

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA



Piero Protisi

VOLUME 29 (1-2) - 2022

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

Stampa/Printed by: Youcanprint
Via Marco Biagi 6, 73100 Lecce - www.youcanprint.it info@youcanprint.it

ISSN 1126-8468

ALULA

RIVISTA DI ORNITOLOGIA

VOLUME 29 (1-2) - 2022

Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli

DISTRIBUZIONE E TREND DELLE POPOLAZIONI DI STRILLOZZO *Emberiza calandra* NIDIFICANTI IN ITALIA SETTENTRIONALE NEL PERIODO 1980-2022

PIERANDREA BRICHETTI ⁽¹⁾ & NUNZIO GRATTINI ⁽²⁾

⁽¹⁾ Via Vittorio Veneto 30 - 25029 Verolavecchia (BS) (pierbrichetti@gmail.com)

⁽²⁾ CISNiAr/SOM Stazione Ornitologica Modenese "Il Pettazzurro" Via Montirone 3 - 41037 Mortizzuolo Mirandola (MO) (cristatus@virgilio.it)

Abstract - Distribution and population of Corn Bunting *Emberiza calandra* breeding in Northern Italy over the period 1980-2022. In the years 1980-2022 the breeding range of Corn Bunting *Emberiza calandra* has dramatically declined in Northern Italy, especially in the areas north of the River Po since the 1980s-1990s, confirming a decrease started around the mid-20th century, which resulted in the gradual fragmentation of the breeding range and the abandonment of lowland areas which had become intensively farmed since the 1990s. Currently, the breeding range is concentrated along the Apennine chain in hilly and foothill areas between the provinces of Alessandria (Piedmont) and Rimini (Emilia-Romagna), with small populations localised in the central part of Friuli-Venezia Giulia (Gorizia and Pordenone provinces) and in some hilly and foothill areas of the Veneto (Vicenza e Padova provinces).

The causes of the almost widespread decline in Northern Italy in lowland areas and less noticeably in the areas of hills and foothills, are mainly due to the loss of breeding and over-wintering habitat due to modern-agricultural practices that involve the use of chemicals, mechanization, generalized planting of intensive monocultures (maize in particular), the continuous rotation of crops and the destruction of hedgerows, uncultivated bushy areas and rows of trees.

INTRODUZIONE

Lo Strillozzo *Emberiza calandra* è specie politipica a distribuzione euroturantica-mediterranea (Boano *et al.*, 1990), presente nella Regione Palearctica occidentale con tre sottospecie, di cui *calandra* (Linnaeus, 1758) interessa l'Italia. L'attuale consistenza delle popolazioni europee è definita in decremento e viene stimata in circa 18-31 milioni di coppie (BirdLife International, 2019), concentrate prevalentemente nella Penisola Iberica, in Polonia, Spagna e Turchia, con importanti popolazioni in Bulgaria e Romania. In Europa il declino è iniziato negli anni '30 del secolo scorso nei settori occidentali e successivamente tra la metà degli anni 60' e la fine del decennio successivo si è esteso in quelli centro-settentrionali e nord-orientali. In Gran Bretagna, per esempio, la distribuzione e la consistenza numerica nel periodo 1970-2010 sono diminuite rispettivamente del 54% e 90%, mentre in Olanda e Svizzera la specie è attualmente sull'orlo dell'estinzione; in Germania è diminuita sensibilmente nei settori occidentali, mentre appare ancora ampiamente diffusa in quelli orientali caratterizzati da un'agricoltura meno intensiva (Keller *et al.*, 2020). In Svizzera si è registrata un'ondata di diffusione a livello regionale fino agli anni '70, seguita da un marcato crollo delle popolazioni a partire dagli anni '80 circa, tendenza negativa che è proseguita nei decenni successivi (per es. 400-600 coppie nel periodo 1993-1996 e 80-110

nel periodo 2013-2016) fino a far considerare la specie come minacciata di estinzione (Knaus, 2018). Non sono note indicazioni di un eventuale regresso della popolazione dell'Asia centrale, ma le informazioni sono lacunose (Madge & de Juana, 2017).

Le cause della diminuzione sono imputabili soprattutto alla perdita di habitat per modificazioni delle pratiche agricole (agricoltura intensiva, uso massiccio di pesticidi) e ai cambiamenti climatici (Byers *et al.*, 1995; BirdLife International, 2018; Keller *et al.*, 2020).

La distribuzione potenziale della specie a fine XXI secolo (2070-2099), ricostruita in base ad una simulazione che tiene conto dei cambiamenti climatici in corso, denota un ampliamento dell'areale verso nord, senza sostanziali modificazioni nei restanti settori (Huntley *et al.*, 2007).

In Italia *E. c. calandra* è sedentaria e nidificante sulla Penisola e nelle isole maggiori, comprese alcune isole minori, con vuoti di areale più o meno estesi in corrispondenza di Alpi, Pianura Padana, Liguria, Campania, Puglia e Sicilia. Nelle zone planiziali delle regioni settentrionali l'areale è andato contraendosi sensibilmente a partire dalla metà del XX secolo, determinando la progressiva scomparsa da molti siti storicamente occupati (Brichetti & Fracasso, 2015). Storicamente lo Strillozzo era distribuito in tutte le regioni, con popolazioni più consistenti e diffuse nelle regioni meridionali, in Sicilia e soprattutto in Sardegna.

La popolazione italiana è stata recentemente stimata in 150.000-300.000 maschi territoriali nel periodo 2000-2012 (Brichetti & Fracasso, 2015), ulteriormente ridimensionata a 100.000-200.000 maschi nel decennio successivo (Brichetti & Fracasso, 2022), mentre a fine anni '80 del secolo scorso venivano stimate 200.000-600.000 coppie (Brichetti & Meschini, in Meschini & Frugis, 1993).

I movimenti migratori appaiono concentrati tra settembre-novembre, con picchi tra ottobre-metà novembre, e tra marzo-maggio, con picchi nella seconda metà di aprile e occasionali ritardi fino a metà giugno; le popolazioni delle zone montane più interne compiono erratismi verticali verso quote e latitudini inferiori (Baccetti *et al.*, 1981; Brichetti & Fracasso, 2015).

Nidifica in ambienti aperti ed erbosi di varia natura e composizione, contornati da siepi, cespugli e alberi sparsi, preferibilmente incolti, o coltivati a cereali, ai margini di aree umide, boschetti radi, e in alvei fluviali, in ambiti collinari e pianeggianti ricchi di posatoi dominanti, quali arbusti secchi, linee elettriche e telefoniche. Occasionalmente occupa prati-pascoli cespugliosi, prati stabili e medicaia, bordati da siepi e filari alberati, brughiere, zone calanchive, coltivi aperti intervallati da incolti cespugliosi o fasce di vegetazione naturale, margini di pioppeti golenali di recente impianto; localmente frequente in zone aeroportuali (Brichetti & Fracasso, 2015). Si riproduce a coppie sparse o isolate, normalmente in regime di poligamia. La specie è più diffusa sino a circa 500 metri, appare ancora ben rappresentata sino 1000 metri, con presenze localizzate fino a 1300-1500 metri su Alpi e Appennini e massime quote di 1700 metri sull'Appennino pavese (Pazzuconi, 1968) e di 1600-1800 metri sull'Appennino centro-meridionale (per es. Abruzzo, Calabria) e in Sicilia; osservazioni di cantori isolati

a quote superiori (per es. sulle Alpi Torinesi a 2200 metri) sono del tutto occasionali (Brichetti & Fracasso, 2022).

Nel periodo invernale, la specie frequenta gli stessi tipi di habitat, normalmente sotto gli 800 metri di altitudine, anche se in presenza di abbondanti nevicate o prolungati periodi di gelo, tende a concentrarsi lungo il corso dei maggiori fiumi, attorno ai grandi laghi, nelle zone aeroportuali e nelle zone costiere (Brichetti & Fracasso, 2022).

La maggior parte degli studi sull'ecologia e sulla dinamica delle popolazioni dello Strillozzo sono stati effettuati in Europa centro-settentrionale o nord-occidentale, mentre in Italia le informazioni sono frammentarie e riguardano aree limitate (Brambilla, 2009; Meschini & Bruno, 2009; Gustin & Sorace, 2010).

Per quanto riguarda le categorie di tutela a livello internazionale, la specie è classificata come SPEC2 (BirdLife International, 2017). Nella Lista Rossa italiana è ritenuta specie LC a “Minore Preoccupazione” (Gustin *et al.*, 2019), mentre nel periodo 2000-2020 risulta in “moderato incremento” con un incremento medio annuo dell'0,97% (Gustin *et al.*, 2019; Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2020).

MATERIALI E METODI

Il presente lavoro ha l'obiettivo di definire l'attuale distribuzione e il trend delle popolazioni nidificanti nell'Italia settentrionale, valutandone l'evoluzione nel corso degli ultimi quattro decenni. Per la ricerca bibliografica delle informazioni storiche e recenti, ci siamo avvalsi della Banca Dati Ornitologica, versione 1900-2015 (Brichetti, 2015). Sono stati consultati, oltre ai periodici e gli atti di convegni nazionali ed esteri, gli Atlanti degli uccelli nidificanti, le liste faunistiche e i resoconti ornitologici nazionali e regionali, i piani di gestione faunistica, integrati con informazioni inedite avute da vari collaboratori. In totale sono stati consultati 253 lavori, pubblicati tra la fine del XIX secolo ed il 2022.

RISULTATI

Piemonte-Valle d'Aosta: nel corso degli anni '80 la specie è risultata presente in ambienti erbacei pianeggianti e collinari, comprese anche alcune zone pianiziali, con diffusione concentrata nella porzione sud-orientale del Piemonte (Monferrato, Langhe, Appennino e pianura alessandrina) e in parte nella pianura cuneese-torinese (Mingozzi *et al.*, 1988). In Piemonte sono state stimate 5000-15000 coppie nel periodo 1980-2000, in marcato declino con abbandono di molte aree riproduttive extra-appenniniche nel corso degli anni '90 (Boano & Pulcher, 2003; Aimassi & Reutena, 2007). In Valle d'Aosta sono note sporadiche osservazioni di ♂♂ cantori nel giugno 1979, aprile-maggio 1986 e nelle primavera 1995, ma nessun indizio è stato raccolto nel periodo 1998-2017 (Bocca & Maffei, 1997; Aimassi & Reutena, 2007; Maffei *et al.*, 2018). In Piemonte, il confronto delle unità di rilevamento con dati di probabilità e possibilità tra gli anni '80 del secolo scorso e il periodo 2009-2020, ha evidenziato una diminuzione del 36,6% (Boano, com. pers.). In Piemonte, nel periodo 2014-2020, durante il monitoraggio dell'avifauna nell'ambito del progetto “Farmland Bird Index”

è stata rilevata una variazione media annua del -7% che denota un marcato declino (Toffoli, 2021).

In provincia di Vercelli la nidificazione è attualmente ritenuta solo possibile per l'osservazione di 1-4 ♂♂ cantori in maggio-giugno tra il 2018 e il 2022 presso Livorno Ferraris e in particolare presso Crescentino (Alessandria, Carpegna, Fasano, Soldato, com. pers.).

In provincia del Verbano-Cusio-Ossola osservato per la prima volta nel 1999 nei comuni di Beura-Cardezza, con 1-4 ♂♂ in canto in maggio e giugno presenti tra il 1999-2001 e abbandono dell'area nel 2002-03, con la sola presenza di un ♂ nell'aprile 2004 (Bionda & Bordignon, 2006).

La specie non è stata rilevata nel P.N. della Val Grande e valli limitrofe (Casale *et al.*, 2014).

In provincia di Biella la specie risulta nidificante molto scarsa e irregolare: un ♂ in canto nella Baraggia di Brusnengo il 19 luglio 1981, una coppia con pulli nella baraggia di Masserano il 26 giugno 1986, una coppia nel giugno-luglio 1989 nella baraggia di Salussola, una coppia nel 1996 nel baraggione di Candelo (Bordignon, 1998). Non rinvenuto nidificante in Valsessera (Bordignon, 2007). Nella baraggia di Benna presenti due coppie nidificanti nel 2004 e 5 ♂♂ in canto nel 2011, diminuiti a max. due ♂♂ negli ultimi anni (Battisti & Bordignon, 2014; Bordignon, com. pers.).

In provincia di Novara è specie migratrice, nidificante e svernante irregolare: due ♂♂ in canto nell'estate 1998 (Bordignon, 2004). L'area in cui viene contattata più frequentemente è compresa tra Romentino, Trecate e Cameri, anche se dal 2012 al 2016 sono stati osservati saltuariamente alcuni ♂♂ in canto; (per es. due ♂♂ in canto il 23 giugno 2016 all'aeroporto di Cameri e alla Cascina Zaboina; il due settembre 2014 è stato inoltre osservato un juv. presso l'aeroporto di Cameri, con ogni probabilità nato in loco. La popolazione nidificante è stimata in 1-5 coppie (Casale *et al.*, 2017). Negli ultimi anni non si sono raccolte prove di nidificazione (Bordignon, com. pers.).

In provincia di Torino è specie nidificante, migratrice e svernante (Assandri, 2006), attualmente localizzata nella porzione orientale del territorio, tra il basso Canavese e il Monferrato nei pressi del confine con la provincia di Cuneo.

Nel periodo 1992-1999 in un'area di 40 ha della Vauda canavesana lo Strillozzo è risultato presente in 4 territori nel 1992 ma è scomparso nel 1997 (Cattaneo & Biddau, 2000); nei pressi di Rivoli-Avigliana sono note due osservazioni in periodo riproduttivo relative a un ♂ in canto negli incolti di Cascina Ronco il 29 maggio 2009 e il 29 maggio 2011 (Assandri, 2015). Presente tutto l'anno nell'area dei Ronchi di Montanaro e nidificante, più abbondante nel periodo riproduttivo, con i primi soggetti in canto già in febbraio. Nel sito sono stati censiti, a seconda degli anni, 5-10 ♂♂ cantori che indicano come l'area sia piuttosto vocata per la specie, con una densità indicativa di 2,44-4,88 cantori/km² (Assandri & Marotto, 2013). Nel territorio comunale di Carmagnola negli ultimi 50 anni è stato rilevato tra febbraio e ottobre con massime frequenze tra aprile e giugno; regolare come nidificante fino agli inizi degli anni '80, poi decisamente irregolare e raro (negli ultimi anni talvolta 1-2 ♂♂ cantori forse non

nidificanti), con un piccolo numero di coppie nidificanti annualmente nei comuni di Pralormo e Poirino; il crollo della popolazione ha avuto luogo tra gli anni '70 e gli anni '90, quando gli individui annualmente osservati sono passati da 64 (c. 14500 oss.) nel periodo 1970-1979, a 7 (c. 11900 oss.) nel 1980-1989 e a 2 (c. 26000 oss.) nel 1990-1999; l'incremento a 6 osservazioni per decennio tra il 2000 e il 2019 va messo in relazione al considerevole incremento delle osservazioni passate a quasi 66500 per ciascun periodo (Boano, com. pers.).

In provincia di Asti la distribuzione, in base ai dati di nidificazione probabilità e certa, è attualmente concentrata nell'alto Monferrato nelle zone di confine con le province di Alessandria e Torino, con vuoto di areale nella porzione centrale e presenze molto localizzate nelle Langhe. Tra le presenze più consistenti rilevate nell'ultimo quinquennio: 1-3 ♂♂ in canto nel giugno 2016, 2020, 2022 presso Buttigliera d'Asti (Pino e Piretta, com. pers.); 1-4 ♂♂ in canto nel maggio- giugno 2018, 2019, 2020, 2021 presso Agliano Terme (Cozzo e Venturelli, com. pers.); tre ♂♂ in canto nel maggio 2017 presso Dusino San Michele (Pino, com. pers.) e altrettanti a Valfenera nel maggio 2020 (Pino, com. pers.); 1-5 ♂♂ cantori in giugno nel periodo 2015-2022 presso Casorzo e 3-5 ♂♂ presso Grana nel giugno 2019 e 2022 (Fasano, com. pers.); 3-4 ♂♂ in canto presso Tonco in maggio-giugno 2016, 2020, 2022 (Caprio, com. pers.).

In provincia di Alessandria la specie è ancora ben rappresentata, seppur localizzata quasi esclusivamente a sud del Fiume Tanaro, nel settore centrale collinare e pre-appenninico, come continuità dell'areale lombardo dell'Oltrepò Pavese, e nella parte centro-occidentale tra Langhe e Monferrato, con vuoti di areale nella porzione settentrionale e sull'alto Appennino. Nel periodo 1976-1982 rilevate in un'area collinare a 300 metri tra Carpeneto e Trisobbio frequenze chilometriche di 1-6 ind. (Spanò, 1983); nel Basso Piemonte presso Carpeneto nidificante a inizio anni '70 ma in calo vistoso calo all'inizio del decennio successivo (Spanò, 1984); nidificante in zone a prato nel 2011 in Val Borbera (Carpegna *et al.*, 2018. Tra le presenze più consistenti rilevate nell'ultimo quinquennio: 10-15 ♂♂ in canto nel maggio 2015, 2018 e 2019 a Viguzzolo (Aletti e Tiso, com. pers.); 1-8 ♂♂ in canto a Momperone in maggio dal 2015 al 2022 (Cortemiglia, Nicoli, Nigro, Prada e Tiso, com. pers.); 1-3 ♂♂ in periodo riproduttivo presso Casasco tra 2015 e il 2019 e nel 2022 (Longhi, com. pers.); 3-4 ♂♂ in canto nel maggio dal 2017 al 2022 a Brignano-Frascata (Aletti, Bonvicini, Prada, Sozzi, Tiso, com. pers.); 1-8 ♂♂ in canto in maggio-giugno 2017 al 2022 a Sezzadio; 6 ♂♂ in canto nel giugno 2019 a San Giorgio Monferrato (Marcone, com. pers.); 1-3 ♂♂ in canto nel giugno 2018, luglio 2019, maggio 2020 presso Bosco Marengo; tre ♂♂ in canto nel maggio-giugno 2021, 2022 a Capriata d'Orba (Fasano, com. pers.).

In provincia di Cuneo la popolazione nidificante è concentrata, localmente con buone densità, sui rilievi collinari interni delle Langhe e nel Roero, nel Monregalese e nella porzione orientale della pianura, in una fascia altitudinale compresa tra 200 metri e 800 metri; presenze più significative nell'area pedemontana ma frammentarie e irregolari nel resto della pianura intensamente coltivata; osservazioni più o meno

regolari nella zone aeroportuale di Levaldigi e nell'area risicola tra Sommariva Bosco, Sanfrè e Bra; nelle vallate alpine relativamente comune fino ai primi anni '90 fino a quote di 1460 metri, ma attualmente osservato sporadicamente solo in Valle Stura e Valle Vermenagna a 1650 metri; la popolazione provinciale era stimata in 800-1000 coppie nel 2005 (Caula *et al.*, 2002; Caula & Beraudo, 2014). La specie è ancora regolarmente nidificante con un piccolo numero di coppie nel comune di Ceresole d'Alba nei pressi del confine con la provincia di Torino (Boano, com. pers.). Tra le presenze più consistenti rilevate nell'ultimo quinquennio: 1-4 ♂♂ in canto nel maggio 2017, 2018, 2020, giugno 2021 e maggio 2022 presso Sommariva del Bosco; 1-5 ♂ in canto nel maggio 2017, 2018, 2020, 2022 presso Sanfrè; 1-5 ♂♂ in canto nel giugno 2018, maggio 2019 e giugno 2020 a Cherasco; 1-4 ♂♂ in canto nel giugno a Genola 2017 e un ♂ in canto nel maggio 2021 e 2022 (Fasano, com. pers.); 4 ♂♂ in canto nel giugno a Villar San Costanzo (Inaudi, com. pers.); 1-4 ♂♂ in canto presso Fossano in maggio e giugno nel periodo 2015-2022 (Giraud, Fasano, Inaudi e Pettavino, com. pers.); 1-5 ♂♂ in canto in maggio tra il 2015 e il 2022 presso l'Altopiano del Bainale (Capello, Giraud, Pettavino e Piretta, com. pers.); 1-4 ♂♂ in canto nel maggio-giugno 2017-2022 a Narzole (Fasano, com. pers.).

Lombardia: in Lombardia la distribuzione è ristretta e limitata al settore centro-orientale della pianura, dei primi rilievi alpini e dell'Oltrepò; fortemente discontinua nell'area della bassa pianura occidentale con una popolazione in drammatico declino già dagli anni '60 (Brichetti & Fasola, 1990). Nel periodo 1992-2007 venivano stimate 1500-3000 coppie, forse stabili, con tendenza al decremento nella bassa pianura (Vigorita & Cucè, 2008). Nel periodo 1994-1999 in una vasta area di pianura delle province di Brescia, Cremona e Mantova si sono rilevate solo prove di nidificazione probabile in 12 unità di rilevamento; la mancanza di riproduzioni certe è da interpretare come una probabile carenza di copertura e dalla oggettiva difficoltà nel raccogliere elementi che accertino l'effettiva nidificazione (Brichetti & Gargioni, 2005).

In provincia di Sondrio nessuna nidificazione nota, ma solo presenze irregolari nella Piana di Mezzola, all'interno della Riserva Naturale (Bonvicini e Benazzo, com. pers.).

In provincia di Varese negli anni '60 era definito "quasi comune" come nidificante regolare nelle brughiere e nei coltivi pianeggianti, in particolare a Malpensa e Baraggia di Busto Arsizio (Bianchi *et al.*, 1972); nel periodo 1983-1987 è stato osservato un solo ♂ in canto presso Daverio-Casale Litta lungo il corso del Bevere nel 1987 (Guenzani & Saporetti, 1988). Nel periodo 2003-2005 rilevati dati di nidificazioni probabile di una piccola popolazione nell'angolo sud-ovest della provincia nelle residue brughiere presso Lonate Pozzolo (Gagliardi *et al.*, 2007) e prima nidificazione accertata il 24 maggio 2011 presso Lonate Pozzolo, con osservazioni di individui da aprile a luglio 2011, nel maggio 2012 e in aprile-maggio 2013 (Aletti & Carabella, 2015). Il 17 luglio 2021 confermata la nidificazione, con ripetute osservazioni di adulti con imbeccata a Gerenzano (Aletti, 2021).

Nelle province di Como e Lecco la specie viene osservata irregolarmente in numero limitato. (Bazzi *et al.*, 2021). Sul Monte Cornizzolo non rilevato durante l'indagine nel 2013-2015 dove sono rare anche le segnalazioni storiche, le ultime delle quali risalgono al luglio 1998, compresa una nidificazione accertata nel comune di Cesana Brianza (Lecco) (C.R.O.S., 2015); sul Pian di Spagna era presente come nidificante sino agli anni '80 ma non più rilevato a fine anni '90' (Bordignon & Corti, 2003). In provincia di Lecco presso Merate, un'osservazione di un ♂ in canto durante il periodo di nidificazione il 9 giugno 2009 (C.R.O.S., 2010).

In provincia di Milano è nidificante scarso e irregolare (Prov. di Milano, 1981). Nel Parco delle Groane presente con 1-2 coppie probabilmente nidificanti tra Castellazzo e Senago fino al 2002, successivamente scomparse per distruzione dell'habitat riproduttivo (Biasioli *et al.*, 2009). Osservazioni durante il periodo di nidificazione di ind. in canto dal 24 maggio al 7 giugno 2008 alla Vasca Volano di Agrate Brianza e di ind. in canto l'8 giugno tra Seregno e Carate Brianza (C.R.O.S., 2009): un ind. osservato il 12 giugno 2016 nei pressi di Novate Milanese (Foglini, com. pers.); negli ultimi anni nella parte orientale della provincia è presente un piccolo nucleo di maschi cantori, con presenze isolate e instabili nel resto della provincia (Brambilla, com. pers.).

In provincia di Bergamo nidifica localmente in prati magri e incolti a ridosso del corso del Serio, nel tratto compreso Capannelle e Ghisalba e lungo il Brembo tra Bonate Sopra e Filago, raramente in contesti inseriti in zone a vocazione agricola presso Ciserano, Zanica e Mornico al Serio (Bassi *et al.*, 2015).

In provincia di Brescia stimate 100-300 coppie a inizio anni '90 del secolo scorso (Brichetti 1994), concentrate prevalentemente in zone erbose ed incolte della pianura, spesso ai margini di zone umide, oltre che nelle zone collinari termofile, tra la Franciacorta e il Lago di Garda, con scarsa penetrazione nei fondivalle prealpini fino a circa 1000 metri; densità elevate di 3-4 cp./10 ha venivano rilevate nell'anfiteatro morenico gardesano in formazioni spaziate di caducifoglie termofile inframmezzate da calluneti e concentrazioni di 8 ♂♂ cantori nella zona aeroportuale di Ghedi-Montichiari (Brichetti & Fasola, 1990; Brichetti & Gargioni, 2005). Nella bassa pianura tra Verolavecchia e Quinzano d'Oglio rilevate densità variabili tra 0,5-1,1 territori/10 ha a inizio anni '80 del secolo scorso, diminuite a 0-0,2 territori a inizio anni '90 nelle stesse zone, con progressiva scomparsa nel corso del decennio (Brichetti, *ined.*); nella zona collinare del comune di Paitone censite 0,6 cp./km² nel periodo 1995-1998 ma nessuna nel periodo 2005-2008 (Gobbini, 2011). Nell'entroterra gardesano, individui territoriali osservati a Cavalgese della Riviera e Polpenazze del Garda a fine maggio 2012 e 2013 (Gobbini e Bertini, com. pers.). Due individui territoriali nei dintorni di Brescia nella zona del Parco delle Cave di Buffalora a fine giugno 2017 e 1-2 ind. nella zona delle Cave di Montirone nel maggio 2018 (Chiari, com. pers.). Una nidificazione accertata a Chiari nel 2016, con il rinvenimento di un pullus a inizio luglio ai margini di una vasta zona prativa (Trotti, com. pers.). Singoli individui osservati a Castrezzato a metà maggio 2014 (Capelli, com. pers.), Capriano del Colle a fine maggio 2012 (Casale, com. pers.), Pompiano a inizio giugno 2012, San Gervasio Bresciano a fine

maggio 2018 e Gottolengo a fine aprile 2021 (Gargioni, com. pers.). Una nidificazione probabile a Leno il 20 aprile 2021 con presenza di adulti e giovani (Zucca, com. pers.). Nella zona aereoportuale di Ghedi-Montichiari 1-4 maschi cantori rilevati in singole località ogni anno dal 2013 al 2021 (Chiari, Zucca *et al.*, com. pers.). In una zona intensamente coltivata a Padernello di Borgo S. Giacomo osservazioni tra il 2015 e il 2020 hanno evidenziato la presenza irregolare di due ♂♂ cantori solo nel 2018, senza che siano state raccolte prove di nidificazione (Caffi, com. pers.).

In provincia di Pavia negli ultimi decenni la popolazione ha subito un declino numerico in molte aree, nonostante ciò ha mantenuto l'areale riproduttivo costante nell'ambito collinare e montano, subendo contrazioni nella fascia pianeggiante e quasi scomparsi in pianura (Conca, 2017); nel comune di Voghera negli anni 2008-2009 la specie è stata contattata in 37 unità di rilevamento di 500x500 metri di lato su 284, risultando assente dalle aree intensamente coltivate (Gatti, 2011). Nel Parco Lombardo della Valle del Ticino situato nelle province di Varese, Milano e Pavia nel 2010-2014 sono state individuate poche località di presenza in periodo riproduttivo: 4 ♂♂ in canto a Morimondo il 28 aprile 2012, un ♂ in canto in canto a Mezzanino il 25 aprile 2012 1-2 coppie nell'aeroporto di Malpensa nel 2011, un ♂ in canto a Borgo San Siro nel 2012 e nel 2014 dove risulta estinto negli ultimi anni (Casale, com. pers.); nel periodo 2010-2014 è stata stimata una presenza di 5-10 coppie nidificanti (Casale, 2015).

In provincia di Cremona stimate 50-100 coppie negli anni '90 (Allegri, 2000); nidificante nelle campagne arbustate, con prati, erbai, o culture foraggere, ma in vistoso declino (Mantovani, 2012; Balbo, com. pers.); parziale aumento negli ultimi 3-4 anni con maggiori presenze presso Casalmaggiore, Grumello Cremonese, Gussola, Martignana di Po, Motta Baluffi, Rivarolo del Re, San Daniele Po, Spinadesco, Torricella del Pizzo con una popolazione stimata in 25-30 ♂♂ cantori (Balbo, com. pers.).

In provincia di Mantova è in declino rispetto agli anni '70-80, dove risulta nidificante scarso, nella maggior parte dei casi sulla base dati di possibilità e probabilità; localizzato sui Colli Morenici, negli incolti lungo l'asta del Po, a margine di cave artificiali bordate da incolti e in alcune aree coltivate sul confine modenese con i territori non sempre occupati negli anni o addirittura assente in molte aree intensamente coltivate (Grattini & Longhi, 2010); presenze occasionali e irregolari nell'area delle Valli del Mincio dove negli anni '70 fino al 2008 nidificava con alcune coppie (Brichetti, 1984; Grattini & Bellintani, 2013).

Veneto: distribuito in modo piuttosto discontinuo, con massima diffusione nella fascia collinare e pedemontana fino a quote di circa 1300 metri, risulta invece assente a nord della Val Belluna; in pianura presenta una distribuzione molto limitata, mentre lungo l'arco costiero appare meno raro e localizzato (Mezzavilla *et al.*, 2016).

In provincia di Verona nel periodo 1983-1987 la distribuzione mostrava vuoti nella parte centrale della pianura a sud dell'Adige e sui rilievi montani; la specie era prevalentemente diffusa nella fascia collinare fino a 600 metri, mentre in pianura era localizzata nelle zone coltivate a cereali con presenza di siepi e alberi isolati, anche attorno

a zone umide e corsi d'acqua (De Franceschi, 1991). Attualmente qualche coppia si riproduce ancora nelle Valli Grandi Veronesi, particolarmente in prossimità di argini e terreni compresi tra il Canal Bianco e la Fossa Maestra, nelle località comprese tra Bastion San Michele, Santa Teresa in Valle, Torretta Veneta. In tali aree, costituite da micro appezzamenti con arbusti e alberi capitozzati, fino agli anni 60'-70' risultava apparentemente ancora comune, condividendo i siti riproduttivi con l'Ortolano *Emberiza hortulana* (Pesente, com. pers.).

In provincia di Vicenza la specie è reperibile in tutte le aree collinari (Berici e Lessinia orientale) inclusa la fascia pedemontana sino a 1330 metri (Melette di Gallio, Altopiano di Asiago e Monte Grappa. Sporadicamente presente in pianura in qualche tratto golenale o di argine lungo i principali corsi di acqua (fiume Brenta, fiume Tesina, torrente Astico, torrente Guà). Negli anni '80 risultava presente in buona parte del territorio, ma in realtà appare quasi ovunque poco comune e in preoccupante diminuzione. Scomparsa dalla pianura, dove era ben rappresentata almeno sino alla fine degli anni '60 (Nisoria, 1997); nell'area dei Colli Berici è presente una esigua popolazione che recentemente non ha fatto registrare variazioni significative nella consistenza e diffusione (Cerato & Fracasso, 2014). Lungo il medio corso del fiume Brenta, tra il Ponte di Nove (Vicenza) e il ponte di Carturo (Padova) tre ♂♂ in canto nel 2008 con nidificazioni certe (Bonato & Farronato, 2016).

In provincia di Treviso nel periodo 2003-2006 la popolazione provinciale è stata stimata in 40-60 coppie, distribuite in modo in parte diverso da quanto rilevato negli anni 80', fatto imputabile probabilmente ad una occupazione irregolare degli stessi siti riproduttivi. Presenza accertata in 12 unità di rilevamento rispetto alle 9 occupate nel 1983-1988. Rilevato in zone montane fino a 1200-1300 metri sul Monte Grappa, sul Monte Cesen e Col Visentin; nidificante sulle colline presso San Zenone degli Ezzelini, sui Colli Asolani, nel Quartier del Piave e presso Conegliano, lungo il Piave da Pederobba fino a Maserada sul Piave. Osservazioni sporadiche nelle aree pianiziali, con qualche coppia o ♂♂ cantori rilevati presso Camalò e Soffratta (Mezzavilla & Bettiol, 2007). Nel luglio 2020 sull'Alto Sile e al lago inferiore di Quinto di Treviso, rilevati alcuni individui nelle zone agricole in prossimità del cimitero di Santa Cristina (Nardotto, 2020).

In provincia di Belluno distribuito nelle zone di pianura e collinari, con presenze più a nord in Valbelluna e nell'Alpago, sempre a quote piuttosto modeste inferiori a 500-600 metri (Mezzavilla 1989); attualmente è molto scarso, con presenze variabili di anno in anno nelle località conosciute. Risulta più concentrato a sinistra del Piave e nel feltrino dove sono presenti habitat idonei, ma mancano dati sulla consistenza della popolazione (de Faveri, com. pers.).

In provincia di Padova nel periodo 1992-1994 la specie è stata contattata solamente nella parte occidentale lungo gli argini dei fiumi Adige, Brenta e Tesina e di alcuni canali (Fratta, Frassine e Bacino del Gorzone), facendo registrare un marcato declino rispetto al passato (cfr. Arrigoni degli Oddi, 1929). L'unica zona di campagna occupata è compresa tra Piacenza d'Adige e Casale di Scodosia e Megliadino San Vitale,

dove nel 1995 sono stati contati 5 ♂ cantori. Più favorevole la situazione sui Colli Euganei, dove la specie è più frequente in ambienti aperti e soleggiati (Nisoria, 1997). Nel Parco dei Colli Euganei nel 1999-2001 lo Strillozzo è risultato presente in gran parte del territorio, compresa la pianura marginale (Mezzavilla, 2001). Nel periodo 2006-2010 la specie è risultata presente in prevalenza sui Colli Euganei e zone limitrofe, nei prati aridi dell'alta collina ("vegri"), nei vigneti tradizionali, frutteti, incolti vari etc., ma anche lungo gli argini dei molti canali presenti (Battaglia, Bisatto, Frassine, Scolo di Lozzo, etc.). Lo Strillozzo è stato rilevato con minor frequenza a sud-ovest, nelle campagne circostanti i fiumi Adige e Fratta, mentre è decisamente scarso nel Cittadellese. Presente, forse da poco, anche in alcune aree lagunari-vallive (Civè, Ghebo Storto) (Basso & Piva, 2019). Le osservazioni effettuate lungo il medio corso del Brenta (province di Vicenza e Padova) sono riportate in provincia di Vicenza.

In provincia di Venezia nel periodo 1996-1998 la specie è risultata presente solo in alcuni ambienti costieri della porzione più orientale da Caorle alla Foce del Tagliamento (Bon *et al.*, 2000). Nel periodo precedente (1985-1989) erano state censite 2-3 coppie nidificanti nel comune di Marcon (Stival, 1990). 2-3 ♂ cantori sono stati osservati nel maggio-giugno 2005 in località la Grisa presso Chioggia (Bon *et al.*, 2005); nel periodo 2008-2012 è stato registrato un solo caso di nidificazione certa nei pressi di Favaro Veneto con l'osservazione di un juv. involato, mentre è risultata diffusa in diverse unità di rilevamento, soprattutto nei dintorni della Laguna di Caorle, nella zona perilagunare della Laguna di Venezia e in alcune aree di campagna aperta nella porzione meridionale della provincia; rispetto alla situazione precedente è stata rilevata una distribuzione più ampia, occupando quasi il 20% delle unità di rilevamento, con un aumento del 170% delle unità occupate (Bon *et al.*, 2014).

In provincia di Rovigo nel periodo 1998-2002 è risultata ben distribuita anche se in modo disomogeneo, con presenze concentrate lungo i principali corsi d'acqua, a nord lungo il tratto centro-occidentale dell'Adige, al centro in alcune porzioni del Canal Bianco e a sud ed est lungo il corso principale dei rami deltizi del Po (Fracasso *et al.*, 2003). Attualmente la nidificazione è limitata all'area orientale del Delta in aree prative degli argini dei corsi d'acqua (rami del Po, sistemi lagunari costieri, canali di bonifica); rispetto ai risultati dell'Atlante provinciale dei nidificanti (1998-2002), la specie pare avere subito sia una contrazione dell'areale sia del numero dei ♂ cantori, la cui consistenza annuale non dovrebbe superare alcune decine di coppie (Verza, com. pers.).

Trentino-Alto Adige: in provincia di Bolzano la specie non è risultata nidificante nel periodo 1987-2015 (Niederfriniger *et al.*, 1996; Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz-Südtirol, 2018); negli ultimi anni sono stati osservati individui soltanto durante il periodo di migrazione (Niederfriniger, com. pers.).

In provincia di Trento sono note osservazioni di singoli ♂ cantori in poche località di fondovalle, collinari montane, senza nessuna prova di nidificazione (Pedrini *et al.*, 2005). Attualmente le presenze dello Strillozzo sono diminuite, con osservazione

di uno forse due ♂♂ maschi cantori (probabile coppia territoriale) ai confini trentini con la Lessinia. Attualmente la presenza nelle località storiche note non è stata confermata e il progressivo declino è imputabile verosimilmente ai cambiamenti ambientali in atto, soprattutto alla progressiva trasformazione delle aree prative in vigneto (Pedrini, com. pers.).

Friuli-Venezia Giulia: la distribuzione rilevata nel periodo 2008-2013 per l'Atlante regionale evidenzia l'assenza dai settori montani, a parte piccoli nuclei isolati nell'alta Valle del Tagliamento, e una concentrazione di coppie o ♂♂ territoriali nella fascia centrale, tra le province di Gorizia e Pordenone (soprattutto in corrispondenza con le zone aperte e aride dei magredi dei fiumi Cellina e Meduna), e nell'estrema parte meridionale della provincia di Trieste; la popolazione viene stimata in 3000-5000 coppie nel 2013 (Guzzon *et al.*, 2020). Nel periodo 2000-2020 risulta "stabile" con una variazione media annua di $-0,56 \pm 1,74$ (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2021).

In provincia di Gorizia ancora abbastanza diffuso, poco comune nelle aree a landa carsica aperte e pascolate. Localmente presente nella parte settentrionale, dove sul Collio si riproduce sino a 300 metri. La popolazione nella prima metà degli anni '90 è stata stimata in 60-100 coppie (Parodi, 1999).

In provincia di Pordenone nel periodo 1981-1986, parzialmente sedentario e nidificante in tutti gli ambienti adatti di pianura, collina e della fascia pedemontana sino a 800 metri, con presenze localizzate anche in alcune aree del Tramontino e alcune segnalazioni nella zona di Barcis (Parodi, 1987, 2004).

In provincia di Udine risulta in diminuzione in diverse zone di pianura, con 40-50 coppie ancora presenti nel territorio comunale (Parodi, 2008) e ripetute osservazioni di cantori tra il 2007 e il 2012 nella zona della R.N. Foci dello Stella (Guzzon, 2003; Parodi & Castellani, 2011).

In provincia di Trieste un'indagine effettuata nel 2010-2013 nella ZPS "Aree carsiche della Venezia Giulia" ha evidenziato che la maggioranza delle osservazioni è avvenuta in due aree ben definite, una nella parte goriziana che comprende le alture di Polazzo e zone limitrofe e una nella parte meridionale dell'area tra Pese e Grozzana lungo il confine con la Slovenia; nella parte triestina la specie sembra essere scomparsa dalla maggior parte delle residue zone di landa, ambienti una volta prediletti e attualmente in fase di imboschimento naturale (Campedelli *et al.*, 2017).

Emilia Romagna: la popolazione regionale era stimata in 8000-15000 coppie nel periodo 1994-1997 e in 7.000-14.000 coppie nel 2001-2003, con tendenza alla diminuzione (Marchesi & Tinarelli, 2007). Nel periodo 2000-2020 risulta in "moderato declino" con una diminuzione media annua del $-2,82\%$ (Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2021).

In provincia di Piacenza nel periodo 1995-2000 risultava diffuso in gran parte del territorio, dalla pianura fino all'alta collina, con evidente diminuzione rispetto al passato e presenze localizzate nelle campagne coltivate (Ambrogio *et al.*, 2001); due ♂♂

cantori osservati il 10 maggio 2011 presso Castelvetro Piacentino (Longhi, com. pers.). Nel periodo 2000-2020 la situazione risulta abbastanza stabile per quanto riguarda la fascia collinare, ove la specie è ancora relativamente diffusa negli ecomosaici collinari (per es. nidificazione certa attorno al monte Pietra Parcellara, sopra Bobbio verso passo Penice, sulle colline attorno Chiulano e Ponte dell'Olio); in pianura la situazione è decisamente peggiorata e la specie è essenzialmente limitata alle fasce golenali del Po (per es. a Calendasco) e dei principali corsi d'acqua appenninici (per es. Trebbia, Gosolengo e Nure presso S. Damiano). Attualmente anche la distribuzione lungo la goletta del Po sembra essere diventata particolarmente discontinua (Ambrogio, com. pers.).

In provincia di Parma negli anni '80 le massime densità venivano rilevate nelle zone di alta pianura e nella fascia collinare con 2,4 coppie/10 ha tra Maitico e Torre del Boriano e due coppie/10 ha in una cava rinaturalizzata lungo il fiume Enza, con tendenza alla stabilità fino a inizio anni '90 ma con presenze successive sempre più localizzate e instabili in pianura (Ravasini, 1995), dove la specie era diffusa sino alla metà degli anni '60 (Tornielli, 1965). Nel Parco del Taro censite annualmente 8-9 coppie nel periodo 1984-1993; nell'Oasi LIPU Torrile tre coppie annualmente presenti tra metà anni '80 e metà anni 2000, diminuite a due nel 2006 dopo l'inverno 2005 (Ravasini 1994, 2007). Tra il 2015 e il 2020 la situazione in pianura e collina è sovrapponibile a quella degli anni '90, mentre si nota una riduzione importante in montagna, che è attribuibile all'aumento delle superfici boscate a scapito dei pascoli d'altura (Roscelli, com. pers.).

In provincia di Reggio Emilia è nidificante regolare ma in diminuzione rispetto agli ultimi 20 anni. Presente in certe aree vocate di pianura, come nelle Valli di Novellara, Cà de Frati, dove nella primavera del 2008 furono rilevati 15 ♂♂ cantori, diminuiti a 8 ♂♂ nel 2010 e successivamente non più contattati (Bagni e Grattini, oss. pers.); nidificante irregolare nell'Oasi Celestina presso Campagnola Emilia; presente nei prati stabili da Campegine a Santa Vittoria di Gualtieri, Guastalla, Campagnola Emilia, Castelnovo di Sotto, Correggio; presente nei Comuni del Ventasso sull'Appennino reggiano, nella fascia collinare e dell'alta pianura dove i siti spesso sono occupati in modo irregolare (Bagni, com. pers.).

La distribuzione dello Strillozzo sull'Appennino Tosco-Emiliano è piuttosto frammentata, limitata per lo più alle aree a pascolo e prati da sfalcio più estesi e continui; l'area in cui si è registrata la maggiore densità coincide con i pascoli del versante meridionale del Monte Ventasso (Reggio Emilia), dove raggiunge le quote più elevate, oltre i 1200 metri (Campdelli *et al.*, 2019).

In provincia di Modena negli anni '80 era diffusa a partire dai 100 metri, con massime densità rilevate nella fascia collinare e sparizione quasi totale nella pianura occupata nei decenni precedenti (Giannella & Rabacchi, 1992). Negli anni '80 in pianura erano presenti due coppie nella parte più estrema della provincia ai confini con il bolognese (Località, Palata - Finale Emilia) nei pressi del fiume Panaro e una coppia presso Fossa (Concordia sulla Secchia) lungo i resti di una siepe (Giannella, com. pers.); da inizio anni '90 sino al 2017, in un'area coltivata presso Concordia sulla Secchia (Val

di Sole) rilevati tre ♂♂ cantori passati a due nel 2018, e 1-2 dal 2019 al 2022; 2-4 ♂♂ cantori nei pressi di Camposanto-San Felice sul Panaro-Finale Emilia nel maggio-giugno 2016-2022; 2-3 ♂♂ cantori nel mirandolese nel periodo 2013-2022 dove attualmente la specie è diventata più comune dopo la messa a riposo di alcuni terreni, molti dei quali trasformati in aree umide o in prati radura; 1-2 ♂♂ cantori presenti regolarmente negli ultimi 10 anni nelle valli carpigiane (Grattini e Tosatti, oss. pers.). La specie in inverno tende a concentrarsi in alcuni ritiri a prato radura dove forma gruppi superiori a 100 individui (Giannella, com. pers.). Maschi cantori sono stati rilevati nei mesi di maggio e giugno dal 2015 al 2022 sull'Appennino modenese presso Fanano, Frassinoro, Guiglia, Sestola, Serramazzoni, Zocca, e sulle colline presso, Castelvetro, Maranello, Marano sul Panaro, Pavullo, Sassuolo (Dal Zotto, Lipparini, Tosatti, com. pers.).

In provincia di Bologna nel periodo 1995-1999 sono state stimate 2500-4000 coppie distribuite nel 55% delle unità di rilevamento; la distribuzione rilevata appare continua su gran parte della fascia collinare e submontana, con insediamenti fino a 1000 metri a Pian di Balestra e Monte Belvedere, mentre mostra lacune anche di una certa ampiezza a livello del settore occidentale della pianura e delle zone più densamente boscate dell'Appennino (Tinarelli *et al.*, 2002). Attualmente risulta in calo nelle aree intensamente coltivate della pianura bolognese (Farioli, com. pers.); ancora discretamente distribuito nella parte bassa occidentale ma in evidente calo (Ravagnani, com. pers.). Attualmente lo Strillozzo è ben distribuito, in modo più frammentario in pianura legato alle zone agricole più diversificate verso la parte nord-orientale della provincia, ma con densità più elevate nella fascia collinare e pedemontana fino a quote massime di 800-900 metri. Comune nella zona dei calanchi, in particolare nella parte orientale, scarso e localizzato lungo la valle del Reno, anche per mancanza di habitat idoneo. Densità elevata verso Ovest sull'altopiano di Tolè, in zone agricole con medicaie attorno a 500 metri. Assente in tutta l'area metropolitana bolognese e suburbana, con primi ♂♂ cantori presenti qualche chilometro a Nord o a Sud sui primi calanchi. In inverno sono presenti gruppi consistenti sulle prime pendici collinari fino a 100-150 metri, dove spesso svernano in incolti all'interno di Aziende Faunistiche Venatorie, evidenziando fedeltà al sito; nella bassa pianura sono osservabili gruppetti invernali in risaie, in zone utilizzate per nidificare (Fiorini, com. pers.).

In provincia di Ferrara nel 2003 nell'area del Mezzano sono state stimate 40-80 coppie, con prime nidificazioni rilevate a inizio anni '80, probabilmente già avvenute subito dopo il prosciugamento dell'area (Tinarelli, 2004), ma risultando in evidente calo negli ultimi anni come nelle aree intensamente coltivate (Farioli, com. pers.). Negli ultimi anni (2015) sono presenti irregolarmente piccoli nuclei o singoli ♂♂ cantori nell'area di Anita, Argenta, Berra, Bondeno, Cento, Comacchio, Ostellato, Massa Fiscaglia, Mesola, Portomaggiore, Valle Pega, Valle Zevelea, Vigarano Mainarda (Berlusconi, Farioli, Mantovani, Morganti, Perdisa, com. pers.; Grattini, oss. pers.).

Nell'Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco del Delta del Po Emilia-Romagna (2004-2006) lo Strillozzo è stato rilevato come abbondante presso Val Campotto e

Valle Santa, nelle aree a sud di Ravenna, nelle zone a sud della Foce del Reno e nelle campagne ravennate presso Punta Alberete e Valle Mandriole, mentre è risultata rara dai Lidi ferraresi verso nord; rare coppie sono state rilevate nei pressi di Comacchio e attorno all'area archeologica di Spina, con una sola presenza nel settore meridionale di Valle Bertuzzi (Costa *et al.*, 2009). Negli ultimi anni appare però in evidente calo nell'intera area deltizia (Menotti Passarella, com. pers.).

Nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna è stato rilevato un decremento del 39% tra il 1995-1997 e il 2004-2007, con indice di abbondanza passato da 0,7 coppie a 0,4 coppie/km (Ceccarelli & Gellini, 2011); nelle stesse province sono state rilevate frequenze di max. 1,3-2,7 coppie/km nelle varie fasce altitudinali e tipologie ambientali (Gellini & Ceccarelli, 2000). In un'area di pianura presso Massa Lombarda, in 15 punti di rilevamento ripetuti dal 2004 al 2021, la specie ha evidenziato un progressivo declino, essendo stata rilevata tutti gli anni nel primo e secondo triennio (2004-2006/2011-2013), nel 66% degli anni nel triennio (2016-2018) e nel 33% degli anni nel triennio 2019-2021 (Gellini, com. pers./Dati MITO2000). In calo nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, dove la situazione sembra più negativa nel settore forlivese, in linea con il decremento generalizzato riscontrato in tutto il resto della zona appenninica provinciale e pari al 37% nel decennio tra il 1995-1997 e il 2004-2006 (Ceccarelli & Gellini, 2008), con un decremento continuato in modo moderato negli anni successivi (Tellini *et al.*, 2017).

In provincia di Rimini nel periodo 2004-2006 la specie è stata rinvenuta in 40 delle 76 unità di rilevamento indagate, con una frequenza di occupazione del 61,8%; le maggiori densità si sono rilevate nelle zone collinari e lungo i corsi fluviali come il Marecchia e il Conca e l'alto corso dei bacini secondari del Tavollo e Ventena. La specie occupa la fascia collinare al di sopra dei 150 metri con una frequenza spaziale del 100%. Per la prima collina (50-150 metri) la frequenza di occupazione si abbassa al 70%, mentre nelle aree pianeggianti (0-50 metri) scende al 30% (Casini & Gellini, 2008). Negli ultimi anni la specie risulta abbastanza diffusa e comune come nidificante e svernante nella provincia di Pesaro-Urbino e Rimini al di sopra dei 100 metri, con un significativo aumento rispetto agli scarsi dati noti negli anni passati (Talamelli, com. pers.).

Liguria: i risultati dell'Atlante regionale relativo al periodo 1981-1986 (AA.VV.) evidenziavano un'ampia diffusione, per lo più suffragata da indizi di nidificazione probabile (80% ♂ cantori). Attualmente, a seconda delle zone, si è molto rarefatto come nidificante, soprattutto in corrispondenza delle zone aperte dell'entroterra, dove più marcato è stato il fenomeno dello spopolamento, che ha determinato una progressiva perdita di habitat dovuta al ritorno naturale del bosco e alla graduale scomparsa dei prati-pascoli per il dinamismo e la successione degli stadi vegetali (Baghino, com. pers.).

In provincia di Genova nell'Atlante cittadino sono segnalate presenze limitate a poche unità, con massimo di 5 ind. per unità di rilevamento nel 1997 e 1998 e due ind.

nel 1999-2000; un ind. osservato nel parco del Peralto a Genova e un ind. il 9 maggio 1987 nei pressi di forte Begato (Maranini, 1989), inoltre singoli individui tra fine aprile e inizio luglio 1995 (Maranini & Galuppo, 1997a); nel 2000-2001 nidificazione confermata nella zona aeroportuale (Borgo *et al.*, 2005). Nel giugno 2012 nidificazione riconfermata nel 2019 in Val Graveglia; nel 2009 presente nel Parco dell'Aveto dove nel 2019-2020 non è più stato ricontattato (Baghino, 2016; Baghino, com. pers.); nel giugno 2019 due ♂♂ in canto sul rilievo Punta Martin a circa 1000 metri nel Parco del Beigua (Granai, Dimichele, Liguriabirding.net.); nel luglio 2010 e 2013 un ♂ in canto presso Ne (Bonifacino, com. pers.).

In provincia di Imperia risulta specie rara e localizzata: due ♂♂ in canto nel maggio 2014 presso Vasia e un ♂ in canto nel giugno 2018 presso Aurigo sui 1000 metri (Bonifacino, com. pers.); un ♂ in canto nel giugno 2012 presso Valle di Cervo (Faralli e Valfiorito, Liguriabirding.net.).

In provincia di Savona 2-3 ♂♂ in canto nel maggio 2011 in area pianeggiante presso Villanova d'Albenga (Bonifacino, com. pers.).

In provincia di La Spezia due ♂♂ in canto sul Passo Cento Croci nel giugno 2012 e 2014 (Ruggieri, Liguriabirding.net.); singoli cantori nel giugno 2020 presso Casoni nel comune di Rocchetta Vara (Bonifacino e Pessano, Liguriabirding.net.), nel giugno 2020 presso Zignago, e tre ♂♂ cantori nel giugno 2020 presso Varese Ligure (Bonifacino, com. pers.).

DISCUSSIONE

L'attuale distribuzione appare concentrata nei settori centrali e orientali del Nord Italia (Fig. 1), in particolare con evidente continuità sulla catena appenninica (zone collinari e pre-appenniniche in particolare) tra le province di Alessandria e Rimini, con presenze ancora discrete in Friuli-Venezia Giulia (soprattutto nella parte centrale tra le province di Gorizia e Pordenone) e in alcuni settori collinari e pedemontani del Veneto (per es. nelle province di Vicenza e Padova). Nelle regioni occidentali (Piemonte, Liguria) la distribuzione appare alquanto frammentata, come in gran parte della Pianura Padana, che risulta l'area che ha subito il declino più importante, soprattutto a nord del corso del Po, con locali estinzioni, nidificazioni irregolari o semplice presenza di maschi in canto non accoppiati. In Piemonte, i nuclei residui appaiono concentrati nelle aree collinari e pedemontane, come in provincia di Alessandria, Asti e Cuneo, mentre in Lombardia le presenze sono localizzate nella zona delle brughiere (provincia di Varese), nelle aree prealpine, ai margini di zone umide, in aree aeroportuali e lungo il corso dei maggiori fiumi, Po in particolare (province di Brescia e Mantova) mentre in provincia di Cremona negli ultimi anni si assiste ad un recupero degli effettivi in zone di pianura a ridosso del Po. In Veneto la distribuzione coincide localmente con zone pedemontane e aree collinari interne (per es. Colli Berici e Colli Euganei), mentre in pianura piccoli nuclei si rinvergono ai margini di zone umide (per es. Grandi Valli Veronesi), lungo alcuni corsi d'acqua e attorno ai complessi lagunari nelle province di Venezia e Padova.

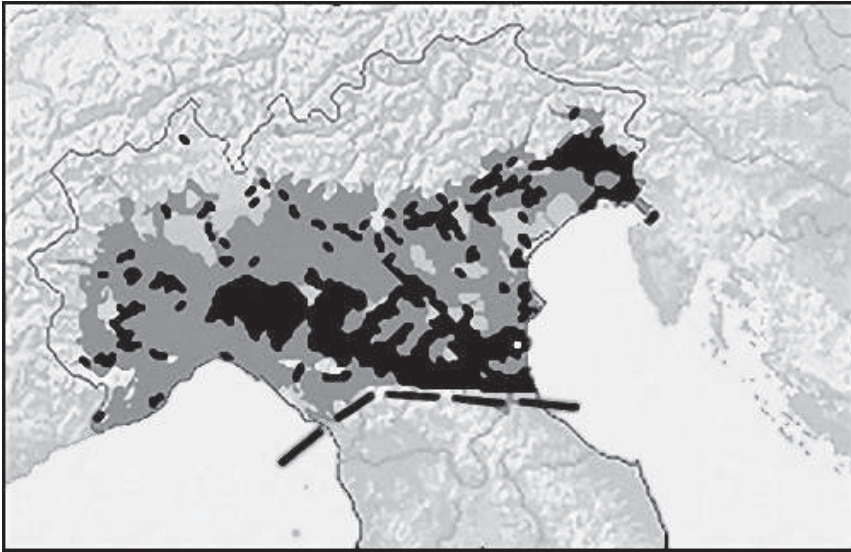


Figura 1. Areali di nidificazione nel periodo 1980-1999 (in grigio e nero) e nel periodo 2000-2022 (in nero) ricostruito sulla base di dati certi e probabili. Si tenga conto che, in entrambi i casi, nell’ambito delle aree con copertura più ampia continua la reale distribuzione è più frammentata in quanto la nidificazione ha luogo solo nelle località adatte.

Il declino ha avuto inizio verso la metà del XX secolo, e si è intensificato negli anni '70-'80 del secolo scorso, inizialmente nelle zone di pianura intensamente coltivate a monoculture (mais in particolare), per poi coinvolgere da fine anni '90 anche zone collinari e montane a causa della perdita di habitat dovuta alla progressiva scomparsa dei prati-pascoli. Il trend negativo si è progressivamente rafforzato, determinando l'abbandono di ampi settori di pianura e un crollo delle densità anche in alcune zone collinari, negli anfiteatri morenici lacustri e nelle vallate prealpine, mentre sulla catena appenninica le popolazioni sono rimaste apparentemente stabili nelle aree ottimali di bassa e media quota, mentre nei settori più elevati (per es. in provincia di Parma) il declino ha riguardato principalmente le aree dove l'aumento delle superfici boscate ha determinato la graduale scomparsa dei pascoli d'alta quota. In Trentino, l'abbandono dei siti storici è dovuto principalmente alla perdita di habitat determinata dalla progressiva trasformazione delle aree prative in vigneto. Nel comprensorio del Delta del Po e zone limitrofe, il declino è iniziato in modo più evidente nei primi anni '2000. Nelle zone carsiche del Friuli-Venezia Giulia l'abbandono di alcuni siti, come in provincia di Trieste, è andato di pari passo con la scomparsa della landa in fase di imboschimento naturale. Nelle zone pianeggianti i nuclei residui sono localizzati nelle maggiori valli fluviali e nelle aree agricole più diversificate, con locali sintomi di recupero conseguenti alla messa a riposo di terreni, in gran parte trasformati in aree umide o in prati radura, come per es. in provincia di Modena. In alcuni settori appenninici, tra

Lombardia occidentale ed Emilia-Romagna, la situazione appare meno sfavorevole e nelle aree ottimali dei settori estremi meridionali confinanti con le Marche (province di Rimini e Pesaro-Urbino) la tendenza recente appare alla stabilità o all'incremento.

In Italia lo stato di conservazione risulta inadeguato, a causa di una contrazione di areale e di popolazione particolarmente nel Nord Italia e del degrado e della riduzione del suo habitat ottimale (Gustin *et al.*, 2019). Le cause che hanno determinato la tendenza al declino quasi generalizzato nelle zone di pianura del Nord Italia vanno ricercate principalmente nella perdita di habitat di riproduzione e svernamento dovuto alle moderne pratiche agricole che prevedono l'uso di prodotti chimici, la meccanizzazione, l'impianto generalizzato di monoculture intensive (mais in particolare) la continua rotazione delle colture, la distruzione di sistemi di siepi, incolti cespugliosi e filari alberati. In alcune aree collinari e pedemontane la trasformazione degli habitat è dovuta soprattutto all'impianto intensivo di vigneti, mentre nelle zone montane appenniniche l'abbandono delle pratiche agro-silvo-pastorali ha determinato la scomparsa di prati-pascoli conseguente al progressivo imboschimento naturale.

Lo Strillozzo è considerato un valido indicatore del valore di conservazione degli habitat delle aree agricole, per cui il mantenimento dei paesaggi rurali tradizionali della regione mediterranea dovrebbe essere incoraggiato e promosso da politiche favorevoli ad un'agricoltura a bassa intensità che crea e mantiene paesaggi aperti e semi-aperti, in grado di sostenere un elevato grado di biodiversità e adatti alla riproduzione di un gran numero di specie di uccelli di elevato valore conservazionistico (Tucker & Evans, 1997; Brickle *et al.*, 2000). Alcuni interventi potrebbero riguardare sia la falciatura ritardata dei prati utilizzati per nidificare, che determinerebbe un successo riproduttivo più elevato (Perkins *et al.*, 2013) sia la creazione di habitat di alimentazione durante la stagione invernale, come stoppie ricche di semi di cereali, la cui ridotta disponibilità causerebbe una bassa sopravvivenza invernale (Donald *et al.*, 1994; Donald & Evans; 1994, 1995; Perkins, 2008). Al contrario, un utilizzo crescente dei terreni coltivati a cereali seminati in inverno determina un aumento delle perdite di nidi, come conseguenza del taglio precoce dei raccolti e della conseguente aratura dei campi di stoppie (Donald & Forrest, 1995; Hagemeijer & Blair, 1997; Madge & de Juana, 2017).

Ringraziamenti - Per le informazioni ricevute ringraziamo Gianfranco Alessandria, Roberto Aletti, Simone Balbo, Luca Baghino, Luca Bagni, Andrea Ambrogio, Massimo Benazzo, Alessandro Berlusconi, Paolo Bertini, Marco Bonifacino, Piero Bonvicini, Lucio Bordignon, Mattia Brambilla, Mario Caffi, Mara Calvini, Daniele Capello, Stefania Cappelli, Franco Carpegna, Enrico Caprio, Fabio Casale, Pier Paolo Ceccarelli, Carlo Chiari, Marco Cortemiglia, Mario Cozzo, Matteo Dal Zotto, Adriano de Faveri, Alessio Farioli, Sergio Fasano, Claudio Fiorini, Claudio Foglini, Arturo Gargioni, Stefano Gellini, Carlo Giannella, Luca Giraudo, Silvio Giraudo, Marco Gobbini, Simona Inaudi, Lino Lipparini, Daniele Longhi, Massimo Marcone, Michelangelo Morganti, Menotti Passarella, Andrea Nicoli, Oskar Niederfringer, Luca Nigro, Federico Novelli, Paolo Pedrini, Guido Perdisa, Marco Pesente, Massimo Pettavino, Federico Pino, Lorenza Piretta, Lorenzo Prada, Andrea Ravagnani, Franco Roscelli, Giovanni Soldato, Marco Sozzi, Pier Luigi Taiariol, Adriano Talamelli, Eugenio Tiso, Lorenzo Tosatti, Paolo Trotti, Gaetano Venturelli, Emiliano Verza, Paolo Zucca. Per la traduzione dell'Abstract ringraziamo Alison Parnell.

BIBLIOGRAFIA

- AA. VV., 1989. Atlante degli uccelli nidificanti in Liguria. Regione Liguria.
- Aletti R., 2022. Resoconto Ornitologico provincia di Varese anno V - Osservazioni ornitologiche di particolare interesse effettuate in Provincia di Varese nell'anno 2021. Gruppo Insubrico di Ornitologia, Clivio (VA).
- Aimassi G. & Reteuna D., (eds), 2007. Uccelli nidificanti in Piemonte e Valle d'Aosta. Aggiornamento della distribuzione di 120 specie. Memorie Associazione Naturalistica Piemontese, 7: 100-101.
- Aletti R. & Carabella M. (a cura di), 2015. Check-list degli Uccelli della provincia di Varese. Lista completa commentata e illustrata. Quaderni del Gruppo Insubrico di Ornitologia, 2/2015.
- Allegri M., 2000. Prospetto degli uccelli nidificanti nella provincia di Cremona. Pianura, 12 117-140.
- Ambrogio A., Figoli G. & Ziotti L., 2001. Atlante degli uccelli nidificanti nel Piacentino. LIPU Sezione Piacenza.
- Altewischer A., Buschewski U., Ehrke C., Fröhlich J., Gärtner A., Giese P., Günter F., Heitmann N., Hestermann M., Hoffmann H., Kleinschmidt F., Kniepkamp B., Linke W., Mayland-Quellhorst T., Pape, J., Peterson T., Schendel V., Schwieger S., Wadenstorfer A. & Fischer K., 2015. Habitat Preferences of Male Corn Buntings *Emberiza calandra* in North-Eastern Germany. Acta Ornithologica, 50 (1), 1-10.
- Arbeitsgemeinschaft für Vogelkunde und Vogelschutz-Südtirol (ed.), 2018. Atlas der Brutvögel Südtirols 2010-2015. Union, Merano.
- Arrigoni degli Oddi E., 1929. Ornitologia Italiana. Hoepli, Milano.
- Assandri G., Ellena I., Marotto P. & Soldato G., 2006. Check-list degli Uccelli della Provincia di Torino aggiornata al dicembre 2006. Riv. Piem. St. Nat., 29, 2008: 323-354.
- Assandri G. & Marotto P., 2013. L'avifauna della cava dei Ronchi di Montanaro (TO) e il suo interesse conservazionistico. Riv. Piem. St. Nat., 34:267-236.
- Assandri G., 2015. L'Avifauna dell'Anfiteatro Morenico di Rivoli-Avigliana. Tichodroma, N. 1, 2015.
- Baccetti N., Frugis S., Mongini E. & Spina F., 1981. Rassegna aggiornata sull'avifauna dell'Isola di Montecristo (Studi sulla Riserva Naturale dell'Isola di Montecristo. XXIX). Riv. ital. Orn. 51: 191-240.
- Baghino L., 2016. Caratteri dell'avifauna nidificante in otto siti a prateria ed arbusteto del Parco Naturale dell'Aveto (GE). Boll. Mus. Ist. Biol. Univ. Genova, 78: 39-61.
- Bassi E., Cairo E., Facoetti R. & Rota R. (a cura di), 2015. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Bergamo. Rivista del Museo Civico di Scienze Naturali "E. Caffi" Bergamo 28. Edizioni Belvedere, Latina.
- Basso M., Piva L. (red.), 2019. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Padova (2006-2010). Associazione Faunisti Veneti.
- Battisti A. & Bordignon L., 2014. Gli uccelli delle Baragge. Italgrafica S.r.l. Novara.
- Bazzi G., Bonvicini P., Brembilla R. & Viganò E., 2021. Gli Uccelli delle Province di Como e Lecco. Elenco commentato delle specie. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (C.R.O.S.), Varenna. Museo Ornitologico Scanagatta, Varenna.
- Bianchi E., Martire L. & Bianchi A., 1972. Gli uccelli della provincia di Varese (Lombardia). Continuazione e fine. Riv. ital. Orn., 42: 329-429.
- Biasioli M., Fumagalli P., Galliani C. & Lo Schiavo C., 2009. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti. I Quaderni del Parco delle Groane.
- Bionda R. & Bordignon L., (Eds.) 2006. Atlante degli uccelli nidificanti del Verbano Cusio Ossola. Quad. Natura e Paesaggio del VCO n. 6.

- Byers C., Olsson U. & Curson, J., 1995. *Buntings and Sparrows. A guide to the buntings and North American sparrows*. Pica Press, Sussex.
- BirdLife International., 2017. *European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities* Cambridge, UK: BirdLife International.
- BirdLife International., 2018. *Emberiza calandra*. The IUCN Red List of Threatened :e. T22721020A131886792.<http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2018.2.RLTS.T22721020A131886792.en>. Downloaded on 07 September 2019.
- BirdLife International., 2019. Species factsheet: *Emberiza calandra*. Downloaded from <http://www.birdlife.org> on 06/09/2019.
- Boano G., Brichetti P. & Micheli A., 1990. Proposta di una classificazione corologica dell'avifauna italiana. II. Passeriformi. Riv. ital. Orn., 60: 105-118.
- Boano G. & Pulcher C., 2003. Check-list degli Uccelli di Piemonte e Val d'Aosta aggiornata al dicembre 2000. Boll. Mus. Reg. Sci. Nat. Torino, 20: 177-230.
- Bocca M. & Maffei G., 1997. Check-list degli uccelli della Valle d'Aosta. In: Gli uccelli della Valle d'Aosta. Indagine bibliografica e dati inediti. Ristampa con aggiornamento al 1997. *Regione Autonoma Valle d'Aosta*: 277-284.
- Bon M., Cherubini G., Semenzato S. & Stival E., 2000. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Venezia. Provincia di Venezia.
- Bon M., Sighele M. & Verza E., 2005. Rapporto ornitologico per la regione Veneto. Anno 2004. Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia, 56: 187-211.
- Bon M., Scarton F., Stival E., Sattin L. & Sgorlon G., 2014. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in provincia di Venezia. Associazione Faunisti Veneti, Museo di Storia Naturale di Venezia.
- Bonato R. & Farronato I., 2016. Uccelli del medio corso del fiume Brenta. Una fenologia. Parte seconda. Studi Naturalistici "Nisoria".
- Bordignon L., 1998. Gli Uccelli del Biellese. Collana Ambiente Assessorato Tutela Ambientale Provincia di Biella.
- Bordignon L. & Corti W., 2003. Tra Cielo e Acqua. Migratori in volo sul Pian di Spagna Osservatorio Ornitologico Lodoletta-Consorzio Riserva naturale Pian di Spagna e Lago di Mezzola. Tipolitografia di Borgosesia, Borgosesia.
- Bordignon L., 2004. Gli Uccelli della Provincia di Novara. Provincia di Novara.
- Bordignon., 2007. Aquile, argento, carbone. Indagine sull'Alta Valsessera. L'avifauna nidificante. Arti Grafiche Biellesi, Candelo (BI).
- Borgo E., Galli L., Galuppo C., Maranini N. & Spanò S. (a cura di), 2005. Atlante ornitologico della Città di Genova (1996-2000). Boll. Musei e Istituti Biologici Univ. Di Genova 69-70.
- Brambilla M., Guidali F. & Negri I., 2009. Breeding-season habitat associations of the declining Corn Bunting *Emberiza calandra* a potential indicator of the overall bunting richness. *Ornis Fennica* 86: 41-50.
- Brichetti P., 1984. Riserva Naturali "Valli del Mincio". Situazione avifaunistica e proposte di gestione 1984. Relazione inedita.
- Brichetti P. & Cambi D., 1985. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Brescia (Lombardia) 1980-1984. Natura Bresciana, Monografie n. 8.
- Brichetti P. & Fasola M., 1990. Atlante degli uccelli nidificanti in Lombardia 1983-1987. Editoriale Ramperto, Brescia.
- Brichetti P., 1994. Situazione dell'avifauna della provincia di Brescia (Lombardia). Aggiornamento 1993. Natura Bresciana, 29: 221-249.

- Brichetti P. & Gargioni A., 2005. Atlante degli uccelli nidificanti nella “bassa” pianura lombarda (Italia settentrionale). *Natura Bresciana*, 34: 67-146.
- Brichetti P., 2015. Banca Dati Ornitologica – BDO. Bibliografia italiana, 1900-2015. Versione elettronica.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. *Ornitologia Italiana*. Vol. 9. *Emberizidae-Icteridae*. Edizioni Belvedere, Latina.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2022. *The Birds of Italy*. Vol. 3. *Cisticolidae-Icteridae*. Edizioni Belvedere, Latina.
- Brickle N.W., Harper D. G. C., Aebischer N. J. & Cockayne S. H., 2000. Effects of agricultural intensification on the breeding success of corn buntings *Miliaria calandra*. *J. Appl. Ecol.* 37: 742–755.
- Campedelli T., Benussi E., Calvi G., Londi G., Vitulano S., Cutini S., Bonazzi P., Buvoli L., Tonetti J., Florit F. & Florenzano G. T., 2017. Atlante degli uccelli nidificanti nella ZPS IT334100 “Aree Carsiche della Venezia Giulia”. *Gortania, Botanica, Zoologia* 39: 41-188.
- Campedelli T., Londi G., Reggioni W. & Tellini Florenzano G., 2019. Avifauna nidificante negli ambienti aperti del Parco Nazionale dell’Appennino Tosco-Emiliano. *Alula*, 26 (1-2): 61-83.
- Carpegna F., Soldato G. & Toffoli R., 2018. Breeding bird communities in an area of the Northern Apennines (Piedmont, NW Italy). *Riv. ital. Orn.*, 88: 23-32.
- Casini L. & Gellini S. (red.), 2008. Gli Uccelli nidificanti. In: “Atlante dei Vertebrati tetrapodi della provincia di Rimini”. Provincia di Rimini.
- Casale F., Movalli C., Bionda R., Laddaga L., Mosini A. & Piana M., 2013. Gli uccelli del Parco Nazionale della Val Grande e delle aree limitrofe (Verbanio Cusio Ossola, Piemonte, Italia). *Riv. ital. Orn.*, 83: 3-52.
- Casale F., 2015. Atlante degli Uccelli del Parco Lombardo della Valle del Ticino. Parco Lombardo della Valle del Ticino e Fondazione Lombardia per l’Ambiente, ISBN 978-88-8134-119-1.
- Casale F., Rigamonti E., Ricci M., Bergamaschi L., Cennamo R., Garanzini A., Mostini L., Re A., Toninelli V. & Fasola M., 2017. Gli uccelli della provincia di Novara (Piemonte, Italia): distribuzione, abbondanza e stato di conservazione. *Riv. ital. Orn.*, 87: 3-79.
- Caula B. & Beraudo P. L., 2014. Avifauna Cuneese. Indagine bibliografica e dati inediti. Primalpe Ed., Cuneo.
- Caula B., Berardo P. L. & Toffoli R., 2005. Gli Uccelli della Provincia di Cuneo. Check-list commentata delle specie. Lab. Terr. Educ. Amb. Museo Civico Craveri di Storia Naturale, Bra.
- Ceccarelli P. P. & Gellini S., 2008. Trend di popolazioni di specie di aree aperte nell’Appennino romagnolo nell’ultimo decennio. *Natura Modenese*, 8: 25-28.
- Ceccarelli P. P. & Gellini S., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna. (2004-2007). S.T.E.R.N.A., Forlì.
- Cerato E. & Fracasso G., 2014. Uccelli dei Colli Berici. Provincia di Vicenza.
- Chamberlain D. E., Fuller R. J., Bunce R. G. H., Duckworth J.C. & Shrubbs M., 2000. Changes in the abundance of farmland birds in relation to the timing of agricultural intensification in England and Wales. *J. Appl. Ecol.*, 37: 771–788.
- Cattaneo G. & Biddau L., 2000. La comunità di Passeriformi nidificanti in un’area campione della Vauda canavesana (TO). *Riv. Piem. St. Nat.*, 21: 303-314.
- Conca G., 2017. Avifauna della Provincia di Pavia. Edizioni Belvedere, Latina, “le scienze” (28).
- Corso A., 2005. Avifauna di Sicilia. L’EPOS, Palermo.
- C.R.O.S. (a cura di Bazzi G., Bazzi L., Bonvicini P., Brembilla R., Ornaghi F., Orsenigo F. e Sassi W.), 2009. *Annuario CROS 2008*. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (CROS), Varenna - Associazione Culturale L. Scanagatta, Varenna.

- C.R.O.S. (a cura di Bazzi G., Bazzi L., Bonvicini P., Nava A., Ornaghi F., Orsenigo F. e Sassi W.), 2010. Annuario CROS 2009. Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta (CROS), Varenna - Associazione Culturale "L. Scanagatta", Varenna.
- C.R.O.S. 2015. L'Avifauna della dorsale del Monte Cornizzolo. (Monti Pesora, Cornizzolo, Rai, Prasantò, Corno Birone) Ricerca ornitologica: marzo 2013 - marzo 2015. Associazione Culturale L. Scanagatta, Varenna.
- De Franceschi P., 1991. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Verona (Veneto) 1983-1987. Mem. Mus. Civ. St. Nat. Verona. II Serie. Sez. A: Biologica, 9: 93-94.
- Donald P. F. & Evans A. D., 1994. Habitat selection by corn buntings *Miliaria calandra* in winter. Bird Study, 41: 199-210.
- Donald P. F., Wilson J. D. & Shepherd M., 1994. The decline of the corn bunting. British Birds, 87: 106-132.
- Donald P. F. & Evans, A. D., 1995. Habitat selection and population size of corn buntings *Miliaria calandra* breeding in Britain in 1993. Bird Study, 42: 190-204.
- Donald P.F. & Forrest C., 1995. The effects of agricultural change on population size of Corn Buntings *Miliaria calandra* on individual farms. Bird Study, 42: 205-215.
- Eaton M. A., Brown A. F., Noble D.G., Musgrove A. J., Hearn R., Aebischer N. J., Gibbons D.W., Evans A. & Gregory R. D., 2009. Birds of Conservation Concern 3: the population status of birds in the United Kingdom, Channel Islands and Isle of Man. British Birds, 102: 296-341.
- EBCC., 2015. Pan-European Common Bird Monitoring Scheme. Available at: <http://www.ebcc.info/index.php?ID=587>.
- Fracasso G., Verza E. & Boschetti E. (eds), 2003. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Rovigo. Provincia di Rovigo.
- Gagliardi A., Guenzani W., Preatoni D.G., Saporetti F. & Tosi G. (a cura di), 2007. Atlante Ornitologico Georeferenziato della provincia di Varese. Uccelli nidificanti 2003-2005. Prov. di Varese, Civ. Museo Insubrico di St. Nat. di Induno Olona e Univ. dell'Insubria di Varese.
- Gatti F., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti nel comune di Voghera - PV. Opus Pubblicità, Voghera.
- Gellini S. & Ceccarelli P.P. (red.), 2000. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (1995-1997). Province di Forlì-Cesena e Ravenna.
- Giannella C. & Rabacchi R., 1992. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Modena (1982-1990). Relazione sullo stato dell'ambiente in Provincia di Modena N. 3. Provincia di Modena e SOM.
- Gobbini M., 2011. Avifauna nidificante del Comune di Paitone (Lombardia). Dinamica delle popolazioni e valore del territorio. Natura Bresciana, 37: 135-141.
- Golawski A. & Dombrowski A., 2002. Habitat use of Yellowhammers *Emberiza citrinella*, Ortolan Buntings *E. hortulana*, and Corn Bunting *Miliaria calandra* in farmland of east-central Poland. Ornis Fennica, 79: 164-172.
- Grattini N. & Longhi D., 2010. Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). Natura Bresciana, 37: 143-181.
- Grattini N. Bellintani S., 2013. L'avifauna nidificante nella Riserva naturale Valli del Mincio (Mantova-Lombardia) nel periodo 1970-2011. Pianura, 31: 46-75.
- Guenzani W. & Saporetti F., 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Varese (Lombardia) 1983-1987. Edizioni Lativa, Varese.
- Gustin M. & Sorace A., 2005. La comunità di Alaudidae ed Emberizidae negli ambienti di steppa e seminativi della ZPS Gravina di Laterza (TA). Avocetta Num. Spec., 29: 80.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C. (a cura di), 2010. Valutazione dello Stato di Conservazione

- dell'avifauna italiana. Volume II. Passeriformes. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Lega Italiana Protezione Uccelli (LIPU).
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C., 2019. Conoscerli, proteggerli. Guida allo stato di Conservazione degli Uccelli in Italia. Lipu.
 - Gustin M., Nardelli R., Brichetti P., Battistoni A., Rondinini C. & Teofili C., 2019. Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2019 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
 - Guzzon C., 2003. Monitoraggio ornitologico e check-list delle specie della Riserva Naturale Regionale delle Foci dello Stella, Marano Lagunare 1998-2002. Regione Autonoma Friuli-Venezia Giulia.
 - Guzzon, C., Taiariol, P. L., Kravos, K., Grion, M. & Peressin, R. (a cura di), 2020. Atlante degli Uccelli nidificanti in Friuli-Venezia Giulia. Associazione Studi Ornitologici e Ricerche Ecologiche del Friuli-Venezia Giulia APS (ASTORE-FVG). Pubblicazione n. 5 Museo Friulano di Storia Naturale, Pubblicazioni varie n. 75.
 - Hagemeyer E. J. M. & Blair M. J., 1997. The EBCC Atlas of European breeding birds: their distribution and abundance. T. and A. D. Poyser, London.
 - Hustings F., Borggreve, C., van Turnhout C. & Thissen J., 2004. Basisrapport voor de Rode Lijst Vogels volgens Nederlandse en IUCN-criteria. SOVON-onderzoeksrapport 2004/13. SOVON Vogelonderzoek Nederland, Beek-Ubbergen.
 - Huntley B., Green R.E., Collingham Y.C. & Willis S.G., 2007. A climatic atlas of European breeding birds. Durham University, The RSPB & Lynx Edicions, Barcelona.
 - Keller V., Gerber, A., Schmid H., Volet B. & Zbinden N., 2010. Liste rouge oiseaux nicheurs. Espèces menacées en Suisse, état 2010. Office fédéral de l'environnement, Berne, et Station ornithologique suisse, Sempach. L'environnement pratique n. 1019.
 - Keller V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanesi, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová A., Kalyakin, M. V., Bauer H. G. & Foppen R. P. B., 2020. European breeding bird atlas 2: distribution, abundance and change. EBCC & Lynx Ed., Barcelona.
 - Knaus P. S., Antoniazza S., Wechsler J., Guélat M., Kéry N., Strebel & Sattler T., 2018. Atlante degli uccelli nidificanti in Svizzera 2013-2016. Distribuzione ed evoluzione degli effettivi degli uccelli in Svizzera e nel Liechtenstein. Stazione Ornitologica Svizzera, Sempach.
 - Madge S. & de Juana E., 2017. Corn Bunting (*Emberiza calandra*). In: del Hoyo J., Elliott A., Sargatal J., Christie. D. A. & de Juana E., (eds.). Handbook of the Birds of the World Alive, pp. (retrieved from <http://www.hbw.com/node/61861> on 30 August 2017). Lynx Edicions, Barcelona.
 - Maffei G., Baroni D. & Bocca M., 2018. Uccelli nidificanti in Valle d'Aosta. Distribuzione, ecologia, fenologia, conservazione. Testolin Editore, Sarre (AO).
 - Mantovani S., 2012. Natura cremonese. Editore, Fantigrafica.
 - Maranini N., 1989. Presenze ornitiche sul torrente Polvecera a Genova dal 1° dicembre 1987 al 30 aprile 1990. Picus, 17: 5-20.
 - Maranini N. & Galuppo C., 1997a. Analisi della comunità ornitica del torrente Bisagno e dei suoi affluenti principali in area urbana a Genova. Picus, 23: 15-36.
 - Marchesi F. & Tinarelli R. (a cura di), 2007. Risultati delle misure agroambientali per la biodiversità in Emilia-Romagna. Regione Emilia-Romagna, Bologna.
 - Massa B., Lo Valvo M. & Catalisano A., 1989. Bird communities on Mount Etna (Sicily, Italy). Italian Journal of Zoology, 56: 4: 349-356.
 - Meschini E. & Frugis S. (red.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 20: 280.

- Meschini A. & Bruno M., 2009. Densità ed habitat dello Strillozzo *Emberiza calandra* in ambienti di pseudosteppa mediterranea e in agroecosistemi dell'Italia centrale. *Alula*, 16: 369-371.
- Mezzavilla F., 1989. Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Treviso e Belluno (Veneto) 1983-1988. Museo Civico di Storia e Scienze Naturali di Montebelluna.
- Mezzavilla F. (red.), 2001. Uccelli del Parco dei Colli Euganei. Atlante di distribuzione e preferenze ambientali. Parco Regionale dei Colli Euganei.
- Mezzavilla F. & Bettiol K., 2007. Nuovo Atlante degli Uccelli nidificanti in provincia di Treviso (2003-2006). Associazione Faunisti Veneti.
- Mezzavilla F., Scarton F. & Bon M., 2016. Gli Uccelli del Veneto. Biologia, distribuzione e abbondanza. D. Zanetti Ed., Montebelluna (TV).
- Mezzavilla F., Stival E., Nardo A. & Roccaforte P., 1999. Rapporto Ornitologico Veneto Orientale, anni 1991-1998. Centro Orientale Veneto Orientale. Montebelluna.
- Mingozzi T., Boano G., Pulcher C. & coll., 1988. Atlante degli uccelli nidificanti in Piemonte e Val d'Aosta 1980-1984. Monografie VIII. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino.
- Gruppo Nisoria (eds), 1997. Atlante degli uccelli nidificanti nella provincia di Padova. Gilberto Pado-
van, Editore, Vicenza.
- Nardotto A., 2020. Indagini distributive ed ecologiche sulla comunità ornitica nidificante e svernante dell'alto Sile. Tesi di Laurea Università degli Studi di Padova.
- Niederfriniger O., Schreiner P. & Unterholzner L., 1996. Atlas der Vogelwelt Südtirols (Edizione italiana 1998). Arbeitsgemeinschaft für vogel kunde und Vogelschutz Südtirol. Tappeiner/Athesia, Bolzano.
- Nisoria. & Corvo., 1997 (Gruppi). Atlante degli uccelli nidificanti nella Provincia di Padova. G. Pado-
van Editore, Vicenza.
- Parodi R., 1987. Atlante degli uccelli nidificanti in Provincia di Pordenone (Friuli-Venezia Giulia). Quad. n. 1 Museo Civ. St. Nat. Pordenone.
- Parodi R., 2004. Avifauna in provincia di Pordenone. Provincia di Pordenone.
- Parodi R., 1999. Gli uccelli della provincia di Gorizia. Pubblicazione n. 42. Museo Friulano di Storia Naturale. Comune di Udine.
- Parodi R., 2008. Avifauna del Comune di Udine. Pubbl. n. 51. Museo Friulano Storia Naturale. Co-
mune di Udine.
- Parodi R. & Castellani R., 2011. Atlante degli uccelli nidificanti del SIC Risorgive dello Stella. Regio-
ne autonoma Friuli Venezia Giulia - Uffici studi faunistici, Udine.
- Pazzucconi A., 1968. L'elenco degli uccelli nidificanti in provincia di Pavia. Riv. ital. Orn., 38: 197-
222.
- Pedrini P., Caldonazzi M. & Zanghellini S., 2005. Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in Pro-
vincia di Trento. Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento. Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta
Biologica, 80 (2003), suppl. 2.
- Perkins A. J., Maggs H. E., Wilson J. D., Watson A. & Smout C., 2008. Targeted management inter-
vention reduces rate of population decline of Corn Buntings *Emberiza calandra* in eastern Scotland.
Bird Study, 55: 52-58.
- Perkins A. J., Watson A., Maggs H. E. & Wilson J. D., 2012. Conservation insights from changing
associations between habitat, territory distribution and mating systems of Corn Bunting *Emberiza
calandra* over a 20-year population decline. *Ibis*, 154: 601-615.
- Perkins A. J., Maggs H. E., Wilson J. D. & Watson A., 2013. Delayed mowing increases corn bunting
Emberiza calandra nest success in an agri-environment scheme trial. *Agric. Ecosyst. Environ.*, 181:
80-89.

- Perkins A. J., Maggs H. E. & Wilson J. D., 2015. Crop sward structure explains seasonal variation in nest site selection and informs agri-environment scheme design for conservation of high conservation concern: The Corn Bunting *Emberiza calandra*. *Bird Study*, 62: 474-485.
- Provincia di Milano, 1981. Gli uccelli nidificanti nella provincia di Milano. Provincia di Milano. Re Grafica “3”, Milano.
- Ravasini M., 1994. Avifauna del Parco del Taro. Consorzio Parco Fluviale Regionale del Taro.
- Ravasini M., 1995. L’Avifauna nidificante nella provincia di Parma. Ed. Tipolitotecnica, Sala Baganza.
- Ravasini M., 2007. L’Oasi LIPU Torrile. Artegrafica Silva, Parma.
- Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2020. Uccelli comuni delle zone agricole in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione e del Farmland Bird Index per la Rete Rurale Nazionale dal 2000 al 2020.
- Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2021. Emilia-Romagna. Farmland Bird Index e andamenti di popolazione delle specie 2000-2020.
- Rete Rurale Nazionale & Lipu, 2021. Friuli Venezia Giulia. Farmland Bird Index e andamenti di popolazione delle specie 2000-2020.
- Fabrizio S. & Boano G., 2008. Gli Uccelli della Valle Scrivia. Litografia Viscardi, Alessandria.
- Spanò S., 1983. Indici chilometrici di abbondanza (IKA). *Uccelli d’Italia*, 8: 176-188.
- Spanò S., 1984. Uccelli nidificanti in territorio di Carpeneto (AI): variazioni quali-quantitative nei recenti decenni. *Riv. Piem. St. Nat.*, 5, 1984: 117-129.
- Stival E., 1990. Avifauna e ambienti naturali del comune di Marcon (Venezia). Club Marcon, Marcon (VE).
- Taylor A. J. & O’Halloran J., 2002. The decline of the corn bunting, *Miliaria calandra*, in the Republic of Ireland. *Proc. R. Ir. Acad. B* 102: 165–175.
- Tellini G.F., Campedelli T., Cutini S. & Londi G., 2017. Monitoraggio degli uccelli nidificanti Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona, Campigna. Relazione delle attività svolte nel 2017.
- Tinarelli R., Bonora M. & Balugani M., 2002. Atlante degli Uccelli nidificanti nella Provincia di Bologna (1995-1999). Comitato per il Progetto Atlante Uccelli Nidificanti nella Provincia di Bologna. Su CD-ROM.
- Tinarelli R., 2004. Avifauna, Gestione dell’Avifauna. In: AA.VV. Studi ambientali sul Mezzano per un nuovo piano di gestione. Provincia di Ferrara. Minerva Edizioni, Bologna.
- Tornielli A., 1965. Gli uccelli del parmense. Editoria la Nazionale, Parma.
- Toffoli R., 2021. Programma di Sviluppo Rurale 2014-2020. Monitoraggio avifauna nell’ambito del calcolo del Farmland Bird Index e Woodland Bird Index. Regione Piemonte. Relazione 2020.
- Tucker G. M. & Evans M. I., 1997. Habitats for Birds in Europe: a conservation strategy for the wider environment. BirdLife International, Cambridge.
- Vigorita V. & Cucè L., 2008. La fauna selvatica in Lombardia. Rapporto 2008 su distribuzione, abbondanza e stato di conservazione di uccelli e mammiferi. Regione Lombardia.
- Watson A., Perkins A. J., Maggs H. E. & Wilson J. D., 2009. Decline of Corn Buntings *Emberiza calandra* on east Scottish study areas in 1989-2007. *Bird Study*, 56, 213–220.

VARIAZIONI MORFOMETRICHE NEL PETTIROSSO *Erithacus rubecula* IN UN'AREA MEDITERRANEA

FULVIO FRATICELLI

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

Abstract – Morphometric variation of Robin *Erithacus rubecula* in a Mediterranean area. The length and the shape of the wing of 122 Robins were collected and analyzed during post-breeding migration and wintering in a Mediterranean area. Juveniles have a different wing formula and frequency of the presence of notches in primary feathers compared with adults. This can be probably considered as an adaptation to a lower flying experience. According to the differences in morphological data between juveniles and adults, I put forward three hypotheses: 1) a high intraspecific variability, 2) a non-equal sex ratio, and 3) the simultaneous presence of populations of different origins, both during post-reproductive migration and during wintering.

INTRODUZIONE

Il Pettirosso *Erithacus rubecula* è una specie nidificante regolare in Italia (Baccetti *et al.*, 2021), con individui migratori che, come evidenziato dai dati di inanellamento, in fase riproduttiva provengono da Nordest con tre distinte aree geografiche di origine: Finlandia e Baltico centrale, Svezia meridionale e coste meridionali del Baltico, Europa centro-orientale (Spina & Volponi, 2008).

Diversi studi in ambiente mediterraneo hanno utilizzato la morfologia per distinguere le varie popolazioni di questa specie che passano l'inverno in questa area (ad es.: Finlayson, 1981; Cuadrado, 1994). Alcuni autori hanno utilizzato gli indici di formula alare nelle analisi morfometriche (ad es.: Scott, 1962; Lövei, 1983; Pérez-Tris *et al.*, 2000a, 2000b; Rosińska & Adamska, 2007) poiché la forma e la lunghezza dell'ala sono influenzate in maniera significativa dalle caratteristiche dispersive di molte specie di uccelli (ad es.: Kennedy *et al.*, 2016; Sheard *et al.*, 2020; Matyjasiak *et al.*, 2022). Chandler & Mulvihill (1988), Pilastro *et al.* (1995) e Lockwood *et al.* (1998) hanno effettuato delle revisioni critiche sui vari metodi che sono stati proposti per calcolare la formula alare e hanno suggerito dei metodi alternativi.

In molte specie di uccelli sono note sostanziali differenze nella struttura dell'ala tra classi d'età (Alatalo *et al.*, 1984) e uno studio preliminare ha mostrato differenze anche nel Pettirosso (Fraticeili & Ruvolo, 1988). Per tali motivi ho voluto verificare se nelle popolazioni di Pettirossi in migrazione e svernanti nella mia area di studio fossero presenti differenze nella forma dell'ala testando l'effetto di età e fenologia.

AREA DI STUDIO E METODI

Da ottobre 1985 a marzo 1986 sono stati catturati durante le attività d'inanellamento nella allora Oasi WWF Bosco di Palo (Ladispoli, Roma, 41°56'N-12°05'E), per una descrizione dettagliata dell'area si veda Fraticelli & Sarrocco (1984), 169 individui di

Pettiroso. 122 individui sono stati catturati dal 15 agosto al 15 novembre (migrazione post-riproduttiva), mentre 47 individui sono stati catturati dal 16 novembre al 20 febbraio (svernamento; Spina & Volponi, 2008). 15 individui sono stati catturati dopo il 21 febbraio (migrazione pre-riproduttiva). Su questi ultimi non sono state condotte analisi per la scarsa rappresentatività. Oltre ai normali rilievi biometrici, sono state calcolate le seguenti misure: lunghezza relativa delle primarie (mm, P1 a contatto con le remiganti secondarie, P10 la più esterna) rispetto al vertice dell'ala, l'estensione della smarginatura sul vessillo esterno (mm) e l'intaccatura (*notch*) sul vessillo interno (mm), ala (corda massima, mm, Svensson, 1992) e tarso (mm, Svensson, 1992). Per la determinazione dell'età mi sono basato sui metodi proposti da Benvenuti & Ioalè (1983), Busse (1984), Svensson (1984) e Karlsson *et al.* (1986). Le popolazioni migratrici di Pettiroso possono sovrapporsi durante l'inverno a quelle stanziali (Pérez-Tris *et al.*, 2000a), ma la popolazione che si riproduce nell'area di studio, probabilmente residente, è estremamente scarsa (3,4 coppie/10 ha; Fraticelli & Sarrocco, 1984), tanto da non poter alterare l'elaborazione dei dati. Considerando la disponibilità di parametri che avevo raccolto, tra i tanti proposti, ho potuto utilizzare i seguenti indici per valutare la forma dell'ala:

- i. Indice di acutezza dell'ala; $Is = 100 ((\Sigma p + \Sigma d))/W$ dove Σp è la somma delle distanze del vertice delle primarie prossimali, partendo dalla P3, rispetto al vertice dell'ala, Σd è la somma delle distanze del vertice delle primarie distali, partendo dalla P9, rispetto al vertice dell'ala e W è la lunghezza dell'ala (Busse, 1967). Gli alti valori indicano ali acute.
- ii. Indice di simmetria dell'ala; $It = \Sigma p / \Sigma d$ (Tiainen, 1982). I bassi valori indicano una minore simmetria.

Per le elaborazioni statistiche ho utilizzato il test U di Mann-Whitney e il test del χ^2 con la correzione di Yates con un livello di significatività $\alpha < 0,05$.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Per il periodo di migrazione post-riproduttiva il 79% del campione era composto da individui giovani nel loro primo anno di vita, mentre per il periodo di svernamento i giovani erano il 68% (codici EURING 3 e 5). Non ho riscontrato alcuna differenza statisticamente significativa tra le misure di lunghezza di ala e tarso né tra adulti e giovani né per periodo fenologico (Tab. 1 e 2).

Per quanto riguarda le percentuali di frequenza relative alla remigante primaria più lunga (Tab. 3) nei giovani è netta la maggiore frequenza di P7 e P6 di uguale lunghezza come vertice dell'ala. Il confronto tra adulti e giovani presenta una significatività statistica sia tra gli individui in migrazione post-riproduttiva ($\chi^2 = 8,94$; $P = 0,01$) sia tra gli individui svernanti ($\chi^2 = 14,48$; $P = 0,001$). Ciò sta a indicare che nei giovani l'ala presenta una forma meno appuntita, più facile da manovrare per individui con meno

esperienza come proposto da Alatalo *et al.* (1984). Non ho riscontrato invece alcuna differenza statisticamente significativa tra individui in migrazione post-riproduttiva e svernanti, sia adulti ($\chi^2 = 5,81$; $P = 0,06$) sia giovani ($\chi^2 = 0,22$; $P = 0,89$).

Tabella 1. Variabili morfometriche dei Pettirossi, divisi per classi di età e per periodo fenologico. Le misure sono espresse come media $\pm$ DS (mm).

	Età	n	Ala $\pm$ DS	Tarso $\pm$ DS
Migrazione post-riproduttiva	Adulti	26	73,85 $\pm$ 2,19	25,60 $\pm$ 0,79
	Giovani	96	72,91 $\pm$ 1,87	25,44 $\pm$ 0,69
Svernamento	Adulti	15	74,30 $\pm$ 2,68	25,83 $\pm$ 0,77
	Giovani	32	73,41 $\pm$ 2,34	25,50 $\pm$ 0,92

Tabella 2. Test U di Mann-Whitney per le variabili morfometriche dei Pettirossi, divisi per classi di età e per periodo fenologico.

	<i>U</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
Ala migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1858	-0,65	0,52
Ala svernamento adulti vs giovani	379	-0,32	0,75
Ala adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	331,5	-0,14	0,89
Ala giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	2250,5	-0,44	0,66
Tarso migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1981,5	0,77	0,44
Tarso svernamento adulti vs giovani	303	-0,68	0,50
Tarso adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	255,5	-1,38	0,17
Tarso giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	2095	-0,53	0,60

Tabella 3. Percentuale di frequenza del vertice dell'ala dei Pettirossi, divisi per classi di età e per periodo fenologico. P1 remigante primaria, la più interna a contatto con le secondarie.

	Età	<i>P7</i>	<i>P7-P6</i>	<i>P6</i>
Migrazione post-riproduttiva (%)	Adulti	8	42	50
	Giovani	6	63	31
Svernamento (%)	Adulti	0	47	53
	Giovani	6	66	28

Confrontando i valori degli indici di formula alare (Tab. 4) si nota che il valore di *D10* è mediamente maggiore nei giovani, ma l'unico confronto statisticamente significativo (Tab. 5) è tra adulti e giovani durante lo svernamento. L'indice di acutezza dell'ala *Is* non differisce statisticamente per classi di età e fenologia (Tab. 5) nonostante le differenze evidenziate nella frequenza del vertice dell'ala. Questo è dovuto al fatto che questo indice non prende in considerazione la possibilità che ci possano essere due

remiganti di uguale lunghezza a rappresentare il vertice dell'ala. L'indice di simmetria dell'ala *It* non presenta alcuna differenza statistica per classi di età e fenologia (Tab. 5).

Tabella 4. Indici di formula alare dell'ala dei Pettirossi, divisi per classi di età e per periodo fenologico. *D10*= distanza del vertice della primaria più esterna dalle copritrici primarie; *Is* = indice di acutezza dell'ala; *It* = indice di simmetria dell'ala. Le misure sono espresse in mm $\pm$ DS.

	Età	<i>D10</i>	<i>Is</i>	<i>It</i>
Migrazione post-riproduttiva	Adulti	8,31 $\pm$ 1,38	45,14 $\pm$ 3,72	1,16 $\pm$ 0,24
	Giovani	9,60 $\pm$ 1,46	43,14 $\pm$ 3,34	1,30 $\pm$ 0,21
Svernamento	Adulti	8,20 $\pm$ 1,18	45,70 $\pm$ 4,18	1,16 $\pm$ 0,20
	Giovani	9,53 $\pm$ 1,01	45,51 $\pm$ 7,42	1,31 $\pm$ 0,34

Tabella 5. Test *U* di Mann-Whitney per i valori degli indici di formula alare dei Pettirossi, divisi per classi di età e per periodo fenologico.

		<i>U</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>D10</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1623,5	1,37	0,17
	Svernamento adulti vs giovani	270,5	1,99	0,05*
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	248	0,75	0,45
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	2676,5	-0,12	0,91
<i>Is</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	4862,5	-0,29	0,77
	Svernamento adulti vs giovani	840	0,99	0,33
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	756	0,23	0,82
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	5683,5	-0,90	0,37
<i>It</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	4841,5	-0,06	0,95
	Svernamento adulti vs giovani	924,5	0,16	0,87
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	760,5	0,04	0,97
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	5899,5	-0,23	0,82

La misura della smarginatura del vessillo esterno dalla P8 alla P5 (Tab. 6) non presenta alcuna differenza statistica per classi di età e fenologia (Tab. 7); anche la frequenza di presenza (Tab. 6) non presenta alcuna significatività statistica (Tab. 8). Questo carattere morfologico non mostra quindi in apparenza nessuna utilità di discriminazione.

Le misure dell'intaccatura del vessillo interno dalla P9 alla P5 (Tab. 9) non presentano alcuna differenza statistica per classi di età e fenologia a eccezione di quelle della P8 nel confronto tra giovani in migrazione post-riproduttiva e in svernamento e della P7 nel confronto tra giovani e adulti durante lo svernamento (Tab. 10). Non ritengo comunque che questi dati siano sufficienti per avanzare qualche ipotesi.

La frequenza di presenza dell'intaccatura del vessillo interno evidenzia invece dif-

ferenze statisticamente significative nel confronto adulti/giovani durante la migrazione post-riproduttiva per la P9 e per la P5, mentre per il periodo di svernamento per la P6 e per la P5 (Tab. 11). Queste differenze per classi di età potrebbero essere messe in relazione alla diversa manovrabilità dell'ala determinata dalla presenza di intaccature (Savile, 1957; Tucker, 1993) e, quindi, un adattamento in relazione alla diversa esperienza di volo. Queste differenze di frequenza, inoltre, potrebbero aiutare nella determinazione dell'età nel momento in cui non ci fosse concordanza tra gli altri caratteri.

Tabella 6. Smarginature del vessillo esterno dalla P8 alla P5 dei Pettirossi divisi per classi di età e per periodo fenologico. Percentuale di presenza e misure espresse in media $\pm$ DS (mm).

	Età	P8		P7		P6		P5	
		%	mm	%	mm	%	mm	%	mm
Migrazione post-riproduttiva	Adulti	84,6	28,39 $\pm$ 1,48	100	23,79 $\pm$ 2,01	100	20,98 $\pm$ 1,30	96,2	15,84 $\pm$ 1,50
	Giovani	90,5	28,34 $\pm$ 2,13	98,9	23,67 $\pm$ 1,53	99,0	20,09 $\pm$ 1,75	91,7	14,91 $\pm$ 2,08
Svernamento	Adulti	93,3	28,46 $\pm$ 1,97	100	24,56 $\pm$ 1,55	100	21,13 $\pm$ 1,08	100	15,57 $\pm$ 1,31
	Giovani	90,6	28,84 $\pm$ 1,26	96,9	24,11 $\pm$ 1,12	96,9	20,23 $\pm$ 1,15	93,8	15,35 $\pm$ 1,08

Tabella 7. Test *U* di Mann-Whitney per la misura della smarginatura del vessillo esterno dalla P8 alla P5 dei Pettirossi divisi per classi di età e per periodo fenologico.

		<i>U</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
P8	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1080	1,39	0,16
	Svernamento adulti vs giovani	238,5	-0,35	0,73
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	153	-1,29	0,20
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1624	-0,13	0,90
P7	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1555,5	0,37	0,71
	Svernamento adulti vs giovani	231	-1,12	0,26
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	175	-1,63	0,10
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1750,5	-0,66	0,51
P6	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1389,5	-1,50	0,13
	Svernamento adulti vs giovani	200,5	-1,63	0,10
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	228,5	-0,74	0,46
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1642,5	-0,75	0,45
P5	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1335,5	-1,08	0,28
	Svernamento adulti vs giovani	308,5	-0,11	0,91
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	271,5	0,15	0,88
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1550,5	-0,92	0,36

Nel confronto tra adulti durante la migrazione post-riproduttiva e lo svernamento,

la frequenza di presenza dell'intaccatura del vessillo interno mostra differenze statisticamente significative per la P9, per la P8, per la P7, per la P6 e per la P5 (Tab. 11). Questi dati farebbero supporre la presenza di due distinte popolazioni con differente fenologia. Nel confronto tra giovani durante la migrazione post-riproduttiva e lo svernamento la frequenza di presenza dell'intaccatura del vessillo interno non evidenzia alcuna differenza statisticamente significativa (Tab. 11).

Tabella 8. Test χ^2 relativo alla frequenza della smarginatura del vessillo esterno dalla P8 alla P5 dei Pettirossi divisi per classi di età e per periodo fenologico.

		χ^2	<i>P</i>
<i>P8</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1,18	0,28
	Svernamento adulti vs giovani	0,07	0,79
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	2,50	0,11
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,06	0,80
<i>P7</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	0,51	0,48
	Svernamento adulti vs giovani	0,26	0,61
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,06	0,80
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,26	0,61
<i>P6</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	0,06	0,80
	Svernamento adulti vs giovani	0,26	0,61
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,06	0,80
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,26	0,61
<i>P5</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	0,80	0,37
	Svernamento adulti vs giovani	2,37	0,12
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,82	0,37
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,08	0,78

Tabella 9. Intaccature del vessillo interno (*notch*) dalla P9 alla P5 dei Pettirossi divisi per classi di età e per periodo fenologico. Percentuale di presenza e misure espresse in media $\pm$ DS (mm).

	Età	<i>P9</i>		<i>P8</i>		<i>P7</i>		<i>P6</i>		<i>P5</i>	
		%	mm	%	mm	%	mm	%	mm	%	mm
Migrazione post-riproduttiva	Adulti	80,8	20,33 $\pm$ 1,71	84,6	21,23 $\pm$ 1,68	92,3	19,73 $\pm$ 1,78	84,6	16,64 $\pm$ 2,53	46,2	9,25 $\pm$ 0,84
	Giovani	91,7	20,38 $\pm$ 1,60	93,8	20,81 $\pm$ 2,77	91,7	19,53 $\pm$ 1,54	87,5	15,75 $\pm$ 1,84	61,5	9,14 $\pm$ 2,08
Svernamento	Adulti	93,3	19,43 $\pm$ 2,32	100	20,87 $\pm$ 1,37	100	20,00 $\pm$ 1,46	100	16,70 $\pm$ 1,62	86,7	9,58 $\pm$ 1,78
	Giovani	93,8	20,25 $\pm$ 2,78	96,9	21,55 $\pm$ 1,46	97,0	19,52 $\pm$ 1,09	84,0	15,98 $\pm$ 1,83	72,0	8,74 $\pm$ 1,42

In conclusione, nonostante la distribuzione gaussiana dei valori dei parametri analizzati e la relativamente alta deviazione standard di alcuni di essi, possono essere

avanzate tre differenti ipotesi: i) è presente un'alta variabilità tra individui all'interno della stessa popolazione; ii) considerando che le femmine hanno un comportamento migratorio più spiccato (Adriaensen & Dhondt, 1990), e che quindi potrebbero essere maggiormente rappresentate in questo studio, le differenze biometriche potrebbero essere influenzate da un rapporto sessi sbilanciato, infatti, le femmine hanno dimensioni inferiori rispetto ai maschi (Pettersson, 1983; Cramp, 1988); iii) sono presenti popolazioni di Pettirossi con differenti aree di origine in transito e in svernamento in sinitemia (*sensu* Salomonsen, 1955). Non è comunque da escludere che sia l'ampiezza del campione sia il metodo di raccolta dati, potenzialmente selettivo nei confronti di individui più mobili, possano aver influenzato i risultati.

Tabella 10. Test *U* di Mann-Whitney per la misura dell'intaccatura del vessillo interno (*notch*) dalla P9 alla P5 dei Pettirossi divisi per classi di età e per periodo fenologico.

		<i>U</i>	<i>z</i>	<i>P</i>
<i>P9</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1198	-0,13	0,90
	Svernamento adulti vs giovani	295,5	0,30	0,76
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	159,5	0,69	0,49
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	2008	0,26	0,79
<i>P8</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1096,5	-1,05	0,29
	Svernamento adulti vs giovani	235	1,21	0,23
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	182,5	0,56	0,58
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1410,5	-2,12	0,03*
<i>P7</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1116,5	-0,68	0,50
	Svernamento adulti vs giovani	165	-2,45	0,01**
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	148	-1,09	0,28
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1648	1,25	0,21
<i>P6</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	1121,5	-0,64	0,52
	Svernamento adulti vs giovani	169	-1,76	0,08
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	159,5	-1,24	0,21
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1451	-0,03	0,98
<i>P5</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	439,5	-0,44	0,66
	Svernamento adulti vs giovani	143,5	-1,66	0,10
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	78	-0,90	0,37
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	940,5	0,61	0,54

Tabella 11. Test χ^2 relativo alla frequenza della intaccatura del vessillo interno (*notch*) dalla P9 alla P5 dei Pettirosi divisi per classi di età e per periodo fenologico.

		χ^2	<i>P</i>
<i>P9</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	4,28	0,04*
	Svernamento adulti vs giovani	0	1
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	5,35	0,02*
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,08	0,78
<i>P8</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	3,41	0,06
	Svernamento adulti vs giovani	0,26	0,61
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	11,48	0,001**
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,47	0,50
<i>P7</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	0,07	0,79
	Svernamento adulti vs giovani	0,26	0,71
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	4,19	0,04*
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1,54	0,21
<i>P6</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	0,17	0,68
	Svernamento adulti vs giovani	12,60	0,0004***
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	11,48	0,001**
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	0,37	0,54
<i>P5</i>	Migrazione post-riproduttiva adulti vs giovani	4,53	0,03*
	Svernamento adulti vs giovani	6,01	0,01*
	Adulti migrazione post-riproduttiva vs svernamento	35,91	0,00001***
	Giovani migrazione post-riproduttiva vs svernamento	1,83	0,18

Ringraziamenti – Ringrazio sentitamente Alessandro Montemaggiori e Samuele Ramellini per la rilettura critica del testo e per i fondamentali consigli.

BIBLIOGRAFIA

- Adriaensen F. & Dhondt A.A., 1990. Territoriality in the continental European robin, *Erithacus rubecula rubecula*. Ardea, 78: 459–465.
- Alatalo, R.V., Gustafsson, L. & Lundberg A., 1984. Why do young passerine birds have shorter wings than older birds? Ibis, 126: 410–415.
- Baccetti N., Fracasso G. & Commissione Ornitologica Italiana (COI), 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds – 2020. Avocetta, 45: 21-82.
- Benvenuti S. & Ioalè P., 1983. Age differentiation in the dispersal behaviour of Robins *Erithacus rubecula* studied by counting wing spots. Ring. & Migr., 4: 237- 242.
- Busse P., 1967. Zastosowanie liezbowych współzynn timer kształtu skrzydła. Not. Orn., 8: 1-8.
- Busse P., 1984. Key to sexing and ageing of European Passerines. Beiträge zur Naturkunde Niedersachsens, Hannover.

- Chandler C.R. & Mulvihill R.S., 1988. The use of wing shape indices: An evaluation. *Ornis Scan.*, 19: 212-216.
- Cramp S. (ed), 1988. *The Birds of the Western Palearctic*. Vol. V. Oxford University Press, Oxford.
- Cuadrado M., 1994. Site-tenacity and life-time expectancy of resident and overwintering Blackcaps *Sylvia atricapilla* in the Mediterranean. *Ring. & Migr.*, 15: 58-59.
- Finlayson J.C., 1981. Seasonal distribution, weights and fat of passerine migrants at Gibraltar. *Ibis*, 123: 88-95.
- Fraticelli F. & Ruvolo U., 1988. La forma e la lunghezza dell'ala influenzano la nicchia trofica nei passeriformi? *Naturalista Sic.*, 12 (suppl.): 115-117.
- Fraticelli F. & Sarrocco S., 1984. Censimento degli uccelli nidificanti in un bosco mediterraneo dell'Italia centrale (Palo Laziale, Roma). *Avocetta*, 8: 91-98.
- Karlsson L., Persson K. & Walinder G., 1986. Age criterions in Robins *Erithacus r. rubecula* - an analysis. *Anser*, 25: 15- 28.
- Kennedy J.D., Borregaard M.K., Jönsson K.A., Marki P.Z. , Fjeldså J. & Rahbek C., 2016. The influence of wing morphology upon the dispersal, geographical distributions and diversification of the Corvids (Aves; Passeriformes). *Proc. R. Soc. B.*, 283. <http://doi.org/10.1098/rspb.2016.1922>
- Matyjasiak P., Calderón C.L., Ambrosini R., Balbontín J., Costanzo A., Kiat Y., Romano A. & Rubolini D., 2022. Wing morphology covaries with migration distance in a highly aerial insectivorous songbird. *Cur. Zool.*, <http://doi.org/10.1093/cz/zoac044>
- Lockwood R., Swaddle J.P. & Rayner J.M.V., 1998. Avian wingtip shape reconsidered: Wingtip Shape Indices and morphological adaptations to migration. *J. Avian Biol.*, 29: 273-292.
- Lövei G.L., 1983. Wing shape variations of Chiffchaffs on autumn migration in Hungary. *Ring. & Migr.*, 4: 231-236.
- Pérez-Tris J., Carbonell R. & Tellería J.L., 2000a. Identificación e importancia poblacional de los Petirrojos *Erithacus rubecula* locales durante la invernada en el sur de España. *Ardeola*, 47: 9-18.
- Pérez-Tris J., Carbonell R. & Tellería J.L., 2000b. Abundance distribution, morphological variation and juvenile condition of robins, *Erithacus rubecula* (L.), in their Mediterranean range boundary. *J. Biogeog.*, 27: 879-888.
- Pettersson J., 1983. Spring migration of different sex and age classes of Robin *Erithacus rubecula* at Ottenby. *Proc. Third Nordic Congr. Ornith.*, 1981: 173-180.
- Pilastro A. Farronato I. & Fracasso G., 1995. The use of feather length as a method for measuring the wing shape of passerines. *Avocetta*, 19: 213-218.
- Rosińska K. & Adamska K., 2007. Biometrics variation and directional preferences of immature Robins (*Erithacus rubecula*) caught in northern Italy during autumn migration in 2005. *The Ring*, 29: 107-120.
- Salomonsen F., 1955. The evolutionary significance of bird-migration. *Dan. Biol. Medd.*, 22, no. 6, 1-62.
- Savile D.B.O., 1957. Adaptive evolution in the avian wing. *Evolution*, 11: 212-224.
- Scott R.E., 1962. Wing-formula variation in Dunnock populations. *Bird Migr.*, 2: 118-120.
- Sheard C., Neate-Clegg M.H.C., Alioravainen N., Jones S.E.I., Vincent C., MacGregor H.E.A., Bregman T. P., Claramunt S. & Tobias J.A., 2020. Ecological drivers of global gradients in avian dispersal inferred from wing morphology. *Nature Communications*, 11. doi:10.1038/s41467-020-16313-6
- Spina F. & Volponi S., 2008, *Atlante della Migrazione degli Uccelli in Italia*. 2. Passeriformi. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA). Roma.

- Svensson L., 1984, 1992. Identification guide to European Passerines. The Author, Stockolm.
- Tiainen J., 1982. Ecological significance of morphometric variation in three sympatric *Phylloscopus warblers*. Ann. Zool. Fenn., 19: 285-295.
- Tucker V.A., 1993. Gliding birds: Reduction of induced drag by wing tip slots between the primary feathers. J. Exper. Biol., 180: 285-310.

SVERNAMENTO DI CORMORANO *Phalacrocorax carbo* E MARANGONE MINORE *Microcarbo pygmaeus* NELLE MARCHE: 10 ANNI DI MONITORAGGIO DEI DORMITORI

PAOLO GIACCHINI^{1,2*}, MINA PASCUCCI¹, CHRISTIAN CAVALIERI³, FEDERICO FANESI⁴, ANDREA FAZI⁵, DANIELE FERIOZZI¹, PIERFRANCESCO GAMBELLI^{1,6}, GUIDO PREMUDA⁷, CRISTIANO TARSETTI^{1,8} & ALESSANDRO ZAZZINI⁶

¹Ornitologi Marchigiani, Via Verdi, 10 - 62100 Macerata

²Hystrix srl, Via Castelfidardo, 7 - 61032 Fano (PU)

³Associazione Argonauta, Via Malatesta, 2 - 61032 Fano (PU)

⁴Via U. Giordano, 48 - 60019 Senigallia (AN)

⁵Via Sonnino, 2 - 61122 Pesaro

⁶Polizia Provincia di Ancona, Strada di Passo Varano, 19A - 60131 Ancona

⁷Via Venezia, 41 - 61121 Pesaro

⁸Carabinieri Forestali, Stazione del Parco Nazionale dei Monti Sibillini, Piazza Dario Conti snc - 62035 Fiastra (MC)

*Autore per la corrispondenza: paolo.giacchini@hystrix.it

Abstract - Wintering of Great Cormorants *Phalacrocorax carbo* and Lesser Shag *Microcarbo pygmaeus* in Marche: 10 years of monitoring of dormitories. The coordinated and standardized monitoring of cormorants winter roosts in the Marche region was performed from 2013 to 2022. For *Phalacrocorax carbo*, 18 sites distributed both along the coast and in inland areas were detected. The number of wintering individuals showed an overall increase of only 2.6% but with a clearly more positive trend line, highlighting the widespread colonization of various regional territories. The site of the Ancona harbor was the most relevant (average of 200 cormorants/year), followed by the Gola del Furlo which recorded the greatest negative trend during the survey period. In addition, 7 roosts of *Microcarbo pygmaeus* were detected, of which the lower course of the Metauro (PU) represents the most relevant site. The numerical increase of wintering individuals was much greater, going from 29 (2013) to 486 (2022) individuals. The detected roosts of both species are mainly located in areas subject to some form of environmental protection (parks, reserves, oases).

INTRODUZIONE

Cormorano *Phalacrocorax carbo* e Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* sono specie migratrici, svernanti e recentemente nidificanti nelle Marche (Giacchini, 2003, Giacchini *et al.*, 2016). In Europa le due specie hanno mostrato sensibili incrementi negli ultimi decenni, in modo particolare il Marangone minore (specie in Allegato I alla Direttiva Uccelli) ha ampliato l'areale in direzione proprio delle regioni italiane settentrionali e adriatiche (Keller *et al.*, 2020), con una stima europea di 84.600-111.000 marangoni a cui si aggiungono 828.000-1.030.000 cormorani (BirdLife International, 2021).

In Italia, da tempo entrambe le specie mostrano evidenti segni di incremento numerico e di areale (Baccetti & Corbi, 1988; Baccetti *et al.*, 1997, Carpegna *et al.*, 1997; Fraissinet *et al.*, 2008; Volponi e CorMoNet.it, 2013); lo svernamento del Cormorano

interessa in particolare le regioni nord adriatiche, Puglia, Sardegna e il lago Trasimeno con 60.000-80.000 individui nel periodo 2000-2013 (Brichetti & Fracasso, 2018). Il Marangone minore presenta una popolazione svernante concentrata in Veneto, Emilia Romagna e Puglia (Brichetti & Fracasso, 2018).

Nelle Marche, Cormorano e Marangone minore erano specie rare fino agli anni '70-'80 del XX secolo; un'indagine regionale coordinata da ISPRA a fine anni '80, riportava una distribuzione frammentata, concentrata lungo la costa ed in particolare al promontorio del Conero (Pandolfi & Santolini, 1989), con segnalazioni ritenute importanti già fin da singoli individui, in particolare se riferiti alle aree interne. In quel caso, tuttavia, l'indagine era mirata alla segnalazione di individui in attività di sosta o di alimentazione, piuttosto che ai dormitori.

Negli ultimi 20 anni sono divenuti presenza sempre più continua (a volte problematica), seppure legati in modo particolare al periodo invernale, frequentando coste, fiumi, laghi e specchi d'acqua, sia lungo la costa che nelle aree interne delle Marche.

Il presente lavoro vuole rappresentare un contributo alla conoscenza della presenza invernale di queste due specie, in una regione tradizionalmente povera di aree umide come le Marche, alla luce di un progetto condotto dall'associazione Ornitologi Marchigiani che ha partecipato nel 2013 al progetto CorMan curato da Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare e da ISPRA. Da allora, l'associazione ne ha proseguito il monitoraggio e seguendo l'andamento dei dormitori invernali nel territorio regionale, per i quali è già stata evidenziata la graduale espansione (Giacchini *et al.*, 2015; 2019), in linea con la situazione nazionale.

AREA DI STUDIO

Il monitoraggio dei dormitori è stato avviato nel 2013, avendo come specie target il Cormorano; contemporaneamente ed in modo casuale è stato rilevato il Marangone minore nei suoi primi roost invernali. Le aree controllate sono le aste fluviali dei fiumi marchigiani nella porzione medio-bassa, con particolare attenzione ai bacini lacustri, tutti di origine artificiale e nel complesso abbastanza urbanizzati, a cui sono stati aggiunti tratti di costa, spesso in corrispondenza di ambiti meno disturbati.

METODI

Il monitoraggio è stato effettuato nel mese di gennaio (in corrispondenza del censimento degli uccelli acquatici svernanti IWC) nel periodo 2013-2022, con il conteggio diretto degli individui presenti al dormitorio dopo il tramonto; in alcuni casi, soprattutto con dormitori molto numerosi o in posizioni difficili da monitorare, il conteggio è stato effettuato rilevando i cormorani diretti al dormitorio, dal primo pomeriggio fino al buio completo. Considerate le difficoltà di rilevamento dei singoli individui, non sempre è stato possibile individuare la frazione riferibile alle classi giovanili o di immaturi.

Alle operazioni di monitoraggio hanno partecipato in prevalenza rilevatori di Ornitologi Marchigiani in sintonia con il progetto, ma anche altri ornitologi legati a specifi-

che situazioni territoriali; in alcuni anni vi è stata la collaborazione di alcuni enti come la Provincia di Pesaro e Urbino e la Riserva Naturale Statale Gola del Furlo, che hanno dedicato apposite giornate alla divulgazione di questo tipo di monitoraggio.

RISULTATI

Cormorano *Phalacrocorax carbo*

Nel periodo 2013-2022 sono stati individuati 18 dormitori (Fig. 1), seppure non tutti utilizzati con assiduità e continuità, così suddivisi per provincia:

- Provincia di Pesaro e Urbino: n. 3
- Provincia di Ancona: n. 6
- Provincia di Macerata: n. 6
- Provincia di Fermo; n. 2
- Provincia di Ascoli Piceno: n.1

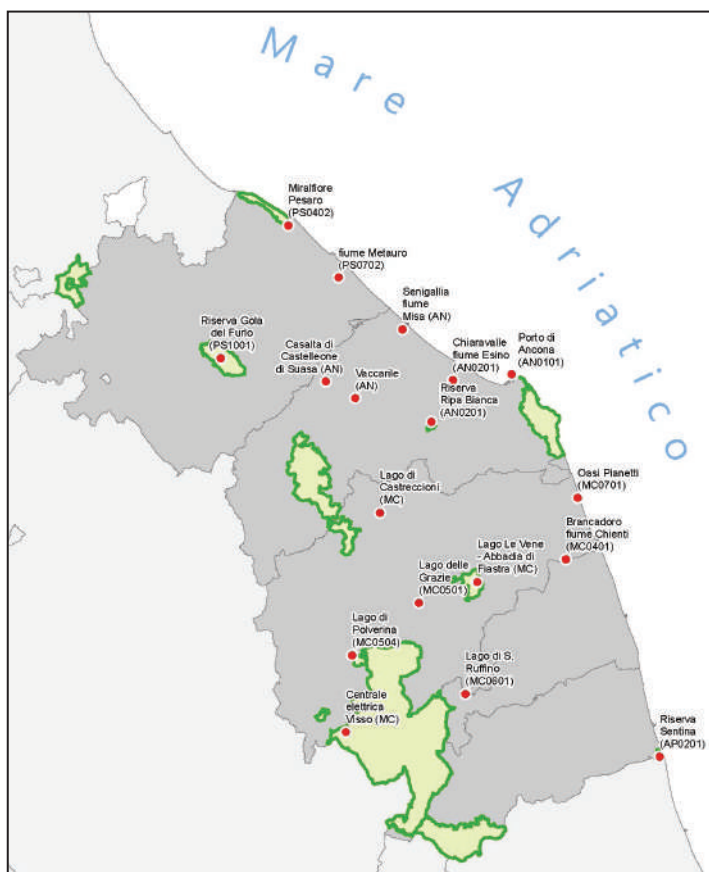


Figura 1. Dormitori di Cormorano nelle Marche dal 2013 al 2022, in relazione alle aree protette (tra parentesi le eventuali aree IWC).

Nel decennio di studio il numero dei dormitori sale in modo pressoché costante fino al valore massimo del 2021 (16 dormitori), risultato solo in parte potenzialmente addebitato ad un'azione di controllo più capillare sul territorio. Il numero degli individui svernanti risulta anch'esso in complessiva crescita, nonostante siano state registrate più ampie variazioni, con un valore massimo di 1.211 individui raggiunto nel 2019, ed un rapporto cormorani/dormitorio in progressiva diminuzione (Fig. 2, Tab. 1).

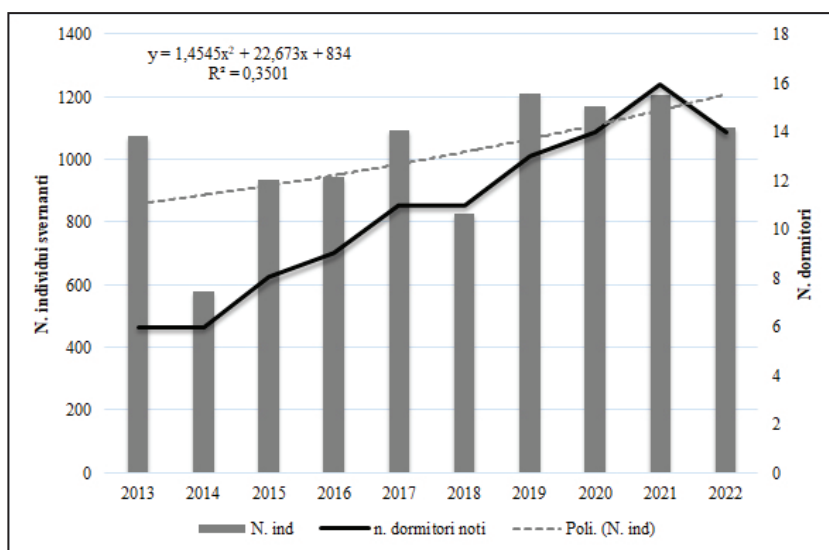


Figura 2. Cormorani svernanti e dormitori noti di Cormorano nelle Marche dal 2013 al 2022.

Tabella 1. Dormitori noti, cormorani svernanti e rapporto cormorani/dormitorio nelle Marche (2013-2022).

Anno	N. dormitori noti	N. cormorani svernanti	Cormorani/dormitorio
2013	6	1075	179,17
2014	6	578	96,33
2015	8	935	116,88
2016	9	944	104,89
2017	11	1094	99,45
2018	11	827	75,18
2019	13	1211	93,15
2020	14	1172	83,71
2021	16	1208	75,50
2022	14	1103	78,79

I siti con il maggior numero di individui si confermano il porto di Ancona (media 200 individui/anno) seguito dalla Gola del Furlo (media 182 individui/anno) e dal fiume Metauro (media 135 individui/anno). Tra i dormitori più assidui vi sono anche Ripa Bianca di Jesi, la Riserva della Sentina e alcuni dei laghi artificiali lungo il fiume Chienti (Tab. 2).

Tabella 2. Dormitori noti delle Marche con numeri medi di cormorani svernanti e anni di utilizzo (2013-2022).

* sono gli anni di monitoraggio effettivo, su siti occupati per un maggiore numero di anni

ID	Dormitorio Cormorano	N. medio ind.	N. anni utilizzo
1	Miralfiore Pesaro (PS0402)	101,5	8
2	fiume Metauro (PS0702)	135,6	10
3	Riserva Gola del Furlo (PS1001)	182,4	10
4	Senigallia fiume Misa (AN)	29,0	2
5	Chiaravalle fiume Esino (AN0201)	30,3	7
6	Riserva Ripa Bianca (AN0201)	57,8	10
7	Porto di Ancona (AN0101)	200,1	9
8	Vaccarile (AN)	51,6	5
9	Casalta di Castelleone di Suasa (AN)	31,0	2
10	Oasi Pianetti (MC0701)	70,6	5*
11	Brancadoro fiume Chienti (MC0401)	98,0	1
12	Lago delle Grazie (MC0501)	62,3	8*
13	Lago di Polverina (MC0504)	92,1	7
14	Lago di S. Ruffino (MC0601)	46,0	4
15	Lago di Castreccioni (MC)	14,5	2
16	Lago Le Vene - Abbazia di Fiastra (MC)	62,0	2*
17	Centrale elettrica Visso (MC)	67,0	1
18	Riserva Sentina (AP0201)	118,8	10

Nell'ambito dei singoli siti, si evidenzia come, nel corso dei 10 anni, il dormitorio del Furlo abbia registrato il crollo maggiore, dai 320 individui del 2013 ai 54 del 2022; percorso inverso ha fatto rilevare il dormitorio del Miralfiore di Pesaro che è passato dai 52 individui del 2015 ai 190 del 2022. Variazioni significative sono state rilevate anche in altri dormitori come il porto di Ancona, il lago di Polverina e la Sentina, dove i contingenti svernanti hanno mostrato ampia variabilità, con veloci aumenti e decrementi, probabile segno di una minore fidelizzazione ai diversi siti di riposo notturno.

Come già detto, il conteggio della classe dei giovani/immaturo è operazione complicata nei dormitori, tuttavia su un campione di dormitori per un totale di 4.040 individui, è stata calcolata una percentuale di giovani pari al 19%, con valori più alti al lago di Polverina (37%) e di San Ruffino (33%) e le percentuali minime in siti utilizzati

saltuariamente. Nel sito Gola del Furlo dove è stata maggiormente analizzata la percentuale giovanile, su 9 anni di indagine si è riscontrata un'ampia variabilità con valori massimi del 24% nel 2015 e minimi del 9% nel 2021.

I dormitori sono solitamente ubicati in ambiti naturali o poco antropizzati, sempre in posizioni poco evidenti e riparate; i dormitori sono infatti dislocati in parchi urbani, aste fluviali nei tratti medio-bassi, laghi e piccoli bacini artificiali (anche di irrigazione), aree costiere (Tab. 3).

Tabella 3. Caratteristiche dei siti utilizzati dal Cormorano come dormitorio.

Tipologia roost	N.	%
Alberi	16	89%
Scogliere	1	6%
Fili luce	1	6%
Totale	18	100
Gestione	N.	%
Parco Nazionale	1	6%
Riserva Naturale	4	22%
Oasi Faunistica	5	28%
Parco urbano	1	6%
Demanio	2	11%
Porto	1	6%
Area privata	4	22%
Totale	18	100
Tipologia disturbo	N.	%
No disturbo	13	72%
Caccia	3	17%
Antropico	2	11%
Totale	18	100

Il dormitorio è realizzato in prevalenza su vegetazione arborea; fanno eccezione le scogliere del Porto di Ancona e l'area di Cava Pianetti (MC), dove i cormorani sostano e passano la notte appollaiati lungo cavi della luce (Fig. 3), frequentati in modo diversificato da adulti e immaturi nei diversi mesi dell'anno.

Circa il 70% dei siti ricade in istituti di protezione della fauna o con qualche forma di tutela.

I dormitori possono essere condivisi con altre specie, solitamente con pochi individui: Airone cenerino, Garzetta, Airone bianco maggiore, Airone guardabuoi, Nitticora, Ibis sacro, Marangone minore. In alcuni casi, tuttavia, la presenza di altre specie diviene così massiccia da costituire grandi comunità plurispecifiche. Tra i casi di maggior

interesse sono Miralfiore di Pesaro in cui i cormorani condividono il dormitorio con Airone guardabuoi (266 nel 2022) e Marangone minore, Chiaravalle fiume Esino con Airone guardabuoi (da 350 a 420 tra il 2020 e il 2022), Oasi Pianetti sempre con Airone guardabuoi (155-165 individui nel periodo 2021/2022) e marangoni minori.



Figura 3. Dormitorio all'Oasi faunistica di Cava Pianetti (MC) l'11 gennaio 2022 (Foto M. Pascucci).

Nel corso del 2021 sono stati seguiti due dormitori situati su piattaforme di estrazione del gas, al largo delle coste maceratesi, individuati almeno 5 anni fa. I contingenti, 30-40 individui per dormitorio, non sono stati inseriti nel computo degli altri dormitori per le caratteristiche avulse dal territorio più tipicamente marchigiano, ma appare interessante evidenziare come una porzione dei cormorani che si alimenta sul mare o nelle prime aree interne, al tramonto si dirige al largo della costa per passarvi la notte.

Marangone minore *Microcarbo pygmaeus*

Nel periodo 2013-2022 sono stati individuati 7 dormitori (Fig. 4) così suddivisi per provincia:

- Provincia di Pesaro e Urbino: n. 3
- Provincia di Ancona: n. 2
- Provincia di Macerata: n. 2

I dormitori di Marangone minore presentano una distribuzione più costiera nelle Marche, rispetto al Cormorano.

L'evoluzione positiva del numero di dormitori e degli individui svernanti risulta abbastanza evidente, passando da una presenza sporadica nel 2013 ad una più consistente che interessa non solo il periodo invernale ma attualmente tutto l'anno, evidenziando tuttora un trend in crescita. Dai 29 individui del 2013 il contingente svernante rilevato è aumentato fino ai 486 marangoni del 2022 (Fig. 5, Tab. 4). Il rapporto marangoni/dormitorio appare anch'esso in continua crescita, nonostante il picco anomalo del 2018.

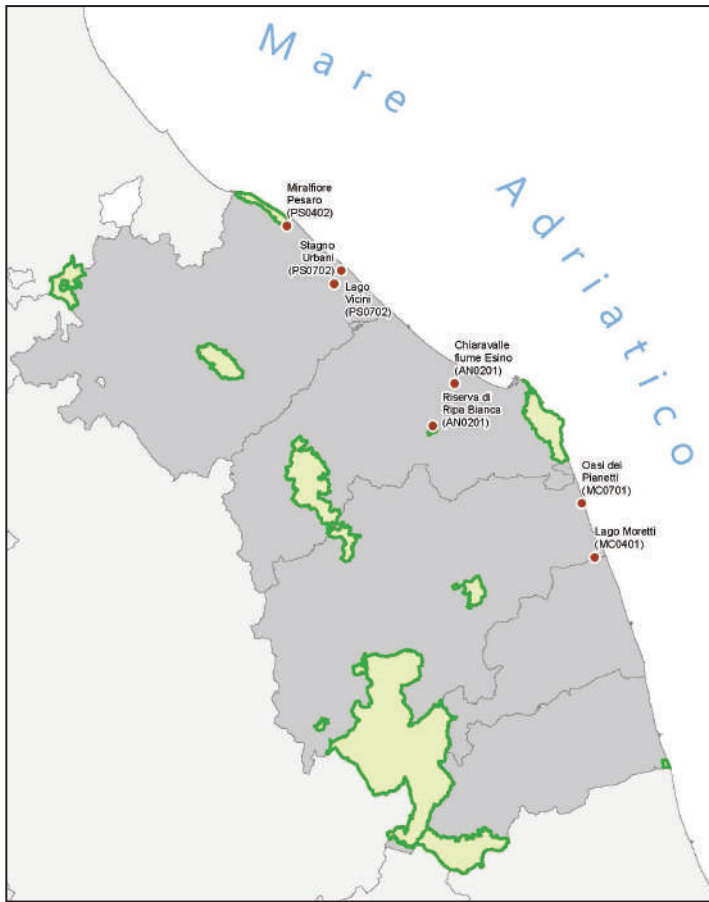


Figura 4. Dormitori di Marangone minore nelle Marche dal 2013 al 2022, in relazione alle aree protette (tra parentesi le eventuali aree IWC).

La colonizzazione dei diversi siti è risultata assai variabile nel tempo; i due siti storici rappresentati dal basso bacino del fiume Metauro (PU) e dalla Riserva Naturale Ripa Bianca di Jesi (AN), risultati più utilizzati nei primi anni dell'indagine, hanno visto variazioni anche molto importanti, pur rimanendo il complesso del basso Metauro il sito più importante per lo svernamento del Marangone minore (Tab. 5).

In questo comprensorio gli individui si sono travasati da un bacino all'altro (Stagno Urbani e Lago Vicini) a causa del disturbo, assicurando sempre una presenza numerosa. Il Miralfiore di Pesaro ha assunto un ruolo importante, probabilmente anche per la vicinanza con la Romagna, quale sito di svernamento, raggiungendo in due anni i 134 individui, in un dormitorio plurispecifico particolarmente interessante, che vede la presenza contemporanea e numerosa di marangoni, cormorani, aironi guardabuoi, aironi cenerini e taccole. Da evidenziare, infine, la situazione all'Oasi dei Pianetti dove l'insediamento

è probabilmente più recente (2020) ma i numeri sono diventati rapidamente interessanti.

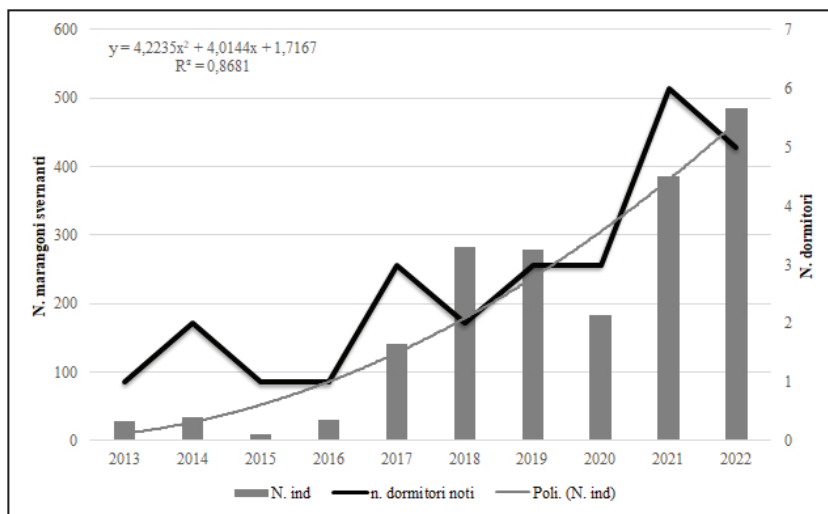


Figura 5. Individui svernanti e dormitori di Marangone minore nelle Marche dal 2013 al 2022.

Tabella 4. Dormitori noti, marangoni svernanti e rapporto marangoni/dormitorio nelle Marche (2013-2022).

Anno	N. dormitori noti	N. marangoni svernanti	Marangoni/dormitorio
2013	1	29	29
2014	2	35	17,5
2015	1	10	10
2016	1	31	31
2017	3	141	47
2018	2	283	141,5
2019	3	279	93
2020	3	183	61
2021	6	387	64,5
2022	5	486	97,2

Anche per i marangoni, i dormitori sono ubicati in ambiti naturali, spesso in posizioni riparate e poco evidenti, dislocati in parchi urbani, tratti medio-bassi delle aste fluviali, aree costiere (Tab. 6).

Il dormitorio è realizzato sempre su vegetazione arborea ed alto arbustiva, in aree di protezione o aree private interdette al transito.

Tabella 5. Dormitori noti delle Marche con numeri medi di marangoni svernanti e anni di utilizzo (2013-2022).

ID	Dormitorio Marangone minore	N. medio ind.	N. anni utilizzo
1	Miralfiore Pesaro (PS0402)	86,0	2
2	Stagno Urbani (PS0702)	76,8	9
3	Lago Vicini (PS0702)	196,0	2
4	Chiaravalle fiume Esino (AN0201)	40,0	2
5	Riserva di Ripa Bianca (AN0201)	40,0	8
6	Lago Moretti (MC0401)	26,0	1
7	Oasi dei Pianetti (MC0701)	61,0	3

Tabella 6. Caratteristiche dei siti utilizzati dai marangoni come dormitorio.

Tipologia roost	N.	%
Alberi	7	100%
Totale	7	100
Gestione	N.	%
Riserva Naturale	1	14%
Oasi Faunistica	3	43%
Parco urbano	1	14%
Area privata	2	29%
Totale	7	100
Tipologia disturbo	N.	%
No disturbo	6	86%
Caccia	1	14%
Totale	7	100

DISCUSSIONE

Il processo di colonizzazione del territorio marchigiano da parte delle specie acquatiche prosegue, nonostante la ridotta estensione delle zone umide regionali; in questo contesto le due specie di cormorani mostrano di insediarsi in habitat acquatici sempre più esigui e disturbati, adattandosi a nicchie ecologiche minori e mostrando solo parziale fidelizzazione ad alcuni dei principali siti di svernamento.

La conquista invernale delle Marche, già iniziata negli anni '80, negli ultimi 10 anni è divenuta sempre più diffusa; la dislocazione dei siti evidenzia una distribuzione del Cormorano sia lungo la fascia costiera che nel medio-basso corso dei fiumi marchigiani, confermando così un'evoluzione della presenza verso contesti ambientali diversificati, pur in mancanza di bacini lacustri interni di grandi dimensioni come avviene ad esempio per l'Umbria, ma in continuità con l'Emilia Romagna (Tinarelli *et al.*, 2010).

Il trend positivo del Cormorano, tuttavia, appare in realtà meno accentuato di quanto sembri, con un incremento complessivo del 2,6% della popolazione svernante dal 2013 al 2022, pur se i picchi intermedi risultano più elevati. La distribuzione del Cormorano in periodo invernale, infatti, ha inizialmente interessato pochi grandi dormitori, intorno ai quali si è sviluppato l'interesse del monitoraggio, per poi diluirsi in più siti, con contingenti inferiori e con elevata mobilità sul territorio, dovuta in parte alla disponibilità di cibo ma soprattutto ad un crescente disturbo antropico (diretto e indiretto) che tende a mobilitare i dormitori, soprattutto quelli più piccoli e recenti. In effetti il territorio marchigiano appare abbastanza urbanizzato, con poche aree umide integre o con poco disturbo, con un utilizzo di tipo ricreativo e turistico in forte aumento nel periodo primaverile ed estivo. In altre parole, l'incremento numerico del Cormorano potrebbe avere raggiunto una situazione vicina all'equilibrio tra disponibilità dei siti e del cibo, ma con una più ampia distribuzione sul territorio e concentrazioni che si alternano tra i diversi siti di svernamento. A ciò si aggiunge una maggior presenza in periodo invernale anche nelle aree interne, essendo la specie segnalata in alimentazione perfino negli alti bacini fluviali (ad esempio il Metauro e l'Esino), a ridosso della dorsale umbro-marchigiana.

Nel caso del Marangone minore, l'incremento del decennio è decisamente più marcato (in termini percentuali l'aumento è addirittura del 1.576%), passando dai 29 individui del 2013 ai 486 del 2022. In questo caso l'espansione è originata probabilmente dall'ampliamento dell'areale sia estivo che invernale che ha interessato l'alto Adriatico, trovando habitat idonei e spingendosi gradualmente a sud, così come evidenziato dalla colonizzazione di dormitori nel pesarese, e più recentemente nel macedone (Oasi di Pianetti). Il trend positivo appare ancora in atto e lontano da una stabilizzazione, considerati anche i recenti casi di nidificazione a livello regionale.

Si conferma, infine, il legame dei dormitori invernali con istituti di protezione (Parco Nazionale, Riserva Statale o Regionale, SIC, ZPS, Oasi di protezione faunistica), seppure non in via esclusiva.

Nonostante una presenza ormai consolidata in periodo invernale nelle Marche, queste specie non sembrano ancora aver raggiunto elevati livelli di percezione di pericolosità nei confronti delle popolazioni ittiche amatoriali o industriali. Va, tuttavia, sottolineato che sono in aumento le richieste di intervento, soprattutto da parte delle associazioni di pescatori sportivi, di limitazione del numero di cormorani, di cui è noto l'impatto sulle popolazioni ittiche (vedi ad esempio Delmastro *et al.*, 2015); a livello regionale non ci sono dati dell'impatto predatorio sull'ittiofauna, ma va riconosciuto che la presenza assidua, ancorché numericamente limitata, in bacini fluviali con portate ridotte possa rappresentare un potenziale problema per le popolazioni ittiche di maggior interesse conservazionistico.

Per contro, è possibile che i cormorani possano costituire un contenimento alla diffusione di specie ittiche alloctone invasive.

Ringraziamenti. Si ringrazia per la collaborazione Francesco Bocci, Marco Cardinali, Nicola Felicetti, Giulio Ferroni, Fabrizio Franconi, Simone Marochi, Marco Mattioli, Massimo Mozzoni, Carlo Nardi, Fiorenzo Nicolini, Antonio Pettinari, Fabio Piccinetti, Nazzareno Polini, Francesco Renzini, Giuliana Violoni.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Cherubini G., Santolini R. & Serra L., 1997. Cormorant wintering in Italy: numbers and trends. In: Baccetti N. & Cherubini G. (eds.). IV European Conference on Cormorants. Suppl. Ric. Biol. Selv., XXVI: 363-366.
- Baccetti N. & Corbi F., 1988. Lo svernamento del Cormorano in Italia. 19. Note conclusive. In: Baccetti N. (red.). Lo svernamento del Cormorano in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selv., XV: 151-156.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume I. *Anatidae-Alcidae*. Edizioni Belvedere, Latina. "Historia naturae" (6), pp. 512.
- BirdLife International, 2021. European Red List of Birds. Luxembourg: Publications Office of the European Union.
- Carpegna F., Grieco F., Grussu M., Veronesi E. & Volponi S., 1997. The Italian breeding population of Cormorant (*Phalacrocorax carbo*). In: Baccetti N. & Cherubini G. (eds.). IV European Conference on Cormorants. Suppl. Ric. Biol. Selv., XXVI: 81-87.
- Delmastro G., Boano G., Lo Conte P., Fenoglio S., 2015. Great cormorant predation on Cisalpine pike: a conservation conflict. European Journal of Wildlife Research, 61: 743-748.
- Fraissinet M., Argenio A., Balestrieri R., De Rosa D., Campolongo C., Cavaliere V., D'Antonio C., Giannotti M., Mancuso C., Mastronardi D., Pesino E., Picciocchi S., Lenza R., Simeone M., Zeccolella D., 2008. Dieci anni di svernamento del Cormorano (*Phalacrocorax carbo sinensis*) in Campania: 1997/1998 – 2006/2007. Picus, 34 (66): 113-120.
- Giacchini P., 2003. Check-list degli uccelli delle Marche. Riv. ital. Orn., 73 (1): 25-45.
- Giacchini P., Cavaliere C., Feriozzi D., Gambelli P., Pascucci M., Zazzini A., 2015. Lo svernamento del Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) nelle Marche. Il ruolo dei dormitori notturni. XVIII Conv. Ital. Ornitologia, Caramanico Terme (PE) 17-20 settembre 2015. Programma e Abstract: 53.
- Giacchini P., Forconi P., Fusari M., Gambelli P., Marini G., Mencarelli M., Morganti N., Morici F., Pascucci M., Polini N., Pruscini F., 2016. Aggiornamento dell'avifauna nidificante nelle Marche. Alula, XXIII (1-2): 89-92.
- Giacchini P., Pascucci M., Cavaliere C., Fanesi F., Feriozzi D., Gambelli P., Tarsetti C., Zazzini A., 2019. Svernamento di cormorano e marangone minore nelle Marche: evoluzione e aggiornamenti. In: Balestrieri R., Bazzi G. (a cura di). Libro degli Abstract. XX Convegno Italiano di Ornitologia: 93.
- Keller V., Herrando S., Vorisek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., Marti D., Anton M., Klanova A., Kalyakin M.V., Bauer H.-G. & Foppen R.P.B., 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Pandolfi M. & Santolini R., 1988. Lo svernamento del cormorano in Italia (11. Marche). In: Baccetti N. (red.), Lo svernamento del cormorano in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selv. XV: 75-78.
- Tinarelli R., Giannella C., Melega L. (a cura di), 2010. Lo svernamento degli uccelli acquatici in Emilia-Romagna: 1994-2009. Regione Emilia-Romagna & ASOER ONLUS. Tecnograf, Reggio-Emilia, 344 pp.
- Volponi S. & CorMoNet.it, 2013. Status of the breeding population of Great Cormorants in Italy. Danish Centre for Environment and Energy report 22: 59-64.

CENSIMENTO DI ANATIDI, PODICIPEDI E FOLAGA *Fulica atra* IN PERIODO AUTUNNO-INVERNALE NEL PARCO SOVRACOMUNALE DI SAN LORENZO (LOMBARDIA, ITALIA SETTENTRIONALE)

NUNZIO GRATTINI ⁽¹⁾ & ALICE FORONI ⁽²⁾

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

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

Abstract – Censiment of Anatids, Grebes and Eurasian Coot *Fulica atra* in the Sovracomunal Park of San Lorenzo (Lombardy, North Italy). In the recent past, Po Plain territory has been subjected to considerable human exploitation which has led to the gradual disappearance of most of the original habitats. Currently, much biodiversity is concentrated within the residual natural area and artificial areas that have been restored and waterbirds are good indicators of wetland quality. In this context, between the beginning of October and mid-March of the 2019-2022 period, a 10-day survey of Anatidae, Podicipedidae and Eurasian Coot *Fulica atra*, was conducted in three artificial quarries, with the aim of assessing the anthropogenic impact on the ornithic species present in these habitats. The results show a statically significant difference between the oasis quarry and the other two quarries affected by high anthropogenic disturbance for all three observation periods. Three species were always present: *Anas platyrhynchos*, *Tachybaptus ruficollis*, *Podiceps cristatus*. Thus, anthropogenic disturbance to ornithic species is most evident in endangered habitats or outdoor recreational areas; limiting human presence, however, means reducing the public value of these areas.

INTRODUZIONE

Nel recente passato il territorio della Pianura Padana è stato sottoposto ad un notevole sfruttamento antropico che ha determinato la graduale scomparsa della maggior parte degli habitat originari. In questo contesto gran parte della biodiversità è attualmente concentrata all'interno delle aree naturali residue e di quelle artificiali che sono state oggetto di interventi di ripristino (Jefferson, 1984; Rubolini *et al.*, 1997). Le cave non più utilizzate e abbandonate rappresentano ottimi esempi di ambienti semi-naturali acquatici, di grande ricchezza e interesse conservazionistico, in particolare se inserite in aree fortemente antropizzate, nelle quali divengono luoghi ideali di protezione per specie rare e minacciate (Jefferson, 1984). Gli uccelli acquatici sono considerati degli ottimi indicatori della qualità delle zone umide stesse, e sono largamente utilizzati come parametri di valutazione dei ripristini ambientali e della biodiversità locale (Weller, 1999). È noto che molte specie, infatti, sono legate totalmente o parzialmente durante il loro ciclo vitale alle zone umide. Il monitoraggio di queste aree assume di conseguenza un ruolo di primaria importanza, in quanto permette di ottenere informazioni sulla loro evoluzione, sugli elementi di qualità e sulle criticità presenti.

L'importante ruolo delle cave nella tutela e nella conservazione della biodiversità è già stato dimostrato, anche nel contesto italiano (Azzolini, 1977; Amato & Semenzato,

1988; Stival *et al.*, 2010; Assandri & Marotto, 2013; Grattini *et al.*, 2020).

In questo contesto, i parchi urbani sono molto importanti in quanto contribuiscono sia alla salute umana, sia al mantenimento di habitat per gli animali selvatici (Felappi *et al.*, 2020). La diversità degli uccelli all'interno dei parchi urbani, comunque, sembra più legata a fattori naturali che antropici, tuttavia, queste aree sono interessate da attività ricreative da parte dell'uomo (Machar *et al.*, 2022).

Il fine di questo studio è quello di verificare se ci siano effetti sensibili sulla comunità locale degli uccelli presenti nella cava adibita ad oasi naturale e le due cave da pesca interessate da notevole disturbo antropico.

AREA DI STUDIO

Il Parco San Lorenzo si trova nel territorio comunale di Pegognaga (Mantova, Italia) (10° 52'35.11"E / 44° 59'16.00"N) al centro della Pianura Padana a sud del fiume Po, ad una altitudine di 14 m s.l.m. Il Parco ha un'estensione di circa 56 ettari, 12 dei quali destinati ad "oasi naturale", mentre i restanti 44 ettari sono adibiti a parco pubblico. L'area è diversificata dalla presenza di 4 laghi, originatisi dall'attività di estrazione dell'argilla terminata negli anni '70-'80 del secolo scorso. I bacini lacustri occupano una superficie complessiva di circa 20 ettari e hanno una profondità massima di circa 11 metri. Il Parco è stato istituito nel febbraio 1990 e nel 1992 sono iniziati i primi interventi di ripristino ambientale finalizzati alla realizzazione di sentieri naturali e aree verdi. La conseguente e massiccia piantumazione di alberi e arbusti (*Salix alba*, *Populus alba*, *Juglans regia*, *Carpinus betulus*, *Ulmus minor*, *Crataegus monogyna*, *Prunus avium* e *Frangula alnus*) attualmente mostra un discreto grado di crescita e delimita uniformemente gli argini dei bacini, in particolare nell'area protetta denominata "Oasi Falconiera". Nel Parco sono inoltre presenti alcune piccole formazioni elofitiche, costituite principalmente da *Phragmites australis*, mentre i tifeti di *Typha latifolia* e *T. angustifolia* occupano aree sempre più ristrette e frammentate a partire dai primi anni '2000, a causa dei naturali processi evolutivi di successione ecologica della fitocenosi palustre delle zone umide, nonché l'elevata presenza di *Myocastor coypus* che contribuisce al danneggiamento e al peggioramento di tale vegetazione (Battisti, 2006; Cecere & Ravara, 2007; Grattini & Nigrelli, 2019).

METODI

Tra l'inizio di ottobre e la metà di marzo del periodo 2019-2022 è stata condotta, in tre cave (denominate cava oasi, cava grande e cava piccola), un'indagine per decade (totale 17 uscite x periodo) su *Anatidae*, *Podicipedidae* e Folaga *Fulica atra* (Fig. 1). Durante il censimento, ogni sessione di monitoraggio è stata sempre effettuata nei medesimi punti di osservazione, in condizioni meteorologiche di vento assente, assenza di pioggia e di foschie spesso presenti nell'area di studio. Ogni sessione ha avuto una durata di circa due ore.

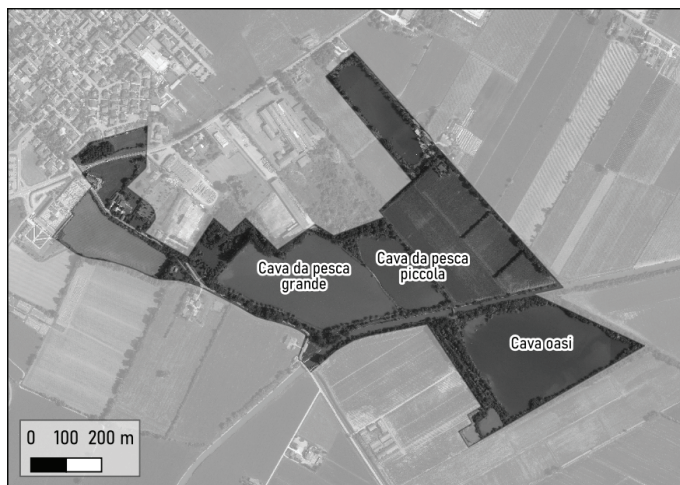


Figura 1. Area di studio con le tre cave oggetto di indagine: cava oasi, cava da pesca grande, cava da pesca piccola.

Analisi statistiche

Per le analisi statistiche è stato utilizzato il software R (R Core Team, 2018). Innanzitutto, è stato effettuato un test preliminare per verificare la normalità dei dati, ossia il test di Shapiro. Per confrontare i dati tra le tre cave è stato utilizzato il test di Kruskal-Wallis (Kruskal & Wallis, 1952). Questo test è il corrispondente non parametrico del test ANOVA e solitamente viene utilizzato quando non si può assumere una distribuzione normale dei dati e quando i campioni da analizzare sono tre o più. In seguito, è stato effettuato un test di Wilcoxon per dati appaiati per verificare tra quali cave vi fosse una differenza statisticamente significativa per il numero di uccelli presenti.

RISULTATI

Durante i tre anni di indagine tre specie sono risultate sempre presenti: Germano reale *Anas platyrhynchos*, Tuffetto *Tachybaptus ruficollis*, Svasso maggiore *Podiceps cristatus*. *Anas platyrhynchos* è risultata la specie più abbondante con una media rispettivamente nei tre periodi di 438, 447,91 e 554,99 individui per decade. Mentre la media di *Tachybaptus ruficollis* è risultata di 5,30, 6,17 e 7,94 individui, *Podiceps cristatus* di 7,6, 9,35 e 7,23 individui.

Il test di Shapiro indica che i dati relativi alle tre cave ottenuti nei periodi 2019/20; 2020/21; 2021/22, non sono distribuiti in modo normale (rispettivamente $W = 0.19465$, $p\text{-value} = 1.01\text{e-}11$; $W = 0.19575$, $p\text{-value} = 1.03\text{e-}11$; $W = 0.19533$, $p\text{-value} = 1.022\text{e-}11$).

È quindi stato effettuato un test di Kruskal-Wallis tra le cave, per i diversi periodi. Come si evince dal $p\text{-value}$ ($p\text{-value} < 0.05$), esiste una differenza significativa del numero di uccelli osservati nelle tre cave, in tutti i periodi analizzati (Tab. 1).

Inoltre, è stato effettuato un test post-hoc per dati appaiati, per evidenziare eventua-

li differenze significative nel numero di uccelli avvistati. Come si può vedere in (Tab. 1), per tutti e tre i periodi di osservazione si ha una differenza significativa tra la cava oasi (protetta) e le altre due cave da pesca (cava piccola e cava grande). Non si riscontra una differenza statisticamente significativa tra la cava grande e la cava piccola.

Tabella 1. Nei tre periodi il test di Kruskal-Wallis evidenzia una differenza significativa tra le tre cave.

Test Kruskal-Wallis		
Anno	Chi-squared	p-value
2019/20	19.182	6,83E-02
2020/21	17.116	0.000192
2021/22	11.341	0.003447

Tabella 2. Test di Wilcoxon dai p-value per dati appaiati mostrano una differenza significativa tra la cava oasi e le altre due cave (cava piccola e cava grande) per tutti e tre i periodi di osservazione.

Test di Wilcoxon (p-value)		
<i>Anno 2019/20</i>		
	Cava grande	Cava oasi
Cava oasi	0.00084	
Cava piccola	0.72805	0.00088
<i>Anno 2020/21</i>		
	Cava grande	Cava oasi
Cava oasi	0.0013	
Cava piccola	0.8520	0.0020
<i>Anno 2021/22</i>		
	Cava grande	Cava oasi
Cava oasi	0.012	
Cava piccola	0.518	0.022

DISCUSSIONE

Le osservazioni riportate, condotte durante il periodo di questo studio, hanno evidenziato l'importanza del Parco San Lorenzo come area di migrazione e svernamento degli uccelli acquatici. L'indagine effettuata dimostra come la cava adibita ad oasi naturale e protetta abbia una ricchezza decisamente superiore alle due cave da pesca (cava grande e cava piccola) dove, invece, vi è una pressione antropica decisamente rilevante. Limitare il numero di visitatori nelle due cave pubbliche potrebbe contribuire ad un aumento della comunità ornitica del Parco San Lorenzo, ma questo beneficio va soppesato con i costi in termini di minore educazione e sensibilizzazione del pubblico. L'interesse delle persone a visitare i rifugi della fauna selvatica è di indubbio impatto,

principalmente negli habitat altamente minacciati (zone umide) e nelle aree ricreative all'aperto (parchi nazionali e riserve naturali) che ospitano specie in via di estinzione o rare (Fernández-Juricic, 2000). Il quadro delle conoscenze discusso in questo lavoro può rappresentare un punto di partenza per valutazioni di ordine gestionale e per la valorizzazione dell'area in un'ottica di incremento sostenibile. Le attività ricreative umane sono spesso considerate come potenziali minacce alla biodiversità, in quanto si limita l'accesso degli animali a risorse che altrimenti sarebbero sfruttate. Poiché l'accesso per le aree faunistiche è uno dei mezzi principali per aumentare il loro valore pubblico, e quindi la pressione per conservarli, è chiaramente fondamentale essere in grado di identificare con precisione quando la presenza umana è una minaccia per la conservazione e quando non lo è.

Per tutelare maggiormente il Parco San Lorenzo si auspica una nuova sensibilità verso la conservazione della natura volta a disporre le politiche dello sviluppo sostenibile tramite il coinvolgimento di un numero elevato di soggetti economici, sociali ed enti pubblici a più livelli, per rivalutare l'area oggetto di indagine.

Ringraziamenti. Per la collaborazione in alcuni censimenti ringraziamo gli amici Massimo Crema, Giorgio Nigrelli, Marco Simonazzi. Ringraziamo inoltre Giulia Caramaschi del Comune di Pegognaga per aver concesso l'autorizzazione all'indagine all'interno del Parco.

BIBLIOGRAFIA

- Amato S. & Semenzato M., 1988. Sull'avifauna di alcune cave dell'entroterra veneziano: 3. Lav. Soc. Ven. Sc. Nat., 13: 115-133.
- Assandri A. & Marotto P., 2013. L'avifauna della cava dei Ronchi di Montanaro (TO) e il suo interesse conservazionistico. Rivista piemontese di Storia naturale, 2013, 34: 267-306.
- Azzolini A., 1977. Sull'avifauna di alcune cave dell'entroterra veneziano. Soc. Ven. Sc. Nat. - Lavori, 2: 50-55.
- Battisti C., 2006. I disturbi antropogenetici. In: C. Battisti (ed.). Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi editore: pp. 333-383.
- Cecere F. & Ravara S., 2007. Variazione della comunità ornitica nidificante nella Riserva naturale Le Bine (Mantova-Cremona). Alula, 14: 9-37.
- Felappi, J.F., Sommer, J.H., Falkenberg, T., Terlau W. & Kotter T., 2020. Green infrastructure through the lens of "one health": a systematic review and integrative framework uncovering synergies and trade-offs between mental health and wildlife support in cities. Sci. Total Environ. Dec 15; 748:141589. doi: 10.1016/j.scitotenv.2020.141589.
- Fernández-Juricic E., 2000. Local and Regional Effects of Pedestrians on Forest Birds in a Fragment Landscape. The Condor 102: 247-253.
- Grattini N. & Nigrelli G., 2019. Variazione della comunità ornitica nidificante nel Parco San Lorenzo (Pegognaga, Mantova) dal 2008 al 2018. Alula, 26 (1-2): 85-94.
- Grattini N., Crema M., Novelli F., Bellintani S. & Nigrelli G., 2020. La comunità degli uccelli acquatici svernanti in cave artificiali del mantovano. Uccelli d'Italia, 45: 5-14.
- Jefferson R.G., 1984. Quarries and wildlife conservation in the Yorkshire Wolds, England. Biological Conservation, 29: 363-380.
- Kruskal W. H. & Wallis W. A., 1952. Use of Ranks in One-Criterion Variance Analysis. Journal of the American Statistical Association. Vol. 47, No. 260 (Dec., 1952), pp. 583-621.

- Machar I., Simek P., Schlossàrek M., Pechanec V., Petrovic F., Brus J., Spinlerová Z. & Sejak J., 2021. Comparison of bird diversity between temperate floodplain forests and urban parks. *Urban Forestry & Urban Greening*, 67(1): 127427.
- Rubolini D., Gottardi G. & Bonicelli F., 1997. L'avifauna di un bacino lacustre artificiale: la cava Boscaccio di Gaggiano (MI), *Avocetta*, 21: 138.
- Stival E., Pegorer M. & Basciutti P., 2010. L'avifauna del SIC e ZPS IT3250016 "Cave di Gaggio". *Boll. Mus. St. Nat. Venezia*, suppl. al vol. 61: 171-179.
- Weller M.W., 1999. *Wetland Birds. Habitat Resources and Conservation Implications*. Cambridge University Press. Cambridge.

LA STAZIONE DI INANELLAMENTO ORNITOLOGICO 'TORRE FLAVIA': TREND PLURIENNALE (2001-2021) E CONSIDERAZIONI METODOLOGICHE

DANIELE IAVICOLI, ALBERTO SORACE & CORRADO BATTISTI

Stazione di ricerca LTER (Long Term Ecological Research) 'Torre Flavia', Servizio Aree protette, Città Metropolitana di Roma Capitale - Via G. Ribotta, 41 - 00144 Roma (daniele.iavicoli@gmail.com; soracealberto8@gmail.com; c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Abstract – The 'Torre Flavia' ringing station: data on multi-year range (2001-2021) and methodological considerations. We report data on the 'Torre Flavia' bird ringing station (Latium, central Italy) on the 2001-2021 time range, analyzing them every seven years (2001, 2007, 2014, 2021), in order to evaluate possible avian responses to a set of natural and anthropogenic events that took place locally (water stress, aging of reedbeds, environmental restoring). Although in previous investigations on breeding and wintering birds of the study area, carried out with a set of different sampling methods (mapping, point counts, line transects, atlases), clear responses of species frequencies and community parameters to these events were highlighted, in our study using the ringing data (applied on post-breeding migratory birds), we did not observed responses. This may be due to the sampling period that is only partially superimposed on the events and, therefore, poor representative with respect to the large-scale species dynamics: indeed, migratory birds, moving on wide distances and using the study site as stop-over, can respond differently to stress at local scale. To record clear responses to environmental stress using ringing techniques, it may be necessary to obtain samples numerically, spatially and temporally more representative, based on more fine-grained before-after sampling design.

INTRODUZIONE

Il monitoraggio ornitologico nelle aree protette può essere utile per registrare gli andamenti a lungo termine di specie e comunità, anche in risposta a cambiamenti strutturali negli ecosistemi avvenuti a seguito di dinamiche naturali e di eventi antropogeni, derivanti sia da minacce esterne che da azioni a tutela promosse dalle stesse aree protette (es. ripristini ambientali; Clarkson *et al.*, 2003). Tali indagini possono indirizzare le azioni di gestione (e.g. Hunter, 1990).

Tra le metodologie utilizzate per ottenere serie temporali su lunghi archi di tempo, rientrano mappaggi, transetti, atlanti a scala locale, stazioni di ascolto e tecniche di inanellamento (Sutherland, 2006). Ognuna di queste metodiche possono mostrare punti di forza e di debolezza in circostanze differenti. Per questo motivo esse dovrebbero essere finalizzate ad ottenere informazioni specifiche in funzione di determinati obiettivi, utilizzando specifici disegni di campionamento.

In questo lavoro si riportano i dati sulle specie catturate, le frequenze relative e gli indici strutturali delle comunità per il periodo 2001-2021, ottenuti presso la stazione di inanellamento scientifico dell'avifauna sita presso il Monumento naturale 'Palude di Torre Flavia' (Italia centrale), estrapolando gli anni con cadenza settennale (2001, 2007, 2014, 2021), allo scopo di delineare eventuali trends. In questo arco di tempo

sono avvenuti importanti eventi di origine naturale e antropogena: a tal proposito un obiettivo specifico del lavoro è stato quello di analizzare, in via estremamente preliminare ed esplorativa, i patterns inter-annuali di specie e comunità anche in relazione alla risposta verso alcuni eventi che hanno caratterizzato la storia del sito (2001: stress idrico; 2017: ripristino ambientale con ampliamenti della zona umida; 2001-2021: progressivo invecchiamento del canneto).

AREA DI STUDIO

L'area di studio, situata lungo il litorale tirrenico, è inserita nel Monumento naturale "Palude di Torre Flavia" (Ladispoli, Cerveteri; Provincia di Roma; 41° 58' N - 12° 03' E; Zona Speciale di Conservazione Dir. 79/409/CE; IT6030020; per una descrizione approfondita: Battisti, 2006). Essa rappresenta un frammento di ambiente umido con una propria eterogeneità interna (43 ha) e rientra nella Regione climatica mediterranea (Blasi, 1994). Nell'area di studio le comunità ornitiche presenti in periodo riproduttivo, di svernamento e di passo migratorio sono state studiate con metodi differenti (e.g., Sorace *et al.*, 2001; Sorace *et al.*, 2003; Battisti *et al.*, 2004, 2005; Battisti & Sorace, 2006; per una sintesi dei lavori: Battisti *et al.*, 2021).

La stazione di inanellamento scientifico, attiva dal 2001 al 2014 (Sorace *et al.*, 2015), ha ripreso l'attività di monitoraggio della migrazione post riproduttiva dei Passeriformi nel 2021, mantenendo invariato il periodo di campionamento, l'impianto di cattura ed i metodi di indagine.

MATERIALI E METODI

L'impianto di cattura, posto lungo gli argini dei canali che si inoltrano all'interno del canneto a *Phragmites australis* in una zona della palude chiusa al pubblico e riservata all'attività d'inanellamento, è costituito da 10 reti mist-nets (lunghezza 12 m, altezza 2,40 m, 4 sacche con maglia 16x16 mm), per un totale di 120 m di rete. Le catture sono avvenute per 6 ore a partire dall'alba nel periodo compreso tra il 15 ottobre ed il 7 novembre, per 24 giorni consecutivi. Tutti gli individui catturati sono stati inanellati con gli anelli forniti da ISPRA raccogliendo da ciascun individuo le consuete misure morfologiche e morfometriche (lunghezza ala, III remigante, tarso, peso, grasso e muscolo; Magnani *et al.*, 2000).

Dall'intero periodo di raccolta dati sono stati estrapolati i dati relativi agli anni 2001, 2007, 2014, 2021, mantenendo una frequenza uniforme di 7 anni tra i periodi selezionati.

Dai dati individuali sono stati ottenuti indici di frequenza relativa, e alcuni indici di struttura di comunità (n specie, indice di diversità di Shannon, dominanza di Simpson, evenness, ricchezza normalizzata di Margalef: per una descrizione degli indici: Magurran, 2004). Per la comparazione delle frequenze è stato utilizzato il test del χ^2 utilizzando il software PAST ver. 1.89 (Hammer *et al.*, 2001).

RISULTATI

I dati relativi alle singole specie sono riportati in Tab. 1 (n tot: 3040 ind.). *Remiz pendulinus*, *Emberiza schoeniclus*, *Phylloscopus collybita*, *Acrocephalus melanopogon* sono risultate sempre dominanti nei 4 anni selezionati nel periodo 2001-2021. Tutte le cinque specie con almeno 30 contatti/anno hanno mostrato differenze significative nelle frequenze comparate tra gli anni selezionati (*Remiz pendulinus*: $\chi^2 = 209,21$; $p < 0,001$; *Emberiza schoeniclus*: $\chi^2 = 36,581$; $p < 0,001$; *Phylloscopus collybita*: $\chi^2 = 132,08$; $p < 0,001$; *Erithacus rubecula*: $\chi^2 = 12,975$; $p < 0,005$; *Acrocephalus melanopogon*: $\chi^2 = 13,614$; $p < 0,05$; in tutti i casi: 3 g.l.).

Tabella 1. Frequenze relative delle specie inanellate nei sette anni selezionati nel periodo 2000-2021, in ordine decrescente. In grassetto, le specie dominanti.

	2001		2007		2014		2021	
Specie	N	Fr	n	fr	n	fr	n	fr
<i>Remiz pendulinus</i>	262	0,311	93	0,151	354	0,356	42	0,072
<i>Emberiza schoeniclus</i>	233	0,276	128	0,208	164	0,165	110	0,187
<i>Phylloscopus collybita</i>	114	0,135	196	0,319	177	0,178	204	0,348
<i>Erithacus rubecula</i>	42	0,05	53	0,086	92	0,092	48	0,082
<i>Acrocephalus melanopogon</i>	80	0,095	33	0,054	64	0,064	56	0,095
<i>Cettia cetti</i>	7	0,008	25	0,041	22	0,022	17	0,029
<i>Saxicola torquatus</i>	34	0,04	14	0,023	7	0,007	13	0,022
<i>Acrocephalus scirpaceus</i>	6	0,007	4	0,007	25	0,025	9	0,015
<i>Alcedo atthis</i>	3	0,004	7	0,011	16	0,016	8	0,014
<i>Turdus merula</i>	5	0,006	5	0,008	15	0,015	13	0,022
<i>Cisticola juncidis</i>	4	0,005	8	0,013	7	0,007	6	0,01
<i>Turdus philomelos</i>	1	0,001	4	0,007	9	0,009	2	0,003
<i>Sylvia atricapilla</i>	3	0,004	2	0,003	7	0,007	20	0,034
<i>Chloris chloris</i>	13	0,015	1	0,002	1	0,001	0	0
<i>Passer italiae</i>	10	0,012	0	0	2	0,002	2	0,003
<i>Luscinia svecica</i>	1	0,001	4	0,007	5	0,005	4	0,007
<i>Troglodytes troglodytes</i>	0	0	1	0,002	1	0,001	1	0,002
<i>Prunella modularis</i>	0	0	0	0	0	0	3	0,005
<i>Motacilla alba</i>	0	0	15	0,024	0	0	1	0,002
<i>Acrocephalus arundinaceus</i>	4	0,005	4	0,007	2	0,002	1	0,002
<i>Passer montanus</i>	4	0,005	1	0,002	0	0	1	0,002
<i>Sylvia melanocephala</i>	2	0,002	1	0,002	1	0,001	2	0,003
<i>Regulus regulus</i>	3	0,004	1	0,002	4	0,004	0	0

	2001		2007		2014		2021	
Specie	N	Fr	n	fr	n	fr	n	fr
<i>Hirundo rustica</i>	1	0,001	1	0,002	1	0,001	0	0
<i>Acrocephalus schoenobaenus</i>	0	0	0	0	1	0,001	3	0,005
<i>Sturnus vulgaris</i>	1	0,001	4	0,007	3	0,003	2	0,003
<i>Parus major</i>	0	0	0	0	3	0,003	7	0,012
<i>Phoenicurus ochruros</i>	0	0	1	0,002	1	0,001	1	0,002
<i>Carduelis carduelis</i>	1	0,001	1	0,002	2	0,002	1	0,002
<i>Fringilla coelebs</i>	0	0	1	0,002	0	0	0	0
<i>Emberiza calandra</i>	2	0,002	0	0	2	0,002	0	0
<i>Anthus spinoletta</i>	2	0,002	1	0,002	0	0	0	0
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0	0	0	0	1	0,001	5	0,009
<i>Motacilla cinerea</i>	2	0,002	1	0,002	0	0	0	0
<i>Rallus aquaticus</i>	1	0,001	3	0,005	1	0,001	0	0
<i>Motacilla flava</i>	1	0,001	0	0	2	0,002	0	0
<i>Regulus ignicapilla</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,002
<i>Anthus pratensis</i>	0	0	0	0	1	0,001	0	0
<i>Gallinago gallinago</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Panurus biarmicus</i>	0	0	1	0,002	0	0	0	0
<i>Sylvia borin</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,002
<i>Galinula chloropus</i>	1	0,001	0	0	0	0	0	0
<i>Jynx torquilla</i>	0	0	0	0	1	0,001	0	0
<i>Ixobrychus minutus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Calidris alpina</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Falco columbarius</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Emberiza cirrus</i>	0	0	0	0	0	0	1	0,002
<i>Saxicola rubetra</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sylvia curruca</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Phylloscopus trochilus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Sylvia undata</i>	0	0	1	0,002	0	0	0	0
<i>Locustella luscinioides</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Falco tinnunculus</i>	0	0	0	0	0	0	0	0
<i>Streptopelia turtur</i>	0	0	0	0	1	0,001	0	0
<i>Phylloscopus tristis</i>	0	0	0	0	0	0	2	0,003
	843		615		995		587	

Gli indici ottenuti hanno mostrato un andamento relativamente costante (numero di specie: range: 29-33; dominanza: 0,18-0,21; evenness: 0,58-0,65; Margalef: 4,16-4,67) durante tutto il periodo (Tab. 2).

Tabella 2. Parametri di comunità. N: numero di individui totali; S: numero di specie; H': indice di diversità di Shannon-Wiener; D: diversità di Simpson; E: evenness, Dm: ricchezza normalizzata di Margalef (cfr. Metodi).

	2001	2007	2014	2021
N	843	615	995	587
S	29	31	33	30
H'	1,97	2,14	2,04	2,21
D	0,21	0,18	0,2	0,18
E	0,59	0,62	0,58	0,65
Dm	4,156	4,672	4,636	4,549

DISCUSSIONE

Durante il periodo 2001-2021 sono avvenute alcune trasformazioni ambientali (aumento della superficie e invecchiamento dei canneti negli ultimi 20 anni, stress idrico invernale nel 2001, ampliamento area umida nel 2017) che hanno modificato la struttura del sistema umido. A tali eventi, le comunità ornitiche nidificanti e svernanti hanno risposto diversamente, come registrato applicando metodiche differenti (mappaggio, transetti e stazioni di ascolto, atlante locale: Causarano *et al.*, 2009, Zacchei *et al.*, 2011; Battisti *et al.*, 2020, 2022).

Tuttavia, i dati ottenuti con tecniche di inanellamento, comparabili in termini di sforzo di ricerca e focalizzati sulla componente migratoria post-riproduttiva, non hanno mostrato andamenti tali da evidenziare risposte collegabili alle trasformazioni ambientali locali: benché le differenze tra le frequenze delle specie dominanti siano risultate significative, esse non sembrano associarsi agli eventi avvenuti, analogamente ai parametri strutturali (ricchezza, diversità ed evenness, ricchezza normalizzata), relativamente costanti durante tutto il periodo di studio. Ciò può essere dovuto al periodo e frequenza di campionamento solo parzialmente sovrapponibile alla manifestazione degli eventi avvenuti e poco rappresentativo rispetto al dinamismo a scala più ampia delle specie in transito migratorio, che usano l'area come sito di stop-over. Differentemente, la componente ornitica nidificante e svernante ha marcatamente risentito degli eventi avvenuti, probabilmente perché legata al sito di studio per periodi fenologici più lunghi (tutta la stagione riproduttiva e di svernamento) rispetto ai tempi di stop-over delle specie e pertanto apparentemente più sensibile alle trasformazioni a scala locale. Al contrario, la componente migratoria, per i tempi limitati di stop-over e perché legata a dinamiche a scala più ampia, può rispondere in modo meno immediato ad eventi trasformativi, almeno localmente (Sorace *et al.*, 2015).

Questa prima analisi suggerisce come, per indagare le relazioni tra eventi locali e la struttura delle comunità migratorie post-riproduttive, ottenute da tecniche di inanellamento, può essere necessario ottenere campioni numericamente, spazialmente e temporalmente più rappresentativi, con specifici disegni di campionamento, declinati con approcci *before-after* specifici rispetto agli eventi da monitorare (es., BACI design: Smith *et al.*, 1993).

Ringraziamenti – I dati sono stati raccolti nell’ambito delle attività di ricerca della stazione di inanellamento avviata dal 2001 dalla Provincia di Roma (ora Città metropolitana di Roma Capitale) - Servizio Aree protette. Ringraziamo tutti i numerosi partecipanti alle sessioni di inanellamento, i volontari e gli Operatori Specializzati Ambiente che negli anni si sono alternati durante le sessioni di cattura.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., Sorace A., De Angelis E., Galimberti C. & Trucchia N., 2004. Waterbird abundance in a residual wetland of Central Italy during two years of contrasting water level. *Avocetta*, 28: 86-90.
- Battisti C., Sorace A., De Angelis E., Galimberti C. & Trucchia N., 2005. Ciclo biennale di ardeidi, anatidi, rallidi nella palude di Torre Flavia (Roma, Italia centrale). *Rivista Italiana di Ornitologia-Research in Ornithology*, 75: 3-16.
- Battisti C. & Sorace A., 2006. Uccelli: check-list aggiornata a novembre 2005. Battisti C. (a cura di) (2006). Biodiversità, gestione e conservazione di un’area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi editore: 255-269.
- Battisti C. (a cura di), 2006. Biodiversità, gestione, conservazione di un’area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi editore, 496 pp.
- Battisti C., Grosso G., Ioni S., Zullo F. & Cerfolli F., 2020. Response of specialized birds to reed-bed aging in a Mediterranean wetland: Significant changes in bird biomass after two decades. *Israel Journal of Ecology and Evolution*, 67(1-2), 17-22.
- 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 - Atti Soc. it. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, 8 (1): 3-28.
- Battisti C., Barucci V., Concettini V., Dodaro G. & Marini F., 2022. Breeding birds of “Nomentum” nature reserve (central Italy): a forest remnant landscape surrounded by an agro-urbanized matrix. *Rivista Italiana di Ornitologia - Research in Ornithology*, 92 (1): 3-12.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. Università “La Sapienza” di Roma, Regione Lazio - Fitosociologia, 27: 1-56.
- Causarano F., Battisti C. & Sorace A., 2009. Effect of winter water stress on the breeding bird assemblage of a remnant wetland in Central Italy. *Revue d’Ecologie, Terre et Vie*, 64(1): 61-72.
- Clarkson B.R., Sorrell B.K., Reeves P.N., Champion P.D., Partridge T.R. & Clarkson B.D., 2003. Handbook for monitoring wetland condition. Coordinated monitoring of New Zealand wetlands. A Ministry for the Environment SMF funded project. Ministry for the Environment, Wellington.
- Hammer Ø., Harper D.A.T. & Ryan P.D., 2001. PAST-palaeontological statistics, ver. 1.89. *Palaeontol. electron*, 4(1): 1-9.
- Hunter, W. C., 1990. Handbook for nongame bird management and monitoring in the Southeast Region. US Fish and Wildlife Service, Southeast Region.
- Magnani A., Mantovani R., Cerato E. & Fracasso G., 2000. NISORIA2000 - Programma per inanellatori - Istruzioni per l’uso. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica “Alessandro Ghigi”, Ozzano Emilia.

- Magurran A., 2004. *Measuring Biological Diversity*. Oxford, RU: Blackwell Publishing.
- Sorace A., Battisti C., Gustin M., Savo E., Biscontini D., Cecere J., Duiz A., Trotta M., Laurenti S., Monti P. & Fanfani A., 2001. Primo anno di attività della stazione di inanellamento di Torre Flavia (Ladispoli - RM). *Alula*, 8: 34-40.
- Sorace A., Battisti C., Cecere J., Savo E., Gustin M., Laurenti S., Duiz A. & Fanfani A., 2003. Variazioni annuali del passaggio di migratori nel Monumento naturale "Palude di Torre Flavia" (Ladispoli, Roma). *Avocetta*, 27: 50.
- Sorace A., Savo E., De Santis E., Duiz A., Iavicoli D., Riello S. & Battisti C., 2015. Autumn captures from Torre Flavia ringing station (Latium, central Italy) in 2001-2014. *Avocetta*, 39: 73-81.
- Smith E.P., Orvos D.R. & Cairns Jr J., 1993. Impact assessment using the before-after-control-impact (BACI) model: concerns and comments. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 50(3): 627-637.

L'USIGNOLO DEL GIAPPONE *Leiothrix lutea* IN ABRUZZO

MARCO LIBERATORE¹, MARCO PANTALONE^{1*}, ALESSANDRA IANNASCOLI¹ & GIULIA PACE¹

¹Stazione Ornitologica Abruzzese (SOA), Via A. De Nino n°3, 65126 Pescara (PE), Italia
(stazioneornitologicaabruzzo@gmail.com)

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

 MP 0000-0002-0005-0038

Abstract - The Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* in Abruzzo. Starting from a good number of observations collected in the years 2009-2019, we investigate the presence in Abruzzo of the Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea*, an Asiatic species successfully introduced or involuntarily escaped from cages in several countries worldwide, including Italy. The aim of this study is to identify the origin of the Abruzzo population and the areas it occupies, described the habitat use and collect first data on the inter and intraspecific interactions, in addition to responses to human presence. Our study showed a single regional reproductive area, in the province of Chieti, where the population size is estimated at least 200-250 pairs and about 500-600 individuals.

INTRODUZIONE

L'Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* è una specie politipica di Passeriformes Timaliidae, con una distribuzione naturale che comprende l'Asia sud-orientale, l'India nord-orientale, la Cina meridionale, il Pakistan, il Bhutan, il Myanmar e il Vietnam (Del Hoyo *et al.*, 2007; Collar *et al.*, 2017). Naturalizzata oggi in numerose nazioni, quali Giappone (Eguchi & Amano, 2004), USA (Hawaii, introdotto negli anni '80 del XX secolo), Francia, Germania, Portogallo, Spagna (Lever, 2005; Keller *et al.*, 2020) e Italia (Brichetti & Fracasso, 2010; sottocategoria C11, Ramellini *et al.*, 2019; Baccetti *et al.*, 2020). La specie è ritenuta importante nello studio degli alloctoni (Baccetti *et al.*, 2014), in quanto tende a colonizzare con successo foreste dove l'impatto antropico è inferiore (Herrando, 2010), a differenza della maggioranza delle specie esotiche, che occupano solitamente habitat disturbati dalla presenza umana (Case, 1996). La specie causa danni alle attività agricole, oltre ad essere anche un serbatoio di agenti patogeni, responsabili di gravi infezioni nei confronti di specie autoctone (Martin-Albarcin *et al.*, 2015). Non deve inoltre essere trascurato l'impatto dell'Usignolo del Giappone sulla biodiversità, nell'ambito della competizione interspecifica (Andreotti *et al.*, 2001), tanto che il *Leiothrix lutea* è ritenuto a livello mondiale tra le sette specie ornamentali invasive con l'impatto più significativo sull'ecosistema originario (Martin-Albarracin *et al.*, 2015). La sottospecie più probabile presente in Italia è *L.l. calypiga*, come rilevato dall'esame di soggetti catturati in Toscana (Brichetti & Fracasso, 2010) e supposto in Liguria (Spanò *et al.*, 2000). Le prime segnalazioni italiane relative a possibili nidificazioni risalgono agli anni '80 del XX secolo, in seguito alla fuga dalla cattività di un centinaio di individui, che si insediarono in provincia di Genova (Brichetti & Fracasso, 2010). Oggi la specie è nidificante in molte aree d'Italia (Ramellini *et al.*, 2019): in To-

scana (Puglisi *et al.*, 2009), nel Lazio (Puglisi *et al.*, 2011; Ramellini, 2017), in Liguria (Spanò *et al.*, 2000), in Veneto sui Colli Euganei (PD) e nella Lessinia orientale (VR/VI) (Sighele *et al.*, 2020). Saltuarie nidificazioni di Usignolo del Giappone sono state rinvenute a partire dalla fine degli anni '80 anche in Piemonte, Lombardia, Umbria (Brichetti & Fracasso, 2010) e Marche (Andreotti *et al.*, 2001). Mancano infine dati e studi in Emilia Romagna, dove tuttavia gli avvistamenti della specie sono in aumento negli ultimi anni (www.ornitho.it, consultato in data 15 marzo 2022), sebbene gran parte del territorio di questa regione non rientri nelle aree con habitat ritenuto idoneo per la specie (Ramellini *et al.*, 2019). Per quanto riguarda l'Abruzzo, sino ad oggi si sono avute solo sporadiche osservazioni (Brichetti & Fracasso, 2015; Ramellini, 2017) e questo lavoro vuole appunto colmare la mancanza di studi relativi all'Usignolo del Giappone in questa regione.

AREA DI STUDIO E METODI

La raccolta dei dati relativi alla presenza dell'Usignolo del Giappone sul territorio regionale abruzzese è stata effettuata tramite ricerche bibliografiche e la consultazione a più criteri della piattaforma www.ornitho.it, chiedendo agli osservatori l'autorizzazione all'utilizzo dei dati. Parte del lavoro di ricerca iniziale è stato incentrato sull'analisi di dati e osservazioni raccolte nel corso degli anni dagli autori e da vari soci della Stazione Ornitologica Abruzzese (S.O.A.), operanti e attivi mensilmente nelle quattro province della regione e soprattutto nelle aree con habitat idonei per la specie. Una volta individuata la presenza del *Leiothrix lutea*, si è focalizzata l'attenzione sulle caratteristiche degli ambienti frequentati e sui legami tra la presenza della specie e l'antropizzazione degli habitat occupati, sulle variazioni comportamentali nei vari periodi dell'anno, sulle relazioni con le specie autoctone e sulle interazioni con l'uomo. L'area in cui è stata accertata la presenza della specie è stata visitata almeno a cadenza quindicinale, nel periodo maggio 2020 - giugno 2022, intensificando ulteriormente le osservazioni (a carattere quasi settimanale) nel secondo anno di studio. I rilevamenti sono stati effettuati tramite transetti non standardizzati, riportando l'ora, le condizioni meteorologiche e la temperatura atmosferica, le caratteristiche e la fenologia della vegetazione, il numero di individui visti e/o sentiti, gli alberi o arbusti sui quali si spostavano e la distribuzione verticale del loro habitat, la tipologia di eventuali vocalizzazioni della specie, il comportamento e le interazioni intraspecifiche, la presenza di altri uccelli nel raggio di 30 metri dagli Usignoli del Giappone, eventuali interazioni interspecifiche e infine le reazioni alla presenza umana, comprese quelle al *playback* (Bibby *et al.*, 2000). Questa tecnica è stata utilizzata anche per i rilevamenti nelle aree idonee – sino a 4 km dalla zona di avvistamento di un esemplare – riproducendo le vocalizzazioni della specie secondo questa sequenza: vocalizzazione di contatto (1 minuto), silenzio (1 minuto), canto (1 minuto), silenzio (1 minuto), vocalizzazioni di contatto di tipo diverso (1 minuto), il tutto seguito da un minuto di ulteriore ascolto. Qualora non sia stata più rilevata la presenza della specie, si è proseguito in altre direzioni. Per quanto riguarda le vocalizzazioni, si è fatto riferimento ai tre tipi di canto descritti per

la specie (Collar *et al.*, 2021):

- song type 1: un gorgheggio piuttosto rapido e flautato, lungo fino a 15 note, che ricorda la Capinera *Sylvia atricapilla*;
- song type 2: un canto più corto, costituito da una sequenza fissa di sillabe, udibile tutto l'anno ("grii-grii- grii");
- song type 3: un canto più sommesso, meno melodico, emesso dal maschio alla ricerca della femmina.

Infine, si è dedicata attenzione anche alle variabili climatiche – soprattutto per quanto riguarda le precipitazioni e le temperature medie dell'area – utilizzando sia i dati riportati a scala di 1 Km² (media del periodo 1979-2013) dalla raccolta di dati climatici CHELSA (*Climatologies at High resolution for the Earth's Land Surface Areas*) (Karger *et al.*, 2017) sia regionali (Di Lena *et al.*, 2011; Giuliani & Antenucci, 2017).

RISULTATI

Distribuzione nella regione Abruzzo

La consultazione bibliografica ha permesso di recuperare solo due riferimenti in merito all'Usignolo del Giappone in Abruzzo, relativi a 10-20 indd presso Rocca di Botte (AQ), a circa 600-700 m s.l.m. ad inizio novembre 2011 (Brichetti & Fracasso, 2015) e il rinvenimento, nel dicembre 2016, di un esemplare morto a Scurcola Marsicana (AQ) (Ramellini, 2017). Le due località distano una ventina di chilometri l'una dall'altra e sono molto vicine al confine laziale, regione nella quale la specie nidifica, avvistata più volte anche a Subiaco (Ramellini, 2017), cittadina rispettivamente a 11 e 24 km dai due siti aquilani. La mancanza negli anni successivi di ulteriori segnalazioni e avvistamenti nell'area (anche da parte di membri della S.O.A. operanti in zona) porta ad ipotizzare per Rocca di Botte uno spostamento erratico a corto raggio (Brichetti & Fracasso, 2010) probabilmente proveniente dalla vicina Subiaco, dove la prima comparsa della specie risale proprio al 2011 (Ramellini, 2017) e con un comportamento del resto già descritto nell'habitat originario della specie (Collar *et al.*, 2021) e nel Lazio (Ramellini, 2017), mentre l'esemplare di Scurcola Marsicana è riconducibile ad una probabile ulteriore introduzione o liberazione involontaria. Il passo successivo nell'individuazione di territori occupati dal *Leiothrix lutea* è stato quello di consultare e impiegare il maggior numero di soci (e relativa rete di contatti, con appassionati e *birdwatcher* locali) della Stazione Ornitologica Abruzzese: nella provincia di Teramo, L'Aquila e Pescara nessuno di essi ha mai osservato la specie o ha ricevuto notizie in merito alla sua presenza. Solo in provincia di Chieti la specie è risultata presente, con la prima osservazione in natura documentata in Abruzzo, risalente al 2009 (Massimo Pellegrini, com. pers.) a Rocca San Giovanni (CH). La consultazione del portale Ornitho (www.ornitho.it), usato nell'ultimo decennio con successo nell'analisi delle specie invasive, così come altri portali di raccolta dati basati sulla *citizen science* (Gallo & Waitt, 2011), ha non solo confermato l'assenza di osservazioni nelle province teramana, aquilana e pescarese, ma ha anche comprovato come l'unica probabile popolazione della specie in Abruzzo si trovasse all'interno della Riserva Naturale Regionale

EUAP1204 “Grotta delle farfalle”, che coincide con il SIC IT7140106 “Fosso delle Farfalle” nei comuni di Rocca San Giovanni e San Vito Chietino (CH), con un aumento degli avvistamenti in questo territorio negli ultimi anni (www.ornitho.it consultato in data 19 marzo 2020). Individuato l’unico territorio abruzzese dove la specie è presente, si è delimitata nel maggio 2020 l’area iniziale di studio, la quale grazie alle nostre ricerche sul campo si è ulteriormente estesa nel 2021 e 2022, individuando l’areale occupato dell’Usignolo del Giappone (Fig. 1), esteso circa 18 Km² e ricadente a sua volta in un territorio più ampio di estensione tripla, che si sviluppa dalla costa (San Vito Chietino, Rocca San Giovanni, Fossacesia e Santa Maria Imbaro) sino ad 11 km nell’entroterra (Treglio e Lanciano). La specie è stata avvistata ad oggi nel territorio di queste 6 cittadine, pari all’1,96% dei comuni della regione Abruzzo (N=305).



Figura 1. Aree di diffusione del *Leiothrix lutea* in Abruzzo (l’area puntiforme indica i confini del SIC “Fosso delle Farfalle”).

Popolazione e probabile origine

La popolazione abruzzese molto probabilmente deriva da introduzioni o fughe dalla cattività: alla fine degli anni '80 del XX secolo un negozio di animali, collocato a Lanciano (CH), importò infatti per primo il *Leiothrix lutea*, commercializzandolo anche in occasione della locale Fiera dell’Agricoltura. Tra la fine degli anni '90 e i primi anni del XX secolo l’attività commerciale chiuse i battenti (D. Rapino, com. pers.) e forse in quel periodo qualche individuo della specie riuscì a fuggire. Il tutto coincide con il già citato primo avvistamento abruzzese dell’Usignolo del Giappone, nel 2009 a Rocca San Giovanni (Massimo Pellegrini, com. pers.). La specie si è quindi prima

insediata nel nuovo ambiente, crescendo come popolazione ai margini della città di Lanciano, per poi espandersi utilizzando *in primis* l'area lungo i torrenti Feltrino e Fosso Grande e raggiungendo quindi il Fosso delle farfalle. Servendosi anche di altre piccole vie d'acqua connesse a quest'ultimo, secondo una strategia di dispersione della specie già ipotizzata (Ramellini, 2017), è poi arrivata in pochi anni a colonizzare i territori odierni (Fig. 1). In base al presente studio la popolazione teatina odierna ammonta almeno ad alcune centinaia di coppie (200-250), con un conteggio certo di 260 individui osservati in diverse aree, censiti soprattutto in periodo extrariproduttivo, quando diventano gregari (Brichetti & Fracasso, 2010): a questi vanno aggiunti i numerosi individui identificati grazie all'ascolto. Il nucleo abruzzese individuato in questo lavoro rappresenta ad oggi l'unica popolazione sul versante Adriatico dell'Italia peninsulare (Brichetti & Fracasso, 2010, 2015), sebbene sia insediato in un'area con habitat ritenuto non idoneo alla colonizzazione dell'Usignolo del Giappone (Ramellini *et al.*, 2019).

Distribuzione altitudinale

La popolazione teatina di *Leiothrix lutea*, rispetto alla maggior parte di quelle presenti sul territorio italiano, occupa uno dei *range* altitudinali più bassi, essendo stanziata tra i 10 e i 300 metri s.l.m. Nel Lazio si attesta mediamente sui 400 metri s.l.m. (Ramellini, 2017), in Liguria le osservazioni vanno praticamente dal livello del mare ai 600 metri s.l.m. (Besagni, 2000) e in Toscana raggiunge i 700 metri s.l.m., anche se la presenza massima è sotto i 400 metri s.l.m. (Puglisi *et al.*, 2009). Quote simili a quella abruzzese si rilevano in Francia nel periodo riproduttivo, quando l'Usignolo del Giappone vive tra i 50 e i 300 metri s.l.m., mentre in autunno si sposta verticalmente tra i 150 e i 200 metri s.l.m. (Basly, 2007), anche se bisogna ricordare che la specie ha nel resto del mondo un'ampia distribuzione a livello altitudinale, prevalentemente tra i 900 e i 2400 metri s.l.m. (Collar *et al.*, 2021).

Habitat

L'area invasa dalla specie si inserisce in un territorio caratterizzato da una fitta rete di acque che scorrono perenni, alimentate da piccole sorgenti che determinano una costante e alta umidità (tipica solitamente di ampie vallate fluviali): il bacino del Feltrino comprende una rete idrografica formata dal torrente Fontanelli e da altri fossi minori (come il Fosso S. Giovanni), oltre agli affluenti come il fosso Santo Spirito (detto anche Arno) e il fosso Malsano (che incontra il Feltrino nel territorio di Lanciano). Nello specifico, l'Usignolo del Giappone occupa alcuni Habitat in allegato I Direttiva 92/43/CEE: 9340 (Foreste di *Quercus ilex* e *Quercus rotundifolia*) e 3280 (Fiumi mediterranei a flusso permanente con Paspalo-Agrostidione e con filari ripari di *Salix* e *Populus alba*). Il resto dell'area occupata dal *Leiothrix lutea*, ovvero tutto il territorio ai lati del fiume Feltrino, sino alla città di Lanciano, ha caratteristiche molto simili. Inoltre, si riporta l'uso di habitat con prevalenza di Rovo *Rubus ulmifolius*, Vitalba *Clematide vitalba* ed Edera *Hedera helix* (piante rampicanti che utilizzano come sostegno principalmente i pochi alberi presenti, tra cui *Quercus* ssp, Noce *Juglans regia*, *Quercus* sp.,

Populus ssp e *Robinia pseudoacacia*), con ampie aree ricoperte da Luppolo *Humulus lupulus* e con macchia diffusa, compresi terreni abbandonati dall'agricoltura (piccoli uliveti, frutteti e anche un agrumeto, invasi dalla vegetazione arbustiva rampicante spontanea); sono poi piuttosto abbondanti i canneti a Canna comune *Arundo donax*, con buona presenza di Ailanto *Ailanthus altissima* allo stato di basso arbusto. Le osservazioni di campo hanno portato a individuare una preferenza della specie per il canneto (soprattutto rispetto ai roveti) e un utilizzo degli agglomerati di Edera *Hedera helix* e Luppolo *Humulus lupulus* come riparo. Il legame con canneto e macchia sembra confermato dal fatto che, inoltrandosi all'interno dei canali, con l'habitat che cambia per l'aumento degli alberi e la diminuzione della macchia, la specie praticamente scompare. In inverno e fino a marzo-aprile sembra inoltre esservi una preferenza per aree caratterizzate da piccoli uliveti abbandonati. Per quanto riguarda la presenza di insediamenti umani, l'area nella quale è stanziata la popolazione abruzzese presenta una bassa antropizzazione. Il territorio occupato dalla specie ha una media di 660 mm annui di pioggia, mentre a livello di temperature vi è una lievissima oscillazione tra Lanciano e la costa, con temperature tra i 14,7° C e i 15,1° C di media annua, rispettivamente (Di Lena *et al.*, 2011; Giuliani & Antenucci, 2017; Karger *et al.*, 2017).

Distribuzione verticale nell'habitat

Nei due anni di studio si è osservato che durante il periodo riproduttivo e sino all'autunno l'Usignolo del Giappone frequenta prevalentemente la macchia e gli arbusti al di sotto dei 3 metri di altezza. In periodo non riproduttivo (novembre-febbraio) la specie, soprattutto nelle ore pomeridiane, tende invece a frequentare una fascia vegetazionale più elevata (sino a 5-6 metri di altezza), spostandosi in aree con maggior copertura arbustiva ma caratterizzate anche da maggior presenza di alberi di alto fusto, preferendo quelli ricoperti di *Hedera helix*, ma non disdegnando uliveti in abbandono, come osservato anche nel Lazio (Puglisi *et al.*, 2011), con piante anch'esse ricoperte da vegetazione rampicante (a dominanza di *Clematide vitalba*).

Spostamenti e fenologia stagionale

In periodo non riproduttivo, nei tratti con canneti e ancor di più nelle aree prive, la specie sembra preferire spazi più aperti, in accordo con quanto osservato in periodo invernale in altre zone d'Italia (Brichetti & Fracasso, 2010). Inoltre, in tutti i microhabitat del territorio oggetto di studio, l'Usignolo del Giappone in questa fase dell'anno tende a riunirsi in gruppi di anche 20 individui, frequentando dal primo pomeriggio maggiormente alberi di alto fusto con *Hedera helix* e uliveti ricoperti di *Clematide vitalba*. Durante lo studio non si è purtroppo riusciti a trovare un dormitorio comune utilizzato dalla specie, così come non sono stati registrati particolari movimenti stagionali né a livello di quota né significativi in linea d'aria, a differenza di quando descritto nell'areale primario (Collar *et al.*, 2021), in Francia (Basly, 2007) e in altre zone italiane (Brichetti & Fracasso, 2010; Ramellini, 2017). A partire dall'inizio di gennaio 2022 e sino all'inizio del maggio successivo, per la prima volta nel periodo di studio, 5-8

individui (poi saliti a circa 20) sono stati rilevati stabilmente in una zona residenziale a media urbanizzazione, in contrada Portelle (comune di San Vito Chietino). Questo spostamento potrebbe essere dovuto al freddo intenso del periodo, con temperature basse e pioggia anche ad aprile, portando la specie a preferire zone a media antropizzazione, meno umide ma più calde.

Vocalizzazioni

Il canto più ascoltato emesso dall'Usignolo del Giappone è stato senza dubbio il Song type 1 (Collar *et al.*, 2021), mentre soprattutto all'interno della macchia è stato più volte udito il Song type 2; non è stato mai udito invece il Song type 3. L'emissione dell'*alarm call* è stata invece una costante durante tutto lo studio: l'uccello, oltre ad essere molto curioso, rimane territoriale per tutto l'anno e tutte le volte che ha individuato la presenza degli osservatori ha sempre emesso il richiamo di allarme. Tuttavia l'emissione di quest'ultimo sembra ridursi nei mesi di gennaio e febbraio, quando i piccoli gruppi di usignolo del Giappone diventano più silenziosi, soprattutto nei pressi degli ambienti urbani. Ad inizio giugno, quando la maggior parte delle coppie è in cova, si è notato che l'*alarm call* ha un tono molto sommesso e basso, quasi a non voler attirare l'attenzione verso il sito di nidificazione. Riguardo all'utilizzo del *playback* si è osservato che in periodo non riproduttivo gli uccelli non rispondono al richiamo registrato, mentre in primavera e periodo riproduttivo sono molto più sensibili, sebbene più che alle sollecitazioni sonore siano attenti all'individuazione visiva di eventuali invasori territoriali.

Riproduzione

Per quanto riguarda l'area occupata dalla specie nel teatino, dal 2020 al 2022 i gruppi formati in inverno si sono frammentati a maggio, portando alla formazione delle varie coppie (ne risulta anche una territoriale ancora a metà luglio 2014; Bona & Pagliani, 2018a, 2018b). Nel corso del biennio di studio non si è riusciti ad individuare un nido della specie e neanche ad osservare un individuo con imbeccata, a causa della folla macchia che caratterizza l'habitat occupato. In periodo di nidificazione si sono però osservati, più volte, due particolari comportamenti: nella fase di cova (fine maggio- inizio giugno), l'Usignolo del Giappone diventa molto schivo e per controllare la presenza dell'osservatore rimane sempre nel folto della macchia; quando invece i pulli sono nati (metà giugno – inizio luglio), in caso di avvicinamento dell'osservatore alla macchia che ospita il nido, la coppia esce dal folto emettendo il caratteristico *alarm call* ma subito dopo uno dei due genitori torna nei cespugli, mentre l'altro (presumibilmente il maschio) resta in contatto visivo con l'intruso.

Interazioni intraspecifiche

Nell'areale abruzzese la specie è territoriale ma risulta piuttosto gregaria. Le coppie che hanno un proprio territorio lo difendono anche dai conspecifici e durante il

biennio di studio non sono state osservate particolari interazioni tra i vari Usignoli del Giappone.

Interazioni interspecifiche

Nel territorio oggetto di studi sono presenti molte specie ornitiche, tra cui Merlo *Turdus merula*, Capinera *Sylvia atricapilla*, Pettiroso *Erithacus rubecula*, Cinciallegra *Parus major*, Occhiocotto *Sylvia melanocephala*, Picchio verde *Picus viridis*, Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*, Codirosso spazzacamino *Phoenicurus ochruros*, Lui piccolo *Phylloscopus collybita*, Rampichino comune *Certhia brachydactyla*, Codibugnolo *Aegithalos caudatus* e Zigolo nero *Emberiza Cirlus*, tutte osservate nel raggio di 30 metri da almeno un individuo di Usignolo del Giappone. Durante lo studio sono state osservate interazioni con 9 di queste specie:

- Capinera *Sylvia atricapilla* (febbraio). In più giornate, 5-6 individui di Capinera a stretto contatto con alcuni individui (sino ad 8) di Usignolo del Giappone nei pressi di un'area antropizzata, continuano tranquillamente nella loro attività trofica, senza alcuna interazione.
- Cinciallegra *Parus major* (ottobre). Due individui di Usignolo del Giappone in canto, volano a rifugiarsi all'interno della macchia all'arrivo di due individui di Cinciallegra, ricomparendo e tornando a cantare solo dopo che queste ultime sono andate via;
- Cinciallegra *Parus major* (febbraio). 2-3 Cinciallegre scacciano ripetutamente 1-3 individui di Usignolo del Giappone, in vari giorni di osservazione e in area antropizzata. A gennaio e febbraio aumentano notevolmente gli scontri tra piccoli gruppi delle due specie;
- Cinciallegra *Parus major* (aprile). Gli Usignoli del Giappone sembrano aver totalmente scacciato le Cinciallegre presenti nell'area urbanizzata. La sparizione dei paridi però potrebbe essere dovuta al fatto che la specie ha già formato le coppie e si è spostata nei territori di riproduzione, cosa che i *Leiothrix lutea* non hanno ancora fatto, essendo ancora in piccole colonie.
- Cinciarella *Cyanistes caeruleus* (marzo e aprile). Ripetute osservazioni tra 3-4 individui di Cinciarella e circa 15 individui di Usignolo del Giappone. Nessuna interazione tra le due specie.
- Codibugnolo *Aegithalos caudatus* (dicembre). Un gruppetto di Codibugnoli in un uliveto a 10 metri da 7-8 individui di Usignolo del Giappone, su un ulivo. Nessuna interazione.
- Codirosso spazzacamino *Phoenicurus ochruros* (febbraio): 1 individuo su un albero per circa 10 minuti a stretto contatto con 8 individui di Usignolo del Giappone, nei pressi di un'area antropizzata, continuano tranquillamente nella loro attività trofica, senza alcuna interazione.
- Lui piccolo *Phylloscopus collybita* (febbraio): 1 individuo su un albero per circa 10 minuti a stretto contatto con 8 individui di Usignolo del Giappone, nei pressi di un'area antropizzata, continuano tranquillamente nella loro attività

trofica, senza alcuna interazione.

- Occhiocotto *Sylvia melanocephala* (settembre). Un individuo di Usignolo del Giappone in canto nella macchia che si sposta all'arrivo di altri 3 conspecifici, questi ultimi inseguiti a loro volta da 2 individui di *Sylvia melanocephala* in *alarm call* (M. Toller & A. Bertoli, com. pers.);
- Occhiocotto *Sylvia melanocephala* (febbraio). A stretto contatto nei pressi di un'area antropizzata con alcuni individui di Usignolo del Giappone, senza alcuna interazione.
- Pettiroso *Erithacus rubecula* (febbraio). Un individuo a stretto contatto nei pressi di un'area antropizzata con alcuni individui di Usignolo del Giappone, senza alcuna interazione.
- Zigolo nero *Emberiza Cirlus* (febbraio). Un individuo a stretto contatto nei pressi di un'area antropizzata con alcuni individui di Usignolo del Giappone, senza alcuna interazione.

Interazioni con l'uomo

L'Usignolo del Giappone è tutt'altro che timido nei riguardi dell'uomo, caratteristica confermata nel suo areale abruzzese. La territorialità della specie ma soprattutto le sue caratteristiche di curiosità la spingono spesso ad uscire dal folto della macchia per osservare l'intruso umano.

Per meglio analizzare le interazioni si è deciso di dividerle in tre gruppi (Ramellini, 2017):

- A) Nei riguardi degli osservatori o al loro passaggio
- B) Nei riguardi del *playback*
- C) Al passaggio di altri esseri umani (escursionisti, ciclisti, boscaioli, ecc).

Riguardo agli osservatori e al loro passaggio sul territorio occupato dalla specie, l'Usignolo del Giappone è stato piuttosto aggressivo e curioso durante quasi tutto l'anno, sporgendosi spesso fuori dalla macchia per controllare visivamente l'osservatore, ma senza esporsi mai troppo. Questo atteggiamento è costante e ripetuto sino alla fine di ottobre, mentre a novembre la specie si riunisce in piccoli gruppi che, nel momento in cui percepiscono la presenza degli osservatori, si dispongono intorno a loro ma sempre senza esporsi troppo, uscendo però in parte dalla macchia ed emettendo ripetutamente l'*alarm call*. In aprile, pur permanendo l'aggregazione in gruppi, l'Usignolo del Giappone diventa molto meno aggressivo e permane solo il controllo visivo dell'osservatore, comportamento che viene mantenuto anche nel successivo periodo di formazione delle coppie.

Riguardo alla risposta al *playback*, in periodo riproduttivo i componenti delle varie coppie tendono ad uscire dal folto per individuare l'intruso sentito, ma l'*alarm call* viene usato poche volte, preferendo il contatto visivo. In periodo invernale e sino ad aprile la risposta canora è totalmente assente, sostituita dal contatto visivo di gruppo. Non si è mai assistito al comportamento della specie in presenza di altri esseri umani, essendo l'area generalmente poco frequentata.

DISCUSSIONE

Il presente studio ha individuato una sola popolazione di Usignolo del Giappone in Abruzzo e precisamente nel teatino, dove la specie è da considerarsi da almeno tre lustri acclimatata e naturalizzata. La sua origine è simile a quella di vari altri nuclei italiani di *Leiothrix lutea*, originatisi da fughe dalla cattività (Besagni, 2000) o introduzioni e rilasci (Ramellini, 2017), il tutto legato al commercio degli animali da compagnia, una delle principali cause dell'arrivo di specie aliene invasive (Ramellini *et al.*, 2019). L'individuazione di questa popolazione è molto importante, tenendo conto che tutto l'Abruzzo risulta ottenere bassi valori di idoneità ambientale per l'Usignolo del Giappone, secondo i livelli di distribuzione a livello nazionale di quest'ultimo (Ramellini *et al.*, 2019). Le dimensioni della popolazione teatina portano ad ipotizzare che la specie possa essere addirittura dominante all'interno del SIC "Fosso delle farfalle" (Fig. 2), come riportato per i SIC "Monte Serro" e "Deiva-Bracco-Pietra di Vasca-Mola" in provincia di La Spezia (Baghino *et al.*, 2013).

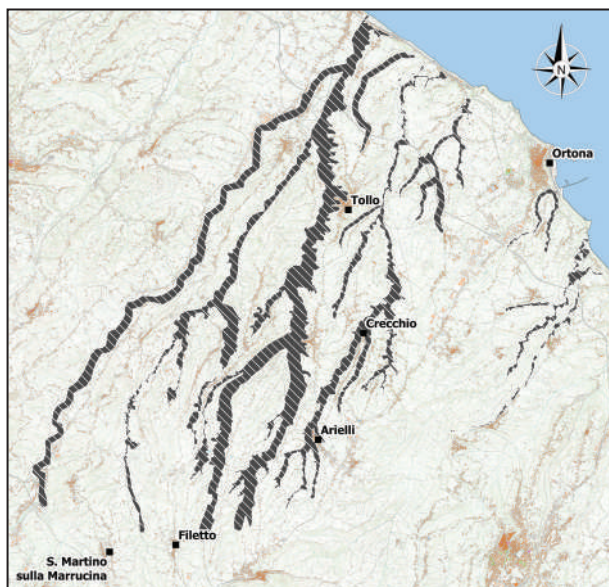


Figura 2. Territori di possibile espansione dell'Usignolo del Giappone nel teatino.

L'Usignolo del Giappone in Abruzzo occupa un *range* altitudinale simile in media a quello del Lazio (Ramellini, 2017) e della Toscana (Puglisi *et al.*, 2009), con un'alta corrispondenza a quello del periodo riproduttivo in Francia (Basly, 2007), ma differente da quello del Friuli Venezia Giulia (tra 300 e 700 m s.l.m., Tringa FVG, 2020). Riguardo all'*habitat* utilizzato dalla specie, la popolazione teatina conferma la predilezione per la vicinanza a zone umide e corsi d'acqua (soprattutto con canneti e roveti lungo questi ultimi), come rilevato in Francia e in altre zone italiane (Brichetti & Fracasso, 2010; Basly, 2007). La presenza esclusiva nei pressi dei torrenti e dei loro vari

affluenti e canali, indica non solo che questi ultimi sono fondamentali per la specie, ma che essa utilizza queste vie d'acqua per espandere il suo areale, come già ipotizzato per il Lazio (Ramellini, 2017), anche se i risultati a livello nazionale (Ramellini *et al.*, 2019) sembrano indicare un minore effetto della vicinanza a corpi idrici. In Abruzzo la specie vive in ambienti simili a quelli occupati in Lazio (Puglisi *et al.*, 2011), Toscana (Puglisi *et al.*, 2009) e Friuli Venezia Giulia (Tringa FVG, 2020). Non sembra invece particolarmente legata agli ambienti agricoli, che visita marginalmente e solo in periodo invernale e di inizio primavera, stabilendosi invece nei canneti, nelle macchie nei pressi di uliveti abbandonati e nelle aree ricche di arbusti, con moderata presenza arborea, caratterizzata però da rampicanti quali *Clematide vitalba*, *Hedera helix* e *Humulus lupulus*. Questo habitat è diverso dalle foreste umide con folto sottobosco dell'areale originario della specie (Del Hoyo *et al.*, 2007; Hart, 2020), ma piuttosto simile ai boschi di latifoglie sempreverdi con fitto sottobosco, foreste di pini e miste o ambienti al limite di quest'ultime, coltivazioni abbandonate e boschetti di bambù, che la specie occupa nelle nazioni dove è diventata naturalizzata (Collar *et al.*, 2021; Eguchi & Masuda, 1994). Per quanto riguarda l'antropizzazione dell'area occupata dall'Usignolo del Giappone in Abruzzo, la specie non sembra legata a zone abitate ma addirittura vive spesso in aree prive totalmente di costruzioni, con condizioni simili a quanto in parte rilevato nel Lazio (Puglisi *et al.*, 2011; Ramellini, 2017) e soprattutto in Spagna (Herrando, 2010). In inverno e inizio primavera sono stati tuttavia individuati alcuni gruppi stanziali in aree residenziali e a media urbanizzazione, come osservato anche in territorio laziale (Ramellini, 2017). Una grande differenza dell'habitat abruzzese, rispetto a quello delle altre regioni italiane dove si è insediata la specie, è relativa alle precipitazioni. Contrariamente ai modelli che mostrano un'alta idoneità per le aree con più di 1000 mm di pioggia annua da parte dell'Usignolo del Giappone (Ramellini *et al.*, 2019), in Abruzzo quest'ultimo occupa un territorio con una media di 660 mm annui. Il legame tra *Leiothrix lutea* e piovosità sembra in questo caso non determinante come in altre zone italiane, in numerose nazioni europee e in Giappone (Amano & Aguchi, 2002; Pereira *et al.*, 2020). Va anche tenuto conto che al momento della comparsa della popolazione teatina la media di piogge annue nel territorio considerato era di 780 mm (Di Lena *et al.*, 2011), ovvero di poco superiore a quella odierna ma il suo ulteriore abbassamento dal 2009 non ha influenzato la diffusione della specie, che anzi ha avuto un ulteriore incremento numerico, come dimostra questo studio. Ciò è particolarmente rilevante in luce all'origine della specie da regioni subtropicali e piovose della Cina (Zhang *et al.*, 2016) e alla conseguente scarsa idoneità del territorio teatino per l'Usignolo del Giappone, sebbene si debba tener conto della possibilità che la specie possa avere una nicchia differente tra areale invasore e areale originario. Parimenti, anche la temperatura media annuale appare piuttosto fredda rispetto a quanto emerso dai modelli di distribuzione elaborati per la specie (Ramellini *et al.*, 2019). In questo caso bisogna tener presente che il clima del territorio oggetto del presente studio non solo è influenzato dalla vicinanza della Maiella, ma in primavera ed estate risponde appieno al clima mediterraneo, gradito alla specie per insediarsi (Dubois, 2007; Her-

rando *et al.*, 2010; Pereira *et al.*, 2020). Le differenze pluviometriche e climatiche riscontrate in Abruzzo rispetto al resto d'Italia sembrano confermare che la specie in Europa sia in grado di sfruttare nicchie differenti rispetto agli habitat nativi (Ramellini *et al.* 2019). Per quanto riguarda la distribuzione verticale dell'habitat dell'Usignolo del Giappone, i dati abruzzesi sono del tutto simili a quelli del Lazio (dove in periodo riproduttivo la media è intorno ai 3 metri, mentre in periodo non riproduttivo si attesta nelle fasce più alte di vegetazione, intorno ai 4-5 metri; Ramellini, 2017) e si avvicina a quelli giapponesi (2-4 metri dal suolo nel periodo riproduttivo e 5-6 metri in periodo non riproduttivo; Amano & Eguchi, 2002). Questo ampliamento del *range* verticale viene osservato soprattutto a partire dal pomeriggio e, unito alle caratteristiche degli alberi frequentati (caducifoglie con *Hedera helix* o sempreverdi con *Clematide vitalba*) e alla formazione di gruppi di media grandezza, fa ipotizzare la creazione di dormitori, ritenuti probabilmente più sicuri ad un'altezza superiore rispetto alla macchia comunemente frequentata. Questi gruppi, osservati anche in altre zone d'Italia (Brichetti & Fracasso, 2010), si formano tra fine ottobre e inizio novembre, molto probabilmente a causa dell'abbassamento delle temperature. La specie ha dimostrato di non effettuare movimenti a lungo raggio nel periodo invernale, né a livello altitudinale né chilometrico. Ciò potrebbe essere dovuto all'abbondanza di risorse trofiche e al clima del territorio occupato che, a ridosso della costa, è più mite. Nel periodo riproduttivo si assiste però ad uno spostamento nei punti dell'area occupata caratterizzati da macchia più fitta e vicinanza alle vie d'acqua. A livello di vocalizzazioni l'Usignolo del Giappone si conferma anche in Abruzzo specie canora e molto vocifera (Farina *et al.*, 2013), caratteristica che ha permesso nel teatino in molti casi anche di individuarne la presenza. Non si sono però registrate imitazioni di altri uccelli da parte del *Leiothrix lutea* né imitazione del canto di quest'ultimo da parte di altre specie, come invece evidenziato in altri studi (Ramellini, 2017, 2021). Per quanto riguarda il periodo di nidificazione, quest'ultimo in Abruzzo rientra appieno in quello individuato in altri studi (Ramellini, 2017). In merito invece alle interazioni con l'uomo, la specie si è dimostrata non solo molto curiosa verso la presenza umana ma anche notevolmente aggressiva, soprattutto in autunno-inverno, quando gruppi di Usignolo del Giappone si collocano intorno all'osservatore, emettendo tutti contemporaneamente l'*alarm call*, con comportamento simile a quello rilevato nel Lazio (Ramellini, 2017). L'Usignolo del Giappone sembra interagire solo con specie della sua stessa taglia. Non sono state rilevate interazioni con *Turdus merula*, *Picus viridis* e *Dendrocopos major*, specie in simpatria. Non sembra inoltre esserci competizione intraspecifica, almeno a livello territoriale, con Capinera *Sylvia atricapilla* e Cinciarella *Cyanistes caeruleus*, mentre dispute territoriali sono state osservate in alcuni casi con l'Occhiocotto *Sylvia melanocephala*, che è sembrato dominante nei confronti dell'Usignolo del Giappone. Le interazioni più significative sono avvenute con la Cinciallegra *Parus major*, che attacca regolarmente il *Leiothrix lutea* e riesce sempre a prevalere, in virtù delle maggiori dimensioni corporee (Miller *et al.*, 2017), *proxy* dell'abilità di combattimento (Hsu *et al.*, 2006). Quanto rilevato nel teatino sembra confermare la competizione interspecifica

diretta tra l'Usignolo del Giappone e i Paridi, come osservato ad esempio a Lucca (Brichetti & Fracasso, 2010), mentre con tutte le altre specie episodi di aggressività sono stati invece molto rari, come già rilevato in altri studi (Vall-Ilosera *et al.*, 2016). L'impatto dell'Usignolo del Giappone sulle specie native teatine non può tuttavia essere valutato esclusivamente a livello di aggressività interspecifica. Innanzitutto la specie utilizza risorse trofiche (i.e. dieta insettivora e frugivora) molto simili a due abbondanti passeriformi boschivi locali come il Pettiroso *Erithacus rubecula* e la Capinera *Sylvia atricapilla* (Herrera, 1998; Pagani-Núñez *et al.*, 2018). Il presente studio sembra indicare che la competizione interspecifica indiretta a livello trofico potrebbe essere particolarmente rilevante in inverno, quando le risorse diventano scarse e il *Leiothrix lutea* forma gruppi, a differenza delle altre due specie originarie, che non hanno un comportamento simile (Cramp & Perrins, 1994; Pereira *et al.*, 2017). Le specie autoctone non gregarie possono subire significative pressioni trovandosi a dover competere per il cibo con gruppi di altri uccelli (Pereira *et al.*, 2018), che hanno inoltre più vantaggi nell'apprendimento dai conspecifici (Galef & Giraldeau, 2001). Questa situazione persistente di competizione può portare ad una relazione di dominanza comportamentale (Drews, 1993), in riferimento alle abilità degli individui di una specie nel limitare le condizioni fisiche, la riproduzione o addirittura la sopravvivenza degli individui di un'altra specie (MacDougall & Turkington, 2005; Freed & Cann, 2009), costretti a contrarre nello spazio e nel tempo il foraggiamento (Kawakami & Higuchi, 2003). Considerando infine l'apparente elevata densità di Usignoli del Giappone rilevata nel teatino grazie al presente studio, probabilmente superiore in alcuni tratti alle 10 coppie per km lineare riscontrate nei boschi portoghesi e in altre aree d'Italia (Broughton *et al.*, 2022), è quindi possibile che il *Leiothrix lutea* impatti negativamente sulle specie native presenti nell'area (Hernández-brito *et al.*, 2014; Thomson *et al.*, 2015), riducendo la loro disponibilità di risorse e facendo ridurre di conseguenza la loro popolazione (Pereira *et al.*, 2018): un declino già registrato in diverse nazioni europee nelle quali convivono l'Usignolo del Giappone e altre specie autoctone (Basly, 2007; Herrando *et al.*, 2010; Farina *et al.*, 2013; Pereira *et al.*, 2017).

Possibili territori teatini di espansione dell'Usignolo del Giappone

Il presente studio ha indicato alcune condizioni ambientali selezionate dall'Usignolo del Giappone, sulla base delle quali si può inferire sulla possibile futura espansione. Ad Est la specie potrebbe espandersi fino a Castelfrentano (CH), dove si origina il torrente Feltrino; le zone ancor più ad oriente sono vaste aree agricole senza ambienti freschi e umidi, amati dalla specie (Ramellini *et al.*, 2019). A Sud è possibile una diffusione poco a monte della foce del Sangro (a meno di 5 km dalla popolazione teatina già individuata), caratterizzata dalla presenza di canneti ad *Arundo donax*: da qui, seguendo il fiume e attraversando territori coltivati poco adatti alla specie, l'Usignolo del Giappone potrebbe arrivare alla Riserva Naturale Regionale "Oasi Lago di Serranella", dove troverebbe un habitat molto adatto alle sue esigenze, con estesi canneti, scarsa antropizzazione e macchia diffusa, con temperatura media annua di 13,4° C e

970 mm di pioggia annua (Karger *et al.*, 2017); ad oggi però il *Leiothrix lutea* è ancora assente da quest'area. Molto più probabile potrebbe essere la diffusione della specie verso Nord (Fig. 2): nella parte sud del territorio di Ortona (CH), a 3 km dall'area già colonizzata, si trova un ambiente idoneo, con un sistema di strette vallate e piccoli torrenti, che attraversano principalmente vigneti, pur mantenendo una striscia di macchia piuttosto larga lungo le vie d'acqua. Da qui potrebbe facilmente disperdersi lungo il torrente Arielli, area con microhabitat pressoché identici al Feltrino, ma con precipitazioni superiori ai 900 mm annui. Da questi territori la specie avrebbe la possibilità facilmente di raggiungere la valli dei torrenti Venna, Dendalo e Vesola (Fig. 2), dove le temperature medie annue sono di 11,3° C, la piovosità è di 950 mm annui e abbondano lungo queste vie d'acqua macchie, alberi ricoperti di *Hedera helix* e *Clematide vitalba* e uliveti abbandonati. Attraverso tutti questi affluenti la specie arriverebbe facilmente a colonizzare il fiume Foro, che la metterebbe in contatto nuovamente con la costa (ipotizzabile anche il percorso inverso). Considerando che tutte le possibili aree di espansione sono pressoché identiche come habitat a quelle teatine già colonizzate, con i territori più interni con temperature più basse di circa 3° C ma con piovosità vicina ai 1000 mm annui, ritenuti idonei per la specie (Ramellini *et al.*, 2019), il pericolo di diffusione in provincia di Chieti dell'Usignolo del Giappone, una specie in forte espansione (es. Catalogna; Herrando *et al.*, 2010), è reale. Si rende quindi fondamentale il monitoraggio costante dei territori qui indicati, in attesa di un'eventuale strategia di contenimento della diffusione del *Leiothrix lutea* (Fig. 3) su scala nazionale.



Figura 3. Usignolo del Giappone lungo il torrente Feltrino (Foto di A. Iannascoli).

Ringraziamenti. Il ringraziamento più grande deve essere tributato a Massimo Pellegrini, per la rilettura critica ma soprattutto per la disponibilità; un enorme ringraziamento per quanto riguarda le ricerche in area aquilana va a Stefano Scivola, Giuseppe Recchia, Bruno Santucci e Samuele Ramellini; un sentito grazie a Emiliano Mori, Ivan Rovida e Matteo Toller per i dati sull'Usignolo del Giappone in varie regioni

italiane; siamo enormemente grati a Marco Bianchini per il fondamentale aiuto e la grande disponibilità nella realizzazione della cartografia; gli autori inoltre esprimono grande riconoscenza a Dario Rapino per le informazioni relative alla possibile origine della popolazione teatina e ad Augusto De Sanctis, Sandro Barile, Matteo Toller e Alessandro Bertoli per aver concesso l'utilizzo dei propri dati pubblicati su www.ornitho.it. Un enorme ringraziamento infine a tutti i soci della SOA che hanno fornito notizie per questo studio. Un grazie finale all'anonimo revisore che con consigli e proposte ha contribuito al miglioramento dell'articolo.

BIBLIOGRAFIA

- Amano E.H. & Eguchi K., 2002. Foraging niches of introduced Red-billed *Leiothrix lutea* and native species in Japan. *Ornithol. Sci.*, 1: 123-131.
- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V., 2001. Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. *Quad. Cons. Natura 2*, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Baccetti N., Fracasso G. & Gotti C., 2014. La lista CISO-COI degli uccelli italiani – Parte seconda: le specie naturalizzate (cat. C.) e le categorie “di servizio” (cat. D,E,X). *Avocetta*, 38:1-21.
- Baccetti N., Fracasso G. & C.O.I., 2020. CISO-COI Check-list of Italian birds – 2020, *Avocetta*, 45:1-49.
- Baghino L., Gustin M. & Nardelli R., 2013., Primi dati sull'abbondanza relativa dell'Usignolo del Giappone, *Leiothrix lutea* (Scopoli, 1786), in quattro siti d'importanza comunitaria del ponente spezi-no (Liguria orientale). *Riv. ital. Orn.*, 82 (1-2):136-138.
- Basly J., 2007. Le Léiothrix jaune *Leiothrix lutea* en Béarn: répartition, effectifs et comportement. *Ornithos*, 14 (6): 370-375.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H., 2000. *Bird Census techniques*, Second edition, Academic Press, London.
- Bona I. & Pagliani T., 2018a. Piano di Assetto Naturalistico della Riserva naturale regionale guidata “Grotta delle Farfalle.
- Bona I. & Pagliani T., 2018b. Piano di Gestione del Sito di Interesse Comunitario (SIC) IT71407140106 “Fosso delle Farfalle (sublitorale chietino)”.
- Broughton R.K., Ramellini S., Maziarz M. & Pereira P.F., 2022. The Red-Billed Leiothrix (*Leiothrix lutea*): a new invasive species for Britain? *Ibis*, 165: 320-330. doi.org/10.1111/ibi.13090.
- Besagni I., 2000. Analisi della diffusione in natura di una specie alloctona: l'Usignolo del Giappone (*Leiothrix Lutea*) nell'entroterra di Sestri Levante (Genova). Thesis presented at the “Università degli Studi di Genova” in the academic year 1999- 2000.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2010. *Ornitologia italiana*, vol. 6, Sylviidae-Paradoxornithidae, Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. *Ornitologia italiana*, vol. 9. Emberizidae – Icteridae, Aggiornamenti e Check List. Edizioni Belvedere, Latina.
- Case T.J., 1996. Global patterns in the establishment and distribution of exotic birds. *Biol. Conserv.*, 78:69-96.
- Collar N., Robson C. & de Juana E., 2021. Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea*). In del Hoyo J, Elliot A., Sargatal J. Christie D.A. & de Juana E. (eds), *Handbook of the birds of the world alive*. Linx Edicions, Barcellona. (consultato su <http://www.hbw.com/node/59657> in data 27 ottobre 2021).
- Cramp S. & Perrins C.M., 1994. *The Birds of the Western Palearctic*. Oxford University Press, Oxford.
- Del Hoyo J., Elliot A. & Christie D.A. (eds), 2007. *Handbook of the Birds of the World*. Vol. 12, Picar-tharthes to Tits and Chickadees, Lynx Ediciones, Barcellona.

- Di Lena B., Antenucci F., Giuliani D. & Rampa C., 2011. Analisi spazio temporale delle precipitazioni in Abruzzo, 1951-2009. Regione Abruzzo-ARSSA- Servizio Territoriale Lanciano/Vasto.
- Drews C., 1993. The concept and definition of dominance in animal behaviour. *Behaviour*, 125: 283-313.
- Dubois P.J. 2007. Les oiseaux allochtones en France: statut et interactions avec les espèces indigènes. *Ornithos*, 14:329-364.
- Farina A., Pieretti N. & Morganti N., 2013. Acoustic patterns of an invasive species: the Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea* Scopoli 1786) in a Mediterranean shrubland. *Bioacoustics*, 22 (3): 175-194.
- Eguchi K. & Masuda T., 1994. A report on the habitats of Peking Robin *Leiothrix lutea* in Kyushu. *Japan Journal of Ornithology*, 2): 91-100.
- Eguchi K. & Amano H., 2004. Invasive birds in Japan. *Ornithological Science*, 3: 2-11.
- Galef B.G. & Giraldeau L.A., 2001. Social influences on foraging in vertebrates: causal mechanisms and adaptive functions. *Animal. Behav.* 61:3-15.
- Gallo T. & Waitt D., 2011. Creating a successful citizen science model to detect an report invasive species. *BioScience*, 61:459-465.
- Giuliani D. & Antenucci F., 2017. Valori medi climatici dal 1951 al 2000 nella Regione Abruzzo. Regione Abruzzo, Dipartimento Politiche dello Sviluppo Rurale e della Pesca.
- Guzzon C., Kravos K., Parodi R., Sava S., & Toller M., 2013. Resoconto ornitologico del Friuli Venezia Giulia, anni 2006-2011. Associazione Studi Ornitologici e Ricerche Ecologiche del Friuli Venezia Giulia – A.S.T.O.R.E. – FVG, Ed. Museo Friulano di Storia Naturale, comune di Udine.
- Guzzon C., Taiariol P.L., Kravos K., Grion M. & Peressin R. (a cura di), 2020. Atlante degli uccelli nidificanti in Friuli Venezia Giulia, Associazione Studi Ornitologici e Ricerche Ecologiche del Friuli Venezia Giulia APS (ASTORE-FVG). Pubblicazione n.5/Museo Friulano di Storia Naturale, Pubblicazioni varie n. 75.
- Hart, L.A. 2020. Red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea* Scopoli, 1786). In Downs, C.T. & Hart, L.A. (eds) *Invasive Birds: Global Trends and Impacts*. 63–68. Wallingford, CABI.
- Hernández-brito D., Carrete M., Popa-Lisseanu A.G., Ibáñez C. & Tella J.L., 2014. Crowing in the city: losing and incurring competitors of an invasive bird. *PLoS ONE* 9: e100593
- Herrando S., Llimona F., Brotons L. & Quesada J., 2010. A new exotic bird in Europe: recent spread and potential range of Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea* in Catalonia (northeast Iberian Peninsula). *Bird Study*, 57: 226-235.
- Herrera C.M. 1998. Long-term dynamics of Mediterranean frugivorous birds and fleshy fruits: a 12-year study. *Ecol. Monogr.* 68:511-538.
- Hsu Y., Earlwy R.L. & Wolf L.L., 2006. Modulation of aggressive behaviour by fighting experience: mechanisms and contests outcomes. *Biol. Rev.*, 81: 33-74.
- Karger D.N., Conrad O., Böhner J., Kawohl T., Kreft H., Soria-Auza R.W., Zimmermann N.E., Linder H.P. & Kessler M., 2017. Climatologies at high resolution for the earth's land surface areas. *Science Data* 4: 170122 doi: 10.1018/sdata.2017.122.
- Kawakami K. & Higuchi H., 2003. Interspecific interactions between the native and introduced white-eyes in the Bonin Islands. *Ibis*, 145:583-592.
- Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin V.M., Bauer H.G. & Foppen R. P.B., 2020. European Breeding Bird Atlas 2. Distribution, abundance and change. Lynx Edition, Barcellona.
- Lever C., 2005. Naturalised birds of the World. T. & A.D. Poyser, London.
- Martin-Albarracín V.L., Amico G.C., Simberloff D. & Nuñez M.A., 2015. Impact of non-native birds on native ecosystems: a global analysis. *PLoS ONE*, 10:e0143070. Doi: 10.371/journal.pone.0143070.

- Miller E.T., Bonter D.N., Eldermire C., Freeman B.G., Greig E.I., Harmon L.J., Lisle C., Hochachka W.M. & Stephens D., 2017. Fighting over food unites the birds of North America in a continental dominance hierarchy. *Behav. Ecol.*, 28: 1454-1463.
- Pagani-Núñez E., Renom M., Furquet C., Rodríguez J., Llimona F. & Senar J.C., 2018. Isotopic niche overlap between the invasive leiothrix and potential native competitors. *Anim. Biodivers. Conserv.*, 41: 427-434.
- Pereira P.F., Godinho C., Vila-Viçosa M.J., Mota P.G. & Lourenço R., 2017. Competitive advantages of the red-billed leiothrix (*Leiothrix lutea*) invading a passerine community in Europe. *Biol. Invas.*, 19:1421-1430.
- Pereira P.F., Laurenço R. & Mota P. G., 2018. Behavioural dominance of the invasive red-billed leiothrix (*Leiothrix lutea*) over European native passerine birds in a feeding context. *Behaviour*, 155: 55-67.
- Pereira P.F., Barbosa M.A., Godinho C., Salgueiro P.A., Silva R.R. & Laurenço R., 2020. The spread of the red-billed Leiothrix (*Leiothrix lutea*) in Europe: the conquest by an overlooked invader? *Biol. Invasions*, 22: 709-722.
- Puglisi L., Bosi E., Corsi I., Del Sere M., Pezzo F., Sposimo P. & Verducci D., 2009. Usignolo del Giappone, Bengalino & Co.: alieni in Toscana. *Alula*, 16:426-431.
- Puglisi L., Corbi F. & Sposimo P., 2011. L'Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* nel Lazio. *Alula*, 18 (1-2): 77-84.
- Ramellini S., 2017. L'Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea* nel Lazio: aggiornamento della distribuzione e annotazioni eco-etologiche. *Alula*, 24 (1-2): 95-108.
- Ramellini S., 2021. Eurasian Blackcap *Sylvia atricapilla* vocal mimicking a Red-billed Leiothrix *Leiothrix lutea*. *Alula*, 28 (1-2): 95-108.
- Ramellini S., Simoncini A., Ficetola F.G., Falaschi M., 2019. Modelling the potential spread of the Red-Billed Leiothrix *Leiothrix lutea* in Italy, *Bird Study*, 66: 550-560.
- Sighele M., Stival E., Verza E., Cassol M. & Bon M., 2020. Rapporto Ornitologico per la regione Veneto 2020. *Bullettino del Museo di Storia Naturale di Venezia*, 72:33-58.
- Spanò S., Paganini D., Besagni I., Galli L. & Truf G., 2000. Segnalazione di una popolazione naturalizzata di Usignolo del Giappone, *Leiothrix lutea* (Scopoli, 1786), nella Liguria orientale. *Riv. ital. Orn.*, 70:183-185.
- Thomson J.R., Maron M., Grey M.J., Catterall C.P., Major R.E., Oliver D.L., Clarke M.F., Loyn R.H., Davidson I. & Ingwersen D., 2015. Avifaunal disarray: quantifying models of the occurrence and ecological effects of a despotic bird species. *Divers. Distribut.*, 21:451-464.
- Tringa FVG, 2019. Avifauna della provincia di Udine. *La Stagione Fredda 2013-2019*.
- Tringa FVG, 2020. Avifauna della provincia di Udine. *La Stagione Calda 2016-2019*.
- Vall-Ilosera M., Llimona F., de Cáceres M., Sales S. & Sol D., 2016. Competition, niche opportunities and the successful invasion of natural habitats. *Biol. Invas.*, 18: 3535-3546.
- Zhang Z., Hou D., Xun Y., Zuo X., Yang D. & Zhang Z., 2016. Nest-site microhabitat association of red-billed Leiothrix in subtropical fragmented forest in central China: evidence for a reverse edge effect on nest predation risk? *J. Nat. Hist.*, 50: 1483-1501.

SITOGRAFIA

- ORNITHO, https://www.ornitho.it/index.php?m_id=1

AVIFAUNA ACQUATICA NIDIFICANTE NEL PARCO NATURALE REGIONALE “SALINE DI PUNTA DELLA CONTESSA”, BRINDISI (PUGLIA)

CRISTIANO LIUZZI^{1*} & PAOLA PINO D'ASTORE²

¹Associazione Centro Studi de Romita, Via Polignano, 36 - 70014 Conversano (BA)

²Centro Fauna Selvatica della Provincia di Brindisi-Santa Teresa S.p.A. Via Ciciriello s.n. - 72100 Brindisi

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

Abstract - Waterbirds breeding in the “Saline di Punta della Contessa” Regional Natural Park, Brindisi (Apulia). This study, carried out in the 2021 breeding season, provides information on the waterbirds nesting in the “Saline di Punta della Contessa” Regional Natural Park (Apulia, South Italy). We have observed 13 species: Shelduck; Red-crested Pochard; Ferruginous Duck; Mallard; Little Grebe; Great Crested Grebe; Water Rail; Moorhen; Coot; Little Bittern; Black-winged Stilt; Kentish Plover and Little Tern, confirming the importance of the area at the regional level. From the comparison with previous information, it's evident an increase in both the number of breeding species and the number of pairs.

INTRODUZIONE

Il territorio provinciale di Brindisi ospita alcune tra le aree naturali di maggior valenza a livello regionale; in questi siti si concentra una elevata biodiversità e sono presenti numerose specie e habitat di interesse conservazionistico. Il Parco Naturale Regionale delle Saline di Punta della Contessa, rappresenta senza dubbio l'area di maggior importanza per l'avifauna acquatica. Negli anni passati è stata oggetto solo di sporadici studi e monitoraggi (Potenza, 2002; La Gioia & Pino d'Astore, 2010) che tuttavia ad oggi rappresentano un importante parametro di confronto; gli unici altri dati disponibili sono relativi a singole osservazioni su specie interessanti (Liuzzi *et al.*, 2013). Nella stagione riproduttiva 2021 a seguito di una convenzione tra la Regione Puglia - Sezione Gestione Sostenibile e Tutela delle Risorse Forestali e Naturali e il Centro Fauna Selvatica della Provincia di Brindisi – Santa Teresa S.p.A., è stato possibile effettuare anche il monitoraggio quali-quantitativo dell'avifauna acquatica.

AREA DI STUDIO

Il Parco è esteso per circa 1700 ettari, nel suo insieme presenta caratteristiche eterogenee, zone umide naturali e artificiali, zone naturali residuali alle opere di bonifica e il litorale sabbioso. Le aree principali sono costituite dalla “Salina Vecchia” e la “Salinella di Punta della Contessa”, dove sono presenti bacini retrodunali formati dall'affioramento della falda freatica superficiale, che assieme all'apporto meteorico forma un ambiente salmastro con livello idrico e salino variabile stagionalmente; sono inoltre presenti aree più o meno estese di fragmiteto e salicornieto, macchia mediterranea e

campi coltivati in modo estensivo. Piuttosto differenziata risulta l'area dell'invaso di "Fiume Grande", zona palustre caratterizzata dall'apporto di acqua dolce superficiale che grazie alla realizzazione di uno sbarramento crea un bacino idrico di significativa estensione (circa 1.008.000 metri cubi) rispetto al territorio circostante e profondità media di 1 metro. Presenta una ricca vegetazione a canneto e ampi specchi d'acqua aperti. Il sito seppur interamente inglobato da zone fortemente antropizzate, nonché dalle industrie del petrolchimico, ha caratteristiche peculiari all'interno del Parco, ampliandone notevolmente le potenzialità ecologiche.

L'insieme di questi biotopi favorisce la presenza di specie ed habitat prioritari (non soltanto acquatici) oltre che la sosta e il sostentamento dell'avifauna sia durante le migrazioni, sia durante il periodo di svernamento. Gran parte dell'area protetta è inoltre inserita in Rete Natura 2000 (IT9140003) e presenta al suo interno anche 2 habitat prioritari: "Lagune costiere" (1150*) e Stagni temporanei mediterranei (3170*) e altri 10 in Direttiva 92/43/CEE.

METODI

Il monitoraggio degli uccelli acquatici nidificanti è stato strutturato effettuando 3 rilievi mensili (1 per decade) nel periodo marzo-luglio 2021, al fine di ottenere dati adeguati a definire la fenologia riproduttiva delle specie, nonché indicazioni quantitative su coppie e giovani involati. La metodologia di censimento è stata quella del censimento completo (Overton, 1971), con un approfondimento delle indagini in caso di presenza di una nidificazione al fine di ottenere informazioni quantitative sulle coppie nidificanti e valutarne ove possibile il successo riproduttivo. Le specie di uccelli nidificanti, rilevate nell'area in esame sono state inoltre codificate come possibili/probabili/certa seguendo i criteri dello European Bird Census Council (EBCC), utilizzati anche dal progetto Atlante europeo (Keller *et al.*, 2020).

Per il monitoraggio del Frattino, si è reso necessario effettuare appositi transetti a piedi lungo il litorale dell'area interessata al fine di integrare i dati dei rilievi standardizzati, a tal fine sono state applicate le metodologie indicate dal protocollo ISPRA (Imperio *et al.*, 2020).

L'osservazione degli uccelli è stata fatta con l'ausilio di idonei strumenti ottici: binocolo 10x42, cannocchiale 20-60x72, e fotocamera con obiettivo 100-400 mm. La determinazione della specie ed eventualmente della classe d'età e del sesso sono state effettuate su campo. Nella maggior parte dei casi i conteggi sono stati effettuati mediante l'osservazione diretta degli animali, tuttavia per alcune specie elusive (es. Porciglione, Tarabusino) talvolta l'identificazione si è basata sull'ascolto di versi e/o richiami. Gli uccelli monitorati durante il presente studio, afferiscono ad un gruppo di specie strettamente legate alle zone umide e appartengono alle famiglie *Anatidae*, *Podicipedidae*, *Phoenicopteridae*, *Rallidae*, *Gruidae*, *Gaviidae*, *Ciconiidae*, *Threskiornithidae*, *Ardeidae*, *Pelecanidae*, *Phalacrocoracidae*, *Burhinidae*, *Haemantopodidae*, *Recurvirostridae*, *Charadriidae*, *Scolopacidae*, *Laridae*, *Glareolidae*. Per la nomen-

clatura e l'ordine tassonomico di riferimento è stata utilizzata la nuova lista CISO-COI degli uccelli italiani (Baccetti *et al.*, 2021).

Per ogni specie seguita durante il periodo riproduttivo, sono state raccolte informazioni dettagliate su alcuni parametri: n. coppie; fenologia e quando possibile n. giovani involati x coppia. Infine i dati delle specie certamente nidificanti sono stati comparati con i due precedenti studi effettuati nell'area (Potenza, 2002; La Gioia & Pino D'Astore, 2010), e con la restante bibliografia esistente (Marzano, 2002; Marzano & Fontana, 2002).

RISULTATI

Nella stagione riproduttiva 2021 sono state riscontrate 13 specie di uccelli acquatici, per i quali è stato possibile accertarne la riproduzione: quattro *Anatidae*, due *Podicipedidae*, tre *Rallidae*, un *Ardeidae*, un *Recurvirostridae*, un *Charadriidae* e un *Laridae*.

Per ognuna delle specie riscontrate, si riportano le informazioni relative all'intero periodo riproduttivo indagato.

Volpoca Tadorna tadorna

In Puglia le prime nidificazioni sono state accertate a partire dal 1990 alle Saline di Margherita di Savoia (BT) (Tinarelli *et al.*, 1995); gli unici altri siti riproduttivi sono localizzati a Lesina (FG) a partire dal 2003 (Brichetti & Fracasso, 2018) e in Salento: a Torre Colimena (TA) dal 2011 (Liuzzi *et al.*, 2013) e dal 2016 alle Saline di Punta della Contessa a Brindisi.

Durante il periodo in esame, sono state individuate e monitorate 5 coppie nidificanti (una nella Salinella; tre nella Salina Vecchia; una a Fiume Grande), che hanno portato all'involto di 34 giovani così ripartiti: 1 coppia x 11 pulli; 1x9; 1x7; 1x6; 1x1. In un solo caso è stato possibile osservare il nido, poiché la deposizione è avvenuta all'interno di un giaciglio per animali domestici, dove sono state contate 11 uova, di cui 2 non si sono schiuse.

La deposizione è avvenuta tra la prima decade di aprile e la prima di giugno, l'involto dei giovani si è verificato tra fine giugno e metà agosto (Tab. 1).

Tabella 1. Fenologia riproduttiva della *Volpoca* nella stagione 2021; * osservazioni effettuate al di fuori del periodo di studio.

	apr.			mag.			giu.			lug.			ago.*	
	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II	III	I	II
deposizione	O	O				O	O							
schiusa				O	O				O	O				
involto									O	O			O	O

Fistione turco *Netta rufina*

Specie regolare ma scarsa in Puglia sia in inverno che durante le altre stagioni; presente prevalentemente nelle zone umide del Golfo di Manfredonia, dove dal 2005 al 2012 ha nidificato regolarmente (Liuzzi *et al.*, 2013). In Salento prime nidificazioni documentate nel 2009 e 2010 presso Le Cesine e i Bacini di Ugento (in provincia di Lecce), ma negli anni successivi in entrambi i siti nessun nuovo caso accertato (Liuzzi, 2009; 2016).

Nel periodo d'indagine è stata riscontrata la presenza di una coppia nell'invaso del Fiume Grande. Si tratta della prima riproduzione documentata per la provincia di Brindisi. La deposizione è avvenuta a fine marzo, la femmina con 8 pulli di pochi giorni di vita è stata osservata a fine aprile e seguita fino a metà maggio. I giovani indipendenti sono stati osservati fino alla seconda decade di giugno.

Tra maggio e luglio, sono stati osservati altri 2 individui maschi adulti, lasciando ipotizzare possibili altre nidificazioni fallite e confermando l'idoneità dell'area per la specie.

Moretta tabaccata *Aythya nyroca*

In Puglia è osservabile durante tutto l'anno, soprattutto nelle zone umide del foggiano, dove nidifica regolarmente tra il Lago Salso e la Valle San Floriano e nel Lago di Lesina (Liuzzi *et al.*, 2013). Nel basso Salento, nonostante le numerose segnalazioni in periodo tardo primaverile-estivo, la nidificazione non è mai stata accertata, sebbene è considerata probabile in alcune zone umide (es. Bacini di Ugento). A Brindisi la riproduzione della specie è riportata con 0-1 cp. nel 2003 nelle Saline (Melega, 2007) e con un episodio accertato in aree limitrofe al sito d'indagine nel 2007 (La Gioia & Pino d'Astore, 2010), tuttavia in entrambi i casi non vengono forniti elementi di maggiore dettaglio. Nell'ambito della presente indagine, la nidificazione è stata riscontrata nell'invaso del Fiume Grande, dove una coppia è stata osservata da fine marzo. La deposizione è avvenuta tra il 10 e 15 maggio e la femmina è stata osservata con i pulli fino a metà luglio. In giugno sono stati osservati 9 pulli, mentre ad inizio luglio si erano ridotti a 4 ed è stato possibile seguirli fino all'involo, avvenuto a fine mese.

Germano reale *Anas platyrhynchos*

In Puglia la specie nidifica regolarmente ed è considerata parzialmente sedentaria in alcune zone umide del territorio, prevalentemente nel foggiano (Liuzzi *et al.*, 2013). In Salento si riproduce in poche aree e con relativamente poche coppie, con un massimo di 8 alle Cesine (LE) nel 2009 (Liuzzi, 2016). A Brindisi, nelle Saline il Germano reale era considerato nidificante possibile nel 2001-2002 (Potenza, 2002), mentre nel 2007 la riproduzione è stata accertata con almeno 2 coppie (La Gioia & Pino d'Astore, 2010). Nella stagione 2021, all'interno del Parco è stato possibile accertare la nidificazione di almeno 7 coppie, grazie all'osservazione di femmine con pulli al seguito, a partire dalla seconda decade di maggio.

Tuffetto *Tachybaptus ruficollis*

Specie considerata almeno parzialmente sedentaria e nidificante in Puglia, con riproduzioni localizzate prevalentemente nelle zone umide foggiane e in Salento (Liuzzi *et al.*, 2013), riportata nidificante già dai primi anni 2000 (Marzano, 2002). Nell'ambito della presente indagine sono state riscontrate 5-6 coppie. I pulli sono stati osservati a partire dalla prima decade di giugno.

Svasso maggiore *Podiceps cristatus*

Specie osservabile durante tutto l'anno in molte zone umide pugliesi; in inverno è presente sia lungo la costa adriatica che jonica, con grandi raggruppamenti tra Lesina e Varano. La riproduzione tuttavia è molto localizzata al di fuori delle grandi zone umide foggiane, con poche coppie presenti negli invasi interni della Puglia centrale. In Salento, la nidificazione è stata accertata per la prima volta nel 2011 presso l'invaso del Pappadai (TA) (Liuzzi *et al.*, 2013); successivamente, dal 2013 presso le Cesine (LE) (Liuzzi, 2016) e dal 2014 presso i Bacini di Ugento (LE). In provincia di Brindisi, la specie era considerata nidificante probabile; la prima nidificazione accertata risale alla stagione 2020 nel vicino invaso del Cillarese. Nell'ambito del presente monitoraggio è stato possibile accertarne la riproduzione anche nell'invaso del Fiume Grande, grazie alla presenza di 2 coppie osservate al nido a metà giugno. Soltanto una delle due coppie ha portato a termine la nidificazione e i tre pulli sono stati seguiti fino a conclusione dello studio.

Porciglione *Rallus aquaticus*

In Puglia la specie è presente tutto l'anno e per la nidificazione utilizza zone umide anche di modesta estensione, purché ricche di vegetazione (Liuzzi *et al.*, 2013). Si riproduce anche nel brindisino, tuttavia mancano studi sull'effettiva consistenza della popolazione. Nelle Saline di Brindisi, è stato possibile confermare la riproduzione grazie all'osservazione di 2 coppie con pulli nati da pochi giorni (Salina Vecchia a maggio, Fiume Grande a giugno). Tuttavia la prima nidificazione accertata del Porciglione nel sito, risale al 2014 (Liuzzi, oss. pers.).

Gallinella d'acqua *Gallinula chloropus*

Specie nidificante in Puglia, soprattutto in zone umide costiere, ma relativamente comune anche nell'interno (Liuzzi *et al.*, 2013). Nelle Saline di Brindisi sono state osservate 10-12 coppie, distribuite prevalentemente nell'area del Fiume Grande.

Folaga *Fulica atra*

In Puglia è osservabile tutto l'anno; nidificante comune in molte zone umide della provincia di Foggia e in Salento, appare invece localizzata nelle aree interne (Liuzzi *et al.*, 2013). Nell'ambito della presente indagine, sono state riscontrate 20-25 coppie; i primi pulli sono stati osservati da fine aprile.

Tarabusino *Ixobrychus minutus*

Specie migratrice e nidificante regolare nelle principali zone umide pugliesi, soprattutto nel foggiano, dove utilizza specchi e canali d'acqua dolce con vegetazione ripariale e presenza di fragmiteto (Liuzzi *et al.*, 2013). In Salento apparentemente meno diffusa, con casi accertati ad esempio ai Laghi Alimini e a Ugento (LE) (La Gioia, 2009). A Brindisi la nidificazione è stata accertata nel 2012 grazie al ritrovamento di giovani con tracce di piumino (Pino d'Astore com. pers.), sebbene fosse riportata genericamente come nidificante da Marzano (2002). Il numero di coppie presenti è risultato difficile da censire a causa della marcata elusività durante il periodo riproduttivo e l'impossibilità di raggiungere alcune porzioni di canneto, tuttavia è stata riscontrata almeno una coppia intenta ad alimentare un giovane appena involato, a metà luglio. Altre due coppie sono state localizzate grazie alla presenza delle vocalizzazioni, ma non è stato possibile accertarne la riproduzione.

Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus*

In Puglia la specie è osservabile prevalentemente durante le migrazioni e la nidificazione. L'areale riproduttivo principale è localizzato nelle zone umide foggiane, ma nidifica regolarmente anche in Salento (Liuzzi *et al.*, 2013), dove le prime nidificazioni risalgono al 1996, quando la specie si è insediata a Torre Colimena (TA) e nelle Saline di Brindisi (Marzano, 1997). Nel 2021 il Cavaliere d'Italia è stato osservato a partire da marzo, soprattutto nella Salina Vecchia e nella Salinella di Punta Contessa, dove è stato possibile riscontrare la presenza di almeno 47 coppie. Primi pulli osservati a partire dalla seconda decade di giugno.

Fratino *Charadrius alexandrinus*

La specie è osservabile tutto l'anno su gran parte del litorale pugliese, mentre appare maggiormente selettiva durante la riproduzione (Liuzzi *et al.*, 2013). Nell'area delle Saline di Brindisi, utilizza prevalentemente il litorale sabbioso, ma non di rado anche le spiaggette interne degli specchi d'acqua retrodunali e la Salinella. Considerando solo i casi di nidificazione accertata, è stato possibile stimare 7-12 coppie complessive, tuttavia il successo riproduttivo è risultato relativamente basso con solo 12 pulli osservati fino all'involto. Il periodo riproduttivo è risultato piuttosto ampio con osservazione dei nidi da aprile a inizi luglio; ciò è dovuto probabilmente a un discreto numero di covate di rimpiazzo.

Fratricello *Sternula albifrons*

Specie osservabile in Puglia generalmente dalla primavera all'inizio dell'autunno; nidifica prevalentemente nelle zone umide della Capitanata, ma colonie anche di una certa consistenza sono note in Salento (es. Torre Colimena) (Liuzzi *et al.*, 2013). Nelle Saline di Brindisi la specie nidifica regolarmente, con primi casi accertati nel 2001 (Marzano & Fontana, 2002). Durante la presente indagine il Fratricello è stato osservato a partire da aprile, con picco di 21 individui registrato in giugno. Pur non avendo effet-

tuato un controllo capillare dei nidi (anche al fine di non causare disturbo alle colonie), sono state osservate 14 coppie in cova, distribuite tra la Salina Vecchia e la Salinella di Punta Contessa; in quest'ultimo sito i nidi sono stati realizzati all'interno di una colonia mista con Cavaliere d'Italia e Fratino.

La comparazione dei risultati ottenuti e la bibliografia esistente, è riportata in Tab. 2. Sono state considerate esclusivamente le nidificazioni accertate e che hanno riguardato le specie riscontrate nel presente studio; per le due specie riscontrate in passato e non confermate, si rimanda alla Discussione.

Tabella 2. i dati relativi la colonna pre-2002 derivano Marzano, 1997, 2002, Marzano e Fontana, 2002; i dati della colonna 2002 da Potenza, 2002; i dati della colonna 2007 da La Gioia e Pino d'Astore, 2010, e i dati relativi alla colonna 2021 riguardano il presente lavoro. Nella colonna 6 viene riportato il primo anno in cui è stata accertata la nidificazione, per le specie per cui non è stato possibile recuperare informazioni di maggior dettaglio, viene indicato l'anno del primo rilievo del Progetto Atlante Italiano (Meschini & Frugis, 1993). * per la nidificazione riportata in Marzano 2002, mancano informazioni a supporto. ** Marzano & Scarafino, 2011 riportano 10 cp. tra il 1993 e 2010, senza ulteriori indicazioni.

Specie	ante-2002	2002	2007	2021	Anno prima nidificazione accertata
Volpoca				5 cp.	2016
Fistione turco				1 cp.	2021
Moretta tabaccata				1 cp.	2021
Germano reale	X		> 2 cp.	>7cp.	2007
Tuffetto	X		< 10 cp.	5-6 cp.	< dal 2002
Svasso maggiore				2 cp.	2021
Porciglione				2 cp.	2014
Gallinella d'acqua	X	X	>4 cp.	10-12 cp.	< dal 1983
Folaga	X	X	>7 cp.	20-25 cp.	< dal 1983
Tarabusino	X			1 cp.	< dal 2002; 2012*
Cavaliere d'Italia	X	X	> 12 cp.	>47 cp.	1996
Fratino	10 cp.**			7-12 cp.	< dal 1983
Fratichello	X	X	>6 cp.	14 cp.	2001

DISCUSSIONE

Il PNR Saline di Punta della Contessa, si conferma tra le aree di maggiore importanza del Salento per la conservazione dell'avifauna acquatica, ospitando nella stagione 2021 ben 13 specie nidificanti, delle quali almeno 10 considerate regolari poiché osservate dagli autori tra il 2010 e 2020, in alcuni casi riportate anche in bibliografia (Tab. 2): Volpoca, Germano reale, Tuffetto, Porciglione, Gallinella d'acqua, Folaga, Tarabusino, Cavaliere d'Italia, Fratino, Fraticello, mentre sono state documentate per la prima volta nel Parco, la Moretta tabaccata, il Fistione turco e lo Svasso maggiore;

per la prima specie erano note nidificazioni probabili e certe in aree vicine (La Gioia & Pino d'Astore, 2010), per le altre due non era nota alcuna indicazione. Nella zona umida, in passato sono state riportate come nidificanti altre due specie: il Moriglione *Aythya ferina* (Marzano, 2002) e la Pernice di mare *Glareola pratincola* nel 2001 (Marzano & Fontana, 2002), tuttavia si ritiene opportuno considerare la riproduzione di entrambe le specie come occasionale, non essendo stati registrati casi sia in precedenza che negli ultimi anni.

Nonostante le numerose criticità riscontrate, nonché la vicinanza con un grande polo industriale, le Saline presentano una ricca comunità ornitica, che utilizza i differenti habitat presenti nel Parco. Di estrema importanza è risultato l'invaso del Fiume Grande, poiché grazie alla presenza di acqua dolce e di estesi canneti, rappresenta per molte delle specie qui trattate un ambiente ottimale per la nidificazione e pertanto sarebbe meritevole di maggiore attenzione e controllo da parte degli organi preposti. L'aumento considerevole della ricchezza specifica di nidificanti, nonché del numero di coppie può soltanto parzialmente essere dovuto alla presenza dei vincoli derivanti dell'area protetta, poiché sul territorio sono ancora diffuse pratiche illegali, prime fra tutte il bracconaggio, ma anche l'utilizzo illecito della Salina come area sportiva per motocross, quad, ecc.

Ringraziamenti. Regione Puglia, Domenico Campanile - Dirigente Sezione Gestione Sostenibile e Tutela delle Risorse Forestali e Naturali; Provincia di Brindisi, Pasquale Epifani - Dirigente Settore Ambiente; Santa Teresa S.p.A., Giuseppe Marchionna - Amministratore Unico; Maribrin s.r.l. Licinio Corbari - Società Agricola di Brindisi; Aeronautica Militare Italiana e Nucleco S.p.A. di Roma – Carlo Boggian e Marco Crescimbeni.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Fracasso G. & COI., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds 2020. Avocetta, 45:21-82.
- Bricchetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), pp. 512.
- Imperio S., Nardelli R. & Serra L., 2020. Protocollo per il monitoraggio del fraterno. Versione 1.0. Documento Tecnico. ISPRA.
- Keller V., Herrando S., Vorisek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., Marti D., Anton M., Klvanová 2020, Kalyakin M.V., Bauer H.G., Foppen R.P.B. 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Editions.
- La Gioia G., 2009. Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Lecce 2000-2007. Edizioni del Grifo. Lecce. Pp.176.
- La Gioia G. & Pino d'Astore P., 2010. Avifauna acquatica delle Riserve e dei Parchi Naturali della Provincia di Brindisi. Gli Uccelli d'Italia, XXXV: 21-34.
- Liuzzi C., 2009. Nidificazione di Fistione turco (*Netta rufina*) nel Salento (Puglia). Gli Uccelli d'Italia, XXXIV (1-2): 117-119.
- Liuzzi C., 2016. Avifauna della Riserva Naturale dello Stato Le Cesine-Oasi WWF (Puglia). Thalassia Sal. 38: 99-127.

- Liuzzi C., Mastropasqua F. & Todisco S., 2013). Avifauna pugliese... 130 anni dopo. Ed. Favia, Bari pp. 322.
- Marzano G., 1997. Prima nidificazione di Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus* nel Salento (Puglia). Riv. ital. Orn., 67 (1): 103-104.
- Marzano G., 2002. Avifauna nidificante nel Salento – Puglia- (Lista aggiornata anno 2002). Gli Uccelli d'Italia, XXVII: 3-15.
- Marzano G. & Fontana P., 2002. Interessanti nidificazioni in Puglia. Riv. ital. Orn., 71 (2): 212-213.
- Marzano G. & Scarafino C., 2011. Distribuzione e consistenza del Frattino (*Charadrius alexandrinus*) nidificante lungo il litorale del Salento (Puglia): 155-156. In: Biondi M., Pietrelli L. (a cura di). Il Frattino: status, biologia e conservazione di una specie minacciata. Atti del convegno nazionale, Bracciano (RM), 18 settembre 2010. Edizioni Belvedere (LT), le scienze (13), 240 pp.
- Melega L. (a cura di), 2007. Piano d'azione per la Moretta tabaccata (*Aythya nyroca*). Quad. Cons. Natura, 25. Min. Ambiente, Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Meschini E. & Frugis S., 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 1-134.
- Overton W.S., 1971. Estimating the numbers of animal in wildlife populations. In Gilers R.H. (ed.) Wildlife management techniques. The Wildlife Society, Washington D.C.
- Potenza D., 2002. Saline di Punta della Contessa (Brindisi): analisi avifaunistica. Alula, IX (1-2): 74-83.
- Tinarelli R., Serra L., & Magnani A., 1995. Nuovi dati sugli uccelli acquatici nidificanti nella salina di Margherita di Savoia (Foggia). Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXII: 713-716.

UN SETTORE DI ‘CAMPAGNA ROMANA’ A RISCHIO DI URBANIZZAZIONE (VALLE FONTANA – VALLE DELLE CAMPANELLE; ROMA; ITALIA CENTRALE): UN PRIMO INQUADRAMENTO FINALIZZATO ALLA TUTELA

CHIARA MANSI ⁽¹⁾, MICHELE MANSI ⁽¹⁾, DARIO LA MONTAGNA ⁽²⁾, GIULIANO FANELLI ⁽²⁾
LORENZO NOTTARI ⁽³⁾, FRANCESCA MANZIA ⁽³⁾ & CORRADO BATTISTI ⁽⁴⁾

⁽¹⁾ Comitato orti Valle delle Campanelle (Fontana)(chiara.mansi@studenti.unitus.it;
michele.mansi@studio.unibo.it)

⁽²⁾ Dipartimento di Biologia Ambientale, Università La Sapienza di Roma (dario.lamontagna@uniroma1.it;
giuliano.fanelli@uniroma1.it)

⁽³⁾ Lipu Roma - BirdLife Italia (lorenzo.nottari@lipu.it; crfsroma@lipu.it)

⁽⁴⁾ Stazione di ricerca LTER (Long Term Ecological Research) ‘Torre Flavia’, Servizio Aree protette,
Città Metropolitana di Roma Capitale - Via G. Ribotta, 41 - 00144 Roma
(c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Abstract – A landscape mosaic of ‘Campagna Romana’ under risk of urbanization (Valle delle Campanelle-Valle Fontana; Rome, central Italy): a preliminary survey aimed to its conservation. We carried out a first arrangement (by field study and literature) aimed at developing a local conservation strategy. Direct and indirect evidence were collected for 53 breeding bird species (23 from the original field study), with a significant dominance of the agro-forest species, including species declining at a regional/national level (e.g., *Emberiza calandra*). The area was recently indicated as the subject of anthropogenic changes by urbanization. In this regard, there is an urgent need for its inclusion in the natural reserve system of RomaNatura Protected Areas.

INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni la ‘Campagna Romana’ ha subito profonde trasformazioni, con una progressiva infrastrutturazione e urbanizzazione (Grapow & Fanelli, 1993; Salvati *et al.*, 2017) che ha impattato su differenti componenti ambientali (es., per gli uccelli, cfr. Di Pietro *et al.*, 2021). Benché alcuni settori siano stati posti sotto tutela all’interno di differenti strumenti di pianificazione (sistema delle aree protette di RomaNatura, L.R. 29/1997, Piano Paesistico Regionale, Rete ecologica comunale e provinciale), esistono ancora settori di rilevante interesse ambientale che non sono stati sottoposti ad una vincolistica tale da consentirne la conservazione a medio-lungo termine.

Tra questi ambiti, rientra il sistema di mosaici ambientali a sugherete e ambienti agricoli del settore nord-occidentale della città di Roma, ancora solo parzialmente tutelato dal sistema di riserve naturali di Roma Natura. Recentemente la Città metropolitana di Roma Capitale ha proposto una serie di interventi (‘Progetto di riqualificazione e valorizzazione naturalistica di una porzione del Fosso delle Campanelle- Orti urbani e percorsi attrezzati’) che prevedono alterazioni della copertura vegetazionale, dell’alveo del fosso e del sistema idraulico, del sistema arbustivo ecotonale alle aree a sughe-

reta, a poca distanza dal Comprensorio del Santa Maria della Pietà (Trionfale, Roma).

In questa nota si riporta un inquadramento ornitologico preliminare, finalizzato a supportare una strategia di tutela dell'area.

AREA DI STUDIO

Il sistema ambientale denominato Valle delle Campanelle - Valle Fontana, è localizzato nel quadrante nord-occidentale della città di Roma (Quartiere Trionfale, Municipio XIV; Roma; 41°56'14.7"N 12°24'37.3"E; Cartografia Tecnica Regionale 374051; Fig. 1), e rappresenta un settore di rilevante interesse agro-forestale, ancora non urbanizzato.



Figura 1. Mappa dell'area di studio (a sinistra; il cerchio nero indica la localizzazione) con immagini del fondovalle e delle aree sommitali (a incolti e frammenti di sughereta).

L'area si articola con un sistema di vallecole su substrati sabbiosi e tufacei, caratterizzati da una vegetazione forestale residuale di querceti sempreverdi mediterranei dominati da Quercia da sughero (*Quercus suber*), come tipicamente rappresentato nell'area occidentale della città di Roma (De Lillis *et al.*, 1986; Testi & Lucattini, 1994; D'Onofrio *et al.*, 1997; Spada *et al.*, 2008; per un inquadramento ornitologico: es., Battisti e Mandolini, 2019). Tali ambiti forestali residuali sono alternati a mosaici di ricostituzione degli arbusti sempreverdi (inseribili nei Boschi sub-mediterranei a cerro, *Quercus cerris*, e farnetto, *Quercus frainetto*, appartenenti al *Mespilo-germanicae-Quercetum frainetto*; Fanelli & Bianco, 2007). Sulle sommità sono presenti seminativi in aree non irrigue e incolti con vegetazione erbacea di un certo interesse, tipici della Campagna Romana e in forte contrazione negli ultimi anni, soprattutto a causa dell'espansione edilizia (Grapow & Fanelli, 1993). Nel fondovalle, alcuni primi sopralluoghi hanno accertato la presenza di una flora erbacea tipica di questi ambienti

mediterranei, anche igrofilo (es., *Juncus conglomeratus*, *Pulicaria dysenterica*, *Convolvulus arvensis*, *Verbena officinalis*, *Poa trivialis*, *Bromus hordeaceus*, *Coleostephus myconis*, *Daucus carota*, *Veronica anagallis-aquatica*, *Apium nodiflorum*, *Holcus lanatus*, *Rumex acetosella*, *Ranunculus sardous*, *Cirsium vulgare*, *Gaudinia fragilis*, *Phalaris truncata*).

Sono anche presenti lembi di Matorral arboreescenti a *Laurus nobilis* (5230*, habitat EU prioritario) in contatto catenale con i boschi a *Quercus suber* e presenza di specie caratteristiche (*Laurus nobilis*, *Quercus ilex*, *Ulmus minor*, *Smilax aspera*, *Asplenium onopteris*). Benché gran parte di questi sistemi ambientali, caratteristici della Campagna romana interna al Grande Raccordo Anulare, per il loro valore ambientale sono stati già riconosciuti come meritevoli di tutela (es., Riserve naturali Insugherata, Tenuta dei Massimi, Mazzalupetto, Quarto degli Ebrei, Acquafrredda: L.R. 29 del 6 ottobre 1997), tale area non gode, allo stato attuale, di nessuna forma di tutela come area protetta.

METODI

Per inquadrare le comunità ornitiche nidificante dell'area Valle Fontana - Valle delle Campanelle è stata raccolta la documentazione disponibile da letteratura (Cignini & Zapparoli, 1996; Unità di rilevamento 1x1 km: D6), integrandola con dati aneddotici. Inoltre sono stati effettuati sopralluoghi mirati nel mese di maggio 2022 (stagione riproduttiva), attuando sia osservazioni non standardizzate, sia un campionamento semi-quantitativo che consentisse di ottenere una stima di frequenze relative tra le specie (transetti della durata di 2 min; ovvero campionamenti replicati con tempo standard, effettuati in movimento lungo un percorso rappresentativo; totale 15 sessioni; Bibby *et al.*, 2000).

Le specie sono state aggregate in *guilds*, in funzione delle diverse categorie ecologiche di appartenenza (specie legate ai differenti ambienti: agricoli: agr; forestali: for, separando le specie generaliste dalle *interior*, legate ad ambienti maturi; ecotonali: edg; sinantropiche: syn; per l'assegnazione alle categorie cfr. Tab. 2) e, per ciascuna di esse, è stata calcolata la frequenza totale (Fr tot).

Da questi dati sono state ottenute alcune metriche uni-variate di diversità (indice di Shannon-Weaver, evenness, numero di specie e ricchezza normalizzata di Margalef), in grado di consentire un primo inquadramento della comunità ornitica (Magurran, 2003).

Per esplicitare graficamente la ripartizione delle frequenze è stato elaborato un diagramma di Whittaker (Magurran, 2003). Le frequenze relative cumulate delle *guilds* sono state comparate con il test del χ^2 (Dytham, 2011), utilizzando il software PAST (Hammer *et al.*, 2001), definendo una soglia di probabilità (alfa) di 0,05.

Per ciascuna specie rilevata in modo originale o da letteratura è stato riportato l'eventuale inserimento nell'Allegato I della Direttiva Uccelli 2009/147/CE, nelle categorie SPEC (BirdLife International, 2017) e la categoria di minaccia secondo la recente lista rossa nazionale (solo per i nidificanti: Gustin *et al.*, 2019).

RISULTATI

Sono state raccolte evidenze dirette e indirette (da letteratura) per 53 specie (Tab. 1; tra queste 48 contattate in modo originale e 23 specie registrate con il metodo standard; $n = 111$ contatti; Tab. 2). Le frequenze cumulate tra le *guilds* sono significativamente differenti ($\chi^2 = 100,9$, $p < 0,001$) con una prevalenza di specie legate a ecosistemi agro-forestali limitrofi agli ambienti urbani, in particolare specie forestali, sia generaliste che ‘*interior*’ (ovvero legate a boschi maturi: es., *Dendrocopos major*, *Dryobates minor*), che costituiscono oltre il 50% della fauna ornitica (Tab. 2; Fig. 2). Di un certo interesse anche la presenza di specie contattate sia durante i campionamenti standard che nelle osservazioni occasionali, legate agli ambienti agricoli e marginali e in declino a livello regionale/nazionale (es., *Emberiza calandra* negli incolti sommitali presso Casale del Fico, e *Saxicola torquatus*).

Solo considerando le specie per le quali è stata registrata la presenza, 12 su 53 (22,6%) sono inserite in categorie di minaccia nazionali, SPEC o in Direttiva 147/2009/CEE (All. 1) e questo rende l’area di particolare interesse conservazionistico (sette specie sono inserite nella lista rossa nazionale; una specie è classificata come SPEC 1, quattro in SPEC 2, sette in SPEC 3; due specie sono inserite in All. 1, Dir. 147/2009/CEE: *Milvus migrans* e *Falco peregrinus*; Tab. 1).

La comunità ornitica mostra una buona diversificazione strutturale con indici di diversità, evenness e di ricchezza normalizzata elevati ($H' = 2,857$, evenness = 0,899; $Dm = 4,884$), se comparati ad altre aree della Campagna romana. L’articolazione delle frequenze è evidente nel diagramma di Whittaker (Fig. 3).

Tabella 1. Lista delle specie di uccelli note per l’area da dati originali (orig: specie contattate durante i rilevamenti effettuati nel maggio 2022), da letteratura (biblio: Cignini & Zapparoli, 1996) e comunicazioni personali (com. pers.). E’ stata indicata l’appartenenza a categorie SPEC (BirdLife International, 2017), la categoria di minaccia in Lista rossa italiana (solo nidificanti; escluso LC: “least concern - a bassa preoccupazione” e DD: “data deficient - mancanza di dati”; Gustin *et al.*, 2019) e l’inserimento in All. 1 Dir. 147/2009/CEE.

Specie	Orig	Biblio	com. pers.	SPEC	Lista rossa	All. 1
<i>Phasianus colchicus</i>	X					
<i>Columba livia</i> dom.	X					
<i>Columba palumbus</i>	X					
<i>Streptotelia turtur</i>	X	X		1		
<i>Streptopelia decaocto</i>	X					
<i>Apus apus</i>	X	X		3		
<i>Cuculus canorus</i>		X				
<i>Bubulcus ibis</i>	X					
<i>Larus michaellis</i>	X					

Specie	Orig	Biblio	com. pers.	SPEC	Lista rossa	All. 1
<i>Athene noctua</i>		X				
<i>Buteo buteo</i>	X					
<i>Milvus migrans</i>	X			3	Vulnerabile	X
<i>Upupa epops</i>	X		X			
<i>Merops apiaster</i>	X					
<i>Jynx torquilla</i>	X	X		3	In pericolo	
<i>Dendrocopos major</i>	X					
<i>Dryobates minor</i>	X					
<i>Picus viridis</i>	X					
<i>Falco peregrinus</i>	X			3		X
<i>Falco tinnunculus</i>	X					
<i>Psittacula krameri</i>	X					
<i>Myiopsitta monachus</i>	X					
<i>Garrulus glandarius</i>	X					
<i>Pica pica</i>	X					
<i>Corvus cornix</i>	X					
<i>Cyanistes caeruleus</i>	X					
<i>Parus major</i>	X	X				
<i>Cisticola juncidis</i>	X					
<i>Hippolais polyglotta</i>	X					
<i>Hirundo rustica</i>	X	X		3	Prossimo alla minaccia	
<i>Delichon urbicum</i>		X		2	Prossimo alla minaccia	
<i>Cettia cetti</i>	X	X				
<i>Aegithalos caudatus</i>	X					
<i>Sylvia atricapilla</i>	X	X				
<i>Sylvia cantillans</i>	X					
<i>Sylvia melanocephala</i>	X					
<i>Certhia brachydactyla</i>	X					
<i>Troglodytes troglodytes</i>	X	X				
<i>Sturnus vulgaris</i>						
<i>Turdus merula</i>	X	X				
<i>Muscicapa striata</i>	X					
<i>Erithacus rubecula</i>	X					
<i>Luscinia megarhynchos</i>	X	X				

Specie	Orig	Biblio	com. pers.	SPEC	Lista rossa	All. 1
<i>Saxicola torquatus</i>		X			In pericolo	
<i>Regulus ignicapilla</i>	X					
<i>Passer italiae</i>	X	X		2	Prossimo alla minaccia	
<i>Passer montanus</i>	X	X		3		
<i>Motacilla alba</i>	X					
<i>Fringilla coelebs</i>	X	X				
<i>Chloris chloris</i>	X	X			Prossimo alla minaccia	
<i>Carduelis carduelis</i>	X	X				
<i>Serinus serinus</i>	X	X				
<i>Emberiza calandra</i>	X			2		

Tabella 2. Numero degli individui (N) e frequenze (fr) delle specie contattate durante i rilevamenti con metodo standard (maggio 2022) nell'area di studio; in grassetto, le specie dominanti ($fr > 0,05$). Le specie sono state ripartite per *guild*, sotto-comunità ecologiche di appartenenza (for: forestali, g: generalisti, i: interior, legate ad ambienti forestali maturi; edg: di ambienti marginali; syn: sinantropiche, legate ad ambienti urbanizzati; agr: agricoli)

<i>guild</i>	Specie	N	fr	<i>guild</i>	Specie	N	fr
for_g	<i>Sylvia atricapilla</i>	14	0,126	for_g	<i>Erithacus rubecula</i>	3	0,027
for_g	<i>Turdus merula</i>	12	0,108	for_g	<i>Troglodytes troglodytes</i>	3	0,027
edg	<i>Luscinia megarhynchos</i>	11	0,099	edg	<i>Phasianus colchicus</i>	3	0,027
syn	<i>Corvus cornix</i>	10	0,090	for_g	<i>Garrulus glandarius</i>	3	0,027
for_g	<i>Parus major</i>	9	0,081	syn	<i>Passer italiae</i>	2	0,018
for_g	<i>Cyanistes caeruleus</i>	7	0,063	syn	<i>Myiopsitta monachus</i>	2	0,018
edg	<i>Cettia cetti</i>	6	0,054	for_g	<i>Aegithalos caudatus</i>	2	0,018
syn	<i>Psittacula krameri</i>	5	0,045	for_g	<i>Regulus ignicapilla</i>	1	0,009
for_g	<i>Columba palumbus</i>	4	0,036	for_i	<i>Dendrocopos minor</i>	1	0,009
edg	<i>Hippolais polyglotta</i>	4	0,036	for_g	<i>Streptopelia turtur</i>	1	0,009
for_i	<i>Dendrocopos major</i>	4	0,036	agr	<i>Emberiza calandra</i>	1	0,009
edg	<i>Sylvia melanocephala</i>	3	0,027	N		111	1

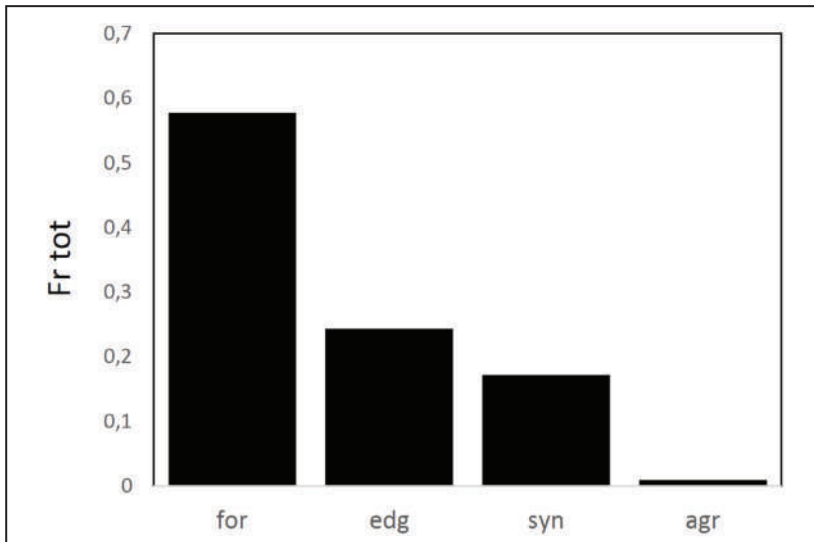


Figura 2. Frequenze totali (Fr tot) delle specie appartenenti alle *guilds* selezionate (for: specie forestali, accorpendo le forestali generaliste e le *interior*; edg: specie ecotonali; agr: specie di agroecosistemi; syn: specie sinantropiche). Per l'attribuzione delle specie alle corporazioni si veda Tab. 2.

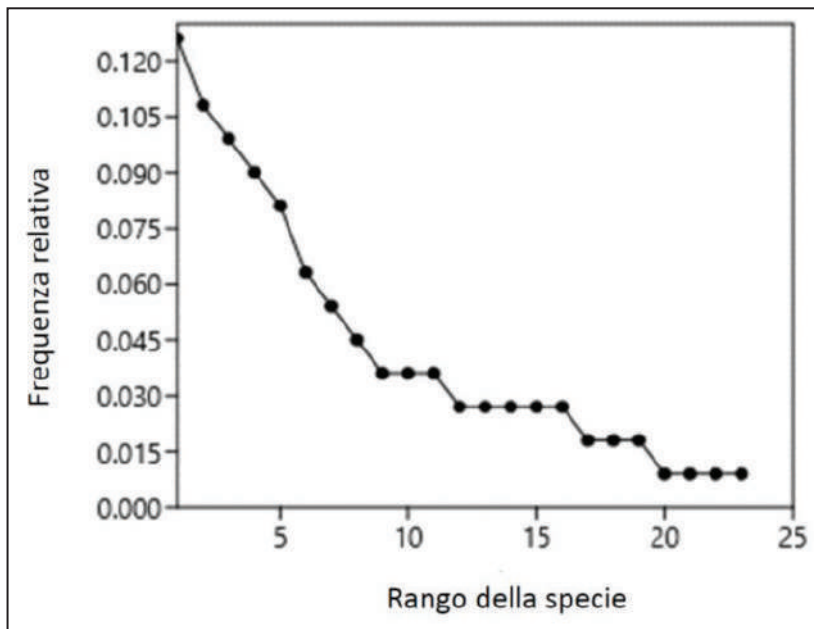


Figura 3. Diagramma rango-frequenza relativa di Whittaker; il rango rappresenta la posizione della specie in ordine decrescente di frequenza (vedi Metodi).

DISCUSSIONE

Benché questo inquadramento sia ancora strettamente preliminare (con sottostima di gruppi non indagabili con questo metodo; es. specie crepuscolari e notturne; specie svernanti), esistono già prime evidenze di un valore ornitico dell'area, vista anche la continuità territoriale con la Riserva naturale dell'Insugherata a Est, la Valle dei Fontanili e la Riserva naturale di Acquafredda a Sud, che mostrano un assetto ecosistemico e paesistico comparabile (sugherete e coltivi della Campagna romana). Ulteriori specie di interesse conservazionistico frequentano occasionalmente l'area (es., *Falco peregrinus* e *Milvus migrans*, quest'ultima nidificante nelle Riserve naturali collocate a sud; Battisti *et al.*, 2003; De Giacomo *et al.*, 2003). L'area mostra buone potenzialità anche per il Barbaglianni (*Tyto alba*; es., presso Casale del Fico) e la Quaglia (*Coturnix coturnix*), entrambe di interesse conservazionistico: ulteriori sopralluoghi saranno necessari per confermarne la presenza.

L'area è stata recentemente indicata come oggetto di interventi di trasformazioni urbanistiche. A tale riguardo, si sottolinea come eventuali alterazioni della copertura vegetazionale, dell'alveo del fosso e del sistema idraulico, nonché del sistema arbustivo ecotonale marginale alle aree a sughereta (interventi previsti nella progettazione prevista), potrebbero compromettere la struttura delle comunità ornitica. In particolare, la prevista illuminazione del settore di alveo può provocare un impatto pesante su specie di ambiente igrofilo o con attività crepuscolare e notturna, nonché su altre componenti faunistiche (es., Chiroterri; review in Longcore & Rich, 2004).

Allo stato attuale, nell'area e negli ambiti immediatamente limitrofi, vigono alcuni vincoli riportati sulla Tavola B 24 del PTPR – Piano Territoriale Paesistico Regionale del Lazio (“beni di interesse archeologico”: art. 134 co. 1 lett. B e art. 142 co.1 d.lgs. 42/2004; Area Agricola Identitaria della Campagna Romana” in corrispondenza del Parco Agricolo di Casal del Marmo, vincolato dalla L.R. 12/2011 che si basa sul PTPR inserendo il settore nell'area naturale di continuità; vincolo paesaggistico “Agro romano settentrionale, zona tra via Casal del Marmo e via Trionfale comprendente il complesso di Santa Maria della Pietà” apposto con DGR n° 670 del 14 ottobre 2014). In modo particolare il PTPR attribuisce alla gran parte dei terreni la destinazione di “paesaggio naturale di continuità” nonché di “ambito di recupero e valorizzazione paesistica” e sarebbe urgente un inserimento del comprensorio Valle delle Campanelle-Valle Fontana nel sistema delle Riserve naturali di RomaNatura. In tal senso, i dati raccolti verranno integrati da ricerche focalizzate anche su altre componenti ecosistemiche al fine di promuovere una strategia di tutela dell'area.

Ringraziamenti - Vincenzo Ferri; Cesare Budoni, Andrea Filpa e Raniero Maggini (WWF); Paola Marzi (Comune di Roma); Massimiliano Pirandola; Alessandro Polinori (LIPU); Pierluigi Gazzani e Oreste Rutigliano (Italia Nostra); Alessandra Valentinelli (Monumento naturale ex Snia Pigneto); Leonardo Vignoli (Università degli studi Roma Tre); Anna Testi (già Università di Roma Sapienza); Abdel Majid; Enrico Maria Guarneri (ISPRA); Enrico Zanini (Università di Siena); Andrea Messori; Pasquale Tedesco, Mattia Modesti, Mannino Bordet (Associazione Orti in Comune di Roma) e tutti gli ortisti della Valle; VAS Roma; gli studenti del Corso di Ecologia applicata a.a. 2021-2022 dell'Università degli studi Roma

Tre (Ingegneria civile) hanno tutti contribuito in varia forma alla realizzazione di questo primo contributo. Un anonimo revisore ha fornito utili suggerimenti. Ringraziamo, inoltre, tutti coloro che supporteranno, a vario titolo, questa azione di tutela.

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. Rivista italiana di Ornitologia, 73: 97-103.
- Battisti C. & Mandolini R., 2018. La comunità ornitica nidificante in un settore residuale della Campagna romana (corridoio tra le Riserve naturali ‘Valle dei Casali’ e ‘Tenuta dei Massimi’; Roma, Italia centrale). Alula, 25 (1-2): 1-9.
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hillis D.M., Hill D.A. & Mustoe S., 2000. Bird census techniques. Elsevier.
- BirdLife International, 2017. European birds of conservation concern: populations, trends and national responsibilities. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Cignini B. & Zapparoli M. (a cura di), 1996. Atlante degli uccelli nidificanti a Roma. Fratelli Palombi, Roma.
- De Giacomo U., Battisti C., Cecere J.C., Ricci S., Borlenghi F. & Tinelli A., 2003. La popolazione romana di Nibbio bruno (*Milvus migrans*): aspetti ecologici. In: Corsetti L. (ed.), Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13.12.2003, ed. Belvedere, Latina: 95-124.
- De Lillis M., Testi A., Scalfati G. & Cavedon G., 1986. Studio microclimatico di una formazione a *Quercus suber* nel Lazio (Valle dell’Inferno, Roma). Archivio Botanico e Biogeografico Italiano, 62 (3-4): 175-197.
- Dowgiallo G., Testi A. & Pesoli P., 1997. Edaphic characteristics of *Quercus suber* woods in Latium. Rend. Fis. Accademia dei Lincei, 9: 1-12.
- Di Pietro S., Mantoni C. & Fattorini S., 2021. Influence of urbanization on the avian species-area relationship: insights from the breeding birds of Rome. Urban Ecosystems, 24(4): 779-788.
- Fanelli G. & Bianco M., 2007. Memorie illustrative della Carta della vegetazione reale della Provincia di Roma. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche del territorio, pp. 119.
- Grapow L.C. & Fanelli G., 1993. The vanishing landscape of the Campagna Romana. Landscape and urban planning, 24(1-4): 69-76.
- Gustin, M., Nardelli, R., Bricchetti, P., Battistoni, A., Rondinini, C. & Teofili, C. (Eds.), 2019 Lista Rossa IUCN degli uccelli nidificanti in Italia 2019 Comitato Italiano IUCN e Ministero dell’Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Hammer Ø., Harper D.A. & Ryan P.D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontologia electronica, 4(1): 9.
- Longcore T. & Rich C., 2004. Ecological light pollution. Frontiers in Ecology and the Environment, 2(4): 191-198.
- Magurran A.E., 2003. Measuring biological diversity. John Wiley & Sons, New York.
- Salvati L., Gasparella L., Munafò M.M., Romano R. & Barbati A., 2017. Figuring the features of the Roman Campagna: recent landscape structural transformations of Rome’s countryside. Annals of Silvicultural Research, 41(1): 20-28.
- Spada F., Agrillo E., Casella L., Dowgiallo G., & Schirone B., 2008. Phytogeography of *Quercus suber* L. in Lazio (Central Italy): a causalistic approach. Annali di Botanica, 8: 43-54.
- Testi A. & Lucattini C., 1994. Contribution to the syntaxonomic knowledge of *Quercus suber* woodlands of Latium. Rendiconti Lincei, 5(3): 247-259.

ALIMENTAZIONE DELLA CIVETTA CAPOGROSSO *Aegolius funereus* IN PERIODO RIPRODUTTIVO (FORESTA DEL CANSIGLIO, ALPI ORIENTALI). ANNI 1989-2021

FRANCESCO MEZZAVILLA

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

Abstract – Feeding of Boreal Owl *Aegolius funereus* in the breeding period (Cansiglio forest, Eastern Alps). Years 1989-2021. Feeding of the Boreal Owl *Aegolius funereus* in the breeding period was investigated following a long-term research (1989-2021), carried out in the Cansiglio forest (Eastern Alps). The diet was assessed with prey and remains of them deposited on the bottom of the nest during the brooding and rearing of chicks. In total, 684 intact preys deposited in the nest as food reserve and 5,836 remains from pellets regurgitated by the nestlings were analyzed. It was observed that i) Boreal Owl breeding biology is correlated to the availability of small mammals settled in the area around the nests; ii) the prey found on the bottom of the nest boxes were mainly small mammals (98.3 %) and at a limited extent birds (1.7 %). iii) *Apodemus* represents 42.7 % of the diet, *Myodes glareolus* 29.1 %, *Soricidae* 13.9 % and *Muscardinus avellanarius* 5.3 %; iv) the reproductive success is significantly related to the abundance of heavier prey as Muridae and Cricetidae, captured in the years at very different rate; v) the variation of these last two categories is subjected to a high level of cyclicity detected by the analysis of coefficient of variation.

INTRODUZIONE

Nonostante sia diffusa in quasi tutto l'arco alpino italiano, le conoscenze relative al regime trofico di Civetta capogrosso *Aegolius funereus* e ad alcune sue caratteristiche biologiche e comportamentali sono ancora limitate. Dati più completi invece sono stati raccolti sul suo habitat (Borgo, 1998, 1999, 2013) e sulla sua biologia riproduttiva (Mezzavilla & Lombardo 1997, 2013).

Lo studio della dieta di Civetta capogrosso assume invece un forte valore scientifico poiché permette di comprendere meglio la variazione del regime trofico nel tempo e in particolare il suo rapporto con le dinamiche di popolazione delle prede (Korpimäki & Hakkarainen, 2012). Molti dei micromammiferi predati, infatti, evidenziano fluttuazioni cicliche che in Europa mostrano picchi di abbondanza ogni 3-5 anni (Hansson & Henttonen, 1985). Tale ciclicità, verificata anche in Cansiglio (Mezzavilla, 2014) determina forti variazioni nel tasso riproduttivo della specie evidenziando dinamiche simili a quelle riportate per l'area nord europea (Korpimäki & Hakkarainen, 2012).

Quando le popolazioni di micromammiferi aumentano, i maschi di Civetta capogrosso che sono per lo più sedentari, riescono ad attrarre nell'area di insediamento un numero variabile di femmine, che invece presentano forti livelli di erratismo. Inoltre negli anni con abbondante presenza di micromammiferi, aumenta il tasso riproduttivo e allo stesso tempo si manifestano livelli più elevati di beginia. Nel corso di queste particolari condizioni, le attività di caccia sono rivolte soprattutto nei riguardi di poche specie, molto abbondanti (*Myodes*, *Apodemus*) ed il regime trofico si caratterizza per il

forte grado di stenofagia.

In particolare in questo lavoro si riportano i dati relativi alla dieta di Civetta capogrosso ottenuti in 33 anni di indagini, si confrontano le abbondanze delle varie specie preda e si analizzano gli indici di ciclicità della Civetta capogrosso e quelli delle prede. È noto infatti che le indagini a lungo termine sulla dieta dei rapaci notturni, compresa la Civetta capogrosso, possono risultare sostitutivi delle attività di cattura e monitoraggio dei micromammiferi (Korpimäki, 1994; Heisler *et al.*, 2016). Con questo tipo di indagini infatti si possono raccogliere migliaia di dati facilmente analizzabili (Sundell *et al.*, 2004) senza dover ricorrere alla più invasiva ed impattante attività di trappolaggio (Heisler *et al.*, 2016).

AREA DI STUDIO E METODI

Le indagini sono state svolte nella Foresta del Cansiglio (N-E Italy, N 46° 04', E 12° 24') posta al confine tra le province di Treviso, Belluno e Pordenone. L'area dove sono state inserite le cassette nido è dominata da un altopiano carsico con altezze comprese tra i 1000 ed i 1300 m. È circondata quasi interamente da rilievi montuosi che verso nord raggiungono la quota massima di 2.252 m (Monte Cimone del Cavallo). L'altopiano nei mesi invernali è caratterizzato da un fenomeno particolare di inversione termica che determina un forte abbassamento delle temperature alle quote inferiori interessate da questa indagine, dove spesso si raggiungono temperature comprese tra -15 e -24 °C.

Nell'area di indagine, avente una superficie di circa 25 km², a partire dal 1987 sono state installate 100 cassette nido all'interno del bosco. Nel corso degli anni i nidi si sono ridotti a 71 nel 2000 e 50 nel 2021 a seguito di rotture e cadute conseguenti alla tempesta Vaia che nel 2018 ha distrutto parte dei boschi dove erano inseriti. Tra il 1989 quando sono state rilevate le prime nidificazioni ed il 2021, sono state complessivamente controllate 113 nidificazioni che hanno permesso di studiare i resti delle prede catturate.

Le cassette nido sono state installate in gran parte nelle aree di pecceta (*Picea abies*) 65 %, in faggeta (*Fagus sylvatica*) 25 % e nel bosco misto (*Picea abies*, *Abies alba*, *Fagus sylvatica*) 10 %. Alcuni nidi installati nel bosco di conifere si trovavano in vicinanza di radure, oppure in prossimità di prati pascoli. In quasi tutta l'area di indagine la vegetazione componente il sottobosco si è progressivamente ridotta. In alcune aree la copertura basale molto rada, composta soprattutto da *Lonicera xylosteum*, è quasi del tutto scomparsa. In molti ambiti il suolo è caratterizzato da rocce affioranti, doline ed inghiottitoi tipici delle aree carsiche come il Cansiglio. La copertura nevosa invernale negli ultimi decenni è risultata in genere più limitata rispetto al passato e di regola, salvo annate particolari, era assente già dalla fine di febbraio. Più abbondante è invece risultato il tasso di piovosità che nel corso di alcuni mesi primaverili ha compromesso parzialmente le attività di caccia, condizionando il conseguente successo riproduttivo.

La dieta della Civetta capogrosso è stata studiata esclusivamente nel periodo riproduttivo. Il maggior quantitativo di dati è stato ottenuto dalla raccolta ed analisi dei fondi delle cassette nido a seguito del loro abbandono al termine della nidificazione.

La maggior parte del materiale raccolto era costituito da borre accumulate nel fondo, amalgamate con resti di animali predati e feci. Per tutto il periodo di cova che dura circa 28-30 gg (Mezzavilla & Lombardo, 2013) la femmina teneva il fondo del nido pulito con le prede accumulate attorno all'area di cova. In questo periodo il fondo del nido è apparso sempre piuttosto pulito poiché la femmina era solita emettere le borre e defecare all'esterno della cassetta nido. Quasi tutte le prede depositate nel fondo, prima di essere mangiate, sono state identificate e per non incorrere in doppi conteggi, sono state marcate procedendo al taglio della coda dei micromammiferi.

Dalla nascita dei pulli, i fondi dei nidi venivano progressivamente ricoperti da escrementi, borre e talvolta anche da resti di animali morti. Le borre e le feci formavano pertanto un unico strato non più separabile nelle diverse componenti. In questa fase la femmina non provvedeva più alla pulizia del nido. Il ruolo del maschio in tutto il periodo riproduttivo è sempre stato riservato esclusivamente alla caccia. Raramente è stato visto entrare nella cassetta nido per depositare le prede.

Per l'analisi della dieta il materiale raccolto è stato controllato aggiungendo inizialmente dell'acqua con aggiunta di detersivo con lo scopo di rendere l'ammasso più molle. In seguito si è provveduto ad una meticolosa separazione delle parti ossee, avendo cura di non perdere o rompere quelle più minute come ad esempio i crani e le mandibole dei topiragno nani (*Sorex minutus*).

La determinazione delle prede e il loro conteggio sono stati fatti soprattutto mediante l'analisi delle mandibole che hanno permesso l'identificazione della maggior parte delle prede (Korpimäki, 1988) e, quando possibile, dai resti dei crani interi. Tra le varie guide impiegate sono state consultate: Chaline (1974), Lapini et al. (1995), Nappi (2001), Marchesi et al. (2011). La determinazione delle due specie di *Apodemus* non è stata sempre facile. In questi campioni è stata usata la chiave di determinazione fornita da Recco et al. (1978); solo nei casi incerti, quando mancavano parti dentarie, queste specie sono state classificate genericamente come *Apodemus* sp. In questa suddivisione non si è tenuto conto di *Apodemus agrarius*, che è stato trovato in maniera molto limitata, con solo tre individui.

Per l'analisi degli uccelli sono state utilizzate le penne e le parti ossee (Moreno, 1985, 1986; Cuisin, 1989).

Lo studio della dieta è stato svolto mediante il calcolo e l'analisi dell'Indice di ampiezza della nicchia trofica (Levins, 1968). Per il suo calcolo la componente di micromammiferi riportata come *Apodemus* sp. è stata suddivisa per ogni anno secondo le percentuali di individui di *Apodemus flavicollis* e *Apodemus sylvaticus* rilevati nei vari nidi come prede intere, durante il periodo di cova ed allevamento della prole, prima che venissero mangiati.

Il forte tasso di variazione delle prede rilevate nei diversi anni di nidificazione è stato verificato mediante l'Indice di Ciclicità. Tale indice, ottenuto dal calcolo del Coefficiente di Variazione ($Cv = SD/\bar{x} \cdot 100$), è un buon indicatore delle variazioni cicliche di popolazione rilevate nei diversi anni e può essere applicato sia alle popolazioni di micromammiferi che a quelle di rapaci notturni nidificanti (Korpimäki, 1984; Korpi-

maki, 1986; Korpimäki & Hakkarainen, 2012).

Le diverse analisi statistiche sono state fatte usando il programma Statistica (Stat-Soft Inc. 2008).

RISULTATI

Le indagini sono state svolte negli anni compresi tra il 1989 e il 2021. Nel corso di questa lunga serie temporale in 11 anni non si sono verificate riproduzioni nelle cassette nido oggetto di indagine (Tab. 1). Nel corso di 22 anni, invece, sono stati analizzati i resti dei fondi di 113 nidi dove sono state raccolte e determinate 6.348 prede. Sono state inoltre esaminate 684 prede intere depositate sul fondo durante l'attività di cova e allevamento dei giovani. Queste in seguito, dopo essere state mangiate, hanno costituito parte del deposito prelevato dal fondo dei vari nidi, pertanto si devono considerare tra quelle determinate dopo la raccolta ed analisi dei resti trovati. Considerando solo gli anni in cui si è verificata la nidificazione la media è stata di 288,5 prede/anno ($n = 22$, $SD = 260,3$). In media sono state rilevate 56,2 prede/nido. Sono però state trovate forti differenze nel numero medio di prede raccolte sul fondo nei vari anni (Fig. 1). In particolare disaggregando i dati in due periodi, prima e dopo l'anno 2000, si è evidenziata una notevole differenza nel numero medio di prede/nido. Nel primo periodo la media è risultata di 39,1 prede/nido, mentre a partire dal 2001 la media è aumentata a 74,7 prede/nido. Tale differenza è collegabile al fatto che nei primi anni in molti casi non si sono involati più di tre, massimo quattro, pulli per nido. Successivamente sono state rilevate annate, come il 2021, con una media di cinque-sette giovani involati. In questa analisi si evidenzia che gli anni 1997, 1998, 1999, 2002 e 2019 caratterizzati da solo una o due nidificazioni, si è verificata una riduzione della media complessiva (Tab. 1).

Nella stessa figura si nota come nel 2007 e 2014, quando sono state rilevate nidificazioni con forte tasso di riproduzione, in tre casi sono state trovate più di 120 prede per nido.

L'analisi dei resti dei fondi ha evidenziato che i mammiferi costituivano il 98,3% della dieta (Tab.1). Tra i mammiferi i Muridi con il 42,7 %, erano prevalenti rispetto ai Cricetidae con il 36,3 %. In maniera decrescente sono risultati i Soricidae 13,9 %, i Gliridae (*Muscardinus avellanarius*) 5,3 % ed infine gli Uccelli con 1,7 %. Rispetto all'analisi delle singole specie non è stato sempre facile distinguere tra *A. sylvaticus* ed *A. flavicollis* a causa del ricorrente distacco dei denti ed alla scarsa presenza di reperti completi con mandibola e mascella che avrebbe permesso una determinazione più sicura. Tra i reperti conservati meglio *A. sylvaticus* è risultato molto più abbondante (6,8 %) rispetto a *A. flavicollis* (2,7 %). Tale dato però va considerato con precauzione, data la forte percentuale (33,1 %) di *Apodemus* cui non si è giunti ad una determinazione specifica.

Ad un livello leggermente inferiore, pari a 29,1 %, è stato predato *Myodes glareolus*, che comunque ha costituito sempre una specie molto importante nella dieta. *Microtus arvalis* e *Microtus subterraneus* entrambi con il 2,1 % hanno evidenziato valori nel complesso piuttosto limitati, così come *Microtus liechtensteini* (0,6 %) che è stato

predato solo a partire dal 2014.

In termini di biomassa *A. sylvaticus*, *A. flavicollis* e *M. glareolus* hanno rappresentato una componente fondamentale nella dieta della Civetta capogrosso in fase riproduttiva *Sorex araneus* e *M. avellanarius* invece hanno costituito una componente secondaria sia in termini numerici che di biomassa, così come gli uccelli che hanno evidenziato sempre valori molto bassi. Tra gli uccelli le specie maggiormente predate sono state in ordine decrescente *Fringilla coelebs*, *Erithacus rubecula*, *Regulus* sp. e *Paridae* spp (Tab. 1).

La predazione rivolta verso le specie con peso maggiore è stata confermata dalla minore percentuale in termini di biomassa evidenziata dai Soricidae (4,7 %) e dagli uccelli (1,9 %). I Muridi hanno costituito il 47,7 % della biomassa predata mentre i Cricetidae il 39,4 % di cui solo *M. glareolus* ha rappresentato il 32,1 %.

Dal confronto tra le prede trovate come deposito in periodo di cova ed allevamento dei giovani, rispetto quelle trovate sul fondo, non è stata rilevata una significativa differenza percentuale (Wilcoxon Test, $T = 51$; $P = 0,92$). In particolare solo *S. araneus* ha raddoppiato le presenze nei resti del fondo e questo potrebbe essere collegato al fatto che essendo di piccole dimensioni veniva mangiato subito dai giovani senza evidenziare alcuna fase di deposito. *M. avellanarius* è stato trovato in percentuali abbastanza simili nei due periodi riproduttivi, così come l'intero gruppo dei Cricetidae. Dopo il 2007, *M. avellanarius* ha evidenziato una forte fase di declino tra le prede.

Nel corso dei 22 anni in cui la Civetta capogrosso ha nidificato nelle cassette nido, è stata osservata una forte variabilità nel tasso di cattura delle diverse prede. In particolare gli anni di maggior successo riproduttivo (Mezzavilla, 2014; Mezzavilla, inedit.) sono stati quelli con un livello più elevato di predazione di Cricetidae e Muride ed in particolare *M. glareolus*, *A. flavicollis* e *A. sylvaticus*. Viceversa negli anni con minor tasso di nidificazione, collegato alla diminuzione delle specie sopra citate, la Civetta capogrosso ha cacciato soprattutto Soricidae e Gliridae come *S. araneus* e *M. avellanarius*. Il livello di correlazione tra il numero di individui predati di Soricidae e Gliridae è risultato altamente significativo ($r_s = 0,72$; $P < 0,001$; $n = 21$), così come quello tra Cricetidi e Muridi ($r_s = 0,64$; $P < 0,001$; $n = 21$). In particolare sommando i dati delle prede in due gruppi comprendenti Soricidae con Gliridae e Cricetidae con Muridae, è stata trovata una correlazione inversa molto significativa ($r_s = -0,97$; $P < 0,001$; $n = 21$) (Fig. 2). Infatti durante i controlli delle nidificazioni la presenza abbondante di Soricidae e Gliridae accumulati attorno la femmina in cova, è sempre risultata collegata ad una ridotta presenza di Cricetidae e Muridae e ad una conseguente fase di limitato successo riproduttivo. Viceversa un elevato successo riproduttivo è risultato strettamente correlato all'accumulo di prede di maggior peso catturate. In particolare il numero di nidificazioni rilevate nei diversi anni di indagine (Mezzavilla, 2014; Mezzavilla inedit), è risultato significativamente correlato con le abbondanti catture di Cricetidae (*M. glareolus*) e Muridi (*Apodemus* spp.) trovati tra i resti sul fondo (Cricetidae: $n = 21$, $r_s = 0,65$, $P < 0,001$. Muridae: $n = 21$, $r_s = 0,56$, $P < 0,01$), mentre con i Soricidae, Gliridae e Aves non è risultato significativo.

Dall'analisi delle specie predate si rileva una ricchezza specifica molto bassa rispetto ad altre ricerche svolte in Europa. Tale scarsità evidenzia una forte specializzazione ed allo stesso tempo un elevato livello di stenoecia da parte della Civetta capogrosso nidificante in questo settore alpino. L'ampiezza di nicchia trofica calcolata per tutti gli anni di indagine è stata di 4,8 rispetto le prede totali rilevate nel fondo del nido. Calcolando l'ampiezza di nicchia trofica per ognuno degli anni di nidificazione, è stata osservata una forte variabilità. La media dei valori è risultata pari a 2,8 (min = 1,8, max = 4,4, SE = 0,16). L'ampiezza di nicchia è apparsa inversamente correlata con il numero di nidificazioni per anno ma il confronto non è risultato significativo ($n = 21$, $r_s = -0,12$, $P = 0,14$).

Indice di Ciclicità

Dall'analisi delle prede trovate sul fondo dei nidi (Tab. 1), si è potuto evidenziare un forte livello di ciclicità in alcune categorie di micromammiferi. Mediante il calcolo del CV si sono ottenuti valori piuttosto elevati che evidenziano una forte ciclicità per questa area alpina e che contraddicono i risultati ottenuti nei decenni scorsi, validi però quasi esclusivamente per il centro e il nord Europa (Hansson & Henttonen, 1985).

M. glareolus ha evidenziato un CV = 162,5 calcolato sul totale delle prede raccolte ogni anno, mentre ripetendo lo stesso calcolo sui dati medi ricavati sempre annualmente nei vari nidi, il valore si è abbassato a CV = 123,6. Entrambi i dati evidenziano sempre un elevato grado di ciclicità. Tale livello è risultato maggiore solo in una località della Svezia (CV = 205) rispetto ad altre 45 poste ad una latitudine superiore ai 56° N (Hansson & Henttonen, 1985). Anche l'analisi dei Muridae associati in un'unica categoria, a causa delle difficoltà tassonomiche precedentemente esposte, e che fluttuano negli anni in modo sincrono, ha permesso di ottenere un CV = 145,7, calcolato sul totale delle prede complessive trovate nei nidi, mentre è risultato pari a CV = 130,2 inserendo i valori medi annuali delle prede trovate nei nidi. Anche in questo caso il livello di ciclicità appare piuttosto elevato.

DISCUSSIONE

Lo studio della dieta della Civetta capogrosso, effettuato in poco più di tre decenni, ha permesso di comprendere il ruolo svolto dai micromammiferi nella riproduzione di questo rapace. La predazione effettuata dalla Civetta capogrosso ed in particolare l'elevato numero di prede trovate nei nidi (6.348), hanno permesso di utilizzare i dati ottenuti per comprendere meglio le dinamiche di popolazione dei micromammiferi in Cansiglio similmente a quanto effettuato mediante il prolungato utilizzo di trappolaggi ed indagini inerenti la Civetta capogrosso svolte in Svezia e Finlandia (Hansson & Henttonen, 1985; Korpimäki 1986, 1994). Questo rapace infatti tende a concentrare la predazione sulle specie più abbondanti e di maggiori dimensioni (*M. glareolus*, *Apodemus* sp.) tralasciando invece quelle più piccole che portano meno calorie alla dieta (*S. araneus*, *M. avellanarius*) (Zarybnicka *et al.*, 2009).

Tabella 1. Numero di individui delle diverse prede trovate sul fondo dei nidi. Gli anni mancanti corrispondono ad annate con riproduzioni assenti nelle cassette nido. Nell'ultima colonna (Peso g) sono riportati i valori unitari utilizzati per il calcolo della biomassa predata.

Anni	1989	1990	1992	1993	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2002	2003	2005	2006	2007	2008	2010	2012	2013	2014	2019	2021	n	n %	Biomassa tot	Peso %	Peso (g)
<i>Sorex araneus</i>	36	112	60	50	91	64	14	2	5	63	4	18	8	51	123	25	9	44	1	43	0	2	825	12,98	6349	4,57	7,7
<i>Sorex minutus</i>	5	4	2	5	1	3	0	2	1	8	1	0	3	2	10	1	0	2	2	5	0	0	57	0,89	171	0,12	3
<i>Sorex alpinus</i>	1	2																		2	0	0	5	0,07	35	0,02	7
Soricidae totali	42	116	64	55	92	67	14	4	6	71	5	18	11	53	133	26	9	46	3	50	0	2	887	13,94	6555	4,72	
Chiroptera										1											0	0	1	0,02	12	0,01	12
<i>Sciurus vulgaris</i>															1						0	0	1	0,02	50	0,04	50
<i>Muscardinus arvenarius</i>	3	13	40	36	41	31	8	4	3	26	8	30	2	29	45	5	3	2	4	5	0	0	338	5,32	8450	6,09	25
<i>Chionomys nivalis</i>	1																						1	0,02	30	0,02	30
<i>Microtus arvalis</i>	3	8	2	1	3	2	0	0	0	7	0	3	11	10	6	0	2	12	0	24	18	20	132	2,07	3168	2,28	24
<i>Microtus techestani</i>																				20	0	20	40	0,63	840	0,60	21
<i>Microtus subterraneus</i>	1	9	4	0	0	0	0	0	1	51	0	0	4	10	20	0	2	2	2	12	1	15	134	2,11	2948	2,12	22
<i>Myodes glareolus</i>	34	59	110	117	17	106	0	3	3	218	3	5	9	43	271	88	74	46	21	333	13	284	1857	29,21	44568	32,10	24
<i>Microtus</i> spp.	2	17	9	3	2	40	0	0	0	4	1	1	1	21	8	1	0	0	0	15	9	7	141	2,22	3243	2,33	23
Cricetidae totali	40	94	125	121	22	148	0	3	4	280	4	9	25	84	305	89	78	60	23	404	41	366	2325	36,26	54797	39,47	
<i>Apodemus agrarius</i>	1													1	1							3	0,05	78	0,06	26	
<i>Apodemus flavicollis</i>	6	13	9	62	0	15	0	1	0	42	2	0	1	0	0	0	12	0	0	0	1	9	173	2,72	4844	3,49	28
<i>Apodemus sylvaticus</i>	3	29	19	134	0	22	0	0	0	118	6	0	1	0	0	0	41	0	0	0	0	60	433	6,81	8660	6,24	20
<i>Apodemus</i> sp.	19	56	407	140	26	97	0	7	10	113	8	4	76	53	309	148	71	109	75	318	0	59	2105	33,11	52625	37,91	25
<i>Mus musculus</i>														1	1							2	0,03	30	0,02	15	
Muridae totali	28	99	435	336	26	134	0	8	10	273	16	4	78	55	311	148	124	109	75	318	1	128	2716	42,72	66237	47,71	
<i>Agolius furevus</i> juv.														1	1							2	0,03	200	0,14	100	
<i>Erethacus rubecula</i>			2					2	2				2		2						1		11	0,17	220	0,16	20
<i>Turdus merula</i>			1																			1	0,02	80	0,06	80	
<i>Turdus philomelos</i>								1														1	0,02	80	0,06	80	
<i>Phylloscopus collybita</i>												1										1	0,02	8	0,01	8	
<i>Regulus</i> sp.	1		1							6												8	0,12	84	0,06	6	
<i>Parus</i> sp.										2	2	0	1				1		1		2		9	0,14	86	0,06	12
<i>Certhia</i> sp.			1																			1	0,02	10	0,01	10	
<i>Guirulus glandarius</i> juv.		1																				1	0,02	100	0,07	100	
<i>Fringilla coelebs</i>	1	0	2	1	0	3	0	2	1	2	0	0	2	0	1	0	0	1	1	2	0		19	0,30	475	0,34	25
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>								1							2								3	0,05	90	0,06	30
<i>Passeriformes</i> indet.	3	5	3	1	0	2	0	1	0	8	0	1	0	11	7	3	1	1	1	4	0		52	0,82	1300	0,94	25
Aves totali	5	6	10	2	0	5	0	7	3	18	2	2	5	12	13	3	2	2	3	6	3	0	109	1,71	2733	1,96	
Totale prede/anno	118	328	674	550	181	385	22	26	26	669	35	63	112	233	808	271	216	219	108	783	45	476	6348				
Media prede/anno	39,3	36,4	42,1	45,8	45,2	35	22	13	26	83,6	35	63	112	77,7	73,4	67,7	43,2	109,5	108	78,3	45	79,3					
Biomassa tot/anno	2139	6021	15533	12167	2905	8199	308	621	525	14492	729	1236	2761	4840	17590	6230	4980	4606	2598	18182	1023	11149			138834		
Nidi controllati	3	9	16	12	4	11	1	2	1	8	1	1	1	3	11	4	5	2	1	10	1	6					

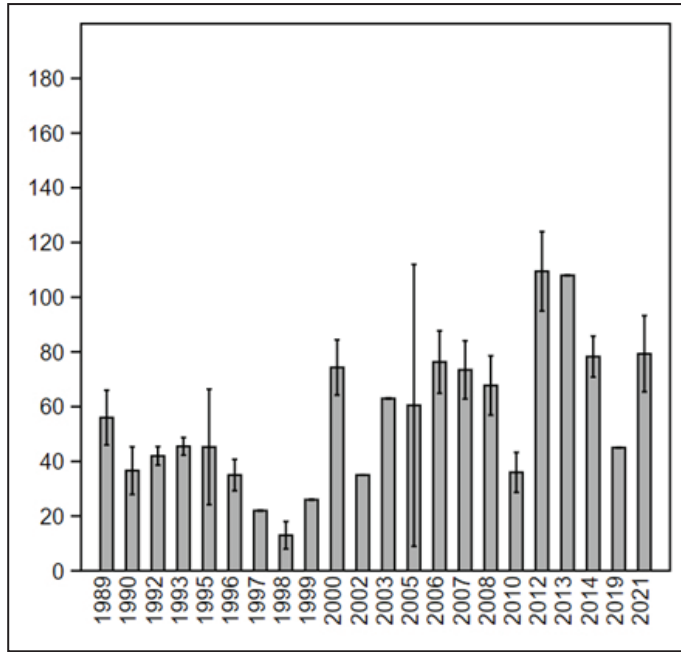


Figura 1. Media delle prede presenti nel fondo dei nidi, con relativo intervallo di variazione, rilevate negli anni di indagine. Le annate mancanti non hanno evidenziato alcuna riproduzione.

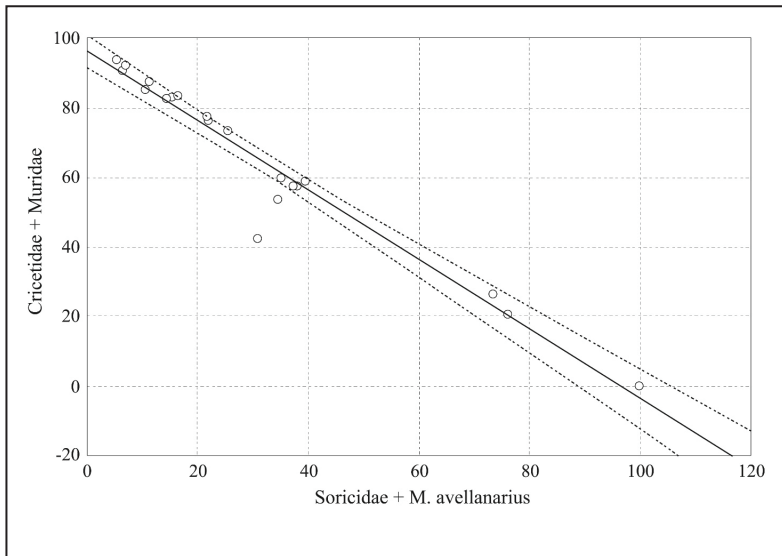


Figura 2. Analisi della correlazione, con limite di confidenza del 95%, rilevata tra il numero di individui di due gruppi di specie predate dalla *Civetta capogrosso*.

Nell'area di indagine la Civetta capogrosso assieme all'allocco ed alla volpe rappresenta uno dei maggiori predatori di micromammiferi e tale comportamento è stato rilevato soprattutto negli anni con una loro forte diffusione, quando diventa particolarmente specialista e stenofaga, predando soprattutto *M. glareolus*, *A. flavicollis* e *A. sylvaticus*. L'abbondanza di tali prede nella dieta somiglia in buona parte a quanto rilevato nell'area dello Giura al confine tra Svizzera e Francia (Ravussin *et al.*, 2016), diversamente da quanto rilevato in Scandinavia e nel centro Europa (Korpimäki & Hakkarainen, 2012) dove sono i Cricetidae che assumono valori più elevati. In particolare si nota come in area alpina e alle latitudini più meridionali, il genere *Apodemus* sp. sostituisca il ruolo svolto più a nord dai Cricetidae. La bassa percentuale di uccelli rilevati nella dieta potrebbe giustificare la minore presenza in Cansiglio rispetto la Scandinavia, ma tale diversità dovrebbe essere indagata meglio.

Tutto ciò conferma che tra i vari micromammiferi presenti in Cansiglio, la Civetta capogrosso preferisce cacciare le specie più diffuse ma che allo stesso tempo offrono il maggior apporto in termini di biomassa. Non è noto se le prede di minor peso (Soricidae) o altre meno predate (*M. avellanarius*) subiscano variazioni negli anni oppure appaiano meno abbondanti nella dieta perché trascurate da questo rapace negli anni con abbondanza di Cricetidi e Muridi. Sicuramente la Civetta capogrosso soddisfa la teoria dell'*optimal diet theory*, nel nostro caso evidenziando una preferenza per le prede più abbondanti e che offrono il maggiore apporto alimentare (Sih & Christensen, 2001). Tale dato è stato confermato dal fatto che l'ampiezza di nicchia diminuisce quando *M. glareolus*, *A. flavicollis* e *A. sylvaticus* diventano molto abbondanti, diversamente con la loro riduzione la Civetta capogrosso è costretta a predare anche Soricidi, Gliridi e qualche uccello.

Le indagini a lungo termine sulla dieta e l'elevato numero di prede analizzato, ha permesso di confermare che anche nelle Alpi, come in altre parti d'Europa (Ravussin *et al.*, 2016), alcune categorie di micromammiferi presentano rilevanti variazioni che influiscono positivamente sul tasso riproduttivo della Civetta capogrosso (Korpimäki & Hakkarainen, 2012). Tutto ciò risulta significativamente correlato alla produttività primaria del bosco piuttosto che a fattori climatici (Mezzavilla, 2014), che sembrano assumere un ruolo minore. Lo stesso dicasi per le correlate problematiche di predazione che influirebbero sulla diversa presenza di prede e quindi sulle disponibilità trofiche offerte dal territorio. Nell'area di indagine i predatori sono molto pochi ed escludendo la Civetta capogrosso, l'allocco è presente con solo 2-3 coppie mentre la volpe si rileva con un numero di esemplari inferiore ad una decina (Mezzavilla, *inedit*).

La variazione delle prede totali rilevate negli anni presenta un livello piuttosto elevato che evidenzia una ciclicità finora non nota per le Alpi. Questa variazione influenza direttamente il tasso riproduttivo che si comporta in maniera altrettanto sincrona. I dati inerenti alla riproduzione osservati tra il 1989 ed il 2021 hanno permesso di ricavare un Indice di Ciclicità medio alto ($CV = 127,1$) rispetto alle indagini finora svolte in Europa (Korpimäki & Hakkarainen, 2012). Tale dato conferma come la Civetta capogrosso nell'area alpina in periodo riproduttivo si comporti in modo simile a quanto avviene in Scandinavia.

Ringraziamenti - L'amico Saverio Lombardo ha svolto le indagini assieme allo scrivente dal 1989 al 2011. Purtroppo la sua scomparsa avvenuta nel febbraio 2012, ha creato un grande vuoto ed ha parzialmente influito sulla raccolta dei dati. L'indagine è stata supportata da Veneto Agricoltura che ha permesso l'accesso all'area fino al 2021 ed ha contribuito con la costruzione delle prime 100 cassette nido.

BIBLIOGRAFIA

- Borgo A., 1998. Censimento della comunità ornitica di Accipitriformi, Falconiformi e Strigiformi di un settore delle Prealpi Veneto-Carniche e dati preliminari sulle preferenze ambientali. In: Bon M., Mezzavilla F., (eds.), Atti 2° Convegno Faunisti Veneti. Boll. Mus. Civ.St. Nat. Venezia, suppl.vol. 48:74-77.
- Borgo A., 1999. Preferenze ambientali di Civetta capogrosso *Aegolius funereus* e Allocco *Strix aluco* nel Parco Naturale Dolomiti Friulane. Avocetta, 23:94.
- Borgo A., 2013. Densità di astore *Accipiter gentilis*, falco pellegrino *Falco peregrinus*, civetta nana *Glaucidium passerinum* e civetta capogrosso *Aegolius funereus* nel Friuli Occidentale. In: Mezzavilla F., Scaron F., (a cura di), Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturni, Treviso. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici, 3: 282-286.
- Chaline J., 1974. Les proies des Rapaces. Petit Mammifères et leur environnement. Doin editeurs, Paris. Pp. 142.
- Cuisin J., 1989., L'identification des cranes de Passereaux. These, Université de Bourgogne, Laboratoire d'Ecologie. Pp. 340.
- Hansson L. & Henttonen H., 1985 – Gradients in density variations of small rodents: the importance of latitude and snow cover. Oecologia, 67:394-402
- Heisler L., Somers C., Poulin R., 2016. Owl pellets: a more effective alternative to conventional trapping of broad-scale studies of small mammal communities. Methods in Ecology and Evolution, 7:96-103.
- Korpimäki E., 1984. Population dynamics of birds of prey in relation to fluctuations in small mammal populations in western Finland. Ann. Zool. Fennici, 21:287-293.
- Korpimäki E., 1986. Gradients in population fluctuations of Tengmalm's owl *Aegolius funereus* in Europe. Oecologia, 69:195-201.
- Korpimäki E., 1988. Diet of breeding Tengmalm's Owls *Aegolius funereus*: long-term changes and year-to-year variation under cyclic food conditions. Ornis fennica, 65:21-30.
- Korpimäki E., 1994. Rapid or delayed tracking of multi-annual vole cycles by avian predators? Journal of Animal Ecology, 63:619-628.
- Korpimäki E., Hakkaraianen H., 2012. The Boreal Owl. Ecology, behaviour and conservation of a forest-dwelling predator. Cambridge University Press, Cambridge. Pp. 360.
- Lapini L., Dall'Asta L., Dublo M., Vernier E., 1985. Materiali per una teriofauna dell'Italia Nord-Orientale (Mammalia, Friuli-Venezia Giulia. Gortania, 17:149-248.
- Levins R., 1968. Evolution in changing environments. Princeton University Press, Princeton.
- Marchesi P., Blant M., Capt S., (Eds) 2011. Mammifères de Suisse, clés de détermination. Fauna Helvetica 21, CSCF & SSBF, Neuchâtel. Pp. 294.
- Mezzavilla F., Lombardo S., 1997. Biologia riproduttiva della Civetta capogrosso (*Aegolius funereus*) nel bosco del Cansiglio. Fauna, 4:101-114.
- Mezzavilla F., Lombardo S., 2013. Indagini sulla biologia riproduttiva della civetta capogrosso *Aegolius funereus*: anni 1987-2012. In: Mezzavilla F., Scarton F., (a cura di), Atti Secondo Convegno Italiano Rapaci Diurni e Notturni, Treviso. Associazione Faunisti Veneti, Quaderni Faunistici, 3: 261-270.

- Mezzavilla F., 2014. Il faggio e la fauna. Indagini ecologiche nella Riserva Naturale Biogenetica Campo di Mezzo – Pian Parrocchia, Foresta del Cansiglio. Corpo Forestale dello Stato, MIPAAF, DBS, Seren del Grappa. Pp. 120.
- Moreno E., 1985. Clave osteologica para la identificacion de los Passeriformes Ibericos. 1. Ardeola, 32:295-377.
- Moreno E., 1986. Clave osteologica para la identificacion de los Passeriformes Ibericos. 2. Ardeola, 33:69-129.
- Nappi A., 2001. I Micromammiferi d'Italia. Esselibri Simone. Pp. 112.
- Ravussin P-A., Henrioux P., Henrioux F., Trolliet D., Longchamp L., Morel J., Beaud M., 2016. Regime alimentaire de la Chouette de Tengmalm *Aegolius funereus* dans le massif du Jura. Nos Oiseaux, 63:215-2226.
- Recco M., Federici R., Cristalli M., 1978. Presenza simpatrica di *Apodemus flavicollis* e *Apodemus sylvaticus* nelle zone di Tolfa e Manziana: considerazioni critiche. Boll. Mus. Civ. St. Nat. Verona, 5:313-353.
- Sih A., Christensen B., 2001. Optimal diet theory: when does it work, and why does it fail ?. Animal Behaviour, 61:379-390.
- Sundel J., Huitu O., Henttonen H., Kaikusalo A., Korpimaki E., Pietianen H., Saurola P., Hanski I., 2004. Large-scale spatial dynamics of vole populations in Finland revealed by the breeding success of vole-eating avian predators. Journal of Animal Ecology, 73:167-178.
- Zarybnicka M., Sedlacek O. & Korpimaki E., 2009 – Do Tengmalm's Owls alter parental feeding effort under varying conditions of main prey availability? J. Ornithol., 150:231-237.

Brevi note



Fratino *Charadrius alexandrinus* (Foto di Pamela Lagalante)

MONK PARAKEETS *Myiopsitta monachus* IN A SUBURBAN *EUCALYPTUS* WOODPATCH (WASTE WATER TREATMENT PLANTS, OSTIA, CENTRAL ITALY): A NOTE ON NEST SITE SELECTION

CORRADO BATTISTI ⁽¹⁾ & FULVIO CERFOLLI ⁽²⁾

⁽¹⁾ 'Torre Flavia' LTER (Long Term Ecological Research) Station,
Protected areas Service - Città Metropolitana di Roma Capitale - via Ribotta, 41
00144 Rome (Italy) (c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

⁽²⁾ Department of Ecological and Biological Sciences - University of Viterbo
Largo dell'Università snc - 01100 Viterbo (Italy) (fulviocerfolli@unitus.it)

Riassunto – Il Parrocchetto monaco *Myiopsitta monachus* in un Eucalipteto suburbano (Depuratore di Ostia; Italia centrale): note sulla selezione dei siti di nidificazione. In questa popolazione suburbana (20-50 individui) sono stati registrati 12 nidi attivi, tutti collocati su piante mature di *Eucalyptus* sp. Solo una ridotta percentuale di piante campionate (7%) è stata utilizzata per la nidificazione. Il diametro degli alberi che ospitano nidi è significativamente maggiore rispetto a quelli senza nidi. Tale differenza è stata riscontrata anche nella distribuzione di frequenza delle categorie di diametro delle piante con nido e senza nido.

Analogously to several Italian contexts (see Mori *et al.*, 2013), in Latium (central Italy) Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* appear mainly distributed in historical urban parks of Rome and in the immediate surrounding (Brunelli *et al.*, 2011; Taffon, *et al.*, 2011; Di Santo *et al.*, 2013, 2017a, 2017b). However, in the recent years, aggregations of individuals have been observed also in suburban and rural contexts (e.g., littoral areas: Biondi *et al.*, 2005; Battisti *et al.*, 2019). During a field ornithological survey, we obtained some preliminary data on density and nest site selection of a small sub-population of Monk Parakeet breeding in a woodpatch included in the ACEA ATO-2 waste water treatment plant of Ostia (Roma; 41°44'48.0"N 12°16'17.9"E).

The ACEA waste water treatment plant is characterized by a large number of infrastructures (tanks, buildings, canalizations, roads and green areas) serving the different treatment and water purification phases (size area: appr. 15 ha), located near the mouth of Tiber river (2.5 km far-away). This structure is surrounded by a reforested woodpatch (approximately 8 ha in size), with a dominance of *Eucalyptus* sp. and, secondarily, with *Pinus* sp. trees.

In this area, we carried out a field ornithological survey for ACEA management purposes (unpublished data). From March to June 2021 we focused our sampling on the local nesting sub-population of Monk Parakeets, using a mixed method (ten 2-minutes point counts and direct observations; Bibby *et al.*, 2000) for a first preliminary arrangement of the local abundance. Moreover, we have traveled all the reforested woodpatch measuring, with a sensitive dendrometric calliper (± 1 cm), the diameter at breast height (dbh, in cm) of a representative sample (>50%) of tree plants, recording

the possible presence of parakeet nests, and obtaining the averaged values (and standard deviation, s.d.) separating the trees with nests from trees without nests. We used the non parametric tests of Mann-Whitney U test ($n=2$ samples) and Kruskal-Wallis (>2) to compare averaged values. We compared the frequency distribution of tree dbh with and without nests, using the Kolmogorov-Smirnov test (Dytham, 2011; alpha level = 0.05), using PAST software for analyses (Hammer *et al.*, 2001).

Totally, we recorded 53 individuals (range: 3-16/point count), estimating an abundance of 20-50 parakeets. We recorded 12 colonial nests, all located on mature *Eucalyptus* trees (mean diameter: $70.83 \text{ cm} \pm 21.17$; all trees $> 12 \text{ m}$ in height). *Eucalyptus* hosting nests ranged mainly between 16 and 18 m in height ($n = 6$; 50%). Nests were all located at $> 4 \text{ m}$ in height, with the highest frequency (5 on 12; 41,7%) between 10 and 12 m.

Eucalyptus hosting trees showed a dbh ($70.83 \text{ cm} \pm 21.17$; range: 53-115; $n=12$) significantly higher when compared to *Eucalyptus* without nests ($56.58 \text{ cm} \pm 21.29$; range: 9-124 cm; $n = 152$) ($p=0.028$, U Mann-Whitney test). *Pinus* trees were larger ($61.77 \text{ cm} \pm 12.86$; range: 39-99 cm; $n=26$), when compared to *Eucalyptus* trees but the difference was not significant ($p=0.067$, U Mann-Whitney test; Fig. 1). Difference in dbh among the three tree categories (*Eucalyptus* with nests, without nests and *Pinus* sp. without nests) was significant ($H = 7.386$; $p = 0.025$; Kruskal-Wallis test; Table 1).

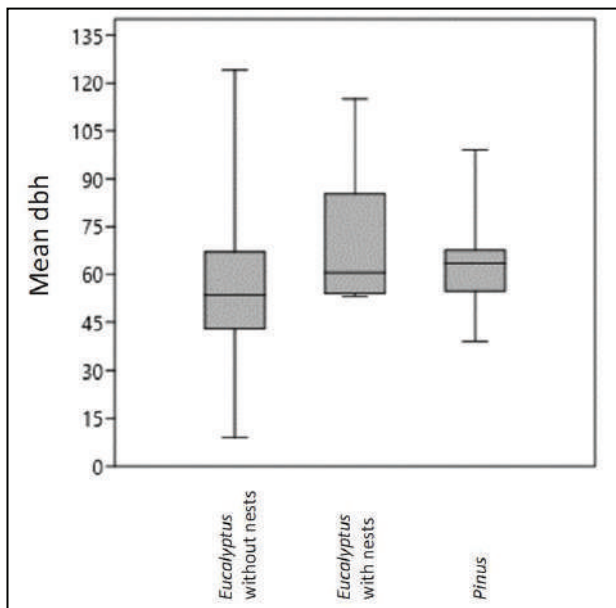


Figure 1. Box plots of mean diameter at breast height (dbh, and data variance) of *Eucalyptus* without nests, *Eucalyptus* with nests and *Pinus* sp.

Comparing *Eucalyptus* with and without nests, we observed a significant difference in the frequency distribution of tree dbh ($D=0.47$, $p=0.009$, Kolmogorov-Smirnov test; Fig. 2).

Table 1. Mean diameter (in cm and standard deviation, s.d.) at breast height (dbh) for the three tree categories (*Pinus* sp. and *Eucalyptus* sp., with and without nests) and range of variation (in cm). N: number of sampled trees.

	<i>Pinus</i> sp.	<i>Eucalyptus</i> sp. without nests	<i>Eucalyptus</i> sp. with nests
dbh (and s.d.)	61.77 (± 12.86)	56.58 (± 21.29)	70.83 (± 22.11)
N	26	152	12
range	39-99	9-124	53-115

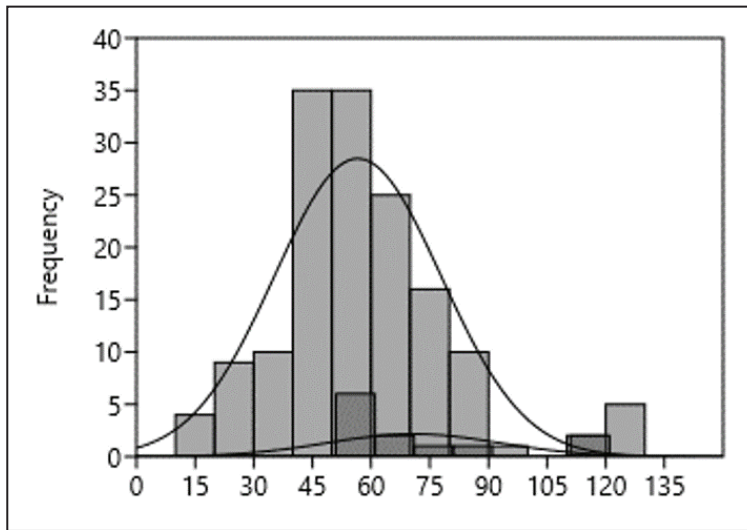


Figure 2. Frequency distribution of diameter categories (x-axis) of Monk Parakeet's nests (light grey: *Eucalyptus* without nests; dark grey: *Eucalyptus* with nests).

Monk Parakeets used a limited number of trees (about 7% considering the sampled trees; lower when considering all the trees in the woodpatch), selecting actively *Eucalyptus* trees with a significant larger diameter. Probably *Eucalyptus* trees appear more suitable for nesting when compared to *Pinus* trees, locally never utilized. The selection of mature tree plants of suitable species, yet highlighted for Rome (Di Santo *et al.*, 2017), seems more effective for building their large colonial nests (for a detail of nest structure, see Battisti & Fanelli 2021).

This local population is located in a suburban area surrounded by an extensive pinewood ('Acqua Rossa'), uncultivated lands and river banks (Tiber): therefore, here we not observed evidences of a possible impact on orchards and croplands (Postigo *et al.*, 2017), differently from other contexts where this impact has been recorded (Battisti, 2019, 2021; Viviano & Mori, 2021; review in Battisti & Fanelli, 2022).

Acknowledgements – We thank ACEA ATO 2 for allowing the access in the waste water treatment plant of Ostia.

REFERENCES

- Battisti C., 2019. Impact of Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* on commercial orchards: evidence on Persimmon *Diospyros kaki* fruits, Roma (central Italy). *Alula*, 26: 139-142.
- Battisti C., 2021. The alarm for orchards is sounded: further evidence of Monk Parakeet *Myiopsitta monachus* and Rose-ringed parakeet *Psittacula krameri* feeding on fig *Ficus carica* fruits (Rome, central Italy). *Alula*, 28 (1-2): 94-96.
- Battisti C. & Fanelli G., 2021. A fine-grained analysis of a Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) nest suggests a non homogeneous internal structure. *Zoology and Ecology*, 31: 33-36
- Battisti C. & Fanelli G., 2022. Foraging diet of the two commonest non-native parakeets (Aves, Psittaciformes) in Italy: assessing their impact on ornamental and commercial plants. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, <https://doi.org/10.1007/s12210-022-01067-8>
- Battisti C., Marini F., Sarrocco S., De Santis E. & Savo E., 2019. Analisi degli impatti di un evento musicale (Jova Beach Party, Campo di Mare, Italia centrale) su comunità ornitiche urbane e di mosaico ambientale: prime evidenze. *Alula*, 26 (1-2): 15-24
- Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A. & Mustoe S.H., 2000. *Bird Census Techniques*. II ed., Academic Press, London.
- Biondi M., Guerrieri G., De Vita S. & Pietrelli L., 2005. Gli uccelli esotici del litorale romano (1978-2004): status, distribuzione e annotazioni eco-etologiche. *Alula*, 12: 23-30.
- Brunelli, M., Sarrocco, S., Corbi, F., Sorace, A., Boano, A., De Felici, S., Guerrieri, G., Meschini, A. & Roma, S. (Eds.), 2011. *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma.
- 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*, 68: 275-282.
- Di Santo M., Battisti C. & Bologna M.A., 2017a. Interspecific interactions in nesting and feeding urban sites among introduced monk parakeet (*Myiopsitta monachus*) and syntopic bird species. *Ethology Ecology & Evolution*, 29(2): 138-148.
- Di Santo M., Bologna M.A. & Battisti C., 2017b. Nest tree selection in a crowded introduced population of Monk Parakeet (*Myiopsitta monachus*) in Rome (central Italy): evidence for selectivity. *Zoology and Ecology*, 27: 196-201.
- Dytham C., 2011. *Choosing and using Statistic. A biologist's Guide*. Blackwell, London.
- Hammer Ø., Harper D. A. & Ryan P. D., 2001. PAST: Paleontological statistics software package for education and data analysis. *Palaeontologia electronica*, 4(1), 9.
- Mori E., Di Febbraro M., Foresta M., Melis P., Romanazzi E., Notari A. & Boggiano F., 2013. Assessment of the current distribution of free-living parrots and parakeets (Aves: Psittaciformes) in Italy: a synthesis of published data and new records. *Italian Journal of Zoology*, 80(2): 158-167.
- Taffon D., Battisti C. & Giucca F., 2011. *Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Regionale dell'Appia Antica*. Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco regionale dell'Appia Antica. Provincia di Roma, 194 pp.
- Viviano A. & Mori E., 2021. Population counts and potential impact of two successful invaders in a town of Northern Italy: the case of ring-necked parakeet and Alexandrine parakeet in Reggio Emilia. *Natural History Sciences*, 8(1): 35-40.

RAPPORTO SULLA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN ITALIA. ANNO 2022

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

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

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

Abstract - The breeding of Black Stork in Italy in the 2022 year. In 2022 year, the annual monitoring of the Italian population of Black Stork recorded the presence of 36 territorial pairs whit 79 fledged juveniles.

Anche nel 2022 è proseguito il monitoraggio dell'attività riproduttiva della popolazione di Cicogna nera *Ciconia nigra* nidificante in Italia avviato sin dalle prime nidificazioni (Caldarella *et al.*, 2018; Fraissinet *et al.*, 2018), i risultati sono riportati in Tab. 1.

In Piemonte sono state confermate le 4 coppie dello scorso anno, 3 si sono riprodotte con successo portando all'involo 9 giovani.

Nel Lazio sono state individuate 2 coppie territoriali, la nidificazione è stata accertata solo per una che ha portato all'involo almeno un giovane osservato nei pressi dell'area nido che non è stato però individuato, per questa coppia non è stato possibile pertanto accertare il numero esatto di giovani involati.

In Molise è stata confermata la nidificazione nel sito degli anni precedenti ed è stata individuata una seconda coppia (C. Fracasso), entrambe si sono riprodotte con successo portando all'involo 6 giovani.

In Campania l'unica coppia nota ha rioccupato lo stesso sito degli anni precedenti portando all'involo 2 giovani.

Tabella 1. Esito della stagione riproduttiva 2022. *Per il calcolo dei parametri riproduttivi non sono stati considerati i dati relativi alla coppia del Lazio.

Coppie territoriali	36
Coppie controllate (a)	34
Coppie che hanno deposto (b)	29
Coppie che hanno allevato giovani (c)	28
Giovani involati (d)*	78
Produttività (d/a)	2,3
Successo riproduttivo (d/b)	2,7
Tasso d'involo (d/c)	2,8

In Basilicata sono state rinvenute 16 coppie, 12 si sono riprodotte con successo portando all'involto 34 giovani, una ha abbandonato durante la cova e 3 non hanno deposto.

In Puglia sono state rinvenute 4 coppie territoriali, 3 si sono riprodotte con successo portando all'involto 8 giovani, una coppia ha invece fallito.

In Calabria sono state rinvenute 7 coppie, tutte si sono riprodotte con successo portando all'involto 19 giovani.

Rispetto alla stagione 2021 (Brunelli *et al.*, 2021) si è verificato un incremento da 28 a 36 coppie territoriali, il numero più elevato riscontrato a tutt'oggi; le nuove coppie sono state rinvenute in Lazio, Molise, Basilicata e Calabria.

Ringraziamenti - Desideriamo ringraziare i numerosi collaboratori senza i quali la capillare raccolta dei dati del 2022 non sarebbe stata possibile, in particolare: Giuseppe Agnelli, Remo Bartolomei, Sandro Barile, Simone Bocca, Giovanni Bombara, Martina Cadin, Annamaria Cafieri, Andres Carrasco, Alessandro Castello, Walter Caterina, Stefano Celletti, Gianluca Congi, Enzo de Bernadinis, Incoronata Brescia, Silvia Di Lella, Michele Ferro, Agnese Flavi, Carlo Fracasso, Mariangela Francione, Vittorio Giacoia, Luigi Giannangelo, Salvatore Giannino, Antonio Grieco, Alfonso Ianiro, Angelo Iocca, Claudio Labriola, Franco Lorè, Franco Lorenzini, Gaetano Luce, Teresa Lupo, Roberto Macario, Manuel Marra, Enzo Mastroiacovo, Emiliano Montanaro, Dario Monteferrario, Roberto Montorio, Eugenio Muscianese, Roberto Papi, Manuela Policastrese, Guido Prola, Mario Pucci, Stefano Ramella, Roberto Regnoli, Vincenzo Rizzi, Giuseppe Rocca, Marco Saggioro, Gianvito Santantonio, Carmine Sarcinella, Fabio Scarfò, Pino Setaro, Leonardo Siddi, Antonio Sigismondi, Rocco Silvaggi, Pierpaolo Storino, Mario Vietti, Marianna Zio.

BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Dovere B., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Vaschetti B., Vaschetti G. & Visceglia M., 2021. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2021. Alula, 28 (1-2): 100-101.
- Caldarella M., Bordignon L., Brunelli M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Visceglia M., 2018. Status della Cicogna nera (*Ciconia nigra*) e linee guida per la conservazione della specie in Italia. Ed. Parco Regionale Gallipoli Cognato - Dolomiti Lucane, 64 pp.
- Fraissinet M., Bordignon L., Brunelli M., Caldarella M., Cripezzi E., Fraissinet M., Giustino S., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Visceglia M., 2018. Breeding population of Black Stork, *Ciconia nigra*, in Italy between 1994 and 2016. Rivista Italiana di Ornitologia, 88 (1): 15-22.

PRIME NIDIFICAZIONI ACCERTATE DI CORMORANO *Phalacrocorax carbo* IN CALABRIA

EMANUELE GUIDO CONDELLO^(1,2) & FRANCESCO SOTTILE^(1,3)

⁽¹⁾ Gruppo di Ricerca Avifauna Calabria (GRAC)

⁽²⁾ egcondello@gmail.com

⁽³⁾ Autore per la corrispondenza: francescosottile@tiscali.it

Abstract - First nesting of Great Cormorant *Phalacrocorax carbo* in Calabria (southern Italy).

During the spring/summer season in 2021 and 2022 it has been ascertained, for the first time in the Calabria region, the nesting of at least 23 pairs of Great Cormorants. The nesting was observed in two different artificial reservoirs: Angitola Lake (Vibo Valentia province) and Esaro Lake (Cosenza province); the nests were built on willows in flooded areas, in the two humid basins. At least 3 nests were counted in the former site, 20 on the latter. These discoveries confirm the expansion in the distribution of the species over the last decades in Italy.

Il Cormorano *Phalacrocorax carbo* è una specie politipica a distribuzione subcosmopolita. Nella Regione Palearctica occidentale sono presenti quattro sottospecie di cui *sinensis* risulta parzialmente sedentaria e nidificante in Europa centro-meridionale e in Italia (Brichetti & Fracasso, 2003). La specie ha avuto un incremento numerico negli ultimi due decenni a livello europeo (Keller *et al.*, 2020). In Italia ha iniziato a nidificare a partire dagli anni '60 del secolo scorso, sulle coste rocciose della Sardegna centro-orientale (Schenk, 1976). Dall'inizio degli anni '80 sono stati segnalati i primi casi di nidificazione in Emilia-Romagna (Brichetti, 1982; Spina *et al.*, 1986) e dal 1992 la specie si è insediata anche in Sicilia (Brichetti & Fracasso, 2003) e più recentemente in Puglia nel 2002 e Basilicata nel 2007 (Albanese & La Gioia, 2004; Mancuso & Visceglia, 2009). In Calabria, il Cormorano è migratore regolare, svernante ed estivante irregolare, e non risultano segnalazioni che ne attestino la riproduzione (Scebba *et al.*, 1993, Brichetti & Fracasso, 2018; Keller *et al.*, 2020). In questa nota vengono documentate le prime nidificazioni della specie nella regione, avvenute sul Lago dell'Angitola (VV) e sul Lago dell'Esaro (CS) nelle stagioni riproduttive 2021 e 2022.

Il Lago dell'Angitola è un bacino artificiale posto a circa 40 m s.l.m., realizzato nel 1966 mediante lo sbarramento del Fiume Angitola a valle della confluenza con il Fiume Reschia; questi due corsi d'acqua sono i maggiori immissari dell'invaso. Il lago occupa una superficie di circa 1,5 km² ed è situato all'estremo sud della Piana di Sant'Eufemia, a circa 3,8 km dalla costa tirrenica. L'area è compresa nel Parco Naturale Regionale delle Serre e nel Sito d'Importanza Comunitario IT9340089; dichiarata anche "zona umida di valore internazionale" ai sensi della convenzione di Ramsar. Il sito è caratterizzato da acque lentiche e aperte che si estendono tra oliveti, macchia mediterranea e rimboschimenti di conifere con dominanza di *Pinus halepensis*. A ridosso delle rive, crescono lembi di bosco igrofilo a *Populus nigra*, *Salix alba* e *Alnus glutinosa*, nonché limitate aree a *Phragmites australis* e *Typha latifolia*.

Il Lago dell'Esaro è un invaso artificiale posto a circa 137 m slm con una superficie di circa 2,3 km². È situato nel settore nord-ovest della provincia di Cosenza (comune di Roggiano Gravina) e si trova a circa 10 km a sud-est dal Parco Nazionale del Pollino. Il bacino idrico è il risultato dello sbarramento del Fiume Esaro a partire dai primi anni '80 del secolo scorso. Nel tempo si è naturalizzato con la presenza di boschi igrofilo allagati di *Salix alba* e *Populus nigra*, zone con acque basse ricche di vegetazione emergente con la presenza di *Phragmites australis*, *Potamogeton* sp. e *Carex* sp., localizzati soprattutto in prossimità dell'affluenza degli immissari Esaro e Occido; il territorio circostante è costituito da agroecosistemi con vegetazione naturale e lembi di boschi misti di latifoglie. La zona umida non è soggetta a vincoli di protezione ambientali ma è uno dei siti individuati per i censimenti IWC in provincia di Cosenza.

Il 2 giugno 2021, nel corso di un sopralluogo sul Lago dell'Angitola, è stato individuato un nido di Cormorano occupato da un adulto in cova. È stato possibile verificare l'interazione tra i due membri della coppia, di cui uno non presentava l'abito nuziale completo, con scambio di posizione di cova. Il nido era costruito sulla biforcazione di un albero morto, adagiato di fianco nell'alveo del lago. Purtroppo, non è stato possibile verificare l'esito della nidificazione: il 18 luglio, la piattaforma nido non era più presente, ma sull'albero continuavano a stazionare dei Cormorani. Nel 2022, il 14 aprile, è stata nuovamente documentata la presenza di un nido occupato da un Cormorano in cova, costruito nella stessa posizione del nido della stagione precedente; tale situazione è stata confermata da successivi sopralluoghi, fino al 25 aprile. Il 28 maggio, il nido conteneva 4 giovani di circa 25-30 giorni di età che venivano alimentati dagli adulti (Fig. 1).



Figura 1. Giovani di 25-30 giorni che chiedono l'imbeccata ad uno dei genitori in un nido rinvenuto al Lago dell'Angitola (VV) nella primavera 2022 (Foto di E.G. Condello, 28 maggio 2022).

Inoltre, è stato rinvenuto un secondo nido con un adulto in cova a circa un chilometro dal primo, nel settore più orientale del bacino lacustre, costruito anch'esso su un albero morto con caratteristiche simili al precedente. Il 31 maggio è stato localizzato un terzo nido con un adulto in cova, questa volta costruito su un albero vivo, a circa cento metri dal secondo, sempre nell'alveo del lago. Il 5 giugno è stato constatato il crollo dell'albero morto su cui era costruito il primo nido, probabilmente per il peso della struttura e dei suoi occupanti; tuttavia, la piattaforma nido è rimasta a circa mezzo metro di altezza dalla superficie del lago, sostenuta dal ramo su cui era poggiata. Nel nido erano visibili almeno 3 giovani, di cui uno di essi rinforzava i muscoli pettorali. Sul secondo nido, il comportamento dell'adulto e la sua postura più alta erano indicativi dell'avvenuta schiusa delle uova. Il terzo nido continuava a essere occupato da un adulto in cova. Il 18 luglio, il primo nido non era più presente nella sua posizione, i restanti due erano vuoti, con nessun individuo di Cormorano nei pressi, anche se apparivano biancastri per le probabili deiezioni dei giovani allevati negli stessi.

Per quanto riguarda il Lago dell'Esaro, durante i sopralluoghi del 30 maggio e del 2 giugno 2022, il conteggio dell'intera colonia di Cormorano, posta nel settore occidentale del lago, ha permesso di rilevare 17 nidi con la presenza di giovani, di cui alcuni più grandi di circa 40-45 giorni di età. I nidi, di diverse dimensioni, sono stati costruiti sul terzo superiore di piante allagate di Salice bianco e alcuni di essi posti su piante morte (Fig. 2).



Figura 2. Lago dell'Esaro (CS): panoramica della colonia di Cormorano (Foto F. Sottile, 12 giugno 2022).

Un individuo immaturo è stato osservato mentre trasportava ramaglie a un nido. Durante il sopralluogo del 22 giugno è stato individuato un nido di nuova costruzione con un adulto in cova; altre due coppie sono state osservate in cova sui nidi lasciati liberi dai giovani cormorani involati; quindi, un totale di 20 nidi. Il numero min-max

di giovani per nido è stato di 2-4 individui. All'interno della colonia hanno nidificato altre specie: Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* (Sottile, 2022), Garzetta *Egretta garzetta* e Airone guardabuoi *Bubulcus ibis*. Inoltre, nel sopralluogo del 26 giugno sono stati osservati, nei pressi della garzaia, tre adulti di Sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides* e in osservazioni precedenti anche individui di Airone rosso *Ardea purpurea* e Airone cenerino *Ardea cinerea*. Durante l'ultimo controllo del 22 luglio è stata documentata l'assenza dei due nidi, posti su un albero secco, su cui, il 22 giugno, erano stati osservati degli adulti in cova; è plausibile che il nubifragio, che ha colpito l'area l'8 luglio, li abbia fatti precipitare in acqua.

Considerando la presunta età dei giovani nel nido al momento delle prime osservazioni del 28-30 maggio 2022 e tenuto conto delle scansioni temporali della fenologia riproduttiva della specie, si può ipotizzare che le prime deposizioni siano avvenute durante la seconda-terza decade di marzo, le ultime durante la seconda-terza decade di giugno, di concerto con i dati presenti in bibliografia (Brichetti & Fracasso, 2003). Le nidificazioni delle 3 coppie di Cormorano nella provincia di Vibo Valentia e delle 20 coppie nella provincia di Cosenza, rappresentano i primi casi accertati per la Calabria e confermano l'ampliamento distributivo della specie negli ultimi decenni a livello nazionale, in accordo con Volponi & Gagliardi (2014). Nei due siti, non si esclude la presenza di altre coppie nidificanti i cui nidi potrebbero essere rimasti nascosti dalla vegetazione. Inoltre, la presenza di una quindicina di nidi di diverse dimensioni, osservati a partire dal 13 febbraio 2022, lascia supporre che il Cormorano nidificasse sul Lago dell'Esaro ancor prima del 2021. L'importanza ecologica di questi due siti riproduttivi, posti all'estremo limite sud dell'areale peninsulare italiano, viene avvalorata dall'effetto di attrazione per altre specie coloniali, che in futuro potrebbero associarsi come nidificanti, come già avvenuto per la garzaia del Lago dell'Esaro.

Ringraziamenti - Anna Funaro per la preziosa collaborazione sul campo e Stefano Scaramuzzino per la disponibilità dimostrata.

BIBLIOGRAFIA

- Albanese G. & La Gioia G., 2004. Nidificazione di Cormorano, *Phalacrocorax carbo*, in Puglia. Riv. ital. Orn. 74: 147-148.
- Brichetti P., 1982. Tentativo di nidificazione di Cormorano (*Phalacrocorax carbo*) nelle Valli di Comacchio (Emilia Romagna, Italia). Riv. ital. Orn., 52: 61-64.
- Brichetti P. & Fracasso F., 2003. Ornitologia Italiana: Vol. 1 Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume 1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Keller V., Herrando S., Voříšek P., Franch M., Kipson M., Milanese P., Martí D., Anton M., Klvaňová A., Kalyakin M.V., Bauer H.G. & Foppen R.P.B., 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Mancuso C. & Visceglia M., 2009. Prime nidificazioni di Cormorano *Phalacrocorax carbo* in Basilicata. Uccelli d'Italia 34: 105-107.

- Scebba S., Moschetti G., Cortone P. & Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. Sitta 6: 33-45.
- Schenk H., 1976. Analisi della situazione faunistica in Sardegna. Uccelli e Mammiferi. In: S.O.S. Fauna, Animali in pericolo in Italia. Ed. WWF, Camerino.
- Sottile F., 2022. Prima nidificazione accertata di Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* in Calabria. Alula, 29: 151-153.
- Spina F., Bolognesi F., Frugis S. e Piacentini D., 1986. Il Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis*, torna a riprodursi nell'Italia continentale: accertata nidificazione in Val Campotto (Ferrara). Riv. Ital. Orn., 56: 127-129.
- Volponi S. & Gagliardi A., 2014. Development of the breeding population of Great Cormorants in Italy. The EU Cormorant Platform, DG Environment. http://ec.europa.eu/environment/nature/cormorants/home_en.htm (date).

NIDIFICAZIONI DI PRISPOLONE *Anthus trivialis* SULL'ALTOPIANO DELLA SILA (APPENNINO CALABRO) ITALIA MERIDIONALE

GIANLUCA CONGI

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

Abstract - Breeding Tree Pipit *Anthus trivialis* in Calabrian Apennines - Sila (southern Italy).
The author describes the reproduction of *Anthus trivialis* in at least six sites in the Sila Grande (Calabrian Apennines). The observations reported in this work and in the recent bibliography, represent the most up-to-date information on the distribution of the species in Sila. Furthermore, they show that Sila is certainly the southernmost breeding site in Italy and Europe.

Il Prispolone *Anthus trivialis* è una specie politipica a distribuzione eurocentroasiatica. In Italia è migratrice e nidificante (estiva) su Alpi e Appennini, con maggiore diffusione sul primo sistema montuoso e presenza più scarse e localizzate sul secondo, in particolare negli estremi settori meridionali (Molise, Puglia, Calabria), piccoli nuclei disgiunti in Puglia (Gargano) e basso Piemonte (prov. di Torino e Cuneo) (Brichetti & Fracasso, 2007); irregolarmente nidifica sull'Isola d'Elba (Tellini *et. al.*, 1997). In Sicilia, sarebbe nota una segnalazione del 1973 per l'area delle Madonie, tuttavia, la specie non risulta essere confermata come nidificante nell'isola (Meschini & Frugis, 1993; Massa *et. al.*, 2021). L'atlante nazionale riporta riproduzioni certe fino ai rilievi calabresi con esclusione della parte più meridionale coincidente con le Serre e l'Aspromonte (Meschini & Frugis, 1993). Lucifero (1899), in tempi storici e nell'opera *Avifauna Calabria*, lo segnala già scarso sul versante jonico calabrese, facendo riferimento al periodo autunnale, mentre non vi riporta nessuna notizia di riproduzione per la regione. Per l'area d'interesse (La Sila), la nidificazione certa della specie è stata segnalata da più autori e in varie epoche (Moltoni, 1940; Di Carlo, 1961; Moltoni, 1964; Sorace, 2011; Congi, 2019, 2021). Grazie alle personali attività di monitoraggio ornitologico compiute con l'obiettivo di indagare l'avifauna nidificante negli spazi aperti della Sila Grande, in provincia di Cosenza, è stato possibile confermare la riproduzione della specie, scoprendo anche due nuovi siti sconosciuti fino alla scorsa stagione riproduttiva (2021). Le attività di ricerca, tra il 2020 e il 2022, hanno avuto un maggiore input anche grazie al protocollo d'intesa stipulato tra la LIPU e l'Ente Parco Nazionale della Sila e reso operativo sul campo dal GLC – LIPU "Sila"; nell'ambito di questo sforzo, sono state potenziate le ricerche sulle specie ornitiche target e sulle specie nidificanti d'interesse biogeografico presenti nella Z.P.S (Zona di Protezione Speciale - IT9310301) - IBA (*Important Bird and Biodiversity Area*) n. 148 della "Sila Grande". Gli habitat dov'è stata riscontrata la nidificazione della specie, sono costituiti da spazi aperti di varia estensione, situati ai margini o al limite più prossimo

di estesi boschi di *Fagus sylvatica* o di *Pinus nigra laricio*, vegetazione erbacea in parte costituita da pascoli, massi affioranti e cespugli vari (*Genista silana*, *Asphodelus sp.*, *Rubus sp.*, *Astragalus calabricus* e *Prunus cocumilia*). In un caso la nidificazione è stata accertata all'interno di un bosco sottoposto a intervento di taglio e, degradato per effetto delle intemperie climatiche e del pascolo eccessivo. Complessivamente sono stati accertati tra il 2003 e il 2022, sei diversi siti di nidificazione, questi ricadono nel comune di Casali del Manco – già Serra Pedace (cinque siti) e nel comune di San Giovanni in Fiore (un sito); le quote altimetriche dei siti (*metri slm*) sono così segnalate: 1426 m (1° sito); 1465 m (2° sito); 1500 m (3° sito); 1665 m (4° sito); 1839 m (5° sito); 1810 m (6° sito). Tutti i siti indagati ricadono nel perimetro del Parco Nazionale della Sila e nella ZPS “Sila Grande” (IT9310301) - IBA (*Important Bird and Biodiversity Area*) n. 148. In tutti i casi, gli habitat prescelti per la nidificazione, sono situati su praterie e versanti assolati a quote medio-alte, in linea con quanto riportato anche in OTI vol.4 (Brichetti & Fracasso, 2007). Nel 1° sito, una coppia nidificante ha condiviso il medesimo habitat con una coppia di Spioncello *Anthus spinoletta*, specie confermata in epoca recente come nidificante irregolare per la Sila e anch'essa all'estremo limite meridionale del Paese per la riproduzione (Congi & Luzzi, 2019). In questo sito, l'8 luglio 2003, è stato osservato un adulto intento ad alimentare un giovane da poco involato, in seguito, tra il 2007 e il 2018, nella stessa zona e in periodo riproduttivo, anche se in modo non regolare, sono stati osservati degli individui adulti e giovani. Nel 2° sito, la nidificazione è stata accertata una prima volta il 12 luglio 2010 e poi confermata in ogni stagione riproduttiva fino al 2020, con osservazione di adulti mentre alimentavano dei giovani, mentre il 26 giugno 2021 è stata osservata una coppia intenta a visitare un probabile luogo di nidificazione, posto alla base di un cespuglio di *Rubus sp.*, radicato tra alcuni massi affioranti. All'interno del 3° sito, l'8 agosto 2020 sono stati osservati 4 individui di cui almeno 3 giovani già involati. Nel 4° sito, il 10 giugno 2011 è stato osservato un individuo in canto, diversi altri sopralluoghi, effettuati anche negli anni successivi, hanno sempre confermato la riproduzione della specie. Nella stagione riproduttiva 2022, sono state estese le ricerche ad altri siti ritenuti potenzialmente idonei del comprensorio silano, soprattutto in zone situate oltre i 1800 metri, scoprendo due siti con almeno 4 nuove coppie riproduttive. Il 29 giugno 2022, nel 5° sito, in un'area estesa per c.ca 1 ha, sono state individuate 3 coppie nidificanti all'interno di un bosco ceduo di Faggio molto degradato a causa di un taglio pregresso e del pascolo eccessivo, unitamente agli effetti della neve e del vento che ne hanno gravemente danneggiato il soprassuolo boschivo, ragion per cui l'habitat forestale è diventato rado, luminoso e con ampie aree scoperte da vegetazione arborea (Fig.1).

In questo sito, lungo una strada sterrata, all'interno di una cavità situata nella radice di un Faggio avvolta da rovi e virgulti, è stato notato un nido con 2 pulli prossimi all'involto mentre altri 2 giovani si erano già involati nelle immediate vicinanze, frequentando bassi cespugli e vegetazione erbacea e venendo ancora alimentati dai genitori. Gli adulti, durante le predette osservazioni, sono stati più volte osservati in canto territoriale e posati sulle cime più alte dei faggi (Fig. 2).



Figura 1. Habitat di nidificazione di 3 coppie di Prispolone *Anthus trivialis* in Sila Grande (Foto di G. Congi, 29 giugno 2022).



Figura 2. Coppia di Prispolone *Anthus trivialis* nidificante in Sila (Foto di G. Congi, 29 giugno 2022).

Al fine di non arrecare disturbo, l'osservazione è stata limitata a pochissimi minuti, con il prosieguo lungo il sentiero, evitando anche di ripassare dalla medesima area e stabilendo un punto di osservazione ad almeno 300 m. Nel 6° sito, distante 950 m c.ca in linea diretta dal 4° sito, il 29 giugno 2022 è stata osservata una coppia con imbeccate. Gli adulti sono stati osservati dirigersi più volte verso il nido, verosimilmente collocato sotto un grosso ramo secco di Faggio adagiato al suolo e con presenza di frascame secco. Nel 5° e 6° sito, il 29 giugno 2022, sono stati notati gli adulti a caccia sul suolo, intenti nella cattura di prede appartenenti in special modo agli Ortoteri sp. Per le prossime stagioni riproduttive le ricerche saranno mirate anche e soprattutto ad altri comprensori ritenuti potenzialmente idonei per la riproduzione della specie, che ad oggi non hanno prodotto dati certi. Queste segnalazioni sono di particolare interesse biogeografico in quanto confermano e aggiornano le notizie sulla riproduzione di un taxon raro e molto localizzato come nidificante in Sila e in gran parte dell'Appennino meridionale. La Sila costituisce l'estremo limite meridionale per la riproduzione certa della specie in Italia (Brichetti & Fracasso, 2007; Congi, 2019, 2021), inoltre, secondo quanto riportato in Keller *et. al.* (2020), la Sila rappresenterebbe anche l'estremo limite meridionale per la riproduzione certa della specie nel continente europeo.

Ringraziamenti - Desidero ringraziare: Giovanni Boano, Pierandrea Brichetti e Bruno Massa per l'aiuto nella ricerca bibliografica.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia italiana. Vol. 4 – *Apodidae-Prunellidae*. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Congi G. & Luzzi G., 2019. Nidificazioni di Spioncello *Anthus spinoletta* sull'Altopiano della Sila (Appennino Calabro, Italia meridionale). *Alula*, XXVI (1-2): 157-158
- Congi G., 2019. Atlante fotografico degli uccelli del Parco Nazionale della Sila con inediti contributi sull'avifauna silana. Ente Parco Nazionale della Sila – Lorica di San Giovanni in Fiore (CS), 400 pp.
- Congi G., 2021. Atlante fotografico degli uccelli del Parco Nazionale della Sila con inediti contributi sull'avifauna silana. Seconda Edizione riveduta e aggiornata. Ente Parco Nazionale della Sila – Lorica di San Giovanni in Fiore (CS), 416 pp.
- Di Carlo E.A., 1961. Ricerche ornitologiche attraverso la Calabria. Parte I°: dal Pollino alla Sila. *Riv. ital. Orn.*, 32: 74
- Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G. & Foppen, R.P.B., 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Lucifero A., 1899. Avifauna calabra. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Selezione di Scritti Naturalistici. Greentime Editori, Bologna, 167 pp.
- Massa B., Surdo S., Ientile R., & Aradis A., 2021. One hundred and fifty years of ornithology in Sicily, with an unknown manuscript by Joseph Whitaker. *Biodiversity Journal*, 12 (1), 27-89 [10.31396/Biodiv.Jour.2021.12.1.27.89]

- Meschini E. & Frugis S. (Eds.), 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 1-344.
- Moltoni E., 1940. Escursione a scopo ornitologico della Sila Grande (Calabria) 25 giugno – 14 luglio 1939. Riv. ital. Orn.,10: 143-144.
- Moltoni E., 1964. L'onitofauna della Sila (Calabria). Riv. ital. Orn., 34: 79-81.
- Sorace A., 2011. Le comunità ornitiche degli ambienti aperti della Sila Grande (Calabria) con note sull'apparente contrazione demografica di *Saxicola rubetra*, *Regulus regulus* e *Carduelis spinus*. Avocetta, 35: 53-60.
- Tellini Florenzano G., Baccetti N., Arcamone E., Meschini E. & Sposimo P, 1997. Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982/1992). Provincia di Livorno e Centro Ornitologico Toscano. Quaderni del Museo Provinciale di Storia Naturale di Livorno. Monografie 1.

OSSERVAZIONE DI UN IBRIDO *Larus melanocephalus* X *Larus ridibundus* A SENIGALLIA (AN)

FEDERICO FANESI

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

Abstract – Observation of a hybrid *Larus melanocephalus* x *Larus ridibundus* in Senigallia (central Italy). The author discusses the observation of a hybrid *Larus melanocephalus* x *Larus ridibundus* regularly observed along the coast of Senigallia (AN) during the post-reproductive period, providing hints for the identification of this type of hybrids.

Nell'ambito dei regolari monitoraggi ornitici lungo il litorale di Senigallia (AN), ho rivolto particolare attenzione alla famiglia dei Laridi essendo poco studiata e raramente oggetto di monitoraggi specifici in ambito regionale, nonostante la presenza di numeri ragguardevoli di individui. I rilevamenti sono iniziati nella seconda metà del 2012 e sono tuttora in corso.

Durante ogni stagione post-riproduttiva/invernale, da dicembre 2012 a marzo 2022, la spiaggia del litorale di ponente di Senigallia è stata regolarmente frequentata da un gabbiano identificabile come ibrido di Gabbiano corallino x Gabbiano comune *Larus melanocephalus* x *Larus ridibundus*; è stato osservato in 80 differenti giornate, con una media di 8 osservazioni a stagione e ciascun incontro è stato documentato fotograficamente. Non si può escludere la presenza di individui differenti, ma considerata l'elevata filopatria del Gabbiano comune (Bengtsson & Blomquist, 2001; Leo, 2017) e il confronto effettuato tra il materiale fotografico ottenuto nel corso degli anni, è ipotizzabile che si tratti del medesimo soggetto. Le prime osservazioni si riferiscono al periodo tardo estivo (29/07/2018; 16/09/2019), regolarizzandosi poi nei mesi autunnali e invernali, sino ai primi di marzo, quando si interrompono, probabilmente per lo spostamento verso i siti riproduttivi come per gli altri Laridi. È stato osservato frequentare il litorale di ponente di Senigallia in attività trofica, mentre cattura invertebrati come insetti, molluschi e arenicola, soprattutto in concomitanza o successivamente a mareggiate che depositano materiale sulla battigia.

Ho effettuato la prima osservazione il 29/12/2012 indagando un gruppo di Laridi, costituito da Gabbiani comuni, Gabbiani corallini e Gavine *Larus canus*, all'interno del quale ho notato un esemplare adulto, simile a un Gabbiano comune, con disegno particolare delle primarie esterne caratterizzato da apici bianchi molto estesi. Inizialmente ho ritenuto potesse trattarsi di un Gabbiano corallino al secondo inverno che a questa età presenta primarie esterne simili. Scartata questa ipotesi perché gli altri caratteri osservabili erano riconducibili a un Gabbiano comune, anche se di struttura più massiccia e con becco leggermente più grande rispetto alla norma, l'identificazione corretta è rimasta in sospeso e ho archiviato temporaneamente l'esemplare come Gabbiano comune con disegno delle primarie esterne aberrante. Durante la stagione

invernale 2014/2015 ho osservato di nuovo un gabbiano con il medesimo pattern delle primarie esterne che frequentava lo stesso tratto di costa. Scattate alcune fotografie dell'esemplare, posato e in volo, consultando Malling Olsen & Larsson, 2003 mi sono accorto che il soggetto in questione corrispondeva alla descrizione, seppur breve, riportata per l'ibrido Gabbiano corallino x Gabbiano comune. Il passo successivo è stato reperire informazioni on-line, dove ho trovato alcuni siti internet e blog stranieri che mostravano fotografie di gabbiani, identici a quello oggetto della presente nota e identificati come ibridi tra le due specie. La conferma definitiva è arrivata quando è stato pubblicato il lavoro di Betleja & Lawicki, 2019 dove vengono elencati in maniera dettagliata i caratteri per l'identificazione.



Figura 1. Dall'alto in senso orario l'ibrido *Larus melanocephalus* x *Larus ridibundus* posato in piumaggio invernale, in piumaggio riproduttivo, in volo in piumaggio riproduttivo, in volo in piumaggio invernale.

Da posato è stato possibile notare gli apici bianchi sulle primarie esterne molto estesi, il cappuccio nero e le palpebre con il bianco interrotto nella parte posteriore dell'occhio in piumaggio riproduttivo (Fig. 1); entrambi i caratteri escludono il Gabbiano comune che avrebbe primarie esterne con apici bianchi molto meno pronunciati, cappuccio marrone scuro, anche se spesso può apparire nero, e il bianco delle palpebre non interrotto nella parte posteriore dell'occhio. In volo è stato possibile notare il disegno dell'ala con primarie esterne bianche e interne grigio chiaro, la p10

fino alla p5 caratterizzate dalla presenza di bande nere sub-terminali complete (p9, p8, p7, p6) e macchie nere sub-terminali sulla lamina interna (p10, p5) (Fig. 1). La parte inferiore dell'ala risultava molto chiara, come nel Gabbiano corallino, a differenza del Gabbiano comune in cui è sempre più scura a livello delle primarie centrali. In Fig. 2 è possibile confrontare l'ibrido con un Gabbiano comune adulto e notare che in quest'ultimo il becco ha dimensioni inferiori rispetto all'ibrido e che le primarie appaiono completamente nere rispetto all'ibrido che ha apici bianchi molto estesi ed evidenti.

Per la descrizione completa e dettagliata dei caratteri utili all'identificazione si rimanda a Betleja & Lawicki (2019).



Figura 2. Confronto tra l'ibrido *Larus melanocephalus* x *Larus ridibundus* a destra e un Gabbiano comune a sinistra.

Ringraziamenti - Si ringrazia Paolo Giacchini per la revisione del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Bengtsson K. & Blomquist L., 2001. Origin, migration and site fidelity of Black-headed gulls *Larus ridibundus* ringed at Malmo. *Ornis Svecica*, 11: 59-77.
- Betleja J. & Lawicki L., 2019. Identification of hybrids Mediterranean x Black-headed gull in Poland. *Dutch Birding*, 41: 318-330.
- Leo R., 2017. Caso di fedeltà al sito di svernamento in gabbiano comune (*Chroicocephalus ridibundus*). *Natura Bresciana*, Ann. Mus. Civ. Sc. Nat. Brescia, 41: 79 – 80.
- Malling Olsen K. & Larsson H., 2003. *Gulls of Europe, Asia and North America*. Christopher Helm, London.

PRIME NIDIFICAZIONI DI OCA EGIZIANA *Alopochen aegyptiaca* IN PROVINCIA DI MANTOVA

NUNZIO GRATTINI

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

Abstract -First breeding Egyptian Goose *Alopochen aegyptiaca* in the province of Mantua (northern Italy). In this note they are describe the firsts Egyptian Goose nidifications in the Mantua province occurred between 2011 and 2022.

Specie monotipica, ampiamente distribuita nell’Africa a sud del Sahara con siti riproduttivi più settentrionali in Egitto (Scott & Rose, 1996). Introdotta in Inghilterra nel XVIII secolo, ma acclimatata solo successivamente, come in Olanda negli anni ‘70 del secolo scorso e Belgio nel 1982; altrove acclimatata in tempi più recenti (Germania, Francia, Danimarca, Svizzera) (Banks *et al.*, 2008). Specie in gran parte sedentaria in buona parte del suo areale (del Hoyo *et al.*, 1992), sebbene possa compiere movimenti stagionali nomadi o dispersivi legati alla disponibilità di acqua (Brown *et al.*, 1982). Frequenta zone umide d’acqua dolce dal livello del mare fino a 4.000 metri (es. Etiopia) (del Hoyo *et al.*, 1992; Scott & Rose, 1996), inclusi bacini artificiali, dighe, laghi, stagni, fiumi, paludi, fognature, estuari e isole (Kear, 2005a).

A seguito della formazione di popolazioni europee e del loro successivo incremento, è probabile che alcune recenti osservazioni in Italia riguardino soggetti nati in Europa, anche se non è da escludere una presenza occasionale di individui africani in dispersione. Andreotti *et al.*, (1999) ipotizzano una futura colonizzazione dell’Italia da parte di soggetti europei.

In Italia è nidificante introdotta, migratrice irregolare, svernante irregolare (Brichetti & Fracasso, 2015). Sono noti casi di nidificazione, regolari o irregolari, in alcune regioni settentrionali, talvolta riconducibili ad individui di origine semi-selvatica o domestica (es. provincia di Cuneo 1998: Alessandria *et al.*, 2000) e recenti casi di nidificazione in Toscana (Ceccolini, 2016).

Di seguito vengono riportati gli eventi riproduttivi in provincia di Mantova: 2011, 2021, 2022, nidificazione di una coppia in una cava artificiale presso Gonzaga. Una coppia si è riprodotta nel 2017, 2021, 2022 in una cava artificiale naturalizzata presso Pegognaga. Mentre lungo il Canal Bianco presso Mantova, sono stati effettuati due tentativi di nidificazione nel 2020 e 2021 falliti causa la distruzione dei nidi ad opera di cani da caccia (Tab. 1) (Gobbi e Grattini, oss. pers.).

Non nidifica nelle vicine province di Brescia (Gargioni, com. pers.), di Modena (Giannella, com. pers.), mentre risulta nidificante regolare e irregolare nella provincia di Reggio Emilia in 4 località (Bagni, com. pers.).

Tabella 1. Località di nidificazione, anno, successo riproduttivo o causa di insuccesso, habitat, mese della schiusa.

Località	anno	N. coppie - successo riproduttivo	Habitat	mese
Mantova	2020	tentativo fallito	canale	maggio
Mantova	2021	tentativo fallito	canale	maggio
Gonzaga	2011	1 coppia (7 juv.)	cava artificiale	maggio
Gonzaga	2021	1 coppia (5 juv.)	cava artificiale	maggio
Gonzaga	2022	1 coppia (7 juv.)	cava artificiale	luglio
Parco San Lorenzo	2017	1 coppia (5 juv.)	cava artificiale	maggio
Parco San Lorenzo	2021	1 coppia (2 juv.)	cava artificiale	giugno
Parco San Lorenzo	2022	1 coppia (6 juv.)	cava artificiale	maggio

Ringraziamenti - Per le informazioni ricevute ringrazio Luca Bagni, Arturo Gargioni, Carlo Giannella.

BIBLIOGRAFIA

- Alessandria G., della Toffola M. & Pulcher C., 2000. Resoconto ornitologico per la regione Piemonte-Valle d'Aosta. Riv. Piem. ST. Nat., 21: 337-374.
- Banks A.N., Wright L.J., Maclean I.M.D., Hann C. & Rehfish M. M., 2008. Review of the status of introduced non-native waterbird species in the area of the African-Eurasian Waterbird Agreement: 2007 update. British Trust for Ornithology, Norfolk, UK.
- Brown L.H., Urban E.K. & Newman K. 1982., The Birds of Africa, Volume I. Academic Press, London.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. Check-list degli uccelli italiani aggiornata al 2014. Riv. ital. Orn. 85: 31-50.
- Ceccolini G., 2016. Prima nidificazione nota di oca egiziana *Alopochen aegyptiacus* in Italia centrale. Picus, 42 (82): 126-129.
- del Hoyo J., Elliot A. & Sargatal J., 1992. Handbook of the Birds of the World, Vol. 1: Ostrich to Ducks. Lynx Edicions, Barcelona, Spain.
- Kear J., 2005a. Ducks, geese and swans volume 1: general chapters; species accounts (*Anhima to Salvadorina*). Oxford University Press, Oxford, U.K.
- Scott D.A. & Rose, P.M., 1996. Atlas of Anatidae Populations in Africa and Western Eurasia. Wetlands International Publication No. 41, Wetlands International, Wageningen, The Netherlands.

INDAGINE PLURIENNALE SU UN DORMITORIO DI BALLERINA BIANCA *Motacilla alba* ALL'INTERNO DI UN'AREA INDUSTRIALE

NUNZIO GRATTINI

SOM Stazione Ornitologica Modenese "Il Pettazzurro" Via Montirone, 3, 41037 Mortizzuolo -
Mirandola, Modena (cristatus@virgilio.it)

Abstract – Multi-year survey on a nocturnal roost site of White Wagtail *Motacilla alba* wintering in the Province of Mantua, Italy. Between 2000 and 2019, a monthly count (from October to January) of individuals of White Wagtail was performed at a winter roost in an industrial area (Mantua, Northern Italy). Perches used for night roosting were industrial sheds and tree rows. In the three-year period 2000-2003, the number of individuals reached 150 and then it dropped to 30-50 between 2009 and 2017. In contrast, no individuals were found in winter 2014-2015; despite this, their number rose again to 100 individuals in the next two winters.

La Ballerina bianca *Motacilla alba* è specie politipica a distribuzione paleartico-orientale (Boano *et al.*, 1990). In Italia è parzialmente sedentaria, migratrice e nidificante sulla penisola, in Sicilia ed in alcune isole minori (Isola D'Elba, Tremiti, Eolie), con ampi vuoti di areale in Calabria e Sicilia (assente in Sardegna). Svernante regolare con una popolazione difficile da stimare in quanto composta da individui sedentari e da un numero imprecisato di migratori esteri. Importanti migrazioni verticali delle popolazioni nidificanti nelle aree montane. In inverno vengono osservati singoli individui o piccoli gruppi inferiori alla decina (sino a 25-30 ind.). Forma localmente dormitori autunno-invernali in zone urbane e rurali, composti da un numero variabile tra centinaia e migliaia di individui (Brichetti & Fracasso, 2007). Localmente questi dormitori sono occupati per tutto il corso dell'anno, con una riduzione nei mesi estivi del 50% (Gatto, 1985). Nel mantovano sono noti dormitori individuati all'interno di capannoni industriali, in zone paludose, campi arati e vasche di contenimento liquami (Longhi & Grattini, 2005).

Dall'autunno 2000 al gennaio 2019 è stato monitorato un dormitorio di Ballerina bianca all'interno di una importante area industriale del mantovano. La consistenza massima è stata rilevata nel triennio 2000-2003 con 150 individui, diminuita poi a 30-50 individui negli anni 2009-2017 (assenza 2014-2015) e aumentata a 100 individui nei due inverni successivi (Fig. 1).

I posatoi notturni utilizzati sono risultati per otto anni alcuni capannoni industriali, per sette anni un filare di Bagolaro *Celtis australis* e per tre anni un imponente filare di Oleandro *Nerium oleander*. L'arrivo delle ballerine è risultato concentrato negli ultimi istanti di luce dopo il calare del sole. La direzione di provenienza e il maggior numero di arrivi proveniva dalle aree poste a ovest, che coincidono con alcune piccole aree paludose circondate da canali utilizzate prevalentemente per motivi trofici. Al

contrario, l'abbandono del roost avveniva all'alba, con la partenza di tutti gli individui concentrata in pochi minuti.

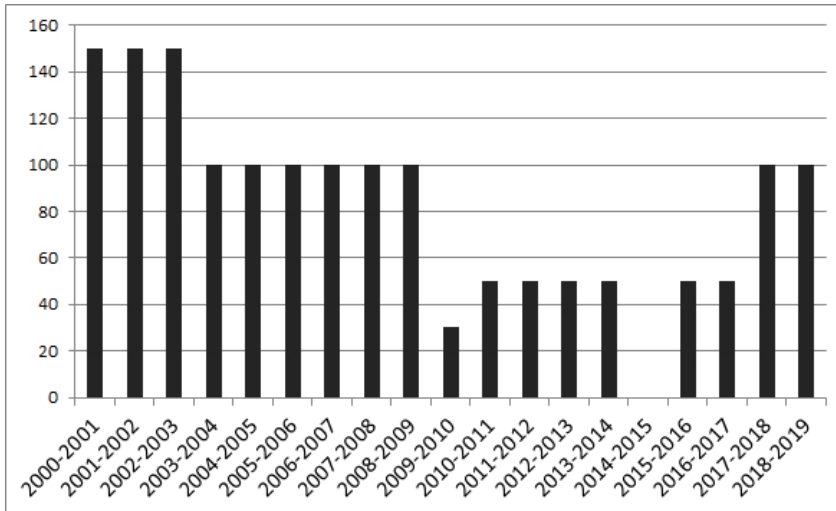


Figura 1. Anni di monitoraggio del roost di Ballerina bianca (assente nel 2014-2015) e numero max. di individui conteggiati.

L'indagine pluriennale rileva come lo studio dei dormitori di Ballerina bianca, possa rappresentare un valido strumento per stimare l'entità della popolazione svernante almeno a livello locale.

BIBLIOGRAFIA

- Boano G., Brichetti P. & Micheli A., 1990. Proposta di una classificazione corologica dell'avifauna italiana. II. Passeriformi - Riv. ital. Orn., 60: 105-118.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2007. Ornitologia Italiana. Vol. 4. Apodidae-Prunellidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Gatto A., 1985. Dormitorio di Ballerina bianca *Motacilla alba*. Uccelli d'Italia, 10: 38-41.
- Longhi D. & Grattini N., 2004. Resoconto ornitologico del Gruppo Ricerche Avifauna Mantovano 2001-2002. Natura Bresciana, 34: 149-152.

SINANTROPIA IN COMUNITA' ORNITICHE DI MOSAICI AGRICOLI SUB-URBANI: UNA NOTA DAL PARCO NATURALE REGIONALE DI VEIO (ROMA, ITALIA CENTRALE)

SIMONE MARTINELLI

Via Collinense 7, Rome, Italy; e-mail: simo.mart88@gmail.com

Abstract - Synanthropy in a agro-mosaic breeding bird community: a note from Veio Regional Park (Rome, central Italy). The surveys have been conducted in the Veio Regional Natural Park. Through listening points, 105 occurrences related to 34 species were obtained; among these 6 species are synanthropic. It was possible to observe that more than 30% of the relative frequencies are represented by synanthropic species, although the study area corresponds to an agricultural mosaic.

L'urbanizzazione delle aree agricole (*sprawl* urbano; Bruegman, 2005) rappresenta un importante driver di cambiamento in grado di impattare su molte componenti di biodiversità, compresi gli uccelli (Blair, 2004). In particolare, tale antropizzazione modifica la struttura delle comunità degli ambienti agro-forestali, anche in aree naturali protette (Garcia-Ayllon & Radke, 2021). In questa nota si riportano dati preliminari di inquadramento di una comunità ornitica in ambienti a mosaico in fase di antropizzazione, collocati in un'area naturale protetta dell'Italia centrale. Scopo di questa nota è quello di sottolineare la dominanza delle specie sinantropiche in mosaici ambientali che, benché siano caratterizzati da una copertura prevalentemente agroforestale, possono risentire dei fenomeni di urbanizzazione limitrofi.

L'area di studio è collocata all'interno del Parco Naturale Regionale di Veio, sito a nord di Roma tra la via Cassia e la Via Flaminia, si estende per un territorio di circa 15.000 ettari, caratterizzato da ambienti ricchi di biodiversità e di specie di interesse conservazionistico nonostante le forti pressioni di antropizzazione dovute alla prossimità della Capitale (per i dettagli: cfr. Sorace *et al.*, 2019).

Lo studio è stato condotto su un'area di 360 ha (42° 1'28.88"N; 12°23'40.28"E) con altitudine media di 930 m slm. Nel sito sono presenti coltivazioni di erba medica e foraggio per il bestiame ed aree adibite al pascolamento di ovini vicino alle quali scorre il fiume Cremera, formato dalla confluenza di due torrenti: il Fosso della Mola dei Monti e il Fosso della Mola di Formello, entrambi affluenti del fiume Tevere. Per quanto riguarda la componente vegetazionale sono presenti boschi di Leccio *Quercus ilex* e di Roverella *Quercus pubescens* ed alberi di Acero campestre *Acer campestre* e Olmo campestre *Ulmus minor* (De Sanctis *et al.*, 2003).

I rilievi sono stati effettuati utilizzando il metodo delle stazioni di ascolto con tempo standard e raggio fisso (Bibby *et al.*, 2000). Nel periodo dal 10/06/2022 al 04/07/2022, sono stati selezionate 9 stazioni di ascolto distanti almeno 200 m l'una dall'altra, i rilievi sono stati effettuati per 5 min per ogni stazione di ascolto per un totale di 18

sessioni (2 rilevamenti per stazione di ascolto in giorni differenti; tot 90 min.). Dai dati raccolti sono stati ottenuti: il numero di individui (n) e le frequenze di ciascuna specie (n/N_{tot} , con N_{tot} : numero totale di individui contattati), il numero di specie (S) e alcuni indici strutturali di comunità (diversità di Shannon-Wiener e *evenness*; Magurran & McGill, 2010, per una revisione).

Sono state ottenute 105 *occurrences* relative a 34 specie, tra queste 6 specie sono sinantropiche (frequenza totale: 30,48%) (Tab 1). L'Indice di diversità è pari a 3,365, l'*evenness* è pari a 0,95.

Tabella 1. Frequenze relative (Fr) delle specie contattate in ordine decrescente. (*): specie sinantropiche.

Specie	Fr	Specie	Fr
<i>Pica pica</i>	0,057	<i>Troglodytes troglodytes</i>	0,029
<i>Turdus merula</i>	0,057	<i>Streptopelia turtur</i>	0,029
<i>Corvus cornix</i> *	0,057	<i>Upupa epops</i>	0,029
<i>Columba livia domestica</i> *	0,057	<i>Alauda arvensis</i>	0,019
<i>Hirundo rustica</i> *	0,057	<i>Luscinia megarhynchos</i>	0,019
<i>Apus apus</i> *	0,057	<i>Aegithalos caudatus</i>	0,019
<i>Cisticola juncidis</i>	0,048	<i>Phasianus colchicus</i>	0,010
<i>Cyanistes caeruleus</i>	0,048	<i>Coturnix coturnix</i>	0,010
<i>Falco tinnunculus</i>	0,038	<i>Buteo buteo</i>	0,010
<i>Merops apiaster</i>	0,038	<i>Sylvia melanocephala</i>	0,010
<i>Carduelis carduelis</i>	0,038	<i>Cuculus canorus</i>	0,010
<i>Garrulus glandarius</i>	0,038	<i>Regulus ignicapilla</i>	0,010
<i>Psittacula krameri</i> *	0,038	<i>Fringilla coelebs</i>	0,010
<i>Passer italiae</i> *	0,038	<i>Erithacus rubecula</i>	0,010
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,029	<i>Dendrocopos major</i>	0,010
<i>Parus major</i>	0,029	<i>Accipiter nisus</i>	0,010
<i>Oriolus oriolus</i>	0,029	<i>Anas platyrhynchos</i>	0,010

La comunità è risultata ricca, con elevata diversità ed *evenness*, a causa della elevata eterogeneità ambientale (mosaici agroforestali e urbanizzazione a grana fine). Le specie sinantropiche rappresentano quasi un terzo delle frequenze totali, probabilmente a causa sia dell'urbanizzazione diffusa che dell'antropizzazione indotta da agricoltura estensiva ed intensiva.

Di un certo interesse, la presenza di nuclei di Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri* in ambito extra-urbano, un fenomeno ancora localizzato nel Lazio (Brunelli *et al.*, 2011). Tali nuclei, sia svernanti che nidificanti, erano già stati segnalati per le aree

limitrofe al settore di studio (Valli del Sorbo e la Macchia di Sacrofano; Sorace *et al.*, 2019). La presenza di questa specie in ambiti extra-urbani è motivo di allarme per gli impatti sia ecologici, su specie autoctone (ad es., *cavity nesters*; Newson *et al.*, 2011; Mori *et al.*, 2013; Dodaro & Battisti, 2014), sia economici (es., in agricoltura: Battisti & Fanelli, 2022; revisione in Pârâu *et al.*, 2016).

Ringraziamenti - Corrado Battisti ha riletto criticamente il testo e fornito utili suggerimenti.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C. & Fanelli G., 2022. Foraging diet of the two commonest non-native parakeets (Aves, Psittaciformes) in Italy: assessing their impact on ornamental and commercial plants. *Rendiconti Lincei. Scienze Fisiche e Naturali*, 33(2): 431-439.
- Bibby C. J., Burgess N. D. Hillis D. M. Hill D. A. & Mustoe S., 2000. *Bird census techniques*. Elsevier.
- Blair R., 2004. The effects of urban sprawl on birds at multiple levels of biological organization. *Ecology and Society*, 9(5): 2
- Bruegman R., 2005. *Sprawl*, Chicago, The University of Chicago Press.
- De Sanctis M., Attore F. & Fruno F., 2003. Contributo alla conoscenza della flora veientana (Roma). *Informatore Botanico Italiano*, 35 (2):343-366.
- Dodaro G. & Battisti C., 2014. Rose-ringed Parakeet (*Psittacula krameri*) and Starling (*Sturnus vulgaris*) syntopics in a Mediterranean urban park: evidence for competition in nest-site selection. *Belgian Journal of Zoology*, 144(1): 5-14.
- Sorace A., De Santis E., Falasconi R., Monterosso G., Savo E. & Somaschini A., 2019. *Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nel Parco Naturale Regionale di Veio*. Edizioni Parco di Veio, 303 pp.
- Brunelli M., Sarroco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S., 2011. *Nuovo Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio*. Edizione ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma, 464 pp.
- Garcia-Ayllon S. & Radke J., 2021. Diffuse Anthropization Impacts in Vulnerable Protected Areas: Comparative Analysis of the Spatial Correlation between Land Transformation and Ecological Deterioration of Three Wetlands in Spain. *ISPRS Int. J. Geo-Inf.*, 10: 630.
- Magurran A. E. & Mc Gill B. J. (Eds.), 2010. *Biological diversity: frontiers in measurement and assessment*. OUP Oxford.
- Mori E., Di Febbraro M., Foresta M., Melis P., Romanazzi E., Notari A. & Boggiano F., 2013. Assessment of the current distribution of free-living parrots and parakeets (Aves: Psittaciformes) in Italy: a synthesis of published data and new records. *Italian Journal of Zoology*, 80(2): 158-167.
- Newson S. E., Johnston A., Parrott D. & Leech D. I., 2011. Evaluating the population-level impact of an invasive species, Ring-necked Parakeet *Psittacula krameri*, on native avifauna. *Ibis*, 153(3): 509-516.
- Pârâu L.G., Strubbe D., Mori E., Menchetti M., Ancillotto L., Kleunen A., White R. L., Luna A., Hernández-Brito D., Le Louarn M., Clergeau P., Albayra T., Franz D., Braun M. P., Schroeder J. & Wink M., 2016. Rose-ringed Parakeet *Psittacula krameri* Populations and Numbers in Europe: A Complete Overview. *The Open Ornithology Journal*, 9: 1-13.

PRIMA NIDIFICAZIONE DI RONDONE CAFRO *Apus caffer* IN ITALIA

MARIO PUCCI ^{(1,*), GIUSEPPE CANDELISE ¹ & PIERPAOLO STORINO ¹}

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

(*) Autore per la corrispondenza: mariopucci1963@libero.it

Abstract. First verified nesting of the White-rumped Swift *Apus caffer* in Italy. In 2020 breeding season, one pair of White-rumped Swift nested using a usurped nest of Red-rumped Swallow *Cecropis daurica* in a rural area of the province of Crotone (Calabria, Italy). Whit this work we verified nesting of *A. caffer* for the first time for both, for both, Italy and the entire central Mediterranean area. Furthermore, extending future investigations to a wider area, we could more accurately quantify the number of nesting pairs and their distribution on a regional scale.

Il Rondone cafro *Apus caffer* è specie monotipica, ampiamente distribuita nelle fasce tropicale e sud-orientale dell’Africa sub-sahariana, occupa una piccola area lungo la costa occidentale (Lomas Vega *et al.*, 2019; Keller *et al.*, 2020). A nord del suo areale principale, piccole popolazioni vengono registrate in Marocco centrale, mentre in Europa si osserva soltanto nella porzione sud-occidentale della penisola iberica (Portogallo e Spagna). In questi ultimi contesti territoriali le prime osservazione di individui in migrazione risalgono ai primi anni ’60, tra le porzioni meridionali di Laguna Honda e Sierra de la Plata (Barrios Partida, 1998). Proprio qui la riproduzione è stata accertata per la prima volta nel 1966 (Chantler & Driessens, 2000). Da allora l’areale in Spagna si è lentamente diffuso, a est, fino ad Almeria e Madrid, arrivando fino alla Provincia di Salamanca, a nord (Chantler & Driessens, 2000; Keller *et al.*, 2020). La specie risulta prevalentemente sedentaria, tranne che nelle parti meridionali e settentrionali dell’areale (Keller *et al.*, 2020). Nidifica occupando una vasta gamma di habitat che vanno dalla savana arida e macchia mediterranea alla foresta equatoriale (Lomas Vega *et al.*, 2019). Nei quartieri di nidificazione afro-palearctici, raggiunti in migrazione prevalentemente attraverso lo Stretto di Gibilterra (Keller *et al.*, 2020), la specie si trattiene nel periodo maggio – ottobre, con primi arrivi o partenze tardive registrabili, rispettivamente, in aprile e novembre (Barros Cardona & Ríos Esteban, 2002).

La popolazione europea, principalmente concentrata in Andalusia occidentale e Estremadura, è stimata in 110-200 coppie, con 220-400 individui maturi (BirdLife International 2022) e un trend popolazionistico generale in incremento dal 2003 (Nature Article, 2018; BirdLife International, 2022). La specie, considerata come “parassita di nido”, in Europa nidifica utilizzando principalmente i nidi di Rondine rossiccia *Cecropis daurica* (raramente di *H. rustica*; Barrios Partida, 1998) che spesso vengono prima occupati, liberandoli da eventuali uova già deposte e poi decorati con piume e piumino collocati all’ingresso (Barrios Partida, 1998; Chantler & Driessens,

2000; BirdLife International, 2022). I nidi occupati si trovano solitamente lontano dai centri abitati e localizzati in piccole grotte, ponti, tunnel, edifici abbandonati e bunker militari (Chantler & Driessens, 2000). La deposizione, che in Europa avviene di solito a fine maggio, consiste in 1-3 uova che vengono covate per 17-21 giorni (Chantler & Driessens, 2000; BirdLife International, 2022).

Sono rarissimi i dati registrati al di fuori dei quartieri europei di nidificazione e migrazione. Uno di essi, proveniente dall'Isola di Malta, è riferito ad un animale, sparato nel 1974 e inserito in una collezione museale (Sultana & Mallia, 1988). Per l'Italia non vi sono segnalazioni ritenute valide in quanto tre di esse non sono state sottoposte al parere della Commissione Ornitologica Italiana (COI) e altre tre sono state respinte (Brichetti & Fracasso, 2020).

Nel corso della stagione riproduttiva 2020, durante la campagna di monitoraggio finalizzata ad ampliare le conoscenze sullo status della popolazione nidificante di Rondine rossiccia in Calabria, è stata accertata la nidificazione di una coppia di *A. caffer* (Fig. 1) in una piccola area rurale dell'entroterra crotonese. Il nido di *C. daurica* occupato e utilizzato per la riproduzione è situato in una grotta ipogea ad una quota di 535m s.l.m (Fig. 2), con tunnel di ingresso rivolto a sud-est. La principale matrice ambientale caratterizzante il sito di nidificazione è costituita da macchia mediterranea con vegetazione arborea e arbustiva in evoluzione, mentre i prato-pascoli rappresentano la componente della porzione rimanente della suddetta matrice. Le aree urbane principali distano circa 1 Km dal sito di nidificazione, mentre la prima strada asfaltata è collocata a poco più di 0,08 Km.

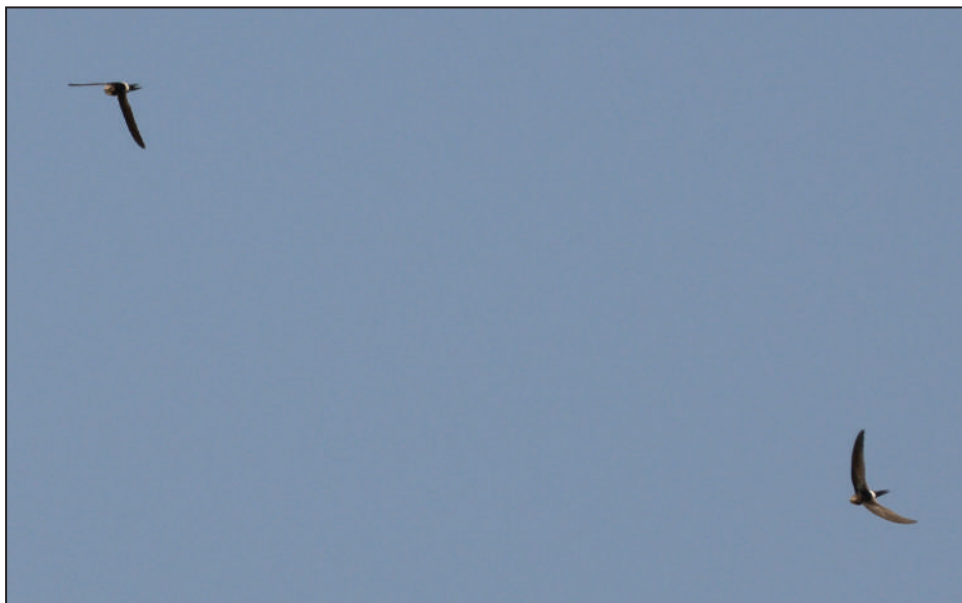


Figura 1. Coppia di Rondone cafer in volo e nei pressi del sito di nidificazione (Foto di P. Storino).



Figura 2. Sito di nidificazione in grotta ipogea e nido di Rondine rossiccia (cerchio bianco) utilizzati per la riproduzione (Foto di P. Storino).

Le indagini condotte nel periodo 20/06–31/10/2020 (133 giorni) hanno avuto due obiettivi principali; (1) monitorare le 4 principali fasi della riproduzione (occupazione del nido, deposizione, schiusa, involo dei giovani) e (2) verificare la presenza, nelle aree limitrofe, di siti idonei e ulteriori coppie riproduttive. Le attività di monitoraggio della riproduzione sono state condotte da un capanno mimetico, posizionato a 30 metri di distanza dal nido e mediante attrezzatura ottica professionale (binocoli 10x, cannocchiale 20-60x). Le date di deposizione, schiusa e involo sono state verificate, sempre con gli adulti fuori dal nido, mediante l'utilizzo di una telecamera di ispezione a fibra ottica. Durante le 19 uscite di campo e per l'unica coppia riproduttiva del sito, sono state monitorate e accertate 2 nidificazioni. Dalle prime 2 uova, deposte tra l'11 e il 26 giugno (date ricavate in base alla verifica della schiusa il 16/07/2020) e incubate dagli adulti per 20 giorni, è nato soltanto 1 pulcino.

L'allevamento si è protratto per 40 giorni, fino al 26 agosto, data in cui il nido è stato rinvenuto vuoto. L'unico uovo della seconda covata è stato deposto il 2 settembre e incubato per 20 giorni (24/07/2020 data di schiusa). Anche questo tentativo di nidificazione è andato a buon fine e la coppia è riuscita ad allevare il secondo nidiaceo per 36 giorni, prima dell'involto avvenuto il 30 settembre.

Di notevole importanza, non solo per la stagione 2020, quanto anche per le due successive (2021, 2022), è stato rilevare, nei pressi del sito riproduttivo e in più occasioni, la presenza in volo di una seconda coppia di Rondone cafro. La stessa, pur avendo tentato di occupare il nido di rimpiazzo costruito dalla coppia di Rondine rossiccia in una seconda grotta ipogea nei pressi di quella utilizzata dal Rondone cafro, nel 2020 non è riuscita a riprodursi. Questo tentativo, tuttavia, è andato a buon fine

nelle stagioni 2021 e 2022, con il successo riproduttivo di entrambe le coppie (Tab. 1) e ultimi giovani involati in data 22/10/2021 e 10/10/2022.

Tabella 1. Parametri riproduttivi delle due coppie di Rondone cafro presenti nel sito oggetto di indagine.

Anno	Coppia	N_uova	N_pulli	N_involati	Succ_schiusa	Succ_involo
2020	1	3	2	2	0.67	1
2021	1	4	4	4	1	1
2021	2	3	3	3	1	1
2022	1	4	4	4	1	1
2022	2	5	3	3	0.60	1

Il presente lavoro costituisce la prima prova documentata di nidificazione della specie, non solo per il territorio italiano quanto per l'intera area del Mediterraneo centrale. In futuro, pertanto, un incremento delle osservazioni durante il periodo riproduttivo su un'area di indagine più vasta e in siti con caratteristiche ecologiche simili permetterà di quantificare con maggiore precisione il numero di coppie nidificanti, la loro distribuzione e gli eventuali trend popolazionistici a scala regionale.

BIBLIOGRAFIA

- Barrios Partida F., 1998. Llegadas y ocupaciones de nidos de Vencejos cafre (*Apus caffer*) en el campo de Gibraltar. Almoraima, 19: 225–230
- Barros Cardona D. & Rios Esteban D., 2002. Field Guide to the Birds of the Strait of Gibraltar / Guía de aves del Estrecho de Gibraltar : parque natural “Los Alcornocales” y comarca de “La Janda” Orni Tour.
- BirdLife International, 2022. White-rumped Swift (*Apus caffer*). BirdLife species factsheet.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2020. The Birds of Italy. Volume 2. Pteroclididae-Locustellidae. Edizioni Belvedere, Latina (Italy), “historia naturae” (7), pp. 416.
- Chantler P. & Driessens G., 2000. Swifts : a guide to the swifts and treeswifts of the world. Sussex: Pica Press.
- Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G. & Foppen, R.P.B. (2020). European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Lomas Vega M., Willemoes M., Arizaga J., Onrubia A., Cuenca D., Alonso D., Torralvo C., Tøttrup A.P. & Thorup K., 2019. Migration strategies of iberian breeding White-Rumped Swifts *Apus caffer*, Rufous-Tailed Scrub-Robins *Cercotrichas galactotes* and Bluethroats *Cyanecula svecica*. Ardeola, 66 (1): 51–64. doi:10.13157/ARLA.66.1.2019.RA4
- Nature Article, 2018. Population status and trends at the EU and Member State levels. Article 12 web tool.
- Sultana J. & Mallia M., 1988. White-rumped Swift *Apus caffer* a new record for Malta. Il Merill, 25: 16

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

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

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

^(*) Autore per la corrispondenza: mariopucci1963@libero.it

Abstract - New nesting site of the Black Stork *Ciconia nigra* in the Province of Cosenza (Calabria, southern Italy). Since 2021 the Black Stork has been present in Calabria with at least six breeding pairs, located respectively in the provinces of Crotone and Cosenza. Recent inspections have led to the discovery of a new breeding site in the municipality of Terravecchia (CS) where two juveniles have fled.

La Cicogna nera *Ciconia nigra* è specie monotipica a distribuzione paleartico-a-fro-tropicale, con una popolazione europea stimata in 9.800-13.900 coppie e trend generale in aumento (BirdLife International, 2017). Inclusa nell'allegato I della Dir. 2009/147/CEE Uccelli, è classificata come specie in pericolo (EN) nella Lista Rossa degli Uccelli Nidificanti in Italia (Gustin *et al.*, 2019). La popolazione italiana conta 28 coppie e il trend appare in progressivo aumento (Brunelli *et al.*, 2021). In Calabria la specie è migratrice nidificante ma sverna, e nidifica, ormai anche in Sila (Congi, 2017; Congi, 2021). La prima nidificazione risale al 1994 (Bordignon 2005; 2006) e da allora, anche grazie all'aumento dello sforzo di monitoraggio da parte dei soci della Stazione Ornitologica Calabrese, si è assistito a un progressivo aumento delle coppie riproduttive, fino a 6 censite nel 2021 tra la provincia di Crotone e Cosenza, per le quali è nota l'esatta ubicazione del nido (Storino *et al.*, 2018; Muscianese *et al.*, 2020; Brunelli *et al.*, 2021; Congi *et al.*, 2021; Pucci *et al.* 2021).

Alla fine di maggio 2021, nell'ambito di rilievi ornitologici nel comune di Terravecchia (CS), abbiamo osservato un individuo di Cicogna nera posato su una cengia rocciosa vicino a un vecchio nido. Nei giorni successivi all'avvistamento ci siamo recati più volte al punto di avvistamento, ma non abbiamo notato alcuna attività legata a una riproduzione in atto. Nel 2022, nello stesso periodo dell'anno precedente e nel medesimo sito, abbiamo visto una coppia di Cicogne nere, stavolta insieme a un terzo individuo, presumibilmente di età non superiore a un anno, sempre a fianco del suddetto nido. Controlli successivi hanno confermato la nidificazione grazie alla presenza di un individuo in cova. Come nella quasi totalità dei casi registrati finora in Calabria il nido è ubicato su una parete rocciosa, nel caso specifico a circa 25 m di altezza rispetto al fondo valle e a 50 m. s.l.m. L'area circostante è caratterizzata da macchia mediterranea e zone aperte destinate al pascolo di bovini. Il nido è stato costruito su un basamento di arenaria con esposizione a sud ed è posto a una distanza rispettivamente di 8 e 13 km dagli altri siti più vicini rinvenuti a oggi nell'area. Lo spessore del materiale accumulato induce a pensare che lo stesso sia stato occupato già negli anni precedenti.

Il punto di alimentazione principale si trova lungo il Fiume Nicà. I controlli successivi al rinvenimento del nido hanno confermato la presenza di due pulli il cui involo è avvenuto tra il 27 luglio e il 31 luglio 2022. La scoperta di questo nido conferma l'elevata potenzialità dell'area geografica in questione per la riproduzione della specie.

BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2017. European bird of conservation concern: populations, trend and national responsibilities. BirdLife International, Cambridge, UK.
- Brunelli M., Bordignon L., Calsarella M., Cripezzi E., Dovere B., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Vascetti B., Vascetti G & Visceglia M., 2021. Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Italia. Anno 2021. Alula. 28(1-2): 100-101
- Caldarella M., Bordignon L., Brunelli M., Cripezzi E., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Visceglia M., 2018. Status della Cicogna nera (*Ciconia nigra*) e Linee Guida per la Conservazione della specie in Italia. Ed. Parco Regionale Gallipoli Cognato Piccole Dolomiti Lucane.
- Congi G., 2017. Svernamento di Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria. Alula, 24 (1-2): 130-132.
- Congi G., 2021. Prima nidificazione di Cicogna nera *Ciconia nigra* in Sila (Appennino Calabrese, Italia Meridionale). Alula, 28 (1-2): 102-106.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C. 2019. Conoscerli, proteggerli. Guida allo stato di conservazione degli uccelli in Italia. Lipu.
- Muscianese E., Policastrese M., Iemma D., 2020. Nuovo sito riproduttivo di Cicogna nera *Ciconia nigra* in provincia di Crotone (Calabria, Italia Meridionale). Alula 27 (1-2): 109-110.
- Pucci & Candelise, 2021, Nuovo sito riproduttivo di Cicogna nera *Ciconia nigra* in provincia di Cosenza. Alula, 28 (1-2): 124-125.
- Storino P., Rocca G. & Urso S., 2018. La Cicogna nera *Ciconia nigra* in Calabria: prima nidificazione accertata in provincia di Cosenza. Alula, 25 (1-2): 141-143.

PRESENZE INVERNALI DI LUI' DI HUME *Phylloscopus humei* IN UN'AREA DEL LAZIO MERIDIONALE

GIOVANNI PURIFICATO, MARCO DEL BENE, PIERLUIGI DI TANO & COSMA ORLANDI

Associazione Culturale Naturalistica Ambiente Natura e Vita – 04026 Minturno (LT)
(gipu90@live.it; agr.mdlbene@gmail.com; pierluigi0888@gmail.com; cosmico22@hotmail.it)

Abstract – Winterings of Hume's Leaf Warbler *Phylloscopus humei* in the southern Latium.
During the winters of 2019-20, most likely 2020-21 and 2021-22, we recorded the consecutive wintering of Hume's Leaf Warbler in the Monte Orlando Regional Natural Park (Gaeta, LT).

Il Lui di Hume *Phylloscopus humei* è una specie politipica a distribuzione centroasiatica. L'areale riproduttivo è circoscritto ai principali rilievi dell'Asia centrale, mentre quello di svernamento è situato in Asia meridionale, scarsamente più a ovest fino al Medio Oriente. In Europa, Mediterraneo e Medio Oriente risulta di comparsa accidentale o irregolare, con locali casi di svernamento (Brichetti & Fracasso, 2010). In Italia è migratrice irregolare e svernante irregolare (Brichetti & Fracasso, 2015); nella nuova lista CISO-COI 2020 degli uccelli italiani la specie rientra nella categorizzazione A/1/0 (Baccetti *et al.*, 2021). Nel Lazio è considerato accidentale con 5 segnalazioni note al 2019 (Brunelli *et al.*, 2019) ed è documentato un caso di presenza della specie, osservata ripetutamente, dal mese di gennaio del 2008 fino a marzo del 2008 sull'isola di Ventotene, Isole Ponziane (LT) (Brichetti & Fracasso, 2010).

Durante gli inverni del 2019-2020, in parte 2020-2021 e successivamente 2021-2022 è stata monitorata la presenza ripetuta in inverno di Lui di Hume in un'area del Parco Naturale Regionale di Monte Orlando, nel comune di Gaeta (LT). Le osservazioni della specie si sono susseguite a partire dal mese di dicembre, solitamente fino al mese di marzo. Solamente per la stagione invernale 2020-2021 abbiamo purtroppo scarse informazioni, con una sola osservazione effettuata, a causa delle restrizioni dovute alla pandemia da Covid-19. Gli avvistamenti totali effettuati sono stati 12 per un totale di circa 25 ore di osservazioni.

In Tab. 1 viene riportato l'elenco delle date relative agli avvistamenti della specie da noi effettuati nella medesima località.

La specie è stata sempre individuata grazie al suo richiamo e per ogni osservazione è stato registrato il suo verso, mentre solamente in una occasione è stata fotografata. L'area scelta per lo svernamento è situata sul versante meridionale del promontorio di Monte Orlando con ambiente caratterizzato dalla presenza di tipiche essenze della macchia mediterranea quali *Ampelodesmos mauritanicus*, *Anagyris foetida*, *Olea europaea*, *Pistacia lentiscus*, *Pistacia terebinthus*, *Quercus ilex*, *Rhamnus alaternus*. Inoltre, la specie, nei tre anni è stata sempre osservata nello stesso punto, mostrando quindi una spiccata fedeltà al sito.

Tabella 1. Date di osservazione di Lui di Hume nel P. N. R. di Monte Orlando (Gaeta, LT).

Inverno 2019/20	Inverno 2020/21	Inverno 2021/22
22/12/19	07/03/2021	17/12/21
04/01/20		30/12/21
09/02/20		06/01/22
		05/02/22
		09/02/22
		19/02/22
		17/03/22 (F. Corbi com. pers.)
		24/03/22 (F. Corbi com. pers.)

Ad oggi non è possibile stabilire se si tratti di uno stesso individuo che abbia svernato per un minimo di due, probabilmente tre inverni consecutivi oppure di diversi individui. Ulteriori ricerche in merito, estese anche ad altre aree, non ultime le Isole Ponziane, potrebbero stabilire con maggiore chiarezza la fenologia regionale della specie.

Ringraziamenti. Si ringraziano Ferdinando Corbi e Federica Ciano per l'aiuto fornito durante le uscite sul campo; Massimo Brunelli per la revisione critica del testo.

BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Fracasso N. & C.O.I., 2021. CISO-COI Check-list of Italian birds – 2020. Avocetta, 45: 21-85.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2010. Ornitologia Italiana. Vol 6. Sylviidae-Paradoxornithidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2015. Ornitologia Italiana. Vol 9. Emberizidae-Icteridae-Aggiornamenti e Check-list. Edizione Belvedere, Latina.
- Brunelli M., Fraticelli F. & Molajoli R., 2019. Check-list degli uccelli del Lazio aggiornata al 2019. Alula, 26 (1-2): 39-60.

PRIMA NIDIFICAZIONE ACCERTATA DI MARANGONE MINORE *Microcarbo pygmaeus* IN CALABRIA

FRANCESCO SOTTILE

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

Abstract - First nesting of Pygmy Cormorant *Microcarbo pygmaeus* in Calabria (southern Italy). The nesting of 3-4 pairs of Pygmy Cormorant took place on Lake Esaro during the spring/summer 2022 season. The nests were placed inside a multispecific colony of Cormorant, Little Egret and Cattle Egret. The site, consisting of a flooded forest of willows and poplars, is located at 137 m above sea level in the municipality of Roggiano Gravina, in the province of Cosenza.

Il Marangone minore *Microcarbo pygmaeus* è un taxon monotipico a distribuzione euroturanica. In Italia è parzialmente sedentario e nidificante di recente immigrazione, con i primi casi accertati in Emilia-Romagna a Punte Alberete nel 1981 (Fasola & Barbieri, 1981) e con presenza in periodo riproduttivo anche in Puglia, provincia di Foggia, nel 1986 (Brichetti, 1988), e nidificazione accertata nel 2006 (Albanese, in: Mellone & Sighele, 2007). Nel corso dei successivi decenni, la specie ha avuto un significativo incremento numerico di coppie nidificanti e una conseguente espansione del suo areale riproduttivo, con circa l'80% della popolazione nazionale concentrata in zone umide tra le province di Ravenna e Venezia (Brichetti & Fracasso, 2018). Il recente aumento della popolazione nidificate nel SE Europa è probabilmente il motivo dell'espansione e forte incremento nell'Europa centro-occidentale, tra cui l'Italia (Lawicki *et al.*, 2012; Nardelli *et al.*, 2015).

In Calabria veniva segnalato in tempi storici o più recenti da Lucifero (1900) e Moltoni (1940). Secondo la check-list degli uccelli regionale è svernante regolare e migratore regolare (Scebba *et al.*, 1993), seppure, la fenologia non ha trovato riscontro negli anni successivi per la mancanza di segnalazioni, che sono avvenute solo negli ultimi anni. Per la specie, quindi, non risultano dati bibliografici che ne attestino la nidificazione (Brichetti, 2015; Keller *et al.*, 2020).

In questa segnalazione si riporta la prima nidificazione di Marangone minore in Calabria avvenuta in provincia di Cosenza sul Lago dell'Esaro, un bacino artificiale di circa 336 ha, posto a 137 m s.l.m., nel comune di Roggiano Gravina. L'invaso è il risultato dello sbarramento del Fiume Esaro i cui lavori risalgono ai primi anni '80 del secolo scorso, per l'approvvigionamento idrico, elettrico e irriguo. Negli anni, la zona umida si è naturalizzata con la presenza di boschi igrofilo di salici e pioppi, canneti e zone con acque basse ricche di vegetazione emergente, localizzati soprattutto in prossimità dell'affluenza degli immissari Esaro e Occido.

Nel corso di uno studio generale finalizzato a rilevare le specie ornitiche nidificanti, in questo biotopo è stata accertata la riproduzione di Marangone minore, avvenuta in una colonia plurispecifica di Cormorano *Phalacrocorax carbo* (specie dominante),

Garzetta *Egretta garzetta* e Airone guardabuoi *Bubulcus ibis*. La specie era stata già rilevata in periodo invernale, quando il 27 gennaio 2022 erano stati conteggiati 13 individui e diverse coppie di Cormorano impegnate nel display di corteggiamento e, durante lo stesso sopralluogo, individuati decine di nidi posti su alberi morti e/o privi di foglie. Il 30 maggio e il 12 giugno, durante le osservazioni alla colonia di Cormorano sono stati osservati 17 individui di Marangone minore, di cui una decina di giovani abili al volo; tra di essi, alcuni venivano alimentati dagli adulti e un adulto in atteggiamento di cova su un nido posto su un Salice bianco, più in alto di circa 1,5 m da quello di Cormorano (Fig. 1). Il 22 giugno è stato osservato l'andirivieni di un adulto di Marangone minore nell'atto di sottrarre ramaglie dal nido del Marangone minore in cova, osservato in precedenza, e di trasportarli a pochi m di distanza per la costruzione di un nuovo nido, collocato in una posizione più interna. Il 26 giugno del nido in cova non rimaneva traccia. Ignota è la motivazione di questo comportamento: una possibile predazione delle uova o per l'aggressività dei giovani cormorani presenti più in basso nel loro nido? (cfr. Fermani *et al.*, 2019).

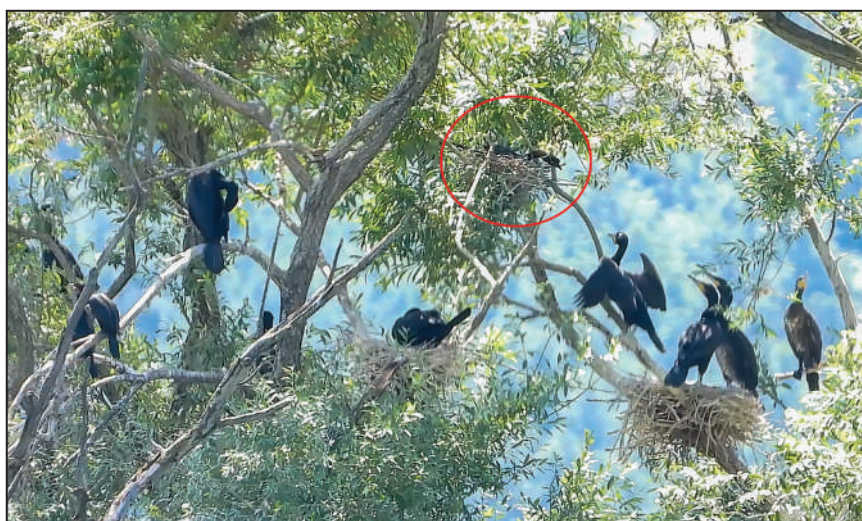


Figura 1. Marangone minore in cova infastidito da giovani di Cormorano (Foto di F. Sottile, 12 giugno 2022).

Dalle informazioni sulla biologia riproduttiva presenti in letteratura (Brichetti & Fracasso, 2003) e dai giovani osservati sempre all'interno e nelle immediate vicinanze della garzaia, si può ipotizzare che le prime deposizioni delle uova siano avvenute tra la fine di febbraio e il mese di marzo, mentre le ultime durante la terza decade di giugno. Considerando il numero di giovani presenti, il nido ancora in cova e un nuovo nido contenente tre pulli dell'età di circa 25 giorni, scoperto durante l'ultimo sopralluogo del 22 luglio, si può dedurre che all'interno della colonia si siano riprodotte 3-4

coppie di marangoni minori.

Dalle osservazioni effettuate si può affermare che la garzaia è in continua evoluzione anche per l'associazione delle nuove nidificazioni di Garzetta e Airone guardabuoi rilevate rispettivamente il 2 e il 22 giugno, la cui prima riproduzione era stata già documentata in Calabria (Sottile, 2014, 2017), e di Cormorano (Condello & Sottile, 2022).

Questa nidificazione di Marangone minore rappresenta il primo caso accertato per la Calabria e conferma l'espansione territoriale della specie negli ultimi anni a livello nazionale. Inoltre, è di particolare importanza faunistica e zoogeografica in quanto il sito si trova all'estremo limite sud dell'areale peninsulare italiano. Tenuto conto che all'interno della colonia sono stati osservati l'Airone rosso, l'Airone cenerino, la Sgarza ciuffetto e considerato anche l'effetto di attrazione delle garzaie su queste specie, in futuro, non si esclude che questi e altri ardeidi coloniali possano associarsi come nidificanti.

BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P., 1988. Distribuzione geografica degli uccelli nidificanti in Italia, Corsica e Isole maltesi. 5. Natura Bresciana, 24: 147-174.
- Brichetti P., 2015. Banca Dati Ornitologica - BDO. Bibliografia italiana, 1900-2015 - Versione elettronica.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Volume1. Gaviidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2018. The Birds of Italy. Volume1. Anatidae-Alcidae. Edizioni Belvedere, Latina.
- Condello E.G. & Sottile F., 2022. Prime nidificazioni accertate di Cormorano *Phalacrocorax carbo* in Calabria. Alula, 29: 124 - 126.
- Fasola M. & Barbieri G., 1981. Prima nidificazione di Marangone minore *Phalacrocorax pygmeus* in Italia. Avocetta, 5: 155-156.
- Fermani R. N., Sterpi M., Sterpi L., 2019. First data on the hierarchy of waterbirds for the use of roosts in the breeding colony of herons (garzaia) of Ripasottile. In: AA.VV. (eds) Book of abstract of ISOWiF 2019; 11 th International Symposium on Wild Fauna Viterbo (Italy), September 25 th – 28 th: 85-88.
- Keller, V., Herrando, S., Voříšek, P., Franch, M., Kipson, M., Milanese, P., Martí, D., Anton, M., Klvaňová, A., Kalyakin, M.V., Bauer, H.-G. & Foppen, R.P.B., 2020. European Breeding Bird Atlas 2: Distribution, Abundance and Change. European Bird Census Council & Lynx Edicions, Barcelona.
- Lucifero A., 1900. Avifauna calabra. Elenco delle specie di uccelli sedentarie e di passaggio in Calabria. Avicula, 4: 14-17.
- Mellone U., Sighele M., (red.), 2007. Resoconto Ornitologico Italiano - Anno 2006. Avocetta, 31: 79-86.
- Moltoni E., 1940. Catture interessanti. Riv. ital. Orn., 10: 62.
- Scebba S., Moschetti G., Cortone P. & Di Giorgio A., 1993. Check-list degli uccelli della Calabria aggiornata a gennaio 1993. Sitta, 6: 33-45.
- Sottile F., 2014. Prima nidificazione di Garzetta *Egretta garzetta* in Calabria. Alula. XXI (1-2): 87-89.
- Sottile F., 2017. Prima nidificazione di Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* in Calabria. In: Fasano S. G. & Rubolini D. (a cura di). Riassunti del XIX Convegno Italiano di Ornitologia. Torino, 27 settembre - 1 ottobre. Tichodroma, 6: 153-154.

DISTANZA DI FUGA DI CARADRIDI IN COVA IN DUE SITI COSTIERI DELL' ITALIA CENTRALE: IMPLICAZIONI PER LA TUTELA DELLE AREE DI NIDIFICAZIONE

SHARON VANADIA, MARISA PERCHINELLI & CORRADO BATTISTI

Stazione di ricerca LTER (Long Term Ecological Research) 'Torre Flavia', Servizio aree protette, Città
Metropolitana di Roma, Viale G. Ribotta 41/43, 00144 Roma
(vanadia.sharon@gmail.com; marisa.perchinelli@libero.it; c.battisti@cittametropolitanaroma.it)

Abstract - Flying initiation distance in plovers hatching on nests: data from two coastal sites of central Italy with implications for management. We report some evidence on the 'Flying initiation distance' (a measure of escape distance) induced by the presence of people or dogs on the hatching adults of Kentish Plover *Charadrius alexandrinus* and Little Ringed Plover *C. dubius* in two sites of coastal Latium (central Italy), in order to provide information for conservation practitioners. The two species show flying initiation distances ranging between 5 and 30 m in the case of people (average of about 14 m for both) and of 10-40 m for dogs (average: 12-20 m). When practitioners place temporary boundaries around the nests (to avoid the approach of people and dogs), they should be located at a minimum distance of about 15 m from the nests, extendable up to 30 m, where the conditions of the beaches allow it.

Lungo i sistemi dunali costieri nidificano Frattino *Charadrius alexandrinus* e Corriere piccolo *Charadrius dubius*, due caradridi in declino demografico, particolarmente esposti a disturbi sia naturali (es., predatori naturali, eventi erosivi e meteomarinari estremi), sia antropogeni (calpestio, cani vaganti, pulizia meccanica delle spiagge, marine litter intrappolante, Battisti *et al.*, 2019; Biondi *et al.*, 1992; 2020). Tra questi, il disturbo da fruizione, spesso molto intenso nel periodo primaverile-estivo, e la presenza di cani padronali al seguito di chi frequenta le spiagge, rappresentano due fattori di pressione nei siti riproduttivi, in grado di indurre al fallimento delle covate, a causa dell'allontanamento degli adulti dai nidi e alla conseguente esposizione delle uova al sole e ai predatori (Biondi *et al.*, 2000; Biondi & Pietrelli, 2011 Biondi *et al.*, 2014).

Per mitigare gli effetti del disturbo da fruizione (incluso il calpestio e la presenza di cani al seguito) in molti siti di nidificazione sono state proposte tecniche specifiche (es., gabbiette anti-predatorie; per il Lazio: Biondi *et al.*, 2021; Battisti *et al.*, 2022) e recinzioni temporanee o permanenti (Battisti *et al.*, 2020), queste ultime atte ad impedire che persone o cani si avvicinino troppo ai nidi, portando gli adulti in cova ad allontanarsi. A tale riguardo, può essere importante conoscere la distanza minima dai nidi alla quale collocare le delimitazioni temporanee, che dovrebbe essere superiore alla distanza di fuga degli adulti in cova.

In questa nota riportiamo alcune prime evidenze sulle distanze di fuga indotte dalla presenza di persone o cani sugli adulti in cova di due siti del Lazio costiero, al fine di fornire indicazioni a chi si occupa di tutelare i nidi di questa specie.

Lo studio è stato condotto in due aree: (1) la Palude di Torre Flavia (TF; Monumento naturale gestita dalla Città metropolitana di Roma Capitale; D.P.G.R. 613/1997 e Zona di Protezione Speciale; Dir. 147/2009/CEE; Ladispoli, Cerveteri; provincia di Roma; Italia centrale; IT6030020; 41.57' N; 12.02' E; Battisti, 2006), lungo un tratto di litorale sabbioso (dune embrionali mobili; habitat 2110 Dir. 92/43/CEE) esteso ca. 1000 m e dominato da specie alo-psammofile (*Thinopyrum junceum*, *Anthemis maritima*, *Cakile maritima*, *Salsola soda*, ecc.: Ceschin & Cancellieri, 2006; Santoro *et al.*, 2012; Ioni *et al.*, 2020). In quest'area da anni vengono delimitate le dune, così da limitare il calpestio e tutelare i siti di nidificazione di caradrìdi (Santoro *et al.*, 2012; Battisti *et al.*, 2020); (2) la Foce di Arrone e Bocca di Leone nei pressi Maccarese e Passoscuro (MA; Provincia di Roma; 41° 52' N; 12° 10' E; inclusa all'interno della Riserva Naturale Statale del Litorale Romano; D.M. n. 428 del 28/7/1987). In quest'area non sono stati portati avanti azioni dirette di tutela dei nidi e le nidificazioni di caradrìdi hanno interessato un'area circoscritta e recintata appartenente ad uno stabilimento abbandonato da diversi anni, in cui l'ecosistema dunale si è parzialmente ricostituito (M. Biondi, com. pers.).

Entrambe le aree subiscono un'elevata pressione da fruizione nel periodo primaverile-estivo, pur se la prima (Palude di Torre Flavia) mostra una frequentazione più elevata a causa della vicinanza con stabilimenti e centri urbani (Ladispoli, Marina di Cerveteri, Campo di mare).

Durante il periodo riproduttivo 2021 (aprile-luglio) nelle due aree sono stati monitorati 5 nidi (due di Fraterno, uno a TF e uno a MA; tre di Corriere piccolo a TF) con sessioni di osservazione diretta della durata di due ore ciascuna (tot: >30 ore di sforzo di ricerca), durante le quali sono stati annotati tutti gli eventi di allontanamento degli adulti dal nido, indotti dalla presenza di persone o cani nelle vicinanze, calcolando la distanza in metri tra l'adulto in cova e la persona o cane (approssimazione: ± 1 m).

Tale dato è stato considerato come indicatore di distanza di fuga (in m) dal nido (*flight initiation distance*; Blumstein, 2006; Møller, 2008), ovvero della distanza alla quale l'adulto in cova si invola o si allontana orizzontalmente (senza volare). I dati sono stati suddivisi a seconda che si trattasse di persone o di cani, ottenendo i valori medi (e deviazione standard) per le due specie separatamente. Le osservazioni sono state effettuate tramite utilizzo di binocolo Nikon Prostaff 3S 10x42 Waterproof, a una distanza tale da non interferire con la nidificazione e non disturbare gli adulti sul nido. Per la comparazione dei valori medi dei dati non appaiati è stato utilizzato il test non parametrico U di Mann-Whitney (software PAST 4.1 per Windows), ottenendo dei box-plots con intervalli di variazione, mediane e altre misure di varianza (Dytham, 2011).

In totale sono stati registrati 44 eventi di fuga (28 di Fraterno: 22 da uomo, 6 da cane; 16 di Corriere piccolo: 13 da uomo e 3 da cane); 23 presso TF e 21 presso MA.

Nel Corriere piccolo le distanze media di fuga sono risultate di 13,85 m (± 3) per le persone (range: 10-20 m) e di 11,66 m ($\pm 2,89$) per i cani (range: 10-15 m); per il Fraterno di 14,09 m ($\pm 7,34$) per le persone (range: 5-30 m) e 20 m ($\pm 12,64$) per i cani (range: 10-40; Fig. 1).

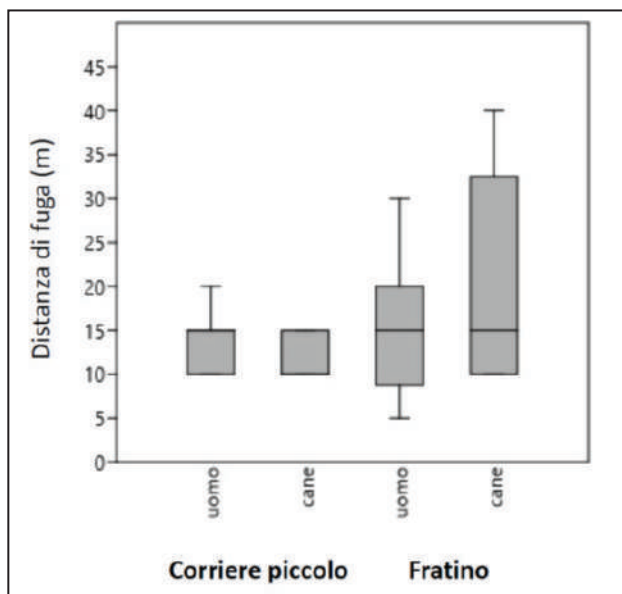


Figura 1. Distanze di fuga (*flying initiation distances*; in m) da persone ('uomo') e cani, nel Corriere piccolo *Charadrius dubius* e nel Fratino *Charadrius alexandrinus*. Blox plots con intervalli di variazione (barre), valori mediani e 75% percentile.

La distanza media di fuga non è risultata significativamente differente tra uomo e cane, in entrambi i siti (TF: $z=1.042$, $p=0.297$; MA: $z=0.866$, $p=0.386$; Mann-Whitney U test). Non è stata osservata una differenza significativa nemmeno: (i) tra le distanze di fuga dall'uomo e dal cane in entrambe le specie (Corriere piccolo: $z=1.071$; $p=0.283$; Fratino: $z=0.942$; $p=0.346$), e (ii) tra le due specie nei confronti di persone ($z=0.124$, $p=0.901$) e cani ($z=0.707$; $p=0.48$), pur se le varianze maggiori dei dati nel Fratino richiederanno un supplemento di indagine.

Questi primi dati evidenziano come le due specie mostrino un range di distanze di fuga comprese tra 5 e 30 metri nel caso di persone (media di ca. 14 m per entrambe) e di 10-40 m per i cani (medie: 12-20 m). Valori di distanze di fuga differenti sono stati ottenuti per altri siti mediterranei (es. da 9,5 a >30 m nel Fratino; Jiang & Møller, 2017; Halassi *et al.*, 2022), probabilmente determinati da un effetto 'contesto' dovuto a fattori e circostanze locali.

Le distanze di fuga ottenute possono costituire utili indicazioni nell'ambito delle azioni di tutela orientate a queste specie, in particolare per la creazione di delimitazioni temporanee (es., con pali e corde rimovibili; cfr. Battisti *et al.*, 2020), che evitino l'avvicinamento ai nidi di persone e cani. Questi primi dati suggeriscono la collocazione di delimitazioni ad una distanza minima di almeno 15 m dai nidi, estendibili precauzionalmente fino a 30 m, laddove le condizioni delle spiagge e dei sistemi dunali lo consentissero.

Ringraziamenti - Questo lavoro costituisce parte di una tesi di laurea (Scienze Biologiche, Università degli studi Roma Tre). Ringraziamo Massimo Biondi, Loris Pietrelli (GAROL), Alessandro Polinori (LIPU), e tutti volontari del Campo Fraterno – Torre Flavia 2021, per il continuo e prezioso supporto.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C. (a cura di), 2006. Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Gangemi editore – Provincia di Roma, Assessorato alle politiche agricole e dell'ambiente, 496 pp.
- Battisti C., Kroha S., Kozuharova E., De Michelis S., Fanelli G., Poeta G., Pietrelli L. & Cerfolli F., 2019. Fishing lines and fish hooks as neglected marine litter: first data on chemical composition, densities, and biological entrapment from a Mediterranean beach. *Environmental Science and Pollution Research*, 26: 1000-1007.
- Battisti C., De Angelis E., Galimberti C. & Trucchia N., 2020. La Gestione operativa di un ecosistema: la Palude di Torre Flavia – un manuale per studenti e volontari. Città Metropolitana Roma Capitale, Roma, 224 pp.
- Battisti C., Perchinelli M., Luiselli L., Dendi D. & Vanadia S., 2022. Cages Mitigate Predation on Eggs of Threatened Shorebirds: A Manipulative-Control Study. *Conservation*, 2: 450–456.
- Biondi M. & Pietrelli L., 2011. Consistenza, distribuzione e problematiche relative alla presenza del Fraterno *Charadrius alexandrinus* in Italia. In: Biondi M., Il Fraterno. Status, biologia e conservazione di una specie minacciata. Atti del convegno nazionale, Bracciano (RM), 18 settembre 2010. Edizioni Belvedere (LT), le scienze (13): 215- 239.
- Biondi M., Pietrelli L., Guerrieri G., Corso A. & Grussu M., 2000. Il Corriere piccolo *Charadrius dubius* nell'Italia centro meridionale. *Rivista italiana di Ornitologia*, 70 (2): 97-114.
- Biondi M., Pietrelli L., Guerrieri G. & Martucci O., 1992. Selezione di habitat e riproduzione del Corriere piccolo *Charadrius dubius* lungo la costa laziale, Avocetta, 16: 41-43.
- Biondi M., De Vita S., Pietrelli L., Muratore S., De Giacomo U., Valenti D. & Landucci G., 2014. Monitoraggio riproduttivo delle popolazioni costiere di Fraterno (*Charadrius alexandrinus*) e Corriere piccolo (*Charadrius dubius*) nel Lazio (2014). *Gli Uccelli d'Italia*, 39: 35-40.
- Biondi M., Pietrelli L., Menegoni P. & Muratore S., 2020. Il Fraterno *Charadrius alexandrinus* nel Lazio: periodo 2014-2020, *Uccelli d'Italia*, 45: 116-126.
- Biondi M., Pietrelli L., Menegoni P., Giannerini S., Landucci G., Muratore S. & Soprano M., 2021. Il ruolo della Tenuta di Castelporziano nella salvaguardia della popolazione laziale del Fraterno *Charadrius alexandrinus*. Il Sistema Ambientale della Tenuta presidenziale di Castel Porziano. Ricerche sulla complessità di un ecosistema forestale costiero mediterraneo, scritti e documentati LXII Accademia Nazionale delle Scienze detta dei XL, in collaborazione con Segretariato Generale della Presidenza della Repubblica.
- Blumstein D.T., 2006. Developing an evolutionary ecology of fear: how life history and natural history traits affect disturbance tolerance in birds. *Animal Behaviour*, 71:389–399.
- Ceschin S. & Cancellieri L., 2006. Inquadramento fitosociologico delle comunità vegetali nelle aree umide residuali del litorale nord della provincia di Roma. In: Battisti C. (ed) Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia. Gangemi Editore, Roma, pp 164–168.
- Dytham C., 2011. Choosing and using statistics: a biologist's guide. John Wiley & Sons.
- Halassi I., Elafri A., Boutabia L. & Telailia S., 2022. Monitoring human disturbance: Factors affecting escape behaviour of waterbirds in North African wetlands. *African Journal of Ecology*, <https://doi.org/10.1111/aje.12949>

- Ioni S., Battisti C. & Fanelli G., 2020. Mapping vegetation dynamics on embryonic sand dunes: a fine-grained atlas for periodic plant monitoring in a Mediterranean protected area. *Quaderni Museo civico Storia naturale di Ferrara*, 8: 37-42.
- Jiang Y. & Møller A.P., 2017. Antipredator escape distances of common and threatened birds. *Behavioral Ecology*, 28(6): 1498-1503.
- Møller A.P., 2008. Flight distance and population trends in European breeding birds. *Behavioral Ecology*, 19: 1095–1102.
- Santoro R., Jucker T., Prisco I., Carboni M., Battisti C. & Acosta T.R., 2012. Effect of trampling limitation on coastal dune plant communities. *Environmental Management*, 49: 534-542.

NECROLOGIO

ALDO BOANO (12 GIUGNO 1944 – 23 LUGLIO 2022)

Nello scorso mese di luglio Aldo ci ha lasciato; socio fondatore della S.R.O.P.U. e membro del Comitato Editoriale di ALULA sin dall'inizio, fu un appassionato inanellatore della prima ora quando sul finire degli anni '70 del secolo scorso iniziava a muovere i primi passi l'attività di inanellamento scientifico in Italia. Insieme ad Alessandro Bardi ed Elio Augusto Di Carlo fu il referente per il Lazio del primo Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia e fu sempre presente in tutte le attività dell'Associazione. Di seguito riportiamo brevi ricordi di coloro che meglio lo hanno conosciuto e hanno condiviso con lui tanti momenti.

Abbiamo passato insieme giorni e notti indimenticabili, lo studio e l'osservazione degli uccelli era un modo per stare insieme, per divertirci, per sparare una battuta dopo l'altra, arte in cui tu non eri secondo a nessuno, sempre con lo spirito di un amico e un fratello maggiore per tutti noi. Grazie Aldo (Alessandro Bardi)

Durante i transetti che facemmo a Torre Flavia, io e Aldo ci salutavamo all'alba assegnandoci titoli onorifici altisonanti che andavano da 'Esimio Presidente' a 'Direttore'. Io preferivo chiamarlo 'Boano et al.' (riportando la citazione del primo atlante regionale del 1995, con lui primo nome). Tra una cannaiola e un fratino, mi raccontava tante cose in modo ironico, ad esempio delle domeniche romane al mare negli anni '60 ('le grandi abbuffate familiari sulla spiaggia, con le madri che portavano il minestrone dentro il fiasco'). Un ornitologo serio e garbato, leggero, educato. Il suo atteggiamento signorile (da 'gentiluomo birder inglese') era goliardico, quando necessario, e ricco di umanità: un piacere aver camminato assieme a lui. Ciao Aldo (Corrado Battisti)



Tantissimi sono i ricordi che mi legano ad Aldo, dalle numerose escursioni alle levatacce per montare le reti all'alba e fare la "scaccia" per catturare più uccelli possibile da inanellare, il ricordo più forte va però alle tante e lunghe serate passate

a casa sua, insieme ad Alessandro Montemaggiori e Stefano Sarrocco, per redigere il primo Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio, allora non c'erano i dati georeferenziati e il GIS era lontano dal diventare uno strumento di lavoro abituale, tutte le cartine di distribuzione si facevano a mano, ci volle molto tempo ma non fu tempo perso (Massimo Brunelli)

Grazie Aldo per le giornate trascorse insieme a Capri per il Progetto Piccole Isole, a Palo, alle Vasche di Maccarese e in Finlandia. Eri instancabile quando affrontavi rovi e rami armato di forbicioni e marraccio, quando in Finlandia mi venivi a svegliare dopo mezz'ora, all'una di notte, dicendo che c'era luce e se andavamo ancora in giro. Mi mancheranno le nostre chiacchierate di Storia, i nostri progetti di viaggi, le tue battute argute... Mi mancherai caro Aldo... (Fabrizio Bulgarini)

Quando Aldo si fissava, si fissava. Ad esempio è sempre rimasto convinto che io avessi di proposito scambiato il mio Volume 1 del Cramp & Simmons con il suo, una volta che ero andato a casa sua per riguardare un articolo. Il mio aveva una pieghetta in una pagina che lo rendeva ai suoi occhi imperfetto. Gli ho sempre detto che lo scambio non era mai avvenuto, ne ero e ne sono sicuro e che quella pieghetta nel suo evidentemente c'era sempre stata. In tutte le telefonate che ci sono state tra me e lui non ha mai mancato di tornare sull'episodio. Mai. Aldo, giuro, te lo dico ancora una volta, non c'è stato nessuno scambio (Enrico Calvario)

Quando Aldo si propose di accompagnarci con la sua auto a Nazzano, Alessandro Bardi ed io fummo subito entusiasti dell'idea. Per più di un anno ci eravamo serviti della corriera, con estenuanti camminate lungo le sponde del Tevere per raggiungere i primi appostamenti, da noi realizzati sul modello "Calchetti". Fu una bellissima giornata in compagnia di Aldo e Gioia. Per noi due, giovani liceali con una vita ancora tutta da "inventare", avere persone adulte che non solo apprezzavano la nostra passione per la natura, ma addirittura erano ben lieti di condividere le giornate sul campo, era un'assoluta novità. Aldo mostrò da subito anche la sua voglia di scherzare e di prendere in giro noi e se stesso. Così, quando parlando di cosa fare dopo la maturità, mentre Aldo ci stuzzicava con domande pungenti, noi gli dicemmo con orgoglio di volerci entrambi iscrivere alla facoltà di Ingegneria, Aldo se ne uscì ridacchiando con la frase seguente: "bella scelta, anche io sono Ingegnere.....". Crollò miseramente il mito dell'Ingegnere, ma nacque allora una bellissima amicizia (Emanuele Coppola)

C'era caldo, polvere e mosche, ma lui non si fermava. Madido di sudore avanzava tra i rovi e gli arbusti della macchia mediterranea menando colpi a destra e a manca con il marraccio, il secondo più forte del primo, senza stancarsi. Le piazzole per installare le reti da inanellamento nell'oasi WWF di Palo dovevano essere pronte prima che iniziasse la migrazione. Si fermò con un rivolo di sudore che gli scen-

deva dalla fronte e guardandomi in faccia disse: “Stiamo scrivendo pagine di gloria. Gli abbiamo dato una bella sdrumata a quei maledetti musi gialli. Lo ha detto John Wayne nel film Berretti verdi”. Io sono sicuro che John Wayne abbia realmente usato l'equivalente inglese di “sdrumata” o forse lo abbia detto proprio in slang romano, lo sono perché me lo ha detto Aldo (Fulvio Fraticelli)

Dotato di uno straordinario senso dell'humor unito al tipico cinismo romano, alla Luciano Salce per intenderci, Aldo era una persona inscalfibile. Ad un ricevimento presso il Viceconsolato di Svezia a Capri, dove abbiamo inanellato per decenni, poiché era sera tardi mi fece capire, con gesti inequivocabili, che lui si era stufato e che era ora di andarsene, senza curarsi minimamente dell'avere di fronte il re e il ministro della cultura svedesi. Anche fisicamente era una roccia: tagliava sempre i sentieri in montagna (“se fa prima”, diceva), e una sola volta lo vidi sbuffare al termine di una lunga escursione: toltosi lo scarpone aveva il piede che grondava sangue: un lungo chiodo gli aveva trafitto suola e tallone, probabilmente da ore: lo tolse e rimise lo scarpone tranquillamente, imprecando, ma senza battere ciglio (Alessandro Montemaggiori)

Nel giorno del suo funerale, nella bella chiesa di San Lorenzo al Verano, eravamo in tanti, amici di lunga data che, anche se non lo vedevano da tempo, avevano sentito il bisogno di rendere l'estremo omaggio ad Aldo. Pur nella mestizia del momento, non era difficile trovare capannelli di amici che sorridevano e commentavano piacevolmente il caro amico scomparso. Perché questo, in fondo, era quanto Aldo si sarebbe augurato: lasciare un ricordo divertito e divertente di sé, un simpatico amarcord da cui emergevano tutti i modi di fare, le battute, le simpatiche considerazioni che non aveva lesinato a nessuno, in tanti anni di passione ornitologica, condivisa sul campo. Era un entusiasta, un lavoratore. Non si tirava mai indietro di fronte a qualsiasi iniziativa e sfida: che bisognasse partire alle due di mattina per andare a montare le reti per inanellare gli uccelli al lago di Burano prima dell'alba, o scarpinare sul Velino alla ricerca delle coturnici. Andammo a cercare un nido di biancone nella macchia fitta dei monti della Tolfa: trovammo l'aquilotto dopo una penosa marcia fra arbusti spinosi, spesso strisciando negli stradelli aperti dai cinghiali. Eravamo stremati e, tornati all'autovettura, crollammo su una piazzola di sosta della strada, per riprenderci un po'. Anche in quell'occasione le battute di Aldo, in parte irripetibili, ci fecero sorridere fino alle lacrime. Di lui ricordiamo tante giornate passate insieme nella Maremma, nei colli della Tolfa, nei monti del Terminillo o del Velino, a cui tutti noi siamo molto affezionati. Quando si presentò, all'inizio degli anni Ottanta, nel nostro gruppo di ornitologi protezionisti, non nascose di essere titolare di licenza di caccia, ma dopo qualche settimana appese la doppietta al chiodo, sublimò la passione venatoria nella cattura degli uccelli a scopo scientifico che avevamo da poco avviato nel lago di Burano, e divenne un accanito sostenitore della causa della conservazione, un vero amico della Natura e

di chi desiderava condividere con lui questa sana, ma a volte un po' bizzarra, passione. Ha lasciato non solo un bel ricordo di sé, ma anche una importante produzione scientifica: dalle campagne di inanellamento, ai rapporti del progetto Atlante, ai censimenti degli acquatici, alle indagini sul merlo acquaiolo, molti importanti progressi nella conoscenza dell'avifauna delle nostre zone sono dovuti anche al lavoro di Aldo (Alessio, Gaetano e Francesco Petretti)

Aldo e la cartoccia. La costruzione di "forte quadrama", con pali e tavole, non poteva avere progettista più esperto: Aldo, con abiti da cacciatore-pentito/ornitologo, era una forza della natura. E comunque più forte di me e di noi. La cartoccia aveva diversi usi, sia per infiggere i pali del forte, che altro non era che la stazione ornitologica di Palo Laziale - con tanto di tavolo e di rastrelliera per i sacchetti - sia i pali tendi-reti, questa volta più piccoli, per inanellare. Un arnese, la cartoccia, che Aldo maneggiava efficacemente, con una certa abilità: un amico a cui piaceva sporcarsi le mani, che non faceva sconti a se stesso quando c'era da lavorare sul terreno. Mi mancherà (Stefano Sarrocco)

Aldo era un amico, dotato di una straordinaria simpatia. Un vero appassionato di ornitologia. Tra i tanti incontri sul campo, i ricordi più indelebili vanno alle nostre uscite in cerca della Coturnice. Appuntamento di notte sulla Salaria e poi su fino alle vette appenniniche condividendo il freddo dell'alba, impantanamenti con la macchina, pendii sassosi, nebbia e panorami. Tutto condito da discussioni ornitologiche, in cui regnava una reciproca stima, e da immancabili battute scherzose. Pochi mesi fa, l'ultima volta che ci siamo visti, mi aveva detto che voleva darmi delle foto di quelle escursioni purtroppo irripetibili.... (Alberto Sorace)

Gli amici di tanti anni di militanza ambientalista hanno già scritto quasi tutto quello che si poteva ricordare di Aldo. Lo conobbi più di quaranta anni fa e ne avevo un po' di soggezione, lui era "grande" e noi un branco di ragazzini, ma l'ironia e la leggerezza, che erano un suo tratto distintivo, cancellavano i dati anagrafici. Ci eravamo un po' persi di vista ma lo ricorderò sempre come un caro amico (Lorenzo Sestieri)

PUBBLICAZIONI

- Bardi A. & **Boano A.**, 1982. Rapporto sull'attività di inanellamento nel Rifugio Faunistico del Lago di Burano. Atti Primo Convegno Italiano di Ornitologia. Aulla, 30-31 maggio 1981: 9-12.
- SROP (**Boano A.**, Brunelli M., Montemaggiori A., Sarrocco S. red.), 1990. Specie di particolare interesse nidificanti nel Lazio. Rivista Italiana di Ornitologia, 60: 3-19.
- **Boano A.**, Brunelli M., Montemaggiori A., Sarrocco S., 1991. Il Progetto Atlante come metodo per la conoscenza dello status di specie particolarmente vulnerabili: l'esempio del Lazio – In: SROP (red.) 1991. Atti V Convegno Italiano di Ornitologia. Bracciano, 4-8 Ottobre 1989. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XVII: 405-407.

- **Boano A.**, Brunelli M., Montemaggiori A., Sarrocco S., 1994. Progetto Atlante degli Uccelli Svernanti nella provincia di Roma. Atti VI Convegno Italiano di Ornitologia. Torino, 8-11 Ottobre 1991. Atti del Museo Regionale Scienze Naturali: 259.
- **Boano A.**, Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiori A., Sarrocco S., Visentin M. (eds.), 1995. Atlante degli uccelli nidificanti nel Lazio. Alula, II (1-2): 1-224.
- **Boano A.**, 1999. Distribuzione del Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* nel Lazio. Alula, VI: 160-166.
- **Boano A.**, 2000. Substrati preferiti dal Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* nel Lazio. Alula, VII: 3-5.
- Sorace A., Formichetti P., **Boano A.**, Andreani P., Gramegna C. & Mancini L., 2002. The presence of a river bird, the dipper, in relation to water quality and biotic indices in central Italy. Environmental Pollution, 118: 89-96.
- Brunelli M., Sarrocco S., **Boano A.**, Corbi F., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S., Sorace A., Tallone G., 2009. The Atlas of breeding birds of Latium (PAUNIL 2006-2008). Avocetta 33(2): 185-190.
- Landucci G., Ruda P., Taddei S., **Boano A.** & Montemaggiori A., 2010. La stazione ornitologica dii Castelporziano (Roma): 20 anni di inanellamento a scopo scientifica (1990-2009). Alula, XVII: 89-98.
- 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.
- Brunelli M., Sarrocco S., **Boano A.**, Corbi F., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A., Roma S., Sorace A. & Tallone G., 2012. Nuovo Progetto Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. Atti XIV Convegno Italiano di Ornitologia, Trieste, 27-30 settembre 2007. Rivista Italiana di Ornitologia, 82 (1-2): 200-202.
- Brunelli M., Cento M., Sarrocco S., Biondi M., **Boano A.**, De Santis E., Fraticelli F., Hueting S., Meschini A., Purificato G., Scrocca R., 2015. Atlante degli uccelli d'Italia in inverno: analisi dei dati preliminari nel Lazio. In: Pedrini P., Rossi F., Bogliani G., Serra L. & Sustersic A. (a cura di) 2015. Atti XVII Convegno Italiano di Ornitologia. Trento, 11-15 settembre 2013. Ed. MUSE: 99-100.
- Muratore S., Corradi A., **Boano A.**, Capizzi D., Battisti C., 2015. Seasonal patterns in abundance of common aerial forager birds in two Tyrrhenian wetlands: a comparison among species and sites. Vie et milieu - Life and environment, 65 (3): 181-186.
- Battisti C., **Boano A.**, Cento M., Circosta A., Muratore S., 2015. Waders (Aves, Charadriiformes) in a Mediterranean remnant wetland: a year-round pilot study evidences contrasting patterns in diversity metrics. Rivista italiana di Ornitologia, 85: 61-66.
- **Boano A.**, 2016. Distribuzione e consistenza del Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* nel bacino idrografico del Fiume Farfa (Lazio). Alula, XXIII: 15-20.
- Battisti C., **Boano A.**, Monaco E., Muratore S., Mazzarani D., De Zuliani E., Demartis P., Piroli R., Scrocca R., 2016. Ciclo annuale delle comunità ornitiche in due zone umide costiere del Lazio (Palude di Torre Flavia e Macchiatonda, Italia centrale). Alula, XXIII: 3-13.
- Ammann A., Biondi G., **Boano A.**, Bruni M., Cento M., Coppola M., D'Amico D., Fiorillo A., Giampaolotti P., Gildi R., Gullo E., Hueting S., Lamberti M., Mazzoni D., Mentil L., Nottari L., Pailoni M., Papini P., Petrassi F., Ramellini S., Reppucci R., Risa S., Rivola A., Sarrocco S., Scrocca R., Tecchiato G. & Fraticelli F., 2017. Il Colombaccio *Columba palumbus* a Roma. Alula, XXIV: 3-11.

Norme per gli autori

ALULA pubblica articoli originali, brevi note, sintesi di aggiornamento, commenti, corrispondenze e recensioni, su argomenti che coprono l'intero campo dell'ornitologia. Verrà tuttavia data la preferenza a lavori sperimentali di ambito regionale con particolare riferimento all'Italia centrale.

I lavori inviati saranno valutati da referees e, in conseguenza dei suggerimenti saranno accettati, rinviati agli autori con proposte di modifiche o respinti. Tale decisione è competenza definitiva del comitato editoriale.

I lavori vanno inviati a mezzo posta elettronica all'indirizzo: **referees@sropu.org**

Nella e-mail che accompagna il lavoro indicare un recapito telefonico.

Il testo degli articoli dovrà essere diviso come segue:

- Titolo
- Nome e cognome dell'autore
- Indirizzo dell'autore
- Testo diviso nei seguenti capitoli: Introduzione, Area di studio, Metodi, Risultati, Discussione, Ringraziamenti, Riassunto in lingua inglese, Bibliografia

Nell'**Introduzione** va esposto chiaramente l'argomento del lavoro, senza eccessivi dettagli. La continuità con altre ricerche va posta in evidenza con gli opportuni riferimenti bibliografici evitando la ricapitolazione di questi stessi lavori. L'**Area di studio** va sommariamente descritta riportando le caratteristiche più significative. I **Metodi** devono essere espressi con chiarezza, ma senza introdurre dettagli particolareggiati, tranne quando si tratti di un lavoro metodologico innovativo. I **Risultati** devono essere espressi chiaramente e integrare quanto riportato in tabelle e figure. Nella **Discussione** si deve fornire una sintesi dei principali risultati raggiunti e commentarne la rilevanza in confronto a quanto già noto. Il **Riassunto in inglese** deve contenere anche il titolo e deve essere massimo di 15 righe, elencherà schematicamente l'argomento del lavoro ed i risultati ottenuti. Nel riassunto non devono comparire abbreviazioni e simboli specialistici. La **Bibliografia** deve essere solo quella citata nel testo e comunque quella essenziale. Le citazioni bibliografiche nel testo devono essere date con la seguente sintassi: Fraticelli (1984), Arcà & Petretti (1984), Calvario et al. (1989) o alla fine della frase (Fraticelli, 1990; Ciani e Sorace, 1992; Bologna et al., 1998). Le citazioni in Bibliografia devono conformarsi ai seguenti esempi:

- Rivista: Bologna M. A., Cardone P., Di Fabrizio F. & Locasciulli O., 1990. La nidificazione della Nitticora *Nycticorax nycticorax* nella Riserva Naturale Regionale Lago di Penne (Abruzzo). Riv. ital. Orn., 60 (1-2): 79-87.
- Libro: Brichetti P. & Fracasso G., 2003. Ornitologia italiana. Vol. 1 - Gavidae-Falconidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Capitolo di libro o Atti di convegno: Brunelli M., 2004. Il Lanario, *Falco biarmicus*, e il Pellegrino, *Falco peregrinus*, nel Lazio. In: Corsetti L. (ed.). Uccelli rapaci nel Lazio: status e distribuzione, strategie di conservazione. Atti del Convegno, Sperlonga, 13 dicembre 2003. Ed. Belvedere, Latina: 45-49.

Le **tabelle** e le **figure** devono essere numerate consecutivamente e inserite su un foglio separato con una chiara ed esauriente didascalia in italiano e in inglese. Nel testo le tabelle vanno abbreviate come Tab. 1 ecc., le figure come Fig. 1 ecc.

I **nomi scientifici** delle specie devono essere in corsivo e vanno riportati solo alla prima citazione nel testo. I nomi comuni di animali vanno scritti in maiuscolo (Merlo, Averla piccola, Strillozzo...).

Per le **Brevi note** non suddividere il testo in capitoli; il riassunto in inglese, comprensivo di titolo, deve essere massimo di 5 righe.

I lavori, una volta accettati dal comitato editoriale, devono essere predisposti per la stampa tipografica.

Il **file di testo** deve avere estensione .doc e non contenere comandi di formattazione particolari. Non si accettano file di articoli già "impaginati" contenenti illustrazioni, grafici e tabelle importati o creati con altri programmi; non si accettano inoltre file in PowerPoint.

Illustrazioni, tabelle, grafici, ecc., creati con programmi quali Photoshop, Excel, Word e/o altri, vanno consegnati su file separati, su supporto informatico e in versione originale, con estensioni rispettivamente .psd, .xls, .doc, ecc.

I grafici devono necessariamente essere riprodotti in "scala di grigio" e non a colori. Foto e disegni devono essere inviati su file separati in formato .jpg, .png, o .tiff con una risoluzione minima di 300 dpi.

ALULA
RIVISTA DI ORNITOLOGIA
VOLUME 29 (1-2) - 2022

INDICE

Brichetti P. & Grattini N. - Distribuzione e trend delle popolazioni di Strillozzo <i>Emberiza calandra</i> nidificanti in Italia settentrionale nel periodo 1980-2022	3
Fratlicelli F. - Variazioni morfometriche nel Pettiroso <i>Erithacus rubecula</i> in un'area mediterranea	27
Giacchini P., Pascucci M., Cavalieri C., Fanesi F., Fazi A., Feriozzi D., Gambelli P., Premuda G., Tarsetti C. & Zazzini A. - Svernamento di Cormorano <i>Phalacrocorax carbo</i> e Marangone minore <i>Microcarbo pygmaeus</i> nelle Marche: 10 anni di monitoraggio dei dormitori	37
Grattini N. & Foroni A. - Censimento di Anatidi, Podicipedi e Folaga <i>Fulica atra</i> in periodo autunno-invernale nel Parco Sovracomunale di San Lorenzo (Lombardia, Italia settentrionale)	49
Iavicoli D., Sorace A. & Battisti C. - La stazione di inanellamento ornitologico 'Torre Flavia': trend pluriennale (2001-2021) e considerazioni metodologiche	55
Liberatore M., Pantalone M., Iannascoli A. & Pace G. - L'Usignolo del Giappone <i>Leiothrix lutea</i> in Abruzzo	63
Liuzzi C. & Pino d'Astore P. - Avifauna acquatica nidificante nel Parco Naturale Regionale "Saline di Punta della Contessa", Brindisi (Puglia)	81
Mansi C., Mansi M., La Montagna D., Fanelli G. & Battisti C. - Un settore di 'Campagna Romana' a rischio di urbanizzazione (Valle Fontana – Valle delle Campanelle; Roma; Italia centrale): un primo inquadramento finalizzato alla tutela	91
Mezzavilla F. - Alimentazione della Civetta capogrosso <i>Aegolius funereus</i> in periodo riproduttivo (Foresta del Cansiglio, Alpi orientali). Anni 1989-2021	101

Brevi note

Battisti C. & Cerfolli F. - Monk Parakeets <i>Myiopsitta monachus</i> in a suburban <i>Eucalyptus</i> woodpatch (waste water treatment plants, Ostia, central Italy): a note on nest site selection	114
Brunelli M., Bordignon L., Caldarella M., Cripezzi E., Dove B., Fraissinet M., Mallia E., Marrese M., Norante N., Urso S., Vascetti B., Vascetti G. & Visceglia M. - Rapporto sulla nidificazione della Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Italia. Anno 2022	118
Condello E.G. & Sottile F. - Prime nidificazioni accertate di Cormorano <i>Phalacrocorax carbo</i> in Calabria	120
Congi G. - Nidificazioni di Prispolone <i>Anthus trivialis</i> sull'altopiano della Sila (Appennino Calabro) - Italia meridionale	125
Fanesi F. - Osservazione di un ibrido <i>Larus melanocephalus</i> x <i>Larus ridibundus</i> a Senigallia (AN)	130
Grattini N. - Prime nidificazioni di Oca egiziana <i>Alopochen aegyptiaca</i> in provincia di Mantova	133
Grattini N. - Indagine pluriennale su un dormitorio di Ballerina bianca <i>Motacilla alba</i> all'interno di un'area industriale	135
Martinelli S. - Sinantropia in comunità ornitiche di mosaici agricoli sub-urbani: una nota dal Parco Naturale Regionale di Veio (Roma, Italia centrale)	137
Pucci M., Candelise G. & Storino P. - Prima nidificazione di Rondone cafro <i>Apus caffer</i> in Italia	140
Pucci M., Parrilla F. & Candelise G. - Nuovo sito riproduttivo di Cicogna nera <i>Ciconia nigra</i> in Provincia di Cosenza (Calabria)	144
Purificato G., Del Bene M., Di Tano P. & Orlandi C. - Presenze invernali di Lui di Hume <i>Phylloscopus humei</i> in un'area del Lazio meridionale	146
Sottile F. - Prima nidificazione accertata di Marangone minore <i>Microcarbo pygmaeus</i> in Calabria	148
Vanadia S., Perchinelli M. & Battisti C. - Distanza di fuga di Caradridi in cova in due siti costieri dell'Italia centrale: implicazioni per la tutela delle aree di nidificazione	151
Necrologio	156