodica, confermerebbe l'ipotesi che queste siano in grado di sfruttare rapidamente uno spazio di nicchia funzionale vacante (Marcolin *et al.*, 2026). Queste osservazioni di due specie di uccelli alloctoni,

che si alimentavano di un insetto alloctono su un albero archeofita evidenzia la loro estrema plasticità comportamentale, ma, al momento attuale, non possono essere considerate un comportamento utile al controllo di un parassita così impattante.



Figura 1. Parrocchetto Monaco mentre si alimenta di femmine mature di Cocciniglia tartaruga del pino *Toumeyella parvicornis* (foto di Marco Scutellà).

Ringraziamenti. Si ringrazia sentitamente Elisabetta Bolla per il fondamentale aiuto nell'individuazione del fenomeno.

BIBLIOGRAFIA

- Aramburú R.M., 1997. Ecología alimentaria de la cotorra (*Myiopsitta monachus monachus*) en la provincial de Buenos Aires, Argentina (Aves: Psittacidae). *Physis*, Sección C, 53: 29–32.
- Bosi G., Castiglioni E., Mazzanti M. & Rottoli M., 2026. New crops in the 1st millennium ce in northern Italy. *Vegetation History and Archaeobotany*, 35: 99–114.
- Bragard C., Baptista P., Chatzivassiliou E., Di Serio F., Gonthier P., Miret J.A.J., Fejer Justesen A., MacLeod A., Magnusson C.S., Milonas P., Navas-Cortes J.A., Parnell S., Potting R., Reignault P.L., Stefani E., Thulke H.-H., Van der Werf W., Vicent A., Yuen J. & Zappalà L., 2022. Pest categorisation of *Toumeyella parvicornis*. *EFSA Journal*, <https://doi.org/10.2903/j.efsa.2022.7146>
- Christodoulopoulos M.A.B., Cotou E., Politakis N., Tsekouras N., Paraskeuas V.V., Kotzamanis Y., Christodoulopoulos G. & Pappas A.C., 2025. Urban foraging and plant toxicological risks for Rose-Ringed Parakeets (*Psittacula krameri*) in Athens. *Diversity*, <https://doi.org/10.3390/d17110801>
- Clarke S.R., 2013. Pine Tortoise Scale. USDA Forest Service. *Forest Insect & Disease Leaflet*, 57: 1–8.
- Collar N., Kirwan G.M. & Boesman P.F.D., 2020. Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*), version 1.0. In: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie D.A. & de Juana E., Editors. *Birds of the World*. Cornell Lab of Ornithology, Ithaca, NY, USA. <https://doi.org/10.2173/bow.rorpar.01>

- Di Santo M., Vignoli L., Battisti C. & Bologna M.A., 2013. Feeding activity and space use of a naturalized population of monk parakeet, *Myiopsitta monachus*, in a mediterranean urban area. *Revue d'Écologie (La Terre et La Vie)*, 68: 275-282.
- EPPO, 2024. New additions to the EPPO A1 and A2 Lists. EPPO Reporting Service no. 09, Num. article: 2024/182
- Fraticelli F., 2014. The Rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* in an urban park: demographic trend, interspecific relationships and feeding preferences (Rome, central Italy). *Avocetta*, 38: 23–28.
- Garonna A.P., Scarpato S., Vicinanza F. & Espinosa B., 2015. First report of *Toumeyella parvicornis* (Cockerell) in Europe (Hemiptera: Coccidae). *Zootaxa*, 3949: 142–146.
- Granatosky M.C., Young M.W., Herr V., Chai C., Raidah A., Kairo J.N., Anaekwe A., Havens A., Zou B., Ding B., Chen C., De Leon D., Shah H., Valentin J., Hildreth L., Castro T., Li T., Yeung A., Dickinson E. & Youlatos D., 2022. Positional behavior of introduced Monk Parakeets (*Myiopsitta monachus*) in an urban landscape. *Animals*, <https://doi.org/10.3390/ani12182372>
- Malumphy C., Hamilton M.A., Manco B.N., Green P.W.C., Sanchez M.D., Corcoran M. & Salamanca E., 2012. *Toumeyella parvicornis* (Hemiptera: Coccidae), causing severe decline of *Pinus caribaea* var. *Bahamensis* in the Turks and Caicos Islands. *Florida Entomologist*, 95: 113-119.
- Marcolin F., Alba R., Mammola S., Assandri G., Ilahiane L., Rubolini D., Reino L. & Chamberlain D., 2026. Non-native parrot species expand the trait space of avian communities by filling empty niches in urban areas. *Ibis*, <https://doi.org/10.1111/ibi.70032>
- Mori E., 2022a. Parrocchetto monaco *Myiopsitta monachus*. In: 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), *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae*.
- Mori E., 2022b. Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*. In: 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), *Atlante degli uccelli nidificanti in Italia*. Edizioni Belvedere (Latina), *historia naturae*.
- Petti B., D'Amico G., Alvites C., Parisi F., Bambagioni E., Bruno R., Santopuoli G., Lassere B., Chirici G., Ottaviano M., Marchetti M. & Francini S., 2026. Remote sensing across scales and platforms: monitoring Castelporziano nature reserve forest insect outbreaks. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, <https://doi.org/10.1007/s12210-025-01387-5>
- Shivambu T.C., Shivambu N. & Downs C.T., 2020. Aspects of the feeding ecology of introduced Rose-ringed Parakeets *Psittacula krameri* in the urban landscape mosaic of Durban, KwaZulu-Natal Province, South Africa. *Journal of Ornithology*, <https://doi.org/10.1007/s10336-020-01841-1>

PRIME NIDIFICAZIONI DI CANAPIGLIA *Mareca strepera* IN TOSCANA

DOMENICO VERDUCCI¹, ANTONIO BONUCCELLI² & ALESSIO QUAGLIERINI³

¹ WWF ALTA TOSCANA - boscobottaccio@wwf.it

² antoniobonuccelli@libero.it

³ alequaglie@gmail.com

Abstract - Gadwall, *Mareca strepera* Linnaeus, 1758 a new breeding bird in Tuscany. The authors report the first breeding of the Gadwall *Mareca strepera* Linnaeus, 1758 in Tuscany, observed in 2021, when at least one female with chicks and a total population of three breeding pairs were recorded in Porta lake (MS/LU), a freshwater site. Nesting was also confirmed at the same site in 2022, 2023, 2024, and 2025. Outside this area, breeding also occurred in Massaciuccoli lake (LU/PI), where two or three pairs bred in 2021, 2023, and 2024.

Key words: Gadwall, breeding, Tuscany.

Riassunto - Gli autori segnalano la prima nidificazione della Canapiglia *Mareca strepera* Linnaeus, 1758 in Toscana, osservata nel 2021, quando almeno una femmina con pulcini e una popolazione totale di tre coppie nidificanti sono state registrate nel lago di Porta (MS/LU), un sito di acqua dolce. La nidificazione è stata confermata nello stesso sito anche nel 2022, 2023, 2024 e 2025. Al di fuori di quest'area, la nidificazione è avvenuta anche nel lago di Massaciuccoli (LU/PI), dove due o tre coppie si sono riprodotte nel 2021, 2023 e 2024.

Parole chiave: Canapiglia, nidificazione, Toscana.

La Canapiglia *Mareca strepera* Linnaeus, 1758 in Italia è una specie nidificante, migratrice e svernante. La popolazione nidificante è probabilmente residente. I primi arrivi degli individui migratori avvengono in settembre, mentre la migrazione di ritorno inizia tra la seconda e la terza decade di gennaio. La formazione delle coppie è assai precoce e già in gennaio il 90% degli individui risultano accoppiati. Le deposizioni più precoci avvengono alla fine di aprile e quelle più tardive verso la metà di giugno. Per la nidificazione preferisce zone umide con acqua dolce o salmastra poco profonda, ricche di vegetazione sommersa (Spagnesi & Serra, 2005). La nidificazione della specie non è citata dagli autori del passato e la prima indicazione in tal senso risale a metà degli anni '70 del secolo scorso nelle Valli di Comacchio (Emilia Romagna) (Brichetti *et al.*, 1984). La distribuzione attuale è limitata principalmente alle zone umide settentrionali, con presenze più consistenti nell'arco costiero emiliano-veneto, in pianura Padana, lungo la valle Tiberina e nelle zone umide oristanesi e cagliaritanee. La popolazione italiana nidificante è stimabile in 200 – 300 coppie, delle quali 110 – 180 in Emilia-Romagna, con tendenza all'incremento (Lardelli *et al.*, 2022).

In Toscana è svernante e migratrice regolare, ritenuta presente in periodo estivo in aree idonee alla nidificazione senza prove concrete di una avvenuta riproduzione (Puglisi *et al.*, 2023).

Negli ultimi anni è stata accertata la riproduzione della specie in due zone umide della Toscana nord occidentale: il lago di Porta (MS/LU) e quello di Massaciuccoli (LU/PI).

L'area denominata lago di Porta rappresenta la zona umida planiziale e costiera più settentrionale della Toscana. Il residuo bacino palustre si presenta come una lama d'acqua dolce colonizzata dal fragmiteto; le superfici di acqua libera sono di piccole dimensioni. Il fragmiteto è circondato da lembi di bosco igrofilo e prati umidi a carichi dominanti. L'area ha una superficie di circa 150 ettari, costituita per circa la metà da boschi igrofili, 38 ettari di canneto, 4 di acque libere (chiari) e 3 da corsi d'acqua (Puglisi, 2012; AA. VV., 2020). La Canapiglia al lago di Porta era un tempo considerata migratrice irregolare (Bartelletti & Tomei, 1979; Civita, 2007). Uno studio sull'avifauna dell'area, svolto fra il 2011 e il 2012, non ha consentito di rilevare la presenza della specie (Puglisi, 2012) e anche il più recente Piano di gestione della ZPS non ne riporta la presenza (AA. VV., 2020). I periodici censimenti degli uccelli acquatici svernanti svolti dal 1989 al 2012 non riportano osservazioni (Puglisi, 2012). A decorrere dal 2016 le osservazioni della specie divengono regolari, fino a che il 5 agosto 2021 viene rilevata la riproduzione della specie nel sito: una femmina seguita da 5 giovani. In quell'anno è stata stimata la probabile riproduzione di tre coppie, in quanto nei giorni successivi sono stati osservati fino a 30 individui. La riproduzione è risultata regolare anche negli anni successivi: il 21 giugno 2022 sono stati osservati 11 esemplari, il 13 maggio 2023 documentato un accoppiamento e il 9 agosto osservata una femmina con 2 giovani e il 23 successivo una coppia con giovane, il 26 maggio 2024 6 pulcini (L. Cairo, *com. pers.*) e il 3 luglio successivo 5 giovani e 15 adulti, infine il 26 luglio 2025 una coppia con giovani. Si stima che nella zona umida si riproducano circa 5 coppie. La specie è più numerosa durante la migrazione autunnale, quando è presente con circa 100-150 esemplari, come il 13 e il 20 novembre 2022 e il 5 novembre 2023. Durante lo svernamento vengono censiti in media una decina di esemplari, con un massimo di 37 rilevati il 2 gennaio 2023. La nidificazione della Canapiglia al lago di Porta è la prima documentata in tempi recenti per la Toscana e presenta diverse analogie con quanto avvenuto in Corsica, dove la specie si è riprodotta per la prima volta nel 2018 nello stagno di Gradugine e palude di Canna, uno stagno costiero d'acqua dolce di 9 ettari di acque libere, circondato da un fitto canneto di *Phragmites australis*, per una superficie totale di 137 ettari (Recorbet & Sibley, 2018). Anche uno dei siti di regolare riproduzione della specie in Sardegna è caratterizzato da una vegetazione che comprende in modo predominante estesi fragmiteti a sviluppo medio-alto (Grussu, 2007), così come un altro dei siti riproduttivi noti, il lago di Vico (Vitalini *et al.*, 2003).

La nidificazione è avvenuta anche nel lago di Massaciuccoli, dove nel 1986 (Arcamone & Tellini, 1987) era stata ritenuta possibile la riproduzione. Dal 2018 sono state osservate coppie in periodo riproduttivo nella zona dell'oasi LIPU, dove però non sono mai stati visti giovani (A. Fontanelli, *com. pers.*). Nel 2019 due coppie sono state ripetutamente rilevate in periodo idoneo alla riproduzione nella parte me-

ridionale del lago. L'avvenuta riproduzione in loco è stata accertata il 24 giugno 2021, con l'osservazione di una femmina seguita da 6 giovani appena volanti. Nel 2023 si sono riprodotte almeno due coppie, in quanto il 10 giugno 2023 è stata vista una femmina seguita da 5 giovani e il 28 giugno successivo una con 6 giovani al seguito. Ancora nel 2024 è stata rilevata una coppia con 4 giovani. Si ritiene che nella zona nidifichino 2-3 coppie. L'habitat riproduttivo della Canapiglia è rappresentato da vasche artificiali inondate per tutta la primavera, bordate da *Phragmites australis* e *Typha angustifolia*. Per la costruzione del nido la specie ha utilizzato gli argini ricoperti da fitta vegetazione e i ciuffi isolati di *Phragmites australis*.

Alla luce dei predetti dati, in Toscana la specie va pertanto ritenuta migratrice, svernante e nidificante. La popolazione nidificante è probabilmente residente.

Ringraziamenti. Si ringraziano Andrea Fontanelli e Lorenzo Cairo per le informazioni che ci hanno cortesemente fornito.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV., 2020. Piano di Gestione della Zona di Protezione Speciale lago di Porta (IT5110022). Regione Toscana.
- Arcamone E. & Tellini G., 1987. Cronaca Ornitologica Toscana: 1986. Quaderni del Museo di Storia Naturale di Livorno, 8: 139-154.
- Bartelletti A. & Tomei P. E., 1979. Indagine sulle zone umide della Toscana. V. Il popolamento ornitico del lago di Porta (Lucca, Massa-Carrara). Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B, 86: 433-458.
- Brichetti P., Canova L. & Saino N. 1984. Distribuzione e status degli Anatidae nidificanti in Italia e Corsica. Avocetta, 8: 19-42
- Civita A., 2007. Il Lago di Porta e la sua avifauna. Tesi di laurea in Scienze naturali, Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche, Naturali, Università degli Studi di Pisa, anno accademico 2006-2007
- Grussu M., 2007. Nidificazioni di Canapiglia *Anas strepera* in Sardegna. Aves Ichnusae, 8: 28 – 32.
- 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.
- Puglisi L., 2012. L'avifauna del lago di Porta. Provincia di Massa Carrara, Comune di Montignoso, Fondazione Cassa di Risparmio di Carrara, Legambiente. 93 pp.
- Puglisi L., Arcamone E., Franchini M., Giunchi D., Meschini E., Sacchetti A., Vanni L. & Vezzani A. (a cura di), 2023. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana 2. Distribuzione, abbondanza e conservazione. Edizioni Regione Toscana, 512 pp.
- Recorbet B. & Sibley J. P., 2018. Premier cas avéré d'une reproduction du canard chipeau *Anas strepera* en Corse. First breeding record of the Gadwal *Anas strepera* on Corsica Island. Alauda, 86: 305-307.
- Spagnesi M., Serra L. (a cura di), 2005. Uccelli d'Italia. Quad. Cons. Natura, 22. Min. Ambiente. Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Vitalini F., Sarrocco S., Carpaneto G.M., 2003. Nidificazione e svernamento delle Canapiglia *Anas strepera* nella Riserva Naturale Lago di Vico (Lazio). Avocetta, Numero Speciale, 27: 186.

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.

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 dovranno essere inviati a mezzo posta elettronica all'indirizzo e-mail: referees@sropu.org
Nella e-mail che accompagnerà il lavoro indicare un recapito telefonico.

Il testo degli articoli dovrà essere suddiviso come segue:

- Titolo
- Nome e cognome dell'autore
- Affiliazione e indirizzo dell'autore
- Abstract in lingua inglese
- Keywords
- Riassunto in lingua italiana
- Parole chiave
- Testo diviso nei seguenti capitoli: Introduzione, Area di studio, Metodi, Risultati, Discussione, Ringraziamenti, Bibliografia

L'**Abstract** deve contenere anche il titolo, se l'articolo è in italiano, ed elencare schematicamente l'argomento del lavoro e i risultati, non devono comparire abbreviazioni e simboli specialistici. Lo stesso testo, senza titolo se l'articolo è in italiano, dovrà essere riportato in un **Riassunto** in italiano.

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, in particolare quando trattasi 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.

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 & Sorace, 1992; Bologna *et al.*, 1998) in questo caso devono essere elencate in ordine cronologico. Le citazioni in Bibliografia devono conformarsi ai seguenti esempi:

Rivista: Brunelli M. & Fraticelli F., 2019. Sulla presenza della Cincia alpestre *Poecile montanus* in Appennino centrale. Rivista Italiana di Ornitologia, 89 (2): 41-46. <https://doi.org/10.4081/rio.2019.442> Libro: Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gallidae - Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna. Capitolo di libro o Atti di convegno: Borlenghi F., 2017. The Golden Eagle *Aquila chrysaetos* breeding in the Apennines of the Lazio region (Central Italy): updates on its status. In: Fasce P., Fasce L. & Gustin M. (eds), 2017. Proceedings of First conference on the Golden Eagle *Aquila chrysaetos* population in Italy. Population, Trends and Conservation. Avocetta, 41 (2): 73-75.

Le tabelle e le figure devono essere numerate consecutivamente e inserite su un foglio separato con una chiara ed esauriente legenda e numerate come **Tabella 1**; **Figura 1**. ecc. 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, non racchiusi tra parentesi e vanno riportati solo alla prima citazione nel testo. I nomi comuni di animali vanno scritti maiuscoli.

Per le **Brevi note** il testo non deve essere suddiviso in capitoli.

Il file di testo deve avere in estensione .doc e non contenere alcun comando di formattazione particolare. Illustrazioni, tabelle, grafici creati con programmi quali Photoshop, Excel e Word vanno consegnati su file separati in versione originale, con estensioni rispettivamente .psd, .xls, .doc.

Grafici e immagini devono essere forniti a una risoluzione minima di 300 dpi.

ALULA
RIVISTA DI ORNITOLOGIA
VOLUME 33 (1) - 2026

INDICE

Bulgarini F. - Editoriale	3
Baghino L. - First data on post-breeding night migration of birds over Genoa (NW Italy) using acoustic detection of flight calls.....	7
Brunelli M. - Uccelli nidificanti nel Lazio: aggiornamento 2010-2025	17
Fanesi F. - Il Biancone <i>Circaetus galligus</i> nidificante nelle Marche settentrionali	25
Montemaggiori A. & Petrella S. - La comunità ornitica del Parco Regionale Urbano di Aguzzano (Roma): analisi ecologica, indici di biodiversità e raccomandazioni gestionali	41
Rassati G. - Espansione del Beccamoschino <i>Cisticola juncidis</i> e prime nidificazioni in zona montana del Friuli.....	51
Ricci S. & Lippolis R. - Monitoraggio della popolazione riproduttiva di Nibbio bruno <i>Milvus migrans</i> nella Riserva Naturale di Decima Malafede (Lazio – Italia centrale)	57
Santucci B. & Miglio M. - Il Culbianco <i>Oenanthe oenanthe</i> in una gariga submediterranea dell’Appennino centrale abruzzese.....	71
Trotta M. - Analisi dei cambiamenti della comunità ornitica invernale in un bosco ceduo dell’Umbria sud-occidentale.....	77
 Brevi note	
Bartolomei R., Cerverizzo A., Logiurato A. & Sampogna B. - Prima garzaia plurispecifica per la provincia di Potenza (Basilicata)	92
Cento M., Petrini R. & Vecchio G. - Svernamento di Piviere tortolino <i>Charadrius morinellus</i> in Sardegna (Italia).....	94
Luce G., D’Amicis E., Lorè F. & Marra M. - Aggiornamento sul successo riproduttivo del Gufo reale <i>Bubo bubo</i> nell’Oasi “Gravina di Laterza”	98
Scrititore P. & Battisti C. - A behavioural interaction between a non native Coypu <i>Myocastor coypus</i> and Greater Flamingos <i>Phoenicopterus roseus</i>	103
Scutellà M. & Fraticelli F. - Un caso di entomofagia in Parrocchetto monaco <i>Myiopsitta monachus</i> e Parrocchetto dal collare <i>Psittacula krameri</i>	106
Verducci D., Bonuccelli A. & Quaglierini A. - Prime nidificazioni di Canapiglia <i>Mareca strepera</i> in Toscana.....	110