



XVII Convegno Italiano di

# ORNITOLOGIA

**Trento, 11-15 settembre 2013**

**Atti del convegno**



**MuSe**  
Museo delle Scienze

## A cura di

Paolo Pedrini, Francesca Rossi, Giuseppe Bogliani, Lorenzo Serra e Anna Sustersic

## Disegni

Osvaldo Negra - MUSE - Museo delle Scienze di Trento

Re di Quaglie *Crex crex*

Fratricello *Sternula albifrons*

Nitticora *Nycticorax nycticorax*

Pollo sultano *Porphyrio porphyrio*

Logo - Pernice bianca *Lagopus muta*

## Grafica e impaginazione

Aaron Iemma - MUSE - Museo delle Scienze di Trento

## Foto di copertina

Maurizio Bedin

Pernice bianca *Lagopus muta*

## Enti promotori ed organizzatori

Centro italiano Studi Ornitologici

MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Università degli Studi di Trento

## Comitato Scientifico

Daniela Campobello (segretario) - Università degli Studi di Palermo

Giuseppe Bogliani - Università degli Studi di Pavia

Claudio Carere - Università degli Studi della Tuscia, Viterbo

Dan Chamberlain - Università degli Studi di Torino

Marco Ciolli - Università degli Studi di Trento

Giacomo dell'Omo - Ornis Italica, Roma

Matteo Griggio - Konrad Lorentz Institute of Ethology, Vienna

Paolo Pedrini - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Fabrizio Sergio - Stazione Biologica di Doñana - CSIC, Siviglia, Spagna

Lorenzo Serra - ISPRA, Ozzano dell'Emilia (BO)

Cecilia Soldatini - Università Cà Foscari, Venezia

## Comitato organizzatore

Paolo Pedrini (coordinatore) - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Marco Ciolli - Università degli Studi di Trento

Samuela Caliarì - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Daniela Campobello - Università degli Studi di Palermo

Elisa Maria Casati - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Sonia Caset - Università degli Studi di Trento

Francesca Chisté - Università degli Studi di Trento

Aaron Iemma - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Osvaldo Negra - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Francesca Rossi - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Cecilia Soldatini - Università Ca' Foscari, Venezia

Karol Tabarelli de Fatis - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

Elisa Tessaro - MUSE - Museo delle Scienze, Trento

## Stampato da

Publistampa Arti Grafiche s.n.c. di Casagrande Silvio & C. - 38057 Pergine Valsugana (TN), Via Dolomiti 36

## Citazione consigliata

Pedrini P., Rossi F., Bogliani G., Serra L. & Sustersic A. (a cura di) 2015. *XVII Convegno Italiano di Ornitologia: Atti del convegno di Trento*. Ed. MUSE, 176 pp.

ISBN 978-88-531-0041-2

©2015 MUSE - Museo delle Scienze, Trento

# XVII CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA

Trento, 11 - 15 Settembre 2013

## Atti del convegno



a cura di: Paolo Pedrini, Francesca Rossi, Giuseppe Bogliani, Lorenzo Serra e Anna Sustersic

---



# Contents

<b>I</b>	<b>Introduzione</b>	<b>1</b>
<b>II</b>	<b>Programma</b>	<b>3</b>
<b>III</b>	<b>Contributi</b>	<b>11</b>
	ALEMANNO S., RAGNI B. La coturnice nel Parco Nazionale dei Sibillini.....	<b>13</b>
	ALUIGI A., FASANO G. S., BAGHINO L., CAMPORA M., COTTALASSO R., TOFFOLI R. Rete Natura 2000 in Liguria .....	<b>19</b>
	BALESTRIERI R., POSILLICO M., BASILE M., ALTEA T., MATTEUCCI G. Punti d'ascolto: intensità di campionamento e contattabilità .....	<b>23</b>
	BASSI E., DIANA F., SARTIRANA F., TROTTI P., GALLI L., PEDROTTI L. Successo riproduttivo dell'aquila reale in relazione al ritorno del gipeto .....	<b>27</b>
	BECCIU P., STANZIONE V., MASSA B., DELL'OMO G. Riconoscimento parentale nella berta maggiore .....	<b>33</b>
	CALANDRI S., RAGNI B., ANDREINI F. Colombi urbani e la riduzione della risorsa acqua .....	<b>37</b>
	DI MAGGIO R., CAMPOBELLO D., MASCARA R., SARÀ M. Microclimate affects lesser kestrel breeding success in Sicily .....	<b>43</b>
	DIANA F., PEDROTTI L., SARTIRANA F., TROTTI P., GALLI L., BASSI E. Cure parentali nell'aquila reale e nel gipeto .....	<b>49</b>
	GAGLIARDI A., CASOLA D., PREANTONI D., WAUTERS L., MARTINOLI A., FASOLA M. Breeding interactions between great cormorants and grey herons .....	<b>53</b>
	MASOERO G., TAMIETTI A., CAPRIO E. Trend della popolazione di topino nel Parco del Po torinese .....	<b>57</b>
	PEDRINI P., BRAMBILLA M., FLORIT F., MARTIGNAGO G., MEZZAVILLA F., RASSATI G., SILVERI G. Il re di quaglie in Italia nord-orientale .....	<b>61</b>
	TERMINE R., MASSA B. Nidificazione di svasso piccolo .....	<b>65</b>
	TROTTI P., BASSI E., BIONDA R., FERLONI M., RUBOLINI D. Ecologia del gufo reale in due aree lombarde .....	<b>71</b>
	VERZA E. La pernice di mare e la sterna zampenere nel Delta del Po .....	<b>75</b>

<b>IV</b>	<b>Note brevi</b>	<b>79</b>
	ALUIGI A., FASANO G. S. Valore ornitologico del Parco del Beigua e della ZPS Beigua-Turchino .....	<b>81</b>
	ANGELINI J., SCOTTI M. L'alimentazione del lanario - Parco Regionale Gola Rossa e Frasassi .....	<b>83</b>
	ASSANDRI G., MAROTTO P. Il gabbiano reale nordico e il gabbiano reale pontico in Piemonte .....	<b>85</b>
	BARONI D., RAPETTI C. L'avifauna delle acque costiere .....	<b>87</b>
	BASILE M. Dieta del gufo comune in habitat semi-urbano (Arzano, Campania) .....	<b>89</b>
	BASILE M., BALESTRIERI R., BUONINCONTI F., CAPOBIANCO G., ALTEA T., MATTEUCCI G., POSILLICO M. Catturabilità del rampichino comune .....	<b>93</b>
	BEDINI G., PAOLI F., GALLI S., CECCHERELLI R., NUTI F., MONTAGNANI D., BACCETTI N., AZAFZAT H., BOUAGINA A., ZINTU P., GHERARDI R. Il recupero di un corriere biondo in Toscana .....	<b>95</b>
	BIONDI M., DRAGONETTI M., GIOVACCHINI P., PIETRELLI L. Preferenze ambientali dell'occhione nell'Italia centrale .....	<b>97</b>
	BRUNELLI M., CENTO M., SARROCCO S., BIONDI M., BOANO A., DE SANTIS E., FRATICELLI F., HUETING S., MESCHINI A., PURIFICATO G., SCROCCA R. Atlante degli uccelli svernanti del Lazio .....	<b>99</b>
	CAMPIONI L., DEL MAR DELGADO M., BETTEGA C., PENTERIANI V. Repeatability of movement behaviour .....	<b>101</b>
	COMPARATO L., CAPRIO E., BOANO G., ROLANDO A. Vocazionalità ambientale della starna in provincia di Asti .....	<b>103</b>
	DE GIACOMO U., GUERRIERI G. Il nibbio bruno nella discarica di Malagrotta (Roma) .....	<b>107</b>
	FLORIT F., RASSATI G. Il monitoraggio del re di quaglie in Friuli Venezia Giulia .....	<b>111</b>
	FUSARI M., MORGANTI N. Migrazione dei rapaci nel Parco del Conero dal 2007 al 2013 .....	<b>115</b>
	GIACCHINI P. Diversità ornitica basso-montana di Fiordimonte (MC - Marche) .....	<b>119</b>
	LADDAGA L., LUONI F., MARTINOLI A., SOLDATO G. Monitoraggio ornitologico del lago di Varese e della palude Brabbia .....	<b>121</b>
	LA MANTIA T., MASSA B., PIPITONE S., RÜHL J. Gli uccelli come vettori di dispersione dei semi .....	<b>123</b>
	LIUZZI C., MASTROPASQUA F., TODISCO S. La collezione ornitologica di Vincenzo de Romita .....	<b>125</b>
	MASSA B., LA MANTIA T. Conservazione degli uccelli pelagici nelle isole Pelagie .....	<b>127</b>

MASSARI S., GRATTINI N., FIOZZI A., FERANDO E., CVALETTI E. Analisi delle presenze presso il CRAS Parco baleno.....	129
MEZZAVILLA F., MARTIGNAGO G., SILVERI G. Il re di quaglie nelle Prealpi venete orientali .....	131
MORGANTI N., MORICI F., MENCARELLI M. Monitoraggio dell'avifauna del comune di Senigallia (AN) .....	133
MORGANTI N., MENCARELLI M., MORICI F. L'avifauna dell'oasi faunistica di San Gaudenzio .....	135
MORICI F., MENCARELLI M., SEBASTIANELLI C., MORGANTI N. Disturbo alla nidificazione del fraterno e misure di protezione.....	137
NISSARDI S., ZUCCA C., CHERCHI F., ATZORI J. Density and home range of purple gallinule.....	139
PARTEL P., ROTELLI L. Progetto radiotelemetrico sul Gallo cedrone .....	141
RASSATI G. "Silviphobia" and urban bird populations.....	143
SARTIRANA F., VALFIORITO R. Status e distribuzione dell'aquila reale in provincia di Imperia .....	145
SARROCCO S., CAPIZZI D., PIZZOL I., SCALISI M. Il monitoraggio delle specie della Direttiva Uccelli nel Lazio .....	147
SIGHELE M., LERCO R. Zigolo delle nevi nel Parco della Lessinia e innevamento al suolo .....	151
SORACE A., CORRADINI A., DEMATRIS P., DE ZULIANI E., MAZZARANI D., MONACO E., MURATORE S., PIROLI R. L'avifauna nidificante nella Riserva naturale Regionale di Macchiatonda .....	153
TROTTA M. Successo alimentare del chiurlo maggiore in periodo invernale.....	155
TROTTA M., PANUCCIO M., DELL'OMO G. La dieta del gheppio in un paesaggio agricolo dell'Italia centrale.....	157

<b>V    Indice analitico degli autori</b>	<b>161</b>
---	------------





## INTRODUZIONE

*Il biennale Convegno Italiano di Ornitologia che il CISO organizza in varie sedi d'Italia, grazie alla collaborazione di Associazioni, enti e istituti di ricerca, rappresenta il momento scientifico nazionale più significativo per gli ornitologi italiani. L'edizione svoltasi a Trento, tra l'11 e il 13 settembre 2013, ha confermato la crescita dell'ornitologia italiana, una tendenza già rilevata nelle precedenti edizioni. L'incontro ha dato modo di apprezzare l'intenso lavoro svolto negli ultimi anni e i diversi livelli di approfondimento degli studi in corso, dando vita a momenti di confronto e aggiornamento nelle diverse sessioni, workshop e tavole rotonde, previste nel ricco programma.*

*In questo volume edito da MUSE, sono stati raccolti 48 dei 165 lavori presentati in forma di comunicazioni (60) e poster (105), curati da oltre 400 autori. Gli abstract di tutti i lavori sono disponibili on line sul sito del CISO.*

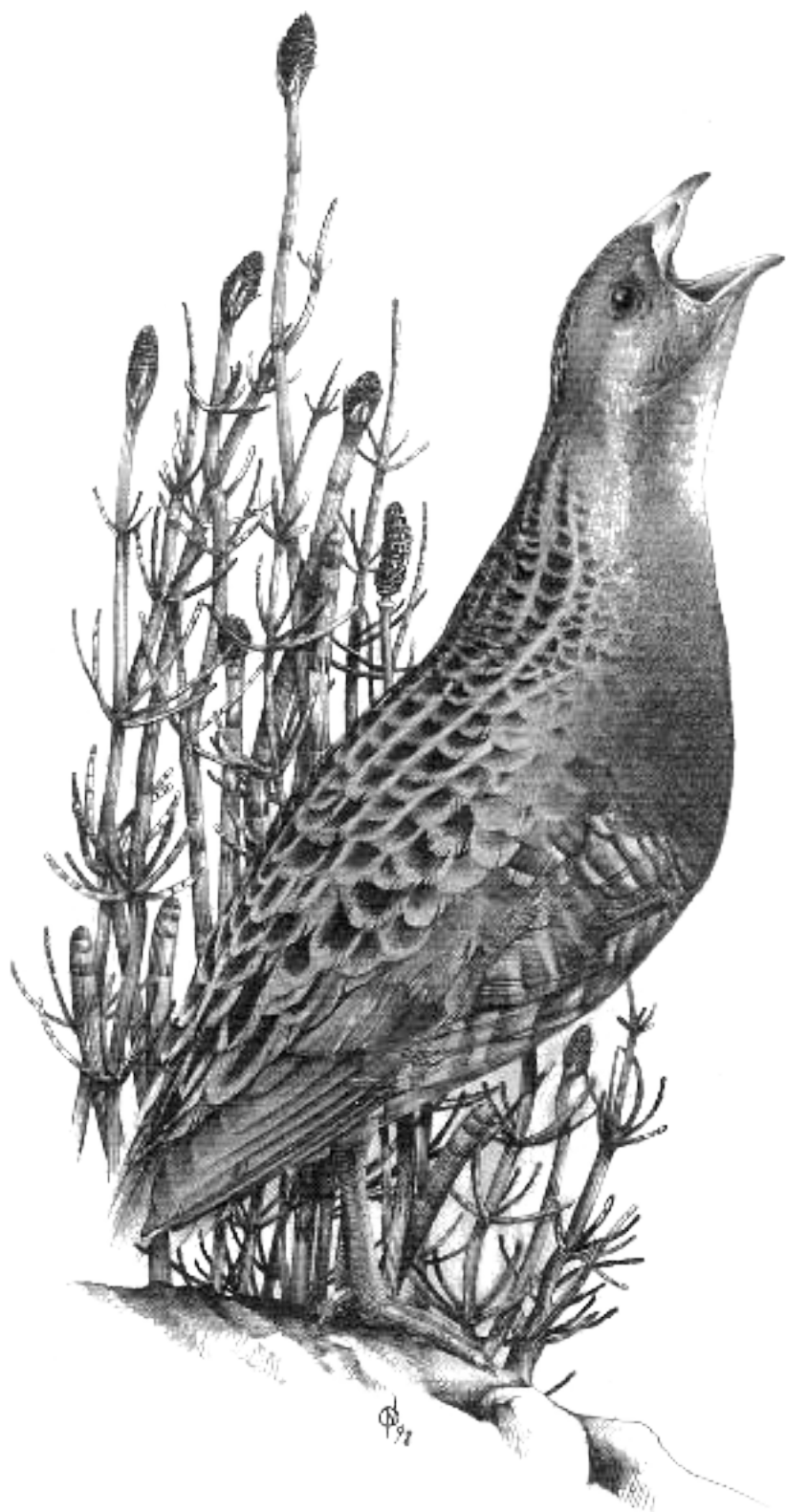
*La ridotta frazione dei contributi qui pubblicati, rispetto alla grande quantità di quelli proposti, è chiaro segno che in futuro i brevi contenuti del libro degli Atti lasceranno posto a lavori scientifici più completi, destinati alle riviste di settore nazionali e internazionali, o alla stessa Avocetta. Consapevoli di questo, siamo quindi oltremodo grati a tutti coloro che hanno risposto all'invito, permettendo di tener fede all'impegno assunto dagli organizzatori di pubblicare gli Atti, ora disponibili anche in .pdf scaricabile dal sito del CISO. Per questo ringraziamo anche i referee che hanno lavorato in forma anonima e si sono fatti carico di valutare i lavori pervenuti e quanti hanno contribuito ai molti aspetti organizzativi, e in particolare a Aaron Iemma che ne ha curato la grafica e l'impaginato, per la collaborazione nell'aiuto redazione Giacomo Assandri, Mattia Brambilla, Alessandro Franzoi.*

*Un ringraziamento conclusivo va anche ai Colleghi del Comitato organizzatore e del Comitato scientifico, alla Segreteria del Convegno dell'Università e a quanti altri hanno lavorato alla fase organizzativa dell'evento e dei contenuti scientifici, così come ai curatori che hanno proposto, strutturato e condotto le tavole rotonde, le sessioni orali e i simposi a tema, che ricordiamo riproponendo il programma a seguire.*





## PROGRAMMA



## MERCOLEDÌ, 11 SETTEMBRE 2013

### MUSE

18:30 - 21:30 Benvenuto e registrazione

## GIOVEDÌ, 12 SETTEMBRE 2013

### Università degli Studi di Trento - Dipartimento di Lettere e Filosofia

08:00 - Apertura e registrazione

09:00 - Saluti di benvenuto

### Effetti del cambiamento climatico

Moderatori: N. Saino, L. Serra

---

**09:30 - M. Morganti** *Uccelli migratori transahariani svernanti a nord del Sahara: un adattamento al cambiamento climatico?*

**09:50 - A. Montemaggiori** *Modelling the response of European breeding birds to climate change: combining expert-base and statistical approach*

**10:10 - M. Sarà** *Effetti del clima sul successo riproduttivo del grillaio Falco naumanni*

**10:30 - G. Masoero** *Trend della popolazione di topino Riparia riparia nel Parco del Po e della Collina Torinese*

---

### Ecologia e dinamiche di popolazione

Moderatori: R. Ambrosini, M. Sarà

---

**11:20 - B. Sicurella** *Livestock farming and hayfields may buffer barn swallow Hirundo rustica population decline*

**11:40 - S. Tenan** *Modelli gerarchici Bayesiani in ornitologia*

**12:00 - P. Trotti** *Ecologia e produttività del gufo reale Bubo bubo in due aree di studio della Lombardia*

**12:20 - D. De Rosa** *Distribuzione dei Picidi nel Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano*

---

### Specie e popolazioni problematiche: conoscenza e gestione dei conflitti

Moderatori: C. Carere, A. Montemaggiori

---

**11:20 - P. Sposimo** *Gli uccelli alloctoni in Italia: analisi degli impatti e proposte gestionali*

**11:40 - S. Calandri** *Il problema dei colombi Columba livia urbani affrontato con un esperimento di riduzione della risorsa acqua*

**12:00 - C. Carere** *The use of the distress call to relocate starlings Sturnus vulgaris from urban roosts: effectiveness and limitations*

14:00 - 14:50

Sessione plenaria - From conservation biology to ecosystem engineering:  
bridging the great divide between research and action - Raphaël Arlettaz

---

### Biologia riproduttiva

Moderatori: D. Campobello, M. Griggio

---

**14:55 - N. Saino** *Phenological variation in timing of molt and breeding in relation to clock polymorphism in the barn swallow* *Hirundo rustica*

**15:15 - D. Nespoli** *Somiglianza morfologica versus playback: una nuova specie di sterpazzolina?*

**15:35 - R. Di Maggio** *Effects of microclimate on nest site selection and breeding success of lesser kestrel* *Falco naumanni* in the Gela Plain (Sicily)

**15:55 - E. Bassi** *Analisi del successo riproduttivo dell'aquila reale* *Aquila chrysaetos* nel Parco Nazionale dello Stelvio in relazione al ritorno del gipeto *Gypaetus barbatus* sulle Alpi

---

### Ecologia alpina - cambiamenti ad alta quota

Moderatori: D. E. Chamberlain, P. Pedrini

---

**14:55 - A. Rolando** *Skiing and bird diversity in the Alps*

**15:15 - S. Imperio** *Climate change and human disturbance effects on the population dynamics of Alpine grouses: new insight from the western Italian Alps*

**15:35 - T. Sitzia** *Altitudinal and habitat selection of capercaillie* *Tetrao urogallus*: an assessment of change after ten years in the Scanupia Reserve (Central Alps, Northern Italy)

**15:55 - D. E. Chamberlain** *Addressing the challenges of surveying birds at high altitude*

---

### Comportamento e fisiologia

Moderatori: E. Caprio, L. Fusani

---

**16:45 - D. Baldan** *Effects of temporal shortage of food on social network and leadership in house sparrow* *Passer domesticus* flocks

**17:05 - J. G. Cecere** *Berte mannare: l'effetto della luna sul comportamento della berta maggiore* *Calonectris diomedea*

**17:25 - D. Campobello** *Nest attendance of conspecifics and heterospecifics as social phenotypes affecting breeding lesser kestrels* *Falco naumanni*

**17:45 - A. Gagliardi** *Dinamica di insediamento del cormorano* *Phalacrocorax carbo* nelle garzaie e possibili effetti di competizione

---

## Marine strategy e uccelli

Moderatori: N. Baccetti, M. Zenatello

---

**16:45 - M. Zenatello** *Spunta la luna dal monte? Strategie di foraggiamento delle berte minori Puffinus yelkouan dell'isola di Tavolara*

**17:05 - S. Sponza** *Caratteristiche spaziali e temporali della migrazione del marangone dal ciuffo Phalacrocorax aristotelis desmarestii nell'Adriatico settentrionale*

**17:25 B. Massa** *Nocturnal activity of shearwaters at the colony: a study with radar*

**17:45 - P. Aragno** *Monitoraggio mensile di uccelli marini attraverso il Santuario Pelagos: una collaborazione ISPRA-COT-CorsicaFerries*

---

**18:05 - 19:00**

Sessione Poster con promozione Avocetta - Journal of Ornithology

Tavola rotonda - Piano di Azione Nazionale per il marangone minore *Phalacrocorax pygmeus* - S. Volponi, M. Costa

---

## VENERDÌ, 13 SETTEMBRE 2013

Università degli Studi di Trento - Dipartimento di Lettere e Filosofia

08:30 - Apertura e registrazione

09:10 - 09:30 Annunci

### Conservazione e gestione della biodiversità: agricoltura, attività produttive e aree protette (I)

Moderatori: G. Bogliani, J. G. Cecere

---

**09:30 - E. Cardarelli** *Cambiamenti colturali delle risaie italiane e disponibilità trofica per gli Ardeidi*

**09:50 - V. Longoni** *Un esperimento di recupero del valore naturalistico delle risaie: il progetto CORINAT*

**10:10 - G. Assandri** *Selezione dell'habitat nel ciclo annuale in una popolazione spagnola di capinere Sylvia atricapilla: l'importanza della coltivazione non intensiva degli uliveti*

**10:30 - P. Pedrini** *Andamento demografico del re di quaglie Crex crex nell'Italia nord orientale*

---

### Conservazione e gestione della biodiversità: agricoltura, attività produttive e aree protette (II)

Moderatori: M. Brambilla, M. Fasola

---

**11:20 - S. Alemanno** *La coturnice appenninica Alectoris graeca nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini*

**11:40 - G. Tellini Florenzano** *Più grandi, più vecchie: come rispondono le specie forestali diffuse alla trasformazione delle foreste italiane*

**12:00 - S. G. Fasano** *Importanza conservazionistica della Rete Natura 2000 in Liguria*

**12:20 - G. Calvi** *Monitoraggio degli uccelli comuni nidificanti e politiche di conservazione degli agro ecosistemi*

---

**11:20 - 12:40**

**Tavola rotonda - Conservazione delle collezioni museali - F. Barbagli, F. Foschi, B. Massa**

---

**14:00 - 14:50**

**Sessione plenaria - Will tropical avian frugivores fare better inside or outside protected areas? - Stuart Madsen**

---

## **Migrazione**

**Moderatori:** D. Rubolini, U. Mellone

---

**14:55 - R. Ambrosini** *Modelling bird migration by means of ring recoveries*

**15:15 - M. Panuccio** *Priorità di monitoraggio e conservazione per i rapaci migratori in Italia*

**15:35 - S. Lupi** *Le condizioni fisiologiche influenzano la decisione di stopover durante la migrazione nel codirosso spazzacamino *Phoenicurus ochruros*, nel pettirosso *Erithacus rubecula* e nel saltimpalo *Saxicola torquata**

---

## **Genetica di conservazione: casi studio e prospettive**

**Moderatori:** H. Hauffe, C. Vernesi

---

**14:55 - E. Randi** *Le indagini molecolari in aiuto all'ornitologia: l'esempio del complesso *Sylvia cantillans**

**15:15 - B. Crestanello** *Il contributo della genetica della conservazione alla conoscenza e alla gestione di alcune specie di Galliformi alpini: pernice bianca *Lagopus muta*, fagiano di monte *Tetrao tetrix* e gallo cedrone *Tetrao urogallus**

**15:35 - A. Galimberti** *La dieta vegetale dei Passeriformi in migrazione: dispersori di biodiversità o di specie aliene? Un approccio molecolare*

---

## **GIS e modelli ecologici**

**Moderatori:** M. Ciolli, S. Imperio

---

**16:25 - M. Brambilla** *I modelli di distribuzione per la conservazione di specie ornitiche: oltre la semplice individuazione di aree idonee*

**16:45 - C. Tattoni** *L'approccio metodologico alla Rete Ecologica del Trentino attraverso l'utilizzo dell'avifauna come modello biologico*

**17:05 - L. Nelli** *Census methods of alpine galliforms: an experimental comparison*

**17:25 - G. Londi** *Studio dell'ecologia e monitoraggio delle popolazioni di *Picus canus*, *Dryocopus martius*, e *Picoides tridactylus* nelle Alpi Carniche*

## Canti, penne e uova: selezione sessuale in corso!

Moderatori: M. Griggio, G. Malacarne

---

**16:25 - G. Malacarne** *Selezione sessuale: sviluppi recenti*

**16:45 - H. Hoi** *Females produce more colourful eggs when males sing faster*

**17:05 - S. Pirrello** *Le femmine di storno Sturnus vulgaris scelgono i maschi che sono cresciuti in migliori condizioni ambientali*

**17:25 - M. Griggio** *Sexual selection, multiple traits and pair-bond behaviour in bearded reedlings Panurus biarmicus*

---

**17:45 - 19:00**

Sessione poster

Assemblea CISO

---

20:30 - Cena sociale - serata con eventi e visita al MUSE - Museo delle Scienze

## SABATO, 14 SETTEMBRE 2013

Università degli Studi di Trento - Dipartimento di Lettere e Filosofia

08:30 Apertura e registrazione

09:10 - 09:30 Annunci

**9:30 - 10:20**

Sessione plenaria - **Tales of the unexpected: new insights from satellite tracking common cuckoos *Cuculus canorus*** - Chris Hewson

---

## Movimenti e tecnologie

Moderatori: D. Giunchi, M. Panuccio

---

**10:55 - U. Mellone** *Tra Europa e Africa: i movimenti di falco della Regina Falco eleonorae, grillaio Falco naumanni e biancone Circaetus gallicus rivelati dalla telemetria satellitare*

**11:15 - B. Massa** *Winter movements of Scopoli's shearwaters Calonectris diomedea breeding in Linosa island*

**11:35 - M. Santini** *L'uso del radar per lo studio del comportamento negli uccelli*

---



10:55 - 11:55

Tavola rotonda - Costituzione del "Comitato nazionale per la conservazione del fratino *Charadrius alexandrinus* - A. Sartori, L. Serra, R. Tinarelli

---

12:00 - 13:20

Tavola rotonda - La conservazione degli uccelli a scala nazionale: elementi di conoscenza, criticità, prospettive future - C. Celada, M. Gustin

---

### Conservazione e monitoraggio dell'avifauna urbana, pianificazione del territorio e barriere infrastrutturali

Moderatori: M. Dinetti, M. Fraissinet

---

12:00 - M. Dinetti *Avifauna urbana, pianificazione del territorio e barriere infrastrutturali*

12:20 - C. Perticarari *Fattori che condizionano la nidificazione di alcune specie in vecchi edifici: il caso dell'Abbadia di Fiastra (MC)*

12:40 - M. Bon *Dall'Atlante ornitologico all'Atlante della Laguna: l'utilizzo dei dati faunistici per la pianificazione territoriale nel Comune di Venezia*

13:00 - M. Fraissinet *Evoluzione della comunità ornitica nidificante in un parco urbano di impianto recente*

---

14:40 - 16:00

Tavola rotonda - Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti - R. Lardelli, L. Serra

---

### Tecnologie per l'ornitologia: dalla cattura, all'applicazione di strumenti, all'analisi dei dati

Moderatori: G. Dell'Omo, U. Mellone

---

14:40 - J. G. Cecere *Cattura di uccelli a scopo scientifico: normativa e iter autorizzativo*

15:00 - C. Catoni *Cattura e applicazione di strumenti per lo studio degli uccelli*

15:20 - G. Dell'Omo *Ornithology and technology*

15:40 U. Mellone *Monitoraggio dei movimenti a livello individuale*

---

16:00 - 16:30 Premiazione Poster

16:30 - 17:00 Chiusura Convegno



## CONTRIBUTI

*In ordine alfabetico secondo il primo Autore*





# La coturnice appenninica *Alectoris graeca* nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini

SIMONE ALEMANNO<sup>1</sup>, BERNARDINO RAGNI<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie, Università degli Studi di Perugia

\*Autore per la corrispondenza: [bernardino.ragni@unipg.it](mailto:bernardino.ragni@unipg.it)

## PAROLE CHIAVE

*Alectoris graeca*, Appennino Centrale, Parco Nazionale Monti Sibillini

## KEYWORDS

*Alectoris graeca*, Central Apennines, Monti Sibillini National Park

**SUMMARY** / The aim of this research is to define the *status* (past and present distribution, abundance, habitat and anthropogenic critical factors) of rock partridge *Alectoris graeca* in the umbrian part of Sibillini mountains NP (Central Apennines). The species was ascertained throughout 1970-2010 with a population density probably conditioned by a heavy human pressure.

**RIASSUNTO** / Lo studio si prefigge lo scopo di definire lo status della coturnice *Alectoris graeca* nella porzione umbra del Parco Nazionale dei Monti Sibillini, Appennino Umbro-marchigiano, tramite la definizione di: distribuzione pregressa e attuale, abbondanza specifica, selezione dell'habitat, presenza di fattori critici di origine antropica. Il galliforme risulta ininterrottamente presente nell'area di studio, almeno nel quarantennio 1970-2010; anche se l'abbondanza specifica appare condizionata da una pesante pressione antropica, la popolazione di coturnice dell'area protetta può rappresentare una importante "sorgente" per il circostante "bacino" montano dove, assieme agli stessi fattori critici osservati nello studio, è presente una diffusa attività di bracconaggio.

## INTRODUZIONE

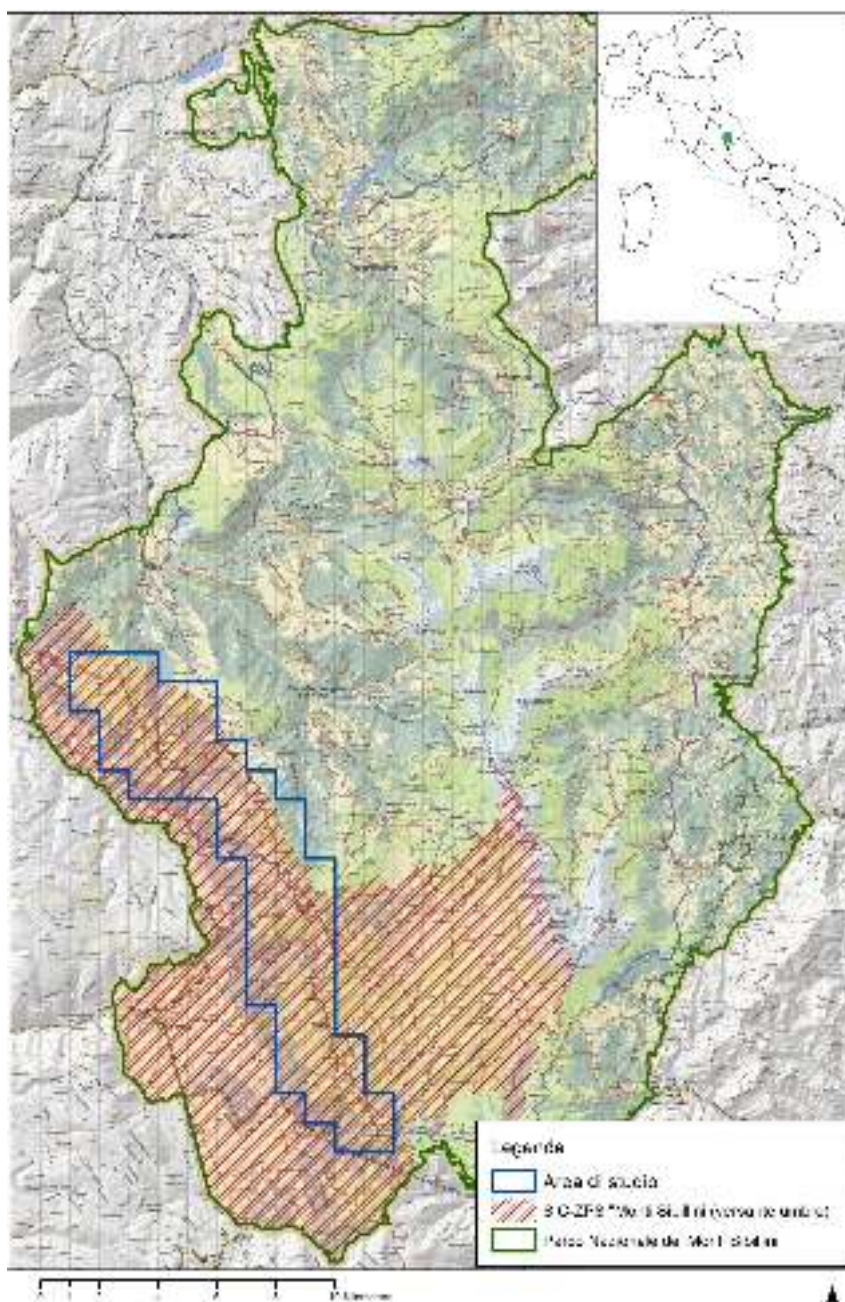
La coturnice può essere considerata una specie bandiera (Caro *et al.* 2004) degli ambienti montani della catena appenninica.

La sua presenza in cCentro Italia risulta discontinua e localizzata in sub-areali disgiunti (Brichetti & Fracasso 2004) e diversi studi, dagli anni Novanta dello scorso secolo, si sono occupati di *A. graeca* nell'Appennino Umbro-marchigiano. Le ricerche, in genere, l'hanno interessata prevalentemente nella fascia orografica d'elezione, compresa tra i 1600-2200 m s.l.m. (Petretti 1985) entro la quale, nella Penisola centrale, insistono vaste aree protette appenniniche; meno frequentemente gli studi si sono svolti entro intervalli altitudinali inferiori.

Il presente studio triennale è stato portato a termine all'interno di un'area protetta nazionale, ma a una quota inferiore (compresa tra i 1168 ed i 1883 m s.l.m.). Dal momento che a più di quindici anni dall'istituzione del Parco Nazionale dei Monti Sibillini, la specie poteva risultare fortemente rarefatta o addirittura scomparsa, analogamente a quanto accaduto in gran parte dell'Appennino (Magrini & Gambaro 1997; Velatta *et al.* 2009) nel presente lavoro si è voluta saggiare tale ipotesi, ricostruendo l'areale pregresso della specie e confrontandolo con quello attuale. Si sono inoltre indagati: l'abbondanza relativa della coturnice, l'eventuale scelta rispetto a fattori ambientali predefiniti, gli eventuali fattori avversi, la presenza e la permanenza della specie nell'area.

## METODI

L'area di studio (ADS) riguarda l'ambito sud-occidentale del Parco, compreso nel SIC-ZPS "Monti Sibillini" in territorio umbro. Essa è stata suddivisa in 56 celle (Unità Spaziali di Rilevamento, USR) quadrate – di 1 km di lato – a partire dal reticolo UTM (Fig. 1). L'ADS è stata suddivisa in tre settori: settentrionale (SS, 19 USR) centrale (SC, 21 USR) meridionale (SM, 6 USR).



**Figure 1:** Ubicazione dell'area di studio (ADS) nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini (Appennino Umbro-marchigiano)

Sono stati impiegati i seguenti metodi: inchiesta per intervista diretta, metodo cinegetico (MC) e metodo naturalistico (MN).

Inchiesta: sono stati somministrati questionari a persone interessate alla gestione faunistica-venatoria nel periodo precedente l'istituzione del Parco, per la determinazione dei siti d'involto e dei carnieri sui quali ricostruire l'areale pregresso di *A. graeca*.

Il MC ha visto l'impiego di cani da ferma addestrati per la cerca e l'individuazione dei galiformi all'interno di aree campione localizzate in ognuno dei settori dell'ADS. Tale metodo ha consentito la stima del deme (Zunino & Zullini 1995) post-riproduttivo e l'elaborazione dell'indice cinegetico di abbondanza della specie indagata, l'ICA<sub>S</sub> (Tab. 1).

Il MN ha consentito il rilevamento diretto (osservazione e/o ascolto di individui) e indiretto (osservazione e/o raccolta di feci, piume e penne, orme e piste, "spollinatori", uova, nidi, ecc.) della specie, percorrendo ripetutamente a piedi undici transetti (22 giornate, 167 km). L'azione è stata integrata, in periodo pre-riproduttivo, con la stimolazione al canto dei maschi territoriali eventualmente presenti, tramite 65 stazioni di emissione-ascolto, disposte

sulla rete di transetti. Sui risultati così ottenuti si basano: carte della distribuzione specifica e dei maschi territoriali; indici specifici: di diffusione  $ID_S$ , chilometrico di abbondanza  $IKAS$ , puntiforme di abbondanza  $IPAS$  (Tab. 1).

Tramite la rete di transetti si sono rilevate anche la presenza, l'abbondanza, la variazione nello spazio, di fattori ecologici, favorevoli (14 categorie tra vegetazionali, orografico-morfologiche e idriche) o avversi (6 categorie di disturbo antropico) ritenuti significativi per la specie oggetto di studio. Successivamente è stata verificata l'esistenza di correlazione tra gli indici di presenza, rilevati nell'ADS, e la "offerta" qualitativa e quantitativa di tali fattori.

Quelli avversi sono stati "pesati" tramite punteggio ordinale di valore decrescente, basato sull'esperienza degli autori e di studiosi della specie nell'Appennino (Tab. 2).

I dati raccolti sul campo sono stati saggiati per mezzo dei seguenti *test* statistici: *Goodness of fit*,  $\chi^2$ , nelle associazioni tra variabili; Coefficiente di correlazione di Spearman,  $r_s$ , nelle relazioni tra variabili (Fowler & Cohen 2002; Jacobs 1974).

Indice	Algoritmo
Indice di Diffusione specifica ( $ID_S$ )	$ID_S = USRS / USRT$ ; dove USRS: numero di celle nelle quali è accertata la presenza della specie S, USRT: totale delle celle esplorate; per $ID_S = 1$ , la diffusione della specie è la massima possibile, essa ha saturato tutto lo spazio disponibile, per $ID_S = 0$ , la diffusione specifica è nulla, essa è assente dall'ADS
Indice Cinegetico di Abbondanza specifica ( $ICAS$ )	$ICAS = NS / SI$ ; dove: NS = numero di contatti stabiliti con la specie indipendentemente dagli individui; SI = estensione dell'area effettivamente indagata espressa in $km^2$
Indice Chilometrico di Abbondanza specifica ( $IKAS$ )	$IKAS = \sum IPS / LT(R)$ ; dove: $\sum IPS$ : sommatoria degli indici di presenza della specie S raccolti lungo il transetto T o la rete di transetti R; LT: lunghezza in chilometri del transetto T percorso, LR: lunghezza in km della rete di transetti R percorsa; per $IKAS = 0$ , l'abbondanza della specie S nel transetto T o nella rete R è nulla, la specie non vi è stata rilevata, $IKAS > 0$ , l'abbondanza della specie S nel transetto T o nella rete R è tanto più elevata quanto più il parametro è maggiore di 0
Indice Puntiforme di Abbondanza specifica ( $IPAS$ )	$IPAS = \sum RP / NP$ ; dove, $\sum RP$ : sommatoria delle risposte emesse dalla specie S rilevate dalle stazioni puntiformi P; NP: numero delle stazioni puntiformi dalle quali sono stati emessi richiami; per $IPAS = 0$ , l'abbondanza della specie S nell'insieme dei punti-stazione è nulla, la specie non vi è stata rilevata, $IPAS > 0$ , l'abbondanza della specie S nell'area di studio è tanto più elevata quanto più il parametro è maggiore di 0
Indice Chilometrico delle Risposte specifiche ( $IKRS$ )	$IKRS = \sum RS / LT(R)$ ; dove $\sum RS$ : sommatoria delle risposte emesse dalla specie S e rilevati lungo il transetto T o la rete di transetti R; LT: lunghezza in chilometri del transetto T percorso, LR: lunghezza in km della rete di transetti R percorsa; per $IKRS = 0$ , l'abbondanza della specie S nel transetto T o nella rete R è nulla, la specie non vi è stata rilevata, $IKRS > 0$ , l'abbondanza della specie S nel transetto T o nella rete R è tanto più elevata quanto più il parametro è maggiore di 0

Table 1

## DISCUSSIONE

L'areale pregresso (1970–1990) presenta un  $ID_C$  (Tab. 1) = 0,48; quello attuale è risultato essere 0,50: il grado di sovrapposizione del secondo sul primo è 0,74 (Fig. 2). L' $IKAC$  medio per l'intera ADS è 0,49; 0,59 per SS, 0,81 per SC e 0,43 per il SM.



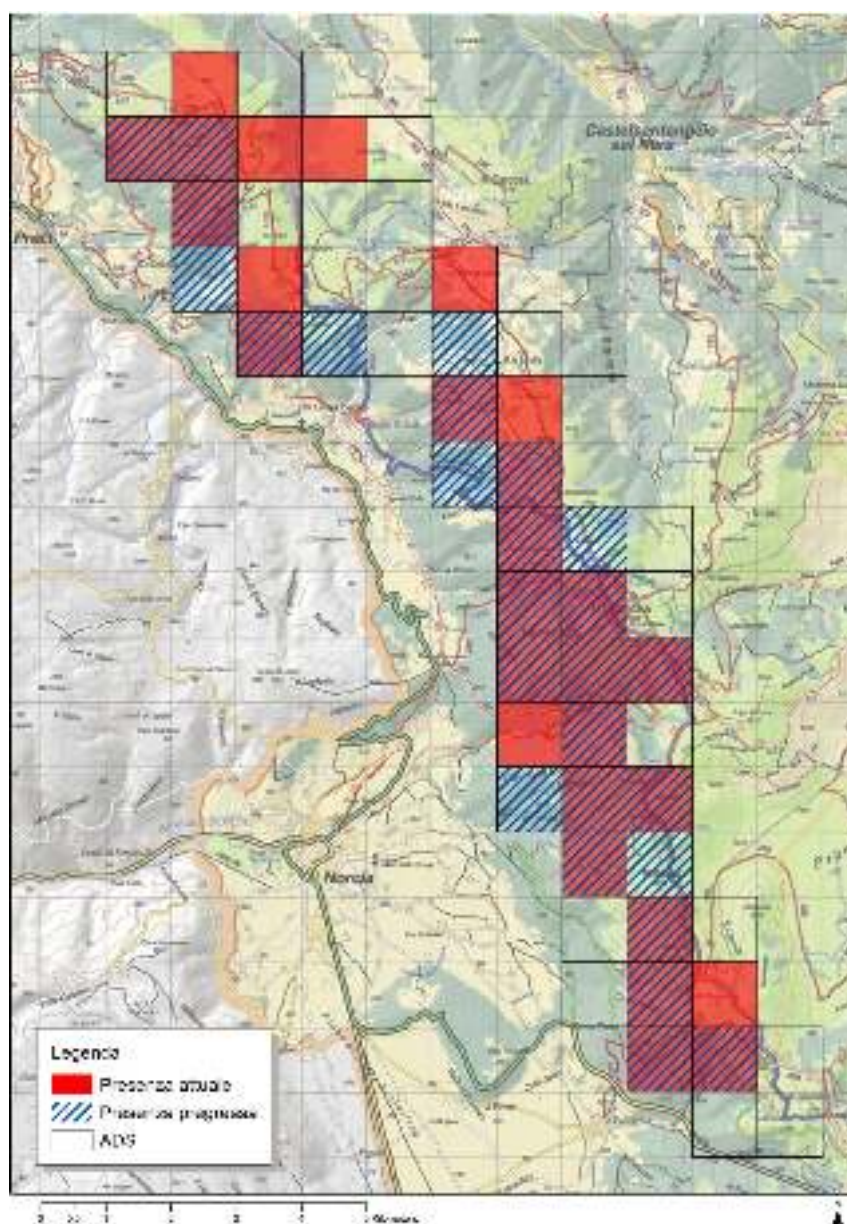


Figure 2: Sovrapposizione degli areali pregresso (1970) e attuale (2010) della coturnice nell'ADS

La stimolazione al canto ha ottenuto 8 risposte di maschi territoriali, con  $IPA_C = 0,12$ , valore uguale a quello ottenuto in una precedente ricerca svolta nell'intero comprensorio dei Sibillini (Renzini & Ragni 1998). Le distanze fra i centroidi delle USR positive alla stimolazione risultano non significativamente diverse ( $p < 0,05$ ) dal valore medio, pari a m 2583; l'equiripartizione spaziale dei galli suggerisce la "saturazione" dello spazio ecologicamente idoneo nell'ADS.

I valori dell'indice chilometrico costruito sulle risposte,  $IKR_C$  e dello  $IPA_C$  risultano congruenti nel loro andamento spaziale:  $r_s = 0,98$   $p < 0,01$ . L' $ICA_C$  medio nell'ADS è pari a 0,5: nel SS il valore è nullo, nel SC è 1,45, nel SM 0,24. Vi è una congruenza parziale con quelli risultanti dal MN, in quanto le "attese" per il SS risultano insoddisfatte: ciò è imputabile a fattori contingenti che hanno causato un minore sforzo di campionamento con MC in tale Settore.

Riguardo alla selezione dell'*habitat*, la specie sceglie, significativamente: cotico erboso continuo e discontinuo; vegetazione arboreo-arbustiva frammentata e con basso grado di copertura, associabile a una maggiore offerta in alimento ed in rifugio dalla predazione di *Aquila chrysaetos*, *A. graeca* si associa anche ad affioramenti rocciosi, rocce emergenti e ghiaioni, utilizzati come rifugio e/o ricovero notturno; nell'arido paesaggio appenninico anche i punti



d'acqua sembrano rappresentare un fattore favorevole alla presenza della specie. Lo studio conferma la predilezione per i versanti a solatio, mentre la fascia altitudinale prescelta è quella posta fra i 1601 e i 1900 m.

Il rilevamento di campo tramite MN e MC ha consentito di raccogliere 33 dati di presenza e attività antropica, classificabili entro 6 categorie di disturbo (Tab. 2) risultando interessate 11 delle 56 USR dell'ADS. Nel SS è accentuata la presenza di cani da pastore sia liberamente vaganti che associati al pascolo in atto, i quali possono ricadere nella condizione di randagi a causa della mancanza di controllo umano. Tale presenza ha complicato l'attuazione del MC. Nel SM sono stati spesso osservati escursionisti, *mountain biker* e cercatori di funghi fuori dai sentieri e saltuariamente autoveicoli fuori dal tracciato stradale.

La  $H_0$ : "la presenza e l'abbondanza dei fattori di disturbo antropico non influenzano la presenza e l'abbondanza della coturnice appenninica nell'area di studio", saggiata tramite i rispettivi indici di abbondanza, è stata rigettata, ottenendo un livello altamente significativo di relazione inversa tra le due variabili ( $r_S = -0,745$   $p < 0,01$ ).

Categoria disturbo antropico	Punteggio numerico ordinale	Numero di eventi riscontrati	Peso complessivo dato dalla categoria
Cani da guardia-difesa liberamente vaganti	6	3	18
Cani da guardia-difesa associati a pascolo in atto	5	7	35
Escursionisti, deltaplanisti, cercatori di funghi	4	7	28
Veicoli a motore fuori dal tracciato stradale	3	1	3
Pascolo ovino in atto	2	7	14
Strada provinciale con traffico intenso	1	8	8

Table 2

### CONCLUSIONI

Nella porzione più marginale, sia dal punto di vista ecologico che geografico, dei Monti Sibillini *A. graeca* costituisce, con certezza, parte integrante e autoctona della zoocenosi appenninica nel quarantennio 1970-2010. L'area studiata sembra rappresentare ancora oggi una *source* per il vasto *sink* circostante (Ritchie 1997) il quale, oltre a soffrire le medesime criticità riscontrate nell'ADS, è paradigma della non corretta gestione faunistico-venatoria, con l'aggravante del bracconaggio.

La positiva realtà riscontrata nell'ADS andrebbe sostenuta con analisi delle dinamiche fitosociologiche, che valutino quanto e con quale velocità esse influenzano la specie, con un monitoraggio specie-specifico a lungo termine, con *best practice* nell'uso del territorio e degli ecosistemi, da rivolgere alle attività agro-silvo-pastorali e a quelle ludico-ricreative.

### RINGRAZIAMENTI

Gli Autori sono grati all'Ente Parco Nazionale dei Monti Sibillini, per aver consentito la ricerca e la fruizione del materiale cartografico. Esprimono viva riconoscenza, per i contributi offerti, a: Loreto Capotondo, Gianfranco Cavarischia, Vincenzo Di Felice, Giuseppe Nobili, Fulvio Rosa, Massimiliano Cervosi, Rodolfo e Stefano Alemanno; Guido Bellini, Nando Masciotti (già Provincia di Perugia); Giovanni Bucciarelli, Manuele Cacciatori, Roberto Perucci (CTA-CFS); Luca Convito (Provincia di Perugia), Nicola Felicetti (Studio LEA), Francesco Renzini (CFS), Silvio Spanò (UniGE).

### BIBLIOGRAFIA

- Caro T., Engilis A. Jr, Fitzherbert E. & Gardner T., 2004 - Preliminary assessment of the flagship species concept at a small scale. *Animal Conservation*, 7: 63-70.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2004 - *Ornitologia Italiana. Tetraonidae-Scolapacidae*. Casa editrice Alberto Perdisa Editore, Bologna: 412 pp.
- Fowler J. & Cohen L., 2002 - *Statistica per Ornitologi e Naturalisti*. British Trust for Ornithology, Franco Muzzio Editore, Roma: 240 pp.
- Jacobs J., 1974 - Quantitative measurement of food selection. *Oecologia*, 14: 413-417.

- Magrini M. & Gambaro C., 1997 - *Atlante Ornitologico dell'Umbria*. Regione dell'Umbria, Petrucci Editore, Città di Castello: 239 pp.
- Petretti F., 1985 - La coturnice negli Appennini. *Serie Atti e Studi*, WWF Italia, 4: 2-24.
- Renzini F. & Ragni B., 1998 - La coturnice nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini. *L'uomo e l'ambiente*. Università degli Studi di Camerino, 29: 1-40.
- Ritchie M. E., 1997 - Populations in a Landscape Context: Sources, Sinks and Metapopulations. In: Bissonette J. A. (ed.), *Wildlife and Landscape Ecology. Effect of Patterns and Scale*. Springer-Verlag, New York: 160-184.
- Velatta F., Lombardi G., Sergiacomi U. & Viali P., 2010 - Monitoraggio dell'Avifauna Umbra. *I Quaderni dell'Osservatorio* (NS), Regione Umbria: 1-390.
- Zunino M. & Zullini A., 1995 - Biogeografia, la dimensione spaziale dell'evoluzione. Casa Editrice Ambrosiana, Milano: 310 pp.

# Importanza conservazionistica della Rete Natura 2000 in Liguria

ANTONIO ALUIGI<sup>1</sup>, SERGIO G. FASANO<sup>1\*</sup>, LUCA BAGHINO<sup>1</sup>, MASSIMO CAMPORA<sup>1</sup>, RENATO COTTALASSO<sup>1</sup>, ROBERTO TOFFOLI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ente Parco del Beigua -  
Via Marconi 165, 16011  
Arenzano GE -  
biodiv@parcobeigua.it

\* Autore per la  
corrispondenza: [fasano  
sg@gmail.com](mailto:fasano.sg@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

Liguria, Parco del Beigua,  
monitoraggio comunità

## KEYWORDS

Liguria Region, Beigua  
Natural Park, monitoring,  
birds

**SUMMARY** / During 2006-2012, the Liguria Region developed a project to monitor birds as part of an integrated system of surveys (breeding bird communities in all sites, and a focus on target species in sample areas). The monitoring took place in several Natura 2000 sites as well as other areas.

We compared breeding birds communities detected in 5274 point counts, confirming the conservation importance, both qualitative and quantitative, of the sites belonging to the Natura 2000 network compared with other areas. In addition, the likely trends of the species exhibit significant differences within and outside Natura 2000 sites, with trends generally positive (or less negative) within the Natura 2000 areas.

**RIASSUNTO** / Tra il 2008 ed il 2012 nella Regione Liguria è stato condotto, mediante l'attuazione di un sistema integrato di censimenti, un progetto di monitoraggio dell'avifauna nei siti della Rete Natura 2000 e in altre aree di elevato interesse.

Il confronto delle comunità ornitiche nidificanti rilevate in 5274 punti di ascolto conferma l'importanza conservazionistica, sia qualitativa che quantitativa, delle aree appartenenti alla Rete Natura 2000 rispetto alle altre aree. Inoltre, i probabili andamenti delle specie evidenziano differenze significative all'interno ed all'esterno dei siti della Rete Natura 2000, con tendenze generalmente positive (o meno negative) all'interno dei siti Natura 2000.

## INTRODUZIONE

Tra il 2008 ed il 2012 è stato condotto un progetto di “monitoraggio della comunità ornitica nelle ZPS e nelle aree liguri a maggiore vocazionalità avifaunistica ed agricola” (Nicosia *et al.* 2009a, 2009b; Fasano *et al.* 2012, 2013). Il progetto, promosso e finanziato dalla Regione Liguria, e attuato dal Parco Naturale Regionale del Beigua, rientra in un più vasto monitoraggio delle specie di interesse conservazionistico, avviato dalla Regione nel 2007 in adempimento alle Direttive 92/43/CEE (“Habitat”) e 2009/147/CE (“Uccelli”). Con il presente contributo si è proceduto a testare eventuali differenze qualitative e quantitative tra le aree afferenti alla Rete Natura 2000 e il resto del territorio regionale.

## METODI

Il progetto è basato su uno sforzo di campionamento maggiormente approfondito in alcune aree della Rete Natura 2000 (sette ZPS e quattro SIC), dove è incentrato sul monitoraggio di specie *target*, e sul censimento annuale della comunità ornitica nidificante, sia nei Siti Natura 2000 precedentemente individuati che in altri aggiuntivi e in un numero variabile di particelle UTM (10 x 10 km di lato) in parte ripetute e in parte scelte di anno in anno in modo da indagare l'intero territorio regionale nel corso dei cinque anni previsti.

Per la caratterizzazione e il monitoraggio dell'ornitocenosi nidificante la tecnica di rilevamento prescelta è stata quella dei punti di ascolto senza limiti di distanza (Blondel *et al.* 1981; Nicosia *et al.* 2009b). Considerando anche dati pregressi, per il periodo 2000-2012 è disponibile un campione di 5274 stazioni di rilevamento (distribuite in 88 particelle UTM sul totale delle 90 afferenti alla Regione Liguria). Per un più dettagliato confronto tra i siti liguri della Rete Natura 2000 rispetto alle altre aree, si è poi utilizzato un campione di

4142 punti d'ascolto relativo agli anni 2008-2012; di questi 2118 ricadono all'interno di Siti Natura 2000 (7 ZPS e 49 SIC) e interessano 24 Aree Protette.

La valutazione degli andamenti delle specie comuni (anni 2000-2012; Fasano *et al.* 2012) è stata effettuata utilizzando il software TRIM (TRends & Indices for Monitoring Data), come indicato da Gregory *et al.* (2005) adottando una metodologia analoga a quella applicata a livello nazionale per l'identificazione delle specie legate agli agroecosistemi e ambienti boschivi (Fornasari *et al.* 2002; Tellini *et al.* 2005; LIPU 2011); si è inoltre definita la vocazione ambientale delle principali specie nidificanti. Di ciascun gruppo, calcolando la media geometrica degli indici di popolazione delle specie ad esso appartenenti (Gregory *et al.* 2005), è stato poi elaborato un indicatore di stato di conservazione complessivo.

Sono state quindi svolte ulteriori analisi di tendenza demografica, verificando eventuali differenze esistenti all'interno e all'esterno dei Siti della Rete Natura 2000. Per fare ciò una particella è stata considerata afferente alla Rete Natura 2000 quando almeno il 50% dei suoi punti risultavano ricompresi all'interno di uno o più Siti della rete; successivamente l'appartenenza della particella alla Rete Natura 2000 è stata utilizzata direttamente come covariata categoriale nell'analisi di TRIM. Nel complesso 2603 punti d'ascolto (il 49,4% del campione relativo al periodo 2000-2012) ricadono in Siti della rete e otto particelle, sulle 21 selezionate per il calcolo degli andamenti, rispondono ai criteri sopra esposti.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Analizzando i valori medi per punto d'ascolto di alcuni parametri calcolati per le aree liguri della Rete Natura 2000 ("N2000") rispetto alle altre aree ("aa"), possiamo riscontrare come le prime siano in maniera statisticamente significativa più importanti per ciò che riguarda la diversità, espressa attraverso l'indice di Shannon-Weaver (N2000:  $1,86 \pm 0,36$ ; aa:  $1,80 \pm 0,36$ ;  $t = 5,10$ ,  $P < 0,001$ ; MacArthur 1965), il valore nazionale corretto dall'abbondanza specifica (N2000:  $33,5 \pm 3,21$ ; aa:  $31,4 \pm 3,21$ ;  $t = 21,16$ ,  $P < 0,001$ ; Brichetti & Gariboldi 1992) e il numero di specie incluse nell'All. 1 della Direttiva 'Uccelli' (N2000:  $0,24 \pm 0,494$ ; aa:  $0,09 \pm 0,326$ ;  $t = 11,35$ ,  $P < 0,001$ ), mentre non si evidenziano differenze per quanto concerne la ricchezza specifica (N2000:  $7,75 \pm 2,619$ ; aa:  $7,69 \pm 2,523$ ;  $t = 0,83$ ,  $P = 0,408$ ). Considerando i parametri più strettamente legati al valore conservazionistico dell'ornitocenosi presente, osserviamo poi come esistano differenze significative in relazione al tipo di protezione cui è assoggettata l'area nella quale ricade il punto, e cioè se questo è al di fuori di aree protette, in Aree Protette ('AP'), in Siti della Rete Natura 2000 oppure in territori che appartengano contemporaneamente sia ad Aree Protette che a Siti della Rete Natura 2000 ('APeN2000'). Il valore nazionale corretto dall'abbondanza specifica presenta significative differenze fra le quattro categorie (APeN2000:  $33,9 \pm 3,28$ ; N2000:  $32,9 \pm 3,01$ ; AP:  $32,2 \pm 3,29$ ; aa:  $31,3 \pm 3,20$ ;  $F_{3,4135} = 172,55$ ,  $P < 0,001$ ; test di Tukey,  $P < 0,05$ ); il numero di specie incluse nell'All. 1 della Direttiva "Uccelli", presenta anch'esso significative differenze fra le categorie (APeN2000:  $0,24 \pm 0,487$ ; N2000:  $0,23 \pm 0,506$ ; AP:  $0,08 \pm 0,256$ ; aa:  $0,09 \pm 0,331$ ;  $F_{3,4135} = 42,48$ ,  $P < 0,001$ ), che si raggruppano però in due sottoinsiemi omogenei (1: APeN2000 e N2000, 2: AP e aa; test di Tukey,  $P < 0,05$ ).

Per quanto riguarda le tendenze demografiche (Fasano *et al.* 2012), nel periodo 2000-2012 si è riscontrata una relativa stabilità delle popolazioni, ma con molte specie in diminuzione. Sulle 54 specie considerate, il 39% risultano tendenti all'aumento o stabili, il 37% tendono alla diminuzione, mentre per il 24% la tendenza non è ancora statisticamente definita. La tendenza alla diminuzione è più marcata per le specie che nidificano in ambienti agrari e antropizzati e per quelle che svernano nell'Africa sub-sahariana. Invece le specie migratrici intra-paleartiche e quelle legate alle praterie presentano andamenti che tendono alla stabilità, e le specie che preferiscono ambienti boscati mostrano incremento moderato.

L'andamento dell'indicatore complessivo, calcolato per tutte le 54 specie, è simile e coerente sia all'interno che all'esterno dei Siti Natura 2000, ma con una tendenza meno negativa per questi ultimi. L'andamento è invece nettamente differenziato per le specie forestali e di prateria, con tendenze positive entro i Siti Natura 2000 e negative all'esterno; mentre per l'indice relativo alle specie degli agroecosistemi la tendenza, pur essendo simile, si inverte; ma ciò è probabilmente riconducibile, nei settori interessati dal campione analizzato, alla scarsa disponibilità di questi ambienti, dovuta all'abbandono delle attività agricole nelle aree svantaggiate come quelle appenniniche.

Riscontriamo poi differenze significative all'interno ed all'esterno dei Siti della Rete Natura 2000 per 13 specie ( $P < 0,05$ ), delle quali quattro incluse nell'All. 1 della Direttiva "Uc-

celli”. Di queste ultime, in tre casi osserviamo come l’andamento degli indici diverga, con tendenze positive (biancone *Circaetus gallicus* e magnanina comune *Sylvia undata*) o di stabilità (averla piccola *Lanius collurio*) all’interno dei Siti Natura 2000, e negative all’esterno. La tottavilla *Lullula arborea*, che complessivamente presenta una diminuzione moderata, mostra andamento simile nei due ambiti, ma con una tendenza decisamente meno negativa all’interno dei Siti Natura 2000.

Questi risultati, che confermano ulteriormente l’importanza conservazionistica della Rete Natura 2000, sono probabilmente riconducibili non solo alle eventuali modalità di gestione attiva dei siti, ma anche al fatto che queste zone risultano, con poche eccezioni, meno interessate (o meglio mitigate) da quei processi che, come l’aumento incontrollato delle superfici edificate, ha determinato drammatici cambiamenti nel paesaggio e che, come evidenziato da Rete Rurale Nazionale & LIPU (2012, 2013), in certe condizioni è ad oggi probabilmente una delle cause principali, se non la più importante, del declino degli uccelli degli ambienti antropizzati e agrari.

## BIBLIOGRAFIA

- Blondel J., Ferry C. & Frochet B., 1981 - Point Counts with Unlimited distance. In: Estimating Numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Ecologies*, 6: 414-420.
- Brichetti P. & Gariboldi A., 1992 - Un «valore» per le specie ornitiche nidificanti in Italia. *Riv.ital.Orn.*, 62: 73-87.
- Fasano S. & Aluigi A., 2007 - Dati preliminari sulla densità riproduttiva di Calandro *Anthus campestris* e Magnanina comune *Sylvia undata* nel Parco del Beigua e nella ZPS “Beigua-Turchino” (GE-SV). Abstract del XIV Convegno Italiano di Ornitologia. Trieste 26-30 settembre 2007: 47.
- Fasano S., Baghino L. & Aluigi A., 2009 - La “Canellona”: un *hot-spot* per l’Averla piccola. (SIC IT1331402). Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (Latina) 14-18 ottobre 2009. *Alula*, XVI (1-2): 544-546.
- Fasano S. G., Aluigi A., Baghino L., Campora M., Cottalasso R. & Toffoli R., 2012 - Monitoraggio della comunità ornitica nelle ZPS e nelle aree liguri di maggiore vocazionalità avifaunistica e/o agricola. Anno 2012. Regione Liguria – Parco del Beigua, 235 pp.
- Fasano S.G., Cottalasso R., Campora M., Baghino L., Toffoli R. & Aluigi A. (a cura di), 2013 - Ambienti e Specie del Parco del Beigua e dei Siti della Rete Natura 2000 funzionalmente connessi. Ente Parco del Beigua, 100 pp.
- Fornasari L., De Carli E., Brambilla S., Buvoli L., Maritan E. & Mingozzi T., 2002 - Distribuzione dell’avifauna nidificante in Italia: primo bollettino del progetto di monitoraggio MITO 2000. *Avocetta*, 26 (2): 59-115.
- Gregory R.D., van Strien A., Vorisek P., Gmelig Meyling A.W., Noble D., Foppen R. & Gibbons D.W., 2005 - Developing indicators for European birds. *Phil. Trans. R. Soc. B.*, 360: 269-288.
- Nicosia E., Aluigi A., Fasano S. & Toffoli R., 2009 - La Rete Natura 2000 in Liguria: caratterizzazione e confronto di alcune realtà. Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (Latina) 14-18 ottobre 2009. *Alula*, XVI (1-2): 558-560.
- Nicosia E., Aluigi A., Fasano S., Baghino L., Campora M., Cottalasso R., Toffoli R. & Ballerini M., 2009b - Il monitoraggio della Rete Natura 2000 in Liguria. Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (Latina) 14-18 ottobre 2009. *Alula* XVI (1-2): 519-524.
- MacArthur R.H., 1965 - Patterns of species diversity. *Biol. Rev.*, 40:510-533.
- LIPU, 2011 - Censimento dell’avifauna per la definizione del Farmland Bird Index a livello nazionale e regionale in Italia. *Farmland Bird Index e Woodland Bird Index – 2000-2010*. Rete Rurale Nazionale, 2007-2013.
- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2012 - Censimento dell’avifauna per la definizione del Farmland Bird Index a livello nazionale e regionale in Italia. *Farmland Bird Index e Woodland Bird Index – 2000-2011*. Rete Rurale Nazionale, 2007-2013.

- Rete Rurale Nazionale & LIPU, 2013 - *Uccelli comuni in Italia. Aggiornamento degli andamenti di popolazione al 2012*. Rete Rurale Nazionale & LIPU.
- Tellini Florenzano G., Buvoli L., Caliendo M.F., Rizzolli F. & Fornasari L., 2005 - Definizione dell'ecologia degli uccelli italiani mediante indici nazionali di selezione d'habitat. *Avocetta*, 29 (n.s.): 148.

# Applicazione della tecnica dei punti d'ascolto in ambiente forestale: influenza dell'intensità di campionamento e della contattabilità delle singole specie sulla caratterizzazione della comunità ornitica

ROSARIO BALESTRIERI<sup>1\*</sup>, MARIO POSILICO<sup>1,2</sup>, MARCO BASILE<sup>1</sup>, TIZIANA ALTEA<sup>2</sup>, GIORGIO MATTEUCCI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Istituto di Biologia  
Agroambientale e  
Forestale del CNR Via  
Salaria km 29.3, 00015  
Monterotondo Scalo RM

<sup>2</sup>Corpo Forestale dello  
Stato, Ufficio Territoriale  
Biodiversità di Castel di  
Sangro, Via Sangro,  
45-67031 Castel di Sangro  
(AQ)

\* Autore per la  
corrispondenza: [rosario.  
balestrieri@ibaf.cnr.it](mailto:rosario.balestrieri@ibaf.cnr.it)

## PAROLE CHIAVE

Alpi, Appennino, gestione  
forestale, punti d'ascolto

## KEYWORDS

Alps, Apennines, forest  
management, point counts

**SUMMARY** / Investigating the relationship between birds and forests is a key argument for sustainable forestry and biodiversity conservation, as birds are often the most numerous group of forest vertebrates, both as number of species and individuals. We carried out our study within the project LIFE ManFor CBD ([www.manfor.eu](http://www.manfor.eu)), which aims to test and verify in the field the effectiveness of forest management options in meeting multiple objectives (timber production, environment protection and biodiversity conservation, etc.), providing data, guidance and indications of best-practice. Therefore, we search for an optimal sampling scheme that account for the detectability of every species. Data were collected in 5 forest stands in 5 areas from northern to southern Italy, each one extended for about 30 ha. We randomly selected 19 – 24 points in each area, surveyed four-five times each, investigated through aural-visual survey. Detectability for every species resulted in very different values, ranging from siskin (0.05), to robin (1). Our research suggests that the majority of the species among the forest bird community could be detected in the first and the second survey.

**RIASSUNTO** / La relazione tra avifauna e habitat forestale è un argomento chiave per la selvicoltura sostenibile e la conservazione della biodiversità, essendo gli Uccelli spesso il *taxon* più abbondante in tale habitat, sia per numero di specie che per numero di individui. Il presente studio è stato portato avanti nell'ambito del progetto LIFE+ ManFor C.BD ([www.manfor.eu](http://www.manfor.eu)), che ha l'obiettivo di verificare l'efficacia di diverse opzioni di gestione forestale nel ottenere obiettivi multipli, tra cui la produzione di legname e la conservazione della biodiversità. Pertanto, è stato testato uno schema di campionamento dell'avifauna forestale, che tenga conto della probabilità di contatto di ogni specie. I dati sono stati raccolti in 5 foreste di altrettante aree italiane, ognuna ampia circa 30 ha. Sono stati selezionati casualmente 19 – 24 punti in ogni area, campionati 4 – 5 volte tramite rilievi visivi e al canto. La probabilità di contatto di ogni specie è risultata molto varia, da 0.05 per il lucherino a 1 per il pettirosso. Tale ricerca suggerisce che la maggior parte delle specie incluse nella comunità ornitica forestale può essere rilevata nei primi due eventi di campionamento.

## INTRODUZIONE

La valutazione delle relazioni ecologiche tra comunità ornitica e ambiente forestale è di rilevante importanza per una gestione forestale sostenibile, attenta anche alla conservazione della biodiversità essendo, spesso, gli Uccelli il *taxon* di vertebrati forestali più numeroso sia in termini di individui che in termini di specie (DeGraaf *et al.* 1996). L'alterazione e la variazione dei parametri degli ambienti forestali (es. età media degli alberi o copertura fogliare) dovuta alle pratiche selvicolturali, può, infatti, ripercuotersi sulla comunità ornitica (cfr. ad es. Caprio *et al.* 2008, Gil-Tena *et al.* 2008, White *et al.* 2013) e, d'altro canto, la composizione della comunità ornitica può rappresentare un valido strumento nel predire i



potenziali impatti negativi per tutta la comunità. Utile per l'analisi della comunità ornitica forestale è la realizzazione di una *check-list* delle specie presenti in un'area. Le tecniche che permettono di raggiungere tale obiettivo con risultati robusti (e.g. inanellamento, rilievi a vista), in ambienti forestali, risultano difficilmente applicabili sia per i costi che per le caratteristiche fisiche degli habitat forestali. La tecnica dei punti d'ascolto è comunemente usata negli ambienti boscati e rappresenta un buon compromesso tra adeguata copertura territoriale e superamento delle problematiche menzionate (Fuller *et al.* 1984, Toms 2006). Questo metodo non è tuttavia scevro da problemi (legati ad es. alla contattabilità) e la sua applicazione nel progetto LIFE+ ManFor CBD ([www.manfor.eu](http://www.manfor.eu)) ne rende necessaria una disamina per valutare le eventuali fonti di *bias*. Lo scopo di questo lavoro è di valutare l'applicazione del metodo dei punti d'ascolto valutando la capacità di rilevare le varie specie, intesa come probabilità di contatto per ogni singola specie.

## METODI

La ricerca è stata condotta in 5 particelle forestali, ognuna delle quali estesa per circa 30 ha: una pecceta sulle Alpi Giulie (~30 ha); una foresta mista di peccio (*Picea abies*) e abete bianco (*Abies alba*) sulle Dolomiti del Cadore (~25 ha); e 3 boschi di faggio (*Fagus sylvatica*) sulle Prealpi Venete (~33 ha), sull'Appennino centrale (~30 ha) e sull'Appennino meridionale (~30 ha). Ogni area era circondata da un'ulteriore area controllo (buffer), anch'essa di circa 30 ha. In ogni particella e relativo buffer sono stati individuati 19-24 punti casuali, la cui distanza media è  $155,8 \text{ m} \pm 15,2 \text{ DS}$ , per un totale di 111 punti. In ogni punto il rilievo è stato ripetuto da 3 a 5 volte, per un totale di 526 rilievi. Il singolo rilievo è consistito nel riconoscimento di tutti gli individui visti o sentiti, durante 5 minuti, dall'alba alle ore 11. Per massimizzare lo sforzo di campo e ottenere dati confrontabili, i rilievi sono stati svolti entro un breve arco temporale (Maggio – Giugno 2012), coincidente con il periodo di più frequenti vocalizzazioni. L'efficacia del campionamento, intesa come specie rilevate rispetto al numero di specie attese, è stata valutata con lo stimatore non parametrico di ricchezza specifica Chao2-bc (Chao 2005). Le analisi sono state effettuate solo sulle specie per le quali le informazioni di bibliografia indicassero *home range* adeguati alla scala spaziale del campionamento, per limitare problemi di autocorrelazione spaziale (Brichetti e Fracasso 2008, 2010, 2011, 2013). Il modello utilizzato per calcolare la probabilità di contatto delle singole specie assume che non ci siano differenze tra le aree, ed è implementato nel software Presence (vers. 5.8).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

L'efficacia del campionamento è risultata alta per tutte le aree. In totale sono state rilevate 23 specie (max = 19; min = 13). Una probabilità di contatto inferiore a 0.5 è stata verificata per il 17% delle specie, mentre una probabilità superiore a 0.8 è stata registrata per il 44% delle specie. Cincia mora *Periparus ater*, fringuello *Fringilla coelebs* e pettirosso *Erithacus rubecola* sono risultate le specie più rilevabili ( $p = 1$ ), mentre lucherino *Carduelis spinus*, codibugnolo *Aegithalos caudatus* e fiorrancino *Regulus ignicapilla* quelle meno rilevabili ( $p = 0.05, 0.29, 0.31$ , rispettivamente).

Dai risultati si evince in generale una buona probabilità di contatto delle specie (Tab. 1), anche per quelle che iniziano a vocalizzare verso la fine di marzo. Inoltre lo studio suggerisce che la maggior parte delle specie prettamente forestali possa essere rilevata facilmente in una o due rilievi. Ciò conferma che la struttura complessiva del disegno di campionamento e il rilievo svolto attraverso la tecnica dei punti d'ascolto sono un metodo efficiente e utile per valutare alcuni parametri di comunità nei siti di studio. Ulteriori analisi sono in corso per valutare la capacità di questo approccio nel discriminare differenze dei parametri di comunità tra aree di dimensione inferiore ai 30 ha soggette a diversi trattamenti selvicolturali.



Specie	Nome commune	Probabilità di contatto
<i>Aegithalos caudatus</i>	Codibugnolo	0.2917 (0.0928)
<i>Carduelis spinus</i>	Lucherino	0.05 (0.0487)
<i>Certhia brachydactyla</i>	Rampichino comune	0.8333 (0.0761)
<i>Certhia familiaris</i>	Rampichino alpestre	0.3555 (0.1763)
<i>Coccothraustes coccothraustes</i>	Frosone	0.7997 (0.1795)
<i>Cyanistes caeruleus</i>	Cinciarella	0.875 (0.0675)
<i>Erithacus rubecola</i>	Pettiroso	1
<i>Ficedula albicollis</i>	Balia dal collare	0.799 (0.181)
<i>Fringilla coelebs</i>	Fringuello	1
<i>Lophophanes cristatus</i>	Cincia dal ciuffo	0.9 (0.0949)
<i>Parus major</i>	Cinciallegra	0.9583 (0.0408)
<i>Periparus ater</i>	Cincia bigia	1
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	Codiroso comune	0.6972 (0.148)
<i>Phylloscopus collybita</i>	Luí piccolo	0.8947 (0.0704)
<i>Phylloscopus sibilatrix</i>	Luí verde	0.7358 (0.102)
<i>Poecile palustris</i>	Cincia mora	0.6667 (0.0962)
<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	Ciuffolotto	0.8999 (0.0672)
<i>Regulus ignicapilla</i>	Fiorrancino	0.3069 (0.1291)
<i>Regulus regulus</i>	Regolo	0.5333 (0.1288)
<i>Sitta europaea</i>	Picchio muratore	0.9583 (0.0408)
<i>Sylvia atricapilla</i>	Capinera	0.7917 (0.0829)
<i>Sylvia borin</i>	Beccafico	0.7997 (0.1795)
<i>Troglodytes troglodytes</i>	Scricciolo	0.7917 (0.0829)

**Table 1:** Probabilità di contattare ogni specie, stimata secondo il modello implementato nel software PRESENCE vers. 5.8, che assume uguale probabilità tra le aree (Hines 2006). I numeri in parentesi rappresentano gli errori standard

## BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2008 - *Ornitologia Italiana* Vol 5.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2010 - *Ornitologia Italiana* Vol 6.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2011 - *Ornitologia Italiana* Vol 7.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2013 - *Ornitologia Italiana* Vol 8.
- Caprio E., Ellena I. & Rolando A., 2008 - Assessing habitat/landscape predictors of bird diversity in managed deciduous forests: a seasonal and guild-based approach. *Biodivers. Conserv.*, 18: 1287 – 1303.
- Chao A., 2005 - *Species estimation and applications* in *Encyclopedia of Statistical Sciences*, 2<sup>nd</sup> Edition, Vol. 12, 7907-7916. Balakrishnan N, Read CB, Vidakovic B, eds. Wiley, New York.
- DeGraaf R. & Miller R.I., 1996 - *Conservation of faunal diversity in forested landscapes*. Chapman & Hall, London.
- Fuller R.J. & Langslow D.R., 1984 - Estimating numbers of birds by point counts: how long should counts last? *Bird Study*, 31: 195-202
- Gil-Tena A., Torras O. & Saura S., 2008 - Relationships between forest landscape structure and avian species richness in NE Spain. *Ardeola*, 55 (1): 27 – 40.
- Hines J.E., 2006 - PRESENCE – Software to estimate patch occupancy and related parameters USGS-PWRC. <http://www.mbr-pwrc.usgs.gov/software/presence.html>
- Toms J.D., Schmiegelow F.K.A., Hannon S.J. & Villard M-A., 2006 - Are point counts of boreal songbirds reliable proxies for more intensive abundance estimators? *The Auk*, 123 (2): 438- 454.
- White A.M., Zipkin E.F., Manley P.N. & Schlesinger M.D., 2013 - Conservation of avian diversity in the Sierra Nevada: moving beyond a single-species management focus. *PLoS ONE*, 8 (5): e63088. doi:10.1371/journal.pone.0063088.



# Analisi del successo riproduttivo dell'aquila reale *Aquila chrysaetos* nel Parco Nazionale dello Stelvio in relazione al ritorno del gipeto *Gypaetus barbatus* sulle Alpi

ENRICO BASSI<sup>1\*</sup>, FRANCESCA DIANA<sup>1</sup>, FABIANO SARTIRANA<sup>1</sup>, PAOLO TROTTI<sup>1</sup>, LORIS GALLI<sup>2</sup>, LUCA PEDROTTI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio  
Via De Simoni 42, 23032 Bormio (SO)  
<sup>2</sup>Università degli Studi di Genova Corso Europa 26, 16132 Genova

\* Autore per la corrispondenza: [enrico.bassi76@gmail.com](mailto:enrico.bassi76@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Gypaetus barbatus*, *Aquila chrysaetos*, aquila reale, influenza interspecifica, *no fly-zones*, Alpi centrali

## KEYWORDS

*Gypaetus barbatus*, *Aquila chrysaetos*, interspecific influence, *no fly-zones*, central Alps

**SUMMARY** / After the bearded vulture *Gypaetus barbatus* extinction and the subsequent reintroduction over the Alps, the first Italian reproductive nucleus settled in the Stelvio National Park (northern Italy). In the period 1998-2013 it was characterized by high productivity rate (0.77 fledged juveniles/controlled pairs). In this area a density of 15.75 golden eagle *Aquila chrysaetos* pairs/1000 km<sup>2</sup> has been recorded, showing a productivity of 0.39 fledged juveniles/controlled pairs from 2005 to 2013. Furthermore in this period many interspecific observations of aggressive interactions have been recorded; starting from these data a research started to assess whether the return of the vulture may have affected the productivity of the golden eagle. In order to test this influence we studied the breeding populations of golden eagle and bearded vulture through focal sampling at nests from 2008 to 2011.

Statistical analysis showed that the productivity of the golden eagle was positively correlated with the distance of the conspecific and bearded vulture nearest pairs and negatively correlated with the height of the snow in winter. The number of golden eagle pairs that laid eggs was significantly higher in sites distant more than 5 km from bearded vulture nests. Regarding the interactions observed, the golden eagle was the most aggressive species. The 71.2% of these interactions were observed in the most recent territories defended by immature and subadult golden eagle and especially within the areas called 'no fly zones', characterized by the presence of recent and old nests.

**RIASSUNTO** / Dopo l'estinzione del gipeto *Gypaetus barbatus* e la sua successiva reintroduzione sull'arco alpino, nel Parco Nazionale dello Stelvio (Alpi centrali) si è insediato il primo nucleo riproduttivo italiano caratterizzato, nel periodo 1998-2013, da un'elevata produttività pari a 0,77 giovani involati/coppie controllate. Tale area ospita anche una popolazione di aquila reale *Aquila chrysaetos* distribuita con densità pari a 15,75 coppie/1000 km<sup>2</sup> che, nel periodo 2005-2013, ha mostrato una produttività di 0,39 giovani/coppie controllate. Inoltre in questo periodo sono state osservate tra le due specie numerose interazioni aggressive; a partire da questi dati è stato avviato uno studio a più livelli per valutare se il ritorno del gipeto possa aver influenzato la produttività dell'aquila reale. Per testare questa influenza le coppie nidificanti di entrambe le specie sono state oggetto dal 2008 al 2011 di studio intensivo tramite *focal sampling* al nido. Le analisi hanno mostrato che la produttività dell'aquila reale è correlata positivamente con la distanza della coppia conspecifica e di gipeto più vicine e negativamente con l'altezza della neve in inverno. Inoltre le coppie di aquila reale più lontane dai siti di gipeto (5 km) sono quelle che depongono in maniera significativamente maggiore rispetto ai siti vicini. Per quanto riguarda le interazioni osservate, è l'aquila reale che ha mostrato una maggiore aggressività. Il 71,2% di tali aggressioni è stato osservato nei territori di aquila reale di neoformazione difesi da soggetti di età immatura e subadulta e soprattutto all'interno delle aree di rispetto denominate '*no fly zones*' caratterizzate dalla presenza dei nidi (storici e attivi).

## INTRODUZIONE

Dopo l'estinzione del gipeto sulle Alpi ai primi del Novecento, nel 1986 sono stati avviati i primi rilasci nell'ambito del progetto internazionale di reintroduzione per ricostituire metapopolazioni vitali in grado di auto mantenersi. Dal 1998, nell'intorno del Parco Nazionale dello Stelvio (PNS) si è insediato il primo nucleo riproduttivo italiano di 4 coppie (Bassi 2010) in simpatria con una consistente popolazione di aquila reale (15,75 coppie/1000 km<sup>2</sup>. Le coppie di gipeto sono tutte incluse nell'intorno del settore lombardo del PNS (Sondrio e Brescia), a eccezione di alcuni nidi ricadenti in Svizzera in corrispondenza del confine italiano. Nel periodo 1998-2013 questo nucleo ha mostrato la maggiore produttività a livello alpino, con un valore medio pari a 0,77 giovani involati per coppia controllata (N= 54). Più modesta è stata invece la produttività dell'aquila reale, per il periodo 2005-2013 (pari a 0,39 giovani su 129 nidificazioni controllate). Le date medie di deposizione e involo sono state rispettivamente il 17 gennaio e il 15 luglio nel gipeto e il 27 marzo e il 25 luglio nell'aquila reale.

Nel Parco Nazionale dello Stelvio sono stati individuati 14 nidi di gipeto (quota media 2225.4 m s.l.m., range 2028-2440 m; SD 102.5 m) e 124 nidi di aquila reale (quota media 2035 m s.l.m., range 1317-2496 m; DS 230.5 m).

A partire da considerazioni relative al diverso successo riproduttivo delle due specie negli ultimi anni, dalle frequenti osservazioni occasionali di interazioni interspecifiche per lo più aggressive (anche letali), dall'anticipato ciclo riproduttivo del gipeto rispetto all'aquila reale e dall'evidenza che il 35,7% dei 14 nidi usati dal gipeto sono stati usurpati all'aquila reale, si è intrapreso uno studio a più livelli per valutare se il progressivo ritorno del gipeto possa aver influenzato la produttività dell'aquila reale.

Sono state pertanto formulate le seguenti ipotesi: 1) il gipeto, dall'epoca del suo insediamento, ha influenzato negativamente la produttività dell'aquila reale sul breve periodo; 2) la quantità di tempo speso dall'aquila reale nella difesa territoriale (in genere rivolta verso conspecifici) può aumentare in maniera significativa nei siti di compresenza del gipeto, tanto da indurla a un'ulteriore riduzione del tempo investito nelle cure parentali e a un conseguente calo della sua produttività; 3) assunto che i soggetti territoriali di entrambe le specie sono sedentari, caratterizzati da una lunga aspettativa di vita (il monitoraggio genetico ha infatti evidenziato la presenza di gipeti adulti tra i 10 e i 24 anni di vita e aquile adulte di oltre 10 anni) e hanno una conoscenza consolidata circa la localizzazione dei nidi delle coppie vicine, esistono delle corrispondenti aree di rispetto ("*no-fly zones*", al cui interno gli individui territoriali non tollerano potenziali azioni e incursioni quali soste prolungate, sorvoli, ecc.), identificabili coi settori che includono i nidi, ben note alle coppie territoriali confinanti, ma non ai soggetti erratici e alle coppie di più recente insediamento.

## METODI

Per testare la prima ipotesi, il successo riproduttivo dell'aquila reale (la variabile dicotomica "produttività Aquila 2004-10") registrato per 14 coppie negli anni 2004-2010, coincidente col periodo di insediamento di due nuove coppie di gipeto e di tre nuove coppie di aquila, è stato analizzato mediante regressione logistica in relazione a un set di variabili indipendenti: inclusione del territorio nell'area protetta, età dei soggetti territoriali, esperienza delle coppie, distanza dalla coppia di aquila più vicina, distanza dalla coppia riproduttiva di aquila più vicina, altezza invernale del manto nevoso (*proxy* della mortalità invernale di ungulati selvatici e conseguente disponibilità di carcasse), distanza dalla coppia di gipeto più vicina e indice medio annuale di densità di aquile *floaters* presenti nel mese di marzo. Questo indice è stato desunto dai risultati dei conteggi simultanei effettuati su un'area di ampiezza media di 1055 km<sup>2</sup>, tra il 2004 e il 2013, per quantificare il numero di adulti e *floaters* nell'arco di una finestra spazio-temporale definita (Bassi 2014). La significatività delle variabili indipendenti è stata preliminarmente verificata mediante analisi esplorative univariate. Successivamente è stato applicato un modello di regressione logistica multivariata che comprendeva, quali variabili indipendenti, quelle risultate significative a livello univariato. La selezione del modello migliore è stata effettuata tenendo conto delle differenze nei valori di massima verosimiglianza dei modelli stessi (Hosmer & Lemeshow 2000).

Per testare la seconda ipotesi invece è stato applicato il metodo delle osservazioni mediante *focal sampling* dei nidi occupati, in cui sono stati calcolati i tempi dedicati alla cova e alle cure parentali da parte degli adulti impegnati nella nidificazione nell'arco di 289 giornate di osservazione (media giornaliera 7,8 h) distribuite su 4 anni (2008-11). I dati raccolti

sono stati confrontati tra coppie nidificanti vicine (< 5 km) e lontane (> 5 km) da territori stabili di gipeto per valutare se la vicinanza dell'avvoltoio determinasse un effettivo disturbo. Inoltre, nel corso del *focal sampling*, sono state registrate tutte le attività svolte al di fuori del nido ed è stata calcolata la frequenza delle interazioni agonistiche intra/interspecifiche. Per testare la terza ipotesi, lo spazio visibile dal punto di osservazione è stato diviso in superfici unitarie dette *patches* (media 2.7 km<sup>2</sup>) adattando il metodo utilizzato da Haller (1996) per lo studio del comportamento spazio temporale di coppie territoriali di aquila reale in Svizzera.

Questa suddivisione è risultata funzionale all'assegnazione spazio temporale delle attività delle coppie impegnate in azioni territoriali, di volo e di sorveglianza al di fuori del nido.

Ai *patches* che includevano il nido attivo è stato assegnato il codice 1, il codice 3 ai settori includenti altri nidi difesi dalla coppia territoriale ma non occupati nell'anno di indagine e codice 5 a tutti gli altri settori in cui non erano presenti nidi noti.

Complessivamente sono stati analizzati i dati provenienti dai *focal sampling* effettuati su 16 eventi di nidificazione di aquila reale e 11 di gipeto.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Una prima analisi esplorativa univariata indica come la variabile dipendente "produttività Aquila 2004-10" sia risultata significativamente correlata a un set di variabili indipendenti quali la distanza dalla coppia di aquila più vicina, "Aquila NND" ( $p < 0,01$ ), la media annuale dell'altezza nevosa in inverno, "AN" ( $p < 0,01$ ), la distanza dalla coppia di gipeto più vicina, "Gypaetus NND" ( $p < 0,05$ ), e l'indice di presenza invernale dei *floaters* di aquila reale censiti nel corso dei conteggi contemporanei effettuati nel mese di marzo per gli anni 2004-13, "FLOAQ" ( $p < 0,01$ ). Il modello migliore selezionato in base all'analisi di regressione logistica è risultato costituito dalle seguenti variabili: Aquila NND (distanza dalla coppia di aquila più vicina) + AN (altezza media del manto nevoso) + Gypaetus NND (distanza dalla coppia di gipeti più vicina) + l'interazione tra le ultime due (Tab. 1), e classifica correttamente il 73% dei casi.

La produttività dell'aquila reale nel periodo 2004-10 è risultata correlata negativamente con l'altezza della neve in inverno. Una maggiore nevosità invernale causa tassi di mortalità più elevati negli ungulati in ambito alpino e quindi una maggiore disponibilità trofica di carcasse nella seconda parte della stagione invernale stessa. Tuttavia l'aumentata disponibilità alimentare può attrarre i *floaters* che costringono i soggetti riproduttivi a intensificare l'attività di difesa territoriale nel periodo di inizio nidificazione (marzo), con esiti potenzialmente negativi sulla produttività, poiché è ipotizzabile che venga modificato il tempo dedicato alla cova e alle cure parentali (Jenny 1992).

Il successo riproduttivo è invece positivamente correlato all'aumento della distanza dalla coppia territoriale più vicina sia di aquila reale, sia di gipeto, lasciando presupporre che elevate densità di entrambe le specie possano determinare un effetto congiunto di regolazione sulla dinamica della popolazione di aquila reale, vicina al raggiungimento della capacità portante (Tab. 2). È possibile quindi affermare che negli anni di neo insediamento di due nuove coppie di gipeto (2004-10), anche la distanza dalla coppia territoriale di gipeto più vicina abbia influenzato la produttività dell'aquila reale. Pertanto si è ipotizzato che le coppie di aquila nidificanti presso i territori di gipeto, oltre a dover competere con i conspecifici, siano più frequentemente sollecitate ad azioni di difesa contro individui di gipeto, rispetto ad altre coppie di aquila poste a maggior distanza dal gipeto stesso, e dunque siano sottoposte a un maggior grado di stress, a un aumentato rischio di non deposizione e a una riduzione dei tempi di cova e di cure parentali, in analogia con quanto dimostrato da Jenny (1992).

L'interazione Gypaetus NND \* AN migliora in modo significativo il modello e mette in evidenza che l'effetto del gipeto sulla probabilità di riproduzione dell'aquila reale non è costante ma dipende dalle condizioni dell'inverno. In inverni con nevosità al di sotto della media, la vicinanza del gipeto aumenta in modo significativo la probabilità di fallimento dell'aquila reale; questo significa che le coppie di aquila che si riproducono hanno una distanza media più alta dalla coppia di gipeto più vicina. Si ipotizza che in inverni poco nevosi la diminuzione di carcasse di ungulati sul territorio determini una maggiore competizione trofica tra le due specie che probabilmente tendono a interagire per lo sfruttamento delle medesime fonti alimentari, numericamente più scarse e localizzate nell'area difesa da ciascuna coppia territoriale.

Al contrario, negli inverni con nevosità al di sopra della media, l'effetto "gipeto" non è visibile poiché la distanza media dalla coppia di gipeto più vicina è analoga nelle coppie che si riproducono e in quelle che falliscono. Queste condizioni di nevosità, garantendo una maggior disponibilità di carcasse distribuite su spazi più ampi, potrebbero diminuire sia il grado di interazioni aggressive tra le due specie sia la loro parziale competizione trofica. Inoltre, in inverni particolarmente nevosi, l'effetto di disturbo da parte di aquile *floaters* è verosimilmente maggiore rispetto al disturbo operato dai pochi adulti territoriali di gipeto presenti nell'area.

Le osservazioni mediante *focal sampling* sui nidi occupati non hanno però evidenziato alcuna differenza significativa della percentuale di tempo investito nelle cure parentali tra coppie di successo che nidificano vicine e lontane da nidi di gipeto, mentre è emerso che il numero di coppie di aquila che intraprende la deposizione è significativamente maggiore nei siti oltre 5 km da nidi di gipeto (Chi-quadro= 5,57, 1 gl,  $p= 0,018$ ), lasciando presupporre che la presenza di coppie vicine di gipeto aumenti la frequenza delle coppie di aquila reale che non iniziano la cova.

Dall'analisi di 132 interazioni, 91 sono avvenute tra aquile e gipeti territoriali. L'aquila reale ha mostrato un'aggressività significativamente maggiore rispetto al gipeto attaccandolo nel 74% dei casi ( $N= 91$ ; Chi quadro= 20,3,  $p<0,01$ ). Assumendo che le coppie di vecchio insediamento (sedentarie e caratterizzate da una spiccata longevità) abbiano acquisito una conoscenza consolidata delle abitudini delle coppie confinanti e delle loro "no-fly zones" e, quindi, ne rispettino i confini, è atteso che, laddove vi siano coppie di neoformazione e che nidificano tra loro vicine, la frequenza delle interazioni aggressive sia maggiore. Il 71,2% delle aggressioni totali (inter e intra specifiche) è stato infatti registrato in 2 soli territori in cui negli anni di *focal sampling* si sono insediate tre coppie di aquila reale di neoformazione che hanno condotto la maggior parte degli attacchi. Dall'analisi spazio temporale la percentuale delle interazioni aggressive tra le due specie è stata significativamente maggiore (67%) all'interno dei *patches* 1 e 3 e minore (33%) nei *patches* 5 che sono probabilmente meno strategici in periodo riproduttivo (Chi quadro 12,03; 1 gl;  $p<0,01$ ). I *patches* 1 e 3, aree assunte come "no-fly zones", identificano spazialmente quei settori che includono i nidi e in cui gli individui territoriali non tollerano potenziali azioni e incursioni (ad es. soste prolungate e sorvoli) da parte di intrusi e per questo vengono suscitati a compiere azioni di attacco. L'ipotesi che le coppie neo insediate abbiano minor conoscenza delle abitudini dell'altra specie o ne invadano intenzionalmente le aree di rispetto sembra confermata.

Le interazioni avvengono con frequenza significativamente maggiore nei *patches* che includono i nidi (siti ad alto valore biologico potenzialmente usurpabili e strategicamente importanti per il successo riproduttivo della coppia nel medio periodo) ma che, per le voluminose dimensioni che ne facilitano l'individuazione da parte dei rapaci, potrebbero svolgere anche un'importante funzione territoriale. In alcuni grandi rapaci, infatti, le specie più forti, occupando molti dei nidi presenti in un'area, riducono la densità riproduttiva della specie più debole oppure la relegano verso nidi di minore qualità (White & Cade 1971; Newton 1979). In quest'ottica l'elevata frequenza osservata di interazioni aggressive tra coppie di aquila di neoinsediamento e di gipeti territoriali può spiegare, almeno in parte, il calo del successo riproduttivo dell'aquila. Quest'ultima potrebbe essere, infatti, sottoposta a un maggiore stress derivante dal rischio di possibili interazioni/usurpazioni dei nidi da parte del gipeto che, nidificando più precocemente rispetto all'aquila, potrebbe risultare favorito nel periodo di selezione dei siti e delle pareti di nidificazione. Questa forma di competizione interspecifica sembra attenuarsi fino a scomparire nelle coppie di aquila e gipeto che nidificano da più anni a stretto contatto e che quindi avrebbero verosimilmente imparato a conoscere e a rispettare i confini territoriali delle coppie confinanti, riducendo in tal modo il numero di interazioni aggressive.

## RINGRAZIAMENTI

Per suggerimenti nell'impostazione della ricerca: Heinrich Haller, Giuseppe Bogliani e David Jenny. L'Ufficio Fauna del PN Stelvio, gli oltre 200 volontari, gli Agenti forestali del CTA di Bormio, gli Agenti forestali trentini dell'Uff. distrettuale di Malé e le Guardie della Polizia Provinciale di Sondrio, Lecco e Brescia impegnati nei censimenti contemporanei. Maurizio Bagnasco ed Enrico Pregliasco (Tersia - Savona) per il finanziamento di 3 borse di studio.



N	Modello	LRT	$\Delta$ LRT	P
1	<i>Aquila</i> NND	99.52		
2	<i>Aquila</i> NND + <i>Aquila</i> NND repr	98.68	0.84	0.36
3	<i>Aquila</i> NND + FLOAQ	98.29	1.23	0.27
4	<i>Aquila</i> NND + AN	90.94	8.58	0.001
5	<i>Aquila</i> NND + AN + <i>Gypaetus</i> NND	86.86	4.08	0.04
6	<i>Aquila</i> NND + AN + <i>Gypaetus</i> NND + AN* <i>Gypaetus</i> NND	82.50	4.36	0.04

**Table 1:** Selezione del modello migliore che mette in relazione la produttività della popolazione di aquila reale del settore lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio, per il periodo 2004-2010, con le seguenti variabili indipendenti: *Aquila* NND, distanza dalla coppia di aquila reale più vicina, espressa mediante i valori di *nearest neighbour distance*; *Aquila* NND repr, distanza dalla coppia di aquila reale più vicina che si è riprodotta nello stesso anno; FLOAQ, densità di *floaters* di aquila reale rilevati durante il censimento contemporaneo effettuato in periodo tardo invernale; AN, altezza media del manto nevoso invernale; *Gypaetus* NND, distanza dalla coppia di gipeto più vicina; LRT valore del *likelihood ratio test*;  $\Delta$ LRT differenza tra il valore del LRT del modello testato rispetto al precedente

N	Variabile	B	ES	P	e <sup>B</sup>
1	<i>Aquila</i> NND (+)	0.359	0.154	0.019	1.42
2	<i>Gypaetus</i> NND (+)	0.217	0.090	0.016	1.24
3	AN (-)	-0.001	0.013	0.962	0.99
4	<i>Gypaetus</i> NND * AN	-0.002	0.001	0.056	0.99
5	Costante	-2.275	1.425	0.110	0.10

**Table 2:** Modello di regressione logistica che mette in relazione la produttività della popolazione di aquila reale del settore lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio, per il periodo 2004-2010, con la distanza tra coppie di aquila (*Aquila* NND, espressa mediante i valori del *nearest neighbour distance*) e con la distanza dalla coppia più vicina di gipeto, (*Gypaetus* NND entrambi i fattori hanno una correlazione positiva con la produttività) e con l'altezza media del manto nevoso invernale, AN, che mostra al contrario una correlazione negativa

## BIBLIOGRAFIA

- Bassi E., 2010 - Il Gipeto *Gypaetus barbatus* sulle Alpi: aggiornamento dei risultati del progetto internazionale di reintroduzione. *Ficedula* N. 44: 14-18;
- Bassi E., 2014 - Sintesi dei risultati del “XX Censimento contemporaneo di Aquila reale e Gipeto nel Parco Nazionale dello Stelvio e in aree limitrofe”, Parco Nazionale dello Stelvio, Report interno. In collaborazione con: Bragalanti N., Buffa A. and Trotti P., 28 pp.  
Haller H., 1996 - Der steinadler in der Graubunden. Langfristige Untersuchungen zur Populationsökologie von *Aquila chrysaetos* im Zentrum der Alpen. *Der Ornithologische Beobachter*, 9: 1-167.
- Hosmer D.W. & S. Lemeshow, 2000 - *Applied logistic regression* – second edition. Wiley-Interscience, 373 pp.
- Jenny D., 1992 - Bruterfolg und Bestandsregulation einer alpinen Population des Steinadlers *Aquila chrysaetos*. *Der Ornithologische Beobachter*, 89: 1-43.
- Newton I., 1979 - *Population Ecology of Raptors*. Berkhamsted, UK. T & AD Poyser.
- White C.M. & Cade T.J., 1971 - Cliff-nesting raptors and Ravens along the Colville River in arctic Alaska. *Living Bird* 10: 107-50.





# Riconoscimento parentale nella berta maggiore *Calonectris diomedea*: un test con l'adozione incrociata dei pulcini

PAOLO BECCIU<sup>1\*</sup>, VIVIANA STANZIONE<sup>1</sup>, BRUNO MASSA<sup>2</sup>, GIACOMO DELL'OMO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ornis italica, Piazza Crati 15, 00199, Roma, IT  
<sup>2</sup>Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali, Università di Palermo, Viale delle Scienze 13, 90128 Palermo, IT

\*Autore per la corrispondenza:  
[pablo989@gmail.com](mailto:pablo989@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Calonectris diomedea*, Linosa, adozione incrociata, riconoscimento parentale

## KEYWORDS

*Calonectris diomedea*, Linosa island, cross fostering, chicks recognition

**SUMMARY** / Scopoli's shearwater *Calonectris diomedea* is a pelagic seabird that breeds on small Mediterranean islands. During the breeding season, adults return at night to the colony to feed their chick while feeding themselves during the day. Most Procellariiformes species, as shearwaters, feed their chick with highly nutrient stomach oil, allowing chick's survival for several days and toleration of irregular feeding attendance. It has been shown, by T-maze tests, that parents are able to recognize their own chick by smell. But how will they behave in the presence of a foreign chick? They might respond by feeding the adoptive chick as their own, or on the contrary provide insufficient or no food to it. To test these possibilities we cross-fostered 14 chicks and we measured their weight and bill length once every three days for a nine-days period. Another 14 chicks, remained in their nests, were measured with the same schedule to serve as control group. There was no significant difference between the control and the experimental group, as both showed a normal weight increase and similar bill growth. Hence, we showed that the exchanged chicks received the same care as control chicks. Obviously, these results do not prove nor exclude the lack of individual recognition, but confirm that adult birds adopt any chick in their nest. Further studies are required to test the importance of the olfactory stimuli and other cues on chicks recognition.

**RIASSUNTO** / La berta maggiore *Calonectris diomedea* è un uccello marino pelagico che nidifica in piccole isole del Mediterraneo. Durante il periodo riproduttivo torna nella colonia durante la notte e resta in mare aperto durante il giorno per nutrirsi. Le berte alimentano il proprio pulcino con un olio prodotto nello stomaco, che permette al pulcino di tollerare una frequenza irregolare di nutrizione. Il genitore sembra riconoscere il proprio piccolo dall'olfatto e riesce a distinguerlo dai pulcini dei nidi vicini. Questa informazione, ottenuta in passato con dei test di scelta, non è stata verificata sul campo con la sostituzione dei pulcini. Cosa succederebbe se un genitore trovasse nel nido un pulcino diverso dal proprio? Le ipotesi in gioco sono che potrebbe alimentarlo meno o allo stesso modo del proprio. Per verificare queste due ipotesi abbiamo scambiato di nido 14 pulcini provenienti da 7 nidi e monitorato ogni tre giorni per nove giorni l'andamento del peso corporeo. Il gruppo di controllo era costituito da 13 pulcini rimasti nei rispettivi nidi. Non sono emerse differenze tra i pulcini di controllo e quelli scambiati che hanno mostrato un normale incremento ponderale. Ciò ovviamente non dimostra né esclude la mancanza di un riconoscimento individuale, ma suggerisce che stimoli di altro tipo garantiscono che l'adulto alimenti il pulcino nel nido a cui fa ritorno. In test futuri si potranno controllare stimoli olfattivi.

## INTRODUZIONE

La berta maggiore mediterranea *Calonectris diomedea* è un Procellariiforme coloniale caratterizzato da un elevato investimento parentale, da un lungo periodo di incubazione (54 giorni) e allevamento dei piccoli (90 giorni). Questa specie depone un solo uovo ed entrambi i genitori nutrono il pulcino e partecipano al suo sviluppo fino all'involo. Con la crescita del pulcino diminuisce la frequenza di imbeccata (Warham 1990) da parte dei genitori. I giovani pulcini vengono nutriti con un particolare olio altamente energetico secreto dallo stomaco dei genitori, che consente loro di sopportare alcuni giorni di digiuno, così che il peso può

subire variazioni a causa della frequenza di nutrizione irregolare, mentre la crescita corporea continua regolarmente.

Gli esemplari adulti riescono a trovare il proprio nido nel buio della notte con l'aiuto dell'olfatto e della vista, al loro arrivo nutrono il pulcino che li incita con il suo pigolio insistente (*begging*).

In questo studio, attraverso un esperimento di scambi incrociati tra pulcini, abbiamo cercato di verificare l'esistenza di un riconoscimento genitore-figlio e la disponibilità all'adozione di un pulcino non proprio. La tecnica usata pone i genitori adottivi di fronte ad una serie di possibilità circa il nutrimento del pulcino adottivo: 1) nutrire il pulcino estraneo come se fosse il proprio; 2) nutrirlo in modo anomalo rispetto al comportamento standard; 3) non nutrirlo affatto. Da alcuni esperimenti effettuati su altri Procellariiformi nel passato con tecniche di scelta, come il *T-maze test*, è risultato evidente che i genitori riconoscono i piccoli e il proprio nido (Minguez 1997; Bonadonna *et al.* 2004). Queste evidenze potrebbero supportare la possibilità del rifiuto del pulcino da parte del genitore adottivo, o almeno una modalità di nutrizione diversa a causa del mancato riconoscimento del pulcino come proprio.

## AREA DI STUDIO

Il lavoro sul campo è stato svolto tra la fine di luglio e l'inizio di agosto del 2012 nell'isola di Linosa (Agrigento, isole Pelagie), durante il periodo di sviluppo dei pulcini. Questa isola ospita la più grande colonia italiana di berta maggiore mediterranea, stimata intorno alle 10.000 coppie (Massa & Lo Valvo 1986).

## METODI

I pulcini sperimentali (S; n=14) e quelli di controllo (C; n=14) sono stati scelti casualmente tra i nidi già monitorati dal gruppo di lavoro. Per lo studio sono stati usati solo nidi isolati, escludendo quindi quelle situazioni in cui più coppie nidificano in una cavità. I pulcini sperimentali sono stati scambiati di nido a due settimane di vita e, successivamente, sono stati misurati peso e lunghezza del becco ad intervalli di tre giorni per quattro volte. Al termine dell'esperimento i pulcini scambiati sono stati riposti nel loro nido e il loro sviluppo è proseguito fino all'involo (osservato nell'ottobre dello stesso anno).

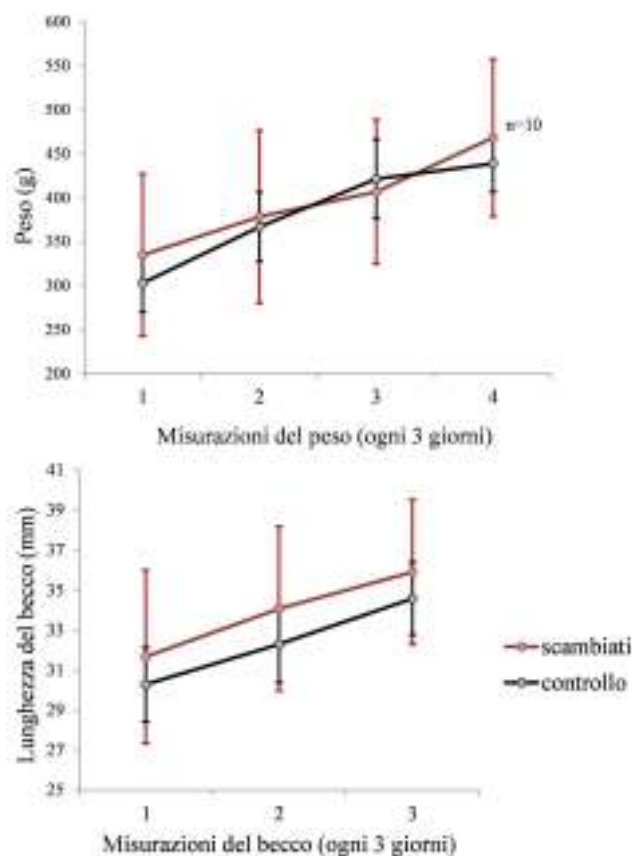
Per quanto riguarda la statistica si è scelta un'analisi della varianza a misure ripetute (GLM) effettuata mediante SPSS 20.0 (SPSS Inc., Chicago, Illinois, U.S.A.).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Le analisi non hanno evidenziato differenze tra il gruppo sperimentale e il gruppo di controllo sia per quanto riguarda l'andamento del peso che l'accrescimento del becco (Fig. 1).

L'esperimento è stato condotto al fine di valutare se i genitori di berta maggiore alimentassero in maniera regolare un pulcino non proprio, o se riconoscendolo non proprio, riducevano l'investimento parentale. Non essendo risultata alcuna differenza di crescita nei parametri misurati tra i pulcini adottati e quelli appartenenti al gruppo di controllo, possiamo asserire che i pulcini adottati siano stati nutriti regolarmente dai genitori adottivi. L'elevata sensibilità olfattiva di questi uccelli, così come quella delle altre specie di Procellariiformi (Bonadonna *et al.* 2004), aiuta loro a ritrovare nelle ore più oscure della notte il proprio nido tra i molti presenti nella colonia. Una spiegazione ai nostri risultati potrebbe quindi essere che l'odore molto forte del nido finisca con il mascherare quello del pulcino, così da indurre l'adulto a nutrirlo come fosse il proprio. I pulcini emettevano comunque vocalizzazioni e queste non hanno avuto effetti sulle modalità di alimentazione da parte dei genitori. Una seconda spiegazione, che non esclude la precedente, consiste nella mancata selezione dei meccanismi atti a un vero e proprio riconoscimento genitore-figlio, alla luce della particolare modalità di riproduzione di questi animali che ha basse probabilità di scambi tra nidiacei; ciò induce il genitore a nutrire il pulcino che trova nel nido indipendentemente dal fatto che sia il proprio. Bisogna inoltre considerare che l'investimento parentale in questa specie è estremamente elevato e che il successo riproduttivo della coppia è rappresentato dalle possibilità offerte all'unico pulcino. Dopo aver investito energie nella deposizione dell'uovo e nella lunghissima incubazione, i genitori intraprendono l'ulteriore lunga fase di allevamento. E' probabile quindi che l'identità del pulcino sia da loro posta in secondo ordine. È da precisare che questo studio è stato condotto nella terza e quarta settimana di vita dei pulcini, per cui non è escluso che il riconoscimento genitore-figlio possa verificarsi solo durante una fase più

avanzata, come suggerito da uno studio di Storey *et al.* (1992) sul gabbiano tridattilo *Rissa tridactyla*, in cui è stato dimostrato che gli adulti iniziano a riconoscere il proprio pulcino solo circa 15 giorni prima dell'involto. È altresì ipotizzabile che lo spostamento del materiale nei nidi in cui avviene lo scambio incrociato sia un elemento chiave per la comprensione del fenomeno dell'adozione e del riconoscimento del nido, come osservato negli uccelli delle tempeste *Hydrobates pelagicus* da Minguez (1997).



**Figure 1:** Andamento del peso e della lunghezza del becco (Media  $\pm$  DS) dei pulcini adottati e dei pulcini di controllo durante il periodo di sperimentazione

## RINGRAZIAMENTI

Il lavoro da campo è stato sostenuto da *Ornis italica* e dal Dipartimento di Scienze Agrarie e Forestali dell'Università di Palermo nell'ambito del progetto LIFE+ Nat/It 00093 "Pelagic Birds".

## BIBLIOGRAFIA

- Bonadonna F., Villafane M., Bajzak C. & Jouventin P., 2004 - Recognition of burrow's olfactory signature in blue petrels, *Halobaena caerulea*: an efficient discrimination mechanism in the dark. *Anim. Behav.*, 67: 893-898.
- Massa B. & Lo Valvo M., 1986 - Biometrical and biological considerations on the Cory's Shearwater *Calonectris diomedea*. In: Medmaravis & Monbailliu (eds), *Mediterranean Marine Avifauna*. Springer-Verlag, Berlin: 293-313.
- Minguez E., 1997 - Olfactory nest recognition by British storm-petrel chicks. *Anim. Behav.*, 53: 701-707.
- Storey A.E., Anderson R.E., Porter J.M. & McCharles A.M., 1992 - Absence of parent-young recognition in kittiwakes: a re-examination. *Behaviour*, 120: 302-323.
- Warham J., 1990 - The petrels: Their ecology and breeding systems. Academic Press, London, 452 pp.



# Il problema dei colombi urbani *Columba livia* affrontato con un esperimento di riduzione della risorsa acqua

SIMONE CALANDRI<sup>1\*</sup>, BERNARDINO RAGNI<sup>2</sup>, FEDERICA ANDREINI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Ufficio Ambiente,  
Comune di Spoleto

<sup>2</sup>Dipartimento di Chimica  
Biologia Biotecnologie,  
Università degli Studi di  
Perugia

\*Autore per la  
corrispondenza: [simone.  
calandri@comunespoletogov.it](mailto:simone.calandri@comunespoletogov.it)

## PAROLE CHIAVE

*Columba livia*,  
popolazione urbana,  
Spoleto

## KEYWORDS

*Columba livia*, urban  
population, Spoleto city

**SUMMARY** / In the town of Spoleto (Umbria), urban population of *Columba livia* is estimated at least 4000 individuals, one of the highest population densities known in the literature. The fresh-water made available by the numerous public fountains, supports this large population; in fact, previous research of behavioral ecology has shown that water is a key resource for the urban pigeon. In this study, we report the results of an experiment involving the temporary removal of this water for a period of 30 consecutive days; this time frame can intercept significant fractions of the reproductive cycle of *Columba livia*. The demographic trend has been monitored through indicators of the population consisting of 5 roost, by 4 counts night, before, during and after the experiment. After good starting results, human- and weather-linked events prevented the project to be successful. However, the counts have shown a significant reduction of pigeons (25%) up to episodes of heavy rain; we believe that under ideal conditions the procedure could have achieved its aim.

**RIASSUNTO** / La popolazione di colombi stanziali entro la cinta urbana di Spoleto è stimata in almeno 4000 individui, con una delle densità più alte note in letteratura. Un precedente studio di ecologia comportamentale propedeutico al progetto di contenimento, ha dimostrato come la principale causa ambientale dell'elevata densità di colombi urbani risiedesse nel cruciale rapporto che la specie stabilisce con l'acqua, una risorsa molto abbondante nel centro storico della città, offerta da numerose fontane e lavatoi pubblici. In questo studio si riportano i risultati di un esperimento di riduzione temporanea della risorsa acqua per un periodo di 30 giorni consecutivi; tale durata consente di intercettare frazioni significative del ciclo riproduttivo del colombo urbano *Columba livia*. L'andamento demografico è stato monitorato tramite la stima numerica di indicatori di popolazione, rappresentati da 5 roost, per mezzo di 4 conteggi notturni precedenti, contemporanei e successivi all'esperimento. Nonostante alcuni problemi tecnico-amministrativi e un periodo di precipitazioni eccezionali, le quantificazioni hanno indicato una significativa riduzione di colombi (25%) fino agli episodi di pioggia abbondante. Sulla base di questi risultati, la stima statistica del tempo necessario per raggiungere il teorico valore "0" degli indicatori di popolazione è stata di 40.4 giorni di riduzione della risorsa acqua.

## INTRODUZIONE

Le popolazioni sinantropiche di *Columba livia* possono assumere aspetti altamente critici per la conservazione del patrimonio storico-artistico-architettonico, per la salute umana e per il pubblico decoro nei centri storici italiani ed europei (Baldaccini & Giunchi 2006). Quella insediata entro la cinta urbana di Spoleto (km<sup>2</sup> 0,75; Umbria) è stimata in almeno 4000 individui, presentando così, una delle densità più alte note in letteratura (NOMISMA, 2003; Ragni *et al.* 2008). Nell'ambito del progetto di controllo di detta popolazione, la sperimentazione di numerosi metodi di cattura e di dissuasione dei colombi non ha portato ad alcun risultato significativo e utile.

Lo studio dell'ecologia comportamentale, sulla base di protocolli d'osservazione e sperimentali, ha portato a constatare la stretta dipendenza di *Columba livia* dall'acqua fresca, ferma

o corrente. La presenza di numerose fontane e lavatoi pubblici funzionanti, uniformemente distribuiti entro la cinta urbana spoletana, può potenzialmente essere considerata il fattore ecologico basilare per tale eccezionale densità di popolazione. *E.g.* la Fontana del Foro risulta essere una delle più frequentate: applicando il *Lincoln-Petersen-Chapman Index* (Krebs 1999) a un campione catturato-marcato-rilasciato è stato possibile stimare in 2192-2561 i colombi gravitanti giornalmente su di essa. Tale fontana è stata sottoposta a un programma di osservazione diretta di 6 ore al giorno per 10 giorni: il numero di contatti Colombo-acqua nei giorni sereni è stato significativamente superiore a quello osservato nei giorni piovosi ( $\chi^2 = 92,34$   $p < 0,001$ ; Grafico 1). La Fontana del Mascherone è risultata la seconda risorsa d'acqua più importante per i colombi spoletani, posta a 250 metri dalla precedente. La chiusura sperimentale della Fontana del Foro ha portato i piccioni a frequentare la seconda, con un conseguente aumento significativo dei frequentatori (senza considerare interferenza umana:  $\chi^2 = 4,8$   $0,01 < p < 0,05$ ; considerando interferenza umana:  $\chi^2 = 37,2$   $p < 0,001$ ; Grafico 2). Osservazioni comparative svolte a Foligno (Umbria) hanno mostrato identici *pattern* eco-etologici dei colombi nei confronti della stessa risorsa, nella fattispecie rappresentata dal fiume Topino che attraversa la città storica.

Pertanto, l'ipotesi di ricerca da sottoporre a test sperimentale è quella secondo la quale: sottraendo alla disponibilità dei colombi l'acqua delle fontane pubbliche cittadine, si ottiene un allontanamento di questi dal centro storico di Spoleto motivato dalla necessità di ricercare nuove fonti idriche. Con la chiusura delle fontane ci si attende quindi una drastica riduzione della popolazione per ridimensionamento dell'attività riproduttiva e per emigrazione: il Colombo rimane legato al luogo di nascita dove torna a nidificare una volta raggiunta la maturità sessuale, quindi sfavorire la nidificazione implica agevolarne lo spostamento definitivo verso luoghi più idonei alla cura e allevamento dei *pulli*.

## METODI

Sono state censite 36 fontane e punti d'acqua nel centro storico o in prossimità di questo, verificandone il funzionamento. L'*optimum* sperimentale prevede un prosciugamento di essi *ad libitum*, il cui unico termine è rappresentato dal raggiungimento degli scopi sperimentali: rimozione completa o altamente significativa della popolazione presente nel centro storico. L'impraticabilità socio-politica del raggiungimento dell'*optimum* sperimentale ha indotto i ricercatori a fissare a 30 giorni consecutivi il periodo sperimentale di essiccamento delle fontane; lasso di tempo che consente di intercettare frazioni significative delle due fasi critiche del ciclo riproduttivo di *C. livia*: deposizione e cova, schiusa e cura parentale, della durata complessiva media di 55 giorni.

In considerazione dei dati disponibili sulle serie storiche regionali delle precipitazioni meteoriche, con particolare riferimento allo Spoletino (regione Umbria, 1997, 2004) il mese di luglio è statisticamente risultato quello più siccitoso dell'anno; quindi il migliore ai fini dell'esperimento. Anche in questo caso, considerazioni socio-politiche hanno indotto a ubicare cronologicamente l'esperimento tra i giorni 3 giugno e 3 luglio. L'andamento della sperimentazione è stato monitorato tramite la stima numerica di indicatori di popolazione, rappresentati da 5 siti, selezionati per fenologia, ubicazione, accessibilità e stabilità. Per ogni sito sono stati effettuati 4 conteggi notturni precedenti l'inizio dell'esperimento, 4 durante l'attuazione dell'operazione e 4 successivamente alla riapertura delle fontane.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

La chiusura dei punti d'acqua ha richiesto almeno 2 giorni (Tab. 1); la prima quantificazione post-chiusura degli indicatori (Tab. 1; Graf. 3) ha registrato una significativa riduzione di colombi ( $\chi^2 = 5,7$   $0,01 < p < 0,05$ ) pari al 24,7%. Successivamente si sono avute gravi, inattese, interferenze nell'offerta d'acqua. La prima consiste nella riapertura della fontana del Mascherone e di quella del Fortilizio dei Molini, due siti strategici, avvenuta almeno 2 giorni prima del secondo conteggio post-chiusura (Tab. 1). Inoltre, tra le 14 e le 16 del giorno in cui è stato effettuato il secondo conteggio notturno, il territorio spoletino è stato interessato da forti precipitazioni (Tab. 1). Da tale giorno, il diciassettesimo dall'avvio dell'operazione Fontisecche, Spoleto, l'Umbria e gran parte della Penisola, sono state investite da precipitazioni piovose, prolungate e abbondanti, a cadenza pressoché giornaliera (Tab. 1). I successivi conteggi degli indicatori certificano la pronta risposta dei colombi alle mutate condizioni dell'habitat: offerta d'acqua abbondante, continua e diffusa; tanto che il loro andamento nel tempo procede in modo profondamente diverso dalle attese (Graf. 3): tra i

giorni 26 e 38 i valori sono tornati nell'intervallo pre-chiusura a causa di aperture abusive di fontane e presenza di precipitazioni; tra i giorni 51 e 67 (riapertura delle fontane e perdurare di precipitazioni meteoriche) il numero dei colombi conteggiati sale all'intervallo superiore, 105-113, per effetto dell'involto dei nuovo nati.

Per quanto riguarda l'esperimento Fontisecche, l'unico tentativo che può essere esperito, al fine di immaginarne l'esito se le condizioni sperimentali previste fossero state rispettate, lo si può leggere nell'equazione:

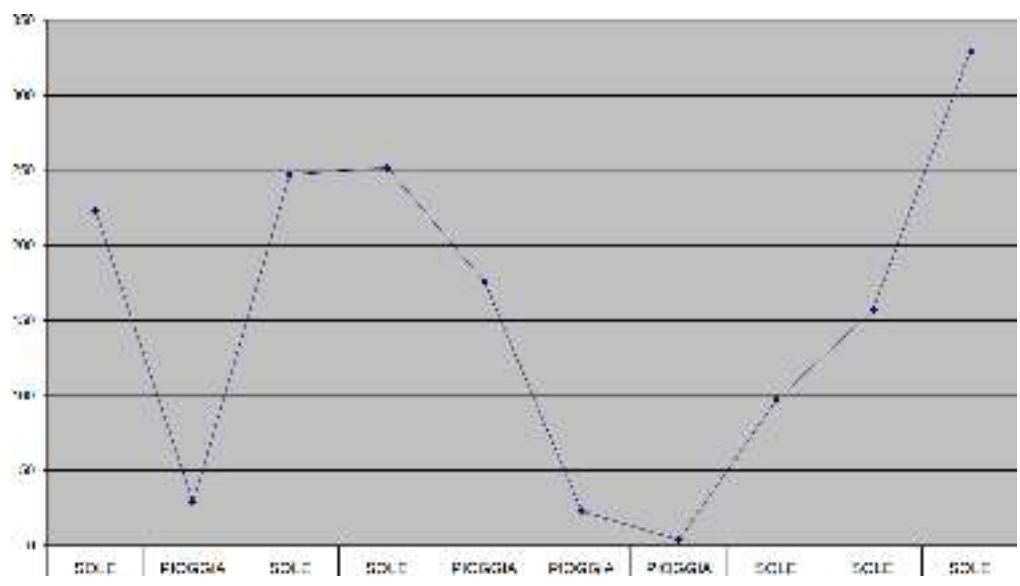
$$y = - 2,3x + 93$$

della retta di regressione lineare ( $R^2=1,0$ ) che lega le uniche due situazioni libere dalle gravi condizioni di perturbazione dell'esperimento: l'ultimo conteggio pre- e il primo conteggio post- chiusura delle fontane. L'algoritmo consente di stimare quanto tempo possa occorrere, in tali condizioni, per raggiungere il teorico valore "0" degli indicatori di popolazione; tale lasso di tempo è stimato in 40,4 giorni: un intervallo non molto distante da quello, arbitrario, proposto dai ricercatori. Concludendo, dal punto di vista concreto, l'esperimento Fontisecche non ha raggiunto lo scopo prefissato, quello di una drastica e durevole riduzione della popolazione sinantropica di *Columba livia* nel centro storico di Spoleto, probabilmente a causa di gravi perturbazioni delle condizioni sperimentali previste. Tuttavia, indicazioni parziali suggeriscono che, in assenza delle anzidette perturbazioni, l'intervento avrebbe potuto funzionare e portare a esito positivo con un tempo di sperimentazione moderatamente più lungo di quello previsto e, aspetto non secondario, del tutto privo di costi pubblici, anzi risparmiando preziosa acqua potabile. I risultati del presente lavoro, seppur non conclusivi e basati su un disegno sperimentale non pienamente realizzato, supportano l'ipotesi secondo la quale la rimozione degli accessi all'acqua nei confronti dei colombi può essere un efficace strumento di gestione volto alla riduzione delle popolazioni cittadine.

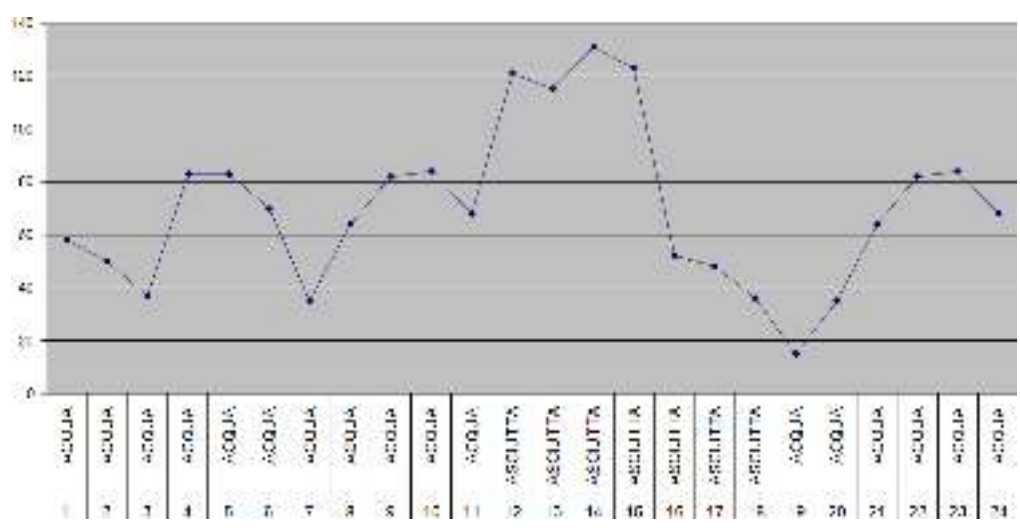
Giorno	N° colombi	Eventi
1	84	Primo conteggio pre-chiusura (26 Maggio)
2		
3	82	Secondo conteggio pre-chiusura
4-5		
6	82	Terzo conteggio pre-chiusura
7		
8	93	Quarto conteggio pre-chiusura
9		Chiusura fontane
10		Chiusura fontane (4 Giugno)
11-17		
18	70	Primo conteggio post-chiusura
19-23		
24		Apertura abusiva Fontane Mascherone e Fortilizio dei Mulini
25		
26	88	Secondo conteggio post-chiusura; Nubifragio
27		Pioggia
28		Pioggia
29		Temporale e pioggia
30		
31		Pioggia
32		Nubifragio
33		Temporale e pioggia
34		
35	90	Terzo conteggio post-chiusura; Pioggia
36		
37		Nubifragio e pioggia
38	86	Quarto conteggio post-chiusura; Temporale e pioggia
39		Apertura fontane (3 Luglio); Temporale e pioggia
40		Apertura fontane; Temporale e pioggia
41		Apertura fontane; Temporale e pioggia
42-50		
51	106	Primo conteggio post-apertura
52-55		
56	105	Secondo conteggio post-apertura
57-62		
63	113	Terzo conteggio post-apertura
64-66		
67	109	Quarto conteggio post-apertura (31 Luglio)

**Table 1:** Esperimento Fontisecche

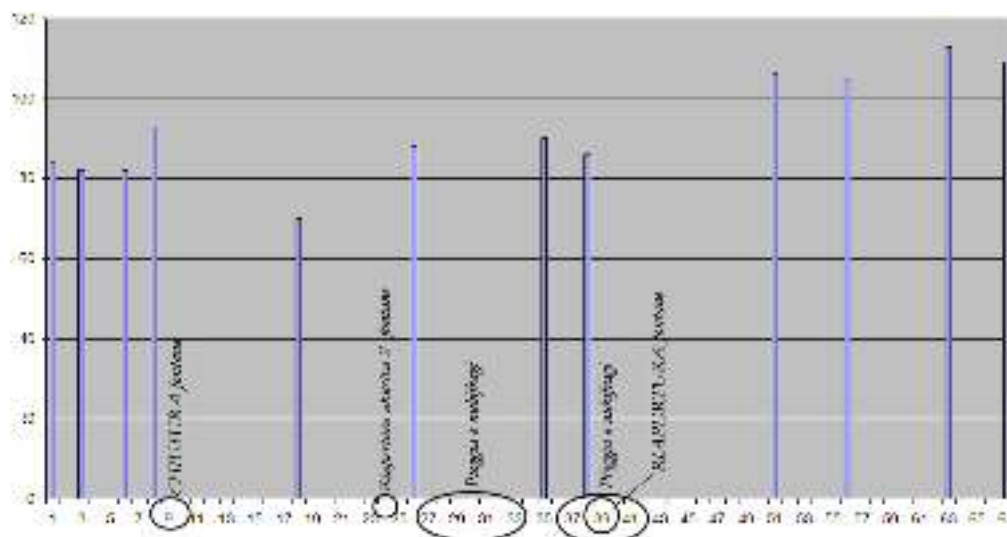




**Figure 1:** Fontana del Foro (Spoleto, Umbria): contatti colombi - acqua in relazione alle giornate piovose (PIOGGIA) e serene (SOLE)



**Figure 2:** Fontana del Mascherone (Spoleto, Umbria): contatti colombi - acqua mentre la vicina Fontana del Foro porta acqua (ACQUA) e non la porta (ASCIUTTA). Tra i giorni 16 e 19 si è verificato un forte e continuo disturbo antropico in prossimità della Fontana del Mascherone che ha spaventato i colombi



**Figure 3:** Esperimento "Fontisecche" (Spoleto, Umbria). Conteggio dei colombi (ascisse) nei 67 giorni (ordinate) di sperimentazione. Chiusura temporanea fontane pubbliche (giorni 10-38) e riapertura definitiva (dal giorno 39)

## BIBLIOGRAFIA

- Baldaccini N. E., Giunchi D., 2006 - Le popolazioni urbane di colombo: considerazioni sulla loro genesi e sulle metodologie di gestione. *Biologia Ambientale*, 20 (2): 125-141.
- Krebs J.C., 1999 - *Ecological Methodology*. Addison Wesley Longman, Menlo Park (CA): 581 pp.
- NOMISMA, 2003 - *Valutazione dei costi economici e sociali dei colombi in ambiente urbano*. Rapporto finale di ricerca. Bologna: 218 pp.
- Ragni B., Calandri S., Andreini F. & Manni A.C., 2008 - Progetto colombo urbano (*Columba livia* forma *domestica*) nel centro storico della città di Spoleto. Università degli Studi di Perugia, Comune di Spoleto, Perugia: 73 pp.
- Regione Umbria, 1997 - *Relazione sullo stato dell'ambiente in Umbria*. Perugia: 344 pp.
- Regione Umbria, 2004 - *Relazione sullo stato dell'ambiente in Umbria*. Perugia: 448 pp.



# Nest characteristics affect microclimate and breeding success of lesser kestrel *Falco naumanni* in the Gela plain

ROSANNA DI MAGGIO<sup>1\*</sup>, DANIELA CAMPOBELLO<sup>1</sup>, ROSARIO MASCARA<sup>2</sup>, MAURIZIO SARÀ<sup>1</sup>

<sup>1</sup>STEBICEF Department (Biological, Chemical and Pharmaceutical Sciences and Technologies), University of Palermo, Italy

<sup>2</sup>Fondo Siciliano per la Natura, via Popolo, 6, 93015, Niscemi (Caltanissetta, Italy)

\*Autore per la corrispondenza: [rosanna.dimaggio@gmail.com](mailto:rosanna.dimaggio@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Falco naumanni*, Sicilia, colonialità facoltativa, temperatura nel nido, umidità

## KEYWORDS

*Falco naumanni*, Sicily, facultative coloniality, nest temperature, humidity

**SUMMARY** / Microclimate is an important factor for nest site selection and it influences breeding success. Secondary-cavity nesters are compelled by nest site availability to select existing nest structures to optimize microclimate conditions. The lesser kestrel is a colonial raptor breeding in pseudo-steppe habitats. It does not build a nest but breeds under roof tiles or wall crevices of rural buildings. We studied 45 nest sites in five lesser kestrel *Falco naumanni* colonies located in the Gela Plain (Sicily). We measured microclimate by placing thermo loggers inside nests so that we could record temperature and relative humidity every hour, from laying to fledging period. Our results revealed a significant effect of nest orientation and nest type on the relative humidity, with the highest values in nests under tiles placed in N-NW sides. Temperature was higher in hole nests than in those under tiles. Nest orientation and nest type created a specific microclimate that affected the reproductive outcome. In particular, a nest under tiles in a S-SE side had a higher hatching success while a nest in a hole in a S-SE side had a higher chance to produce more fledglings.

**RIASSUNTO** / Il microclima è un importante aspetto della selezione del sito di nidificazione e influenza il successo riproduttivo. Specie che non costruiscono il nido ma usano strutture preesistenti (*secondary-cavity nesters*) sono particolarmente limitate dalla disponibilità del sito riproduttivo poiché obbligate a selezionare strutture già esistenti al fine di ottimizzare le condizioni microclimatiche. Il grillaio è un rapace coloniale che nidifica in habitat pseudo-steppici. Nidifica sotto le tegole dei tetti o nei buchi di edifici rurali abbandonati. In questo lavoro abbiamo studiato 45 nidi in cinque colonie di grillaio situate nella Piana di Gela. Il microclima del nido è stato rilevato inserendo dei sensori termici, in modo da registrare temperatura e umidità relativa ogni ora del giorno, dalla deposizione delle uova all'involo dei pulcini. I risultati rivelano un effetto dell'esposizione e della tipologia di nido sull'umidità relativa con i valori più alti nei nidi sotto le tegole esposte a N-NO mentre la temperatura risulta più alta nei buchi rispetto alle tegole. L'esposizione e la tipologia di nido creano uno specifico microclima che sembra influenzare il successo riproduttivo. In particolare, un nido sotto le tegole esposte a S-SE presenta un maggiore tasso di schiusa mentre un nido in un buco esposto a S-SE invola più pulcini.

## INTRODUCTION

Specific microclimate within the nest (i.e. temperature and humidity) is an important factor driving nest site selection and might influence breeding success (Martin 1998; Lloyd & Martin 2004). Some birds seem to actively choose certain cavities but not all birds build their own nests (Robert *et al.* 2010). Secondary-cavity nesters are compelled by nest site availability to select existing nest structures that minimize predation pressures while protecting eggs and chicks against climatic variations (Sarà *et al.* 2012). Such species may optimize microclimate by selecting specific nest sites characterized by specific exposures associated with suitable thermal characteristics. Several studies have in fact shown the importance of nest location and orientation with regard to solar radiation (e.g. Lloyd & Martin 2004). Nest microclimate can have important influences on parental reproduction in secondary cavity nesting birds. The lesser kestrel *Falco naumanni* is a small raptor breeding in colonies of variable size

(2-60 pairs, Catry *et al.* 2011; Sarà 2010) in pseudo-steppe habitats, choosing its hole-nest in cliffs, under roof tiles or wall crevices of rural buildings (Di Maggio *et al.* 2013). It does not build a nest but lays its eggs directly on the cavity floor after scraping the substrate. This species, former considered vulnerable, has recently changed its conservation status to “least concern”, due to conservation actions in part of its range (Iñigo & Barov 2011). Also, the Gela plain lesser kestrel population, the largest in Sicily, has grown consistently over the last decade (Sarà 2010). In this species little is known about the effects of nest thermal characteristics on reproductive success, so the aims of this study are: 1) to determine the relationship between microclimate and nest site characteristics; 2) to evaluate whether and how nest site characteristics affects lesser kestrel breeding success.

## METHODS

The Gela plain, located in south-eastern Sicily (Italy, 37°07'N, 14°19'E), is one of the largest plains in Italy (about 474 km<sup>2</sup>). Due to limited precipitation (350 mm/year), the agricultural landscape is composed of a mosaic of pseudo-steppes dominated by artichoke *Cynara* spp. fields and non-irrigated crops. Across the plain, numerous rural buildings, often partially destroyed or abandoned, host lesser kestrel nests (Di Maggio *et al.* 2014). Each colony is usually composed of a single building, or two or more small houses very close, but with different sides.

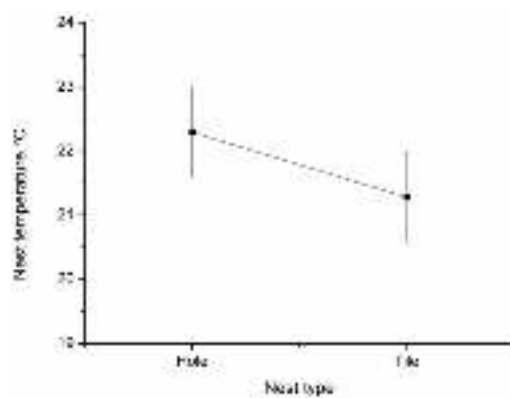
The study was conducted in 2010, from April to July. We studied 45 nests in five lesser kestrel colonies of different size. Colonies were located within two different areas of the plain: the core area, where the surface of all cropland land uses was  $\geq 50\%$  within a radius of 500 m around the colony and an altitude between  $0 \leq 100$  m a.s.l. and the edge, where the cropland area was  $< 50\%$  and the altitude  $> 100$  m a.s.l. We measured nest microclimate by setting thermo loggers, so that temperature and relative humidity of the nest were recorded each day every hour, from the laying (April-May) to the fledging period (June-July). Each nest was checked at least 3-4 times in order to record the number of eggs and nestlings and then to measure hatching and fledging rates.

We used a generalized linear mixed model (GLMM, McCullagh & Searle 2000) with a normal distribution and an identity link function to describe the relationship between microclimate and the following features: 1) colony location, 2) nest-type and 3) nest orientation. Moreover, we used a second GLMM to test the relationship between hatching and fledging rate and nest characteristics. In both analyses we included colony and nest identities as random effects.

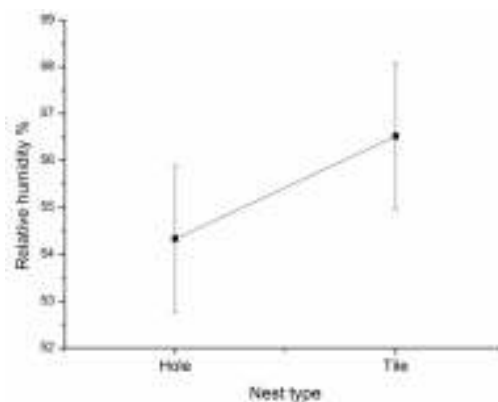
## DISCUSSION

Our results revealed a significant effect of nest type (tiles or wall holes) on the temperature inside nests with higher temperatures in holes than under tiles (Fig. 1, Tab. 1). Furthermore, we recorded an effect of nest orientation and nest type on the relative humidity with the highest values in nests under tiles placed in N-NW sides (Fig. 2 - 3, Tab. 2). We did not find any effect of the colony location on both temperature and relative humidity (Tab. 1 - 2), and this result suggested that differences in habitat and topography (i.e. altitude) did not reflect a relevant change in microclimate inside nests.

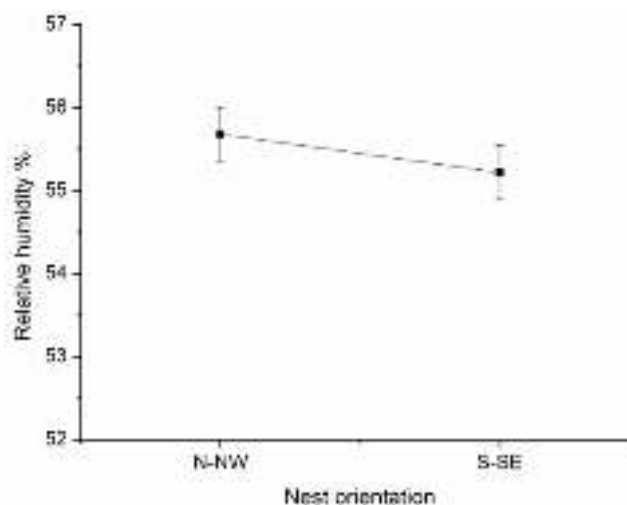
Nest orientation and type determined when and for how long a nest is exposed to direct solar radiation and wind. Additionally, nest orientation largely determined temperature and humidity within the nest. Other factors (e.g., parent presence or number of chicks) are warranted of further investigation for their potential effect on microclimate. Nest orientation and nest type resulted in a specific microclimate, affecting the reproductive success. In particular, a nest under tiles in a S-SE building side would have a higher hatching success (GLMM,  $F_{\text{side}} = 3.114$ ,  $P < 0.001$ ,  $F_{\text{type}} = 63.87$ ,  $P < 0.001$ ); additionally a nest in a hole in a S-SE side had a higher chance to produce more fledglings (GLMM,  $F_{\text{side}} = 9.569$ ,  $P < 0.001$ ,  $F_{\text{type}} = 5.634$ ,  $P < 0.001$ ; Fig. 4 - 5). Nest type and nest exposure compensate humidity, as a drier nest type (hole) in a wetter side (N-NW) should have the same relative humidity than the reverse combination (tile nest in dry S-SE side). Nest site characteristics (i.e. type and orientation) have in turn a strong impact on reproductive success through their effects on microclimate. This latter could in conclusion minimize thermal requirements of eggs and nestlings and improve reproductive success.



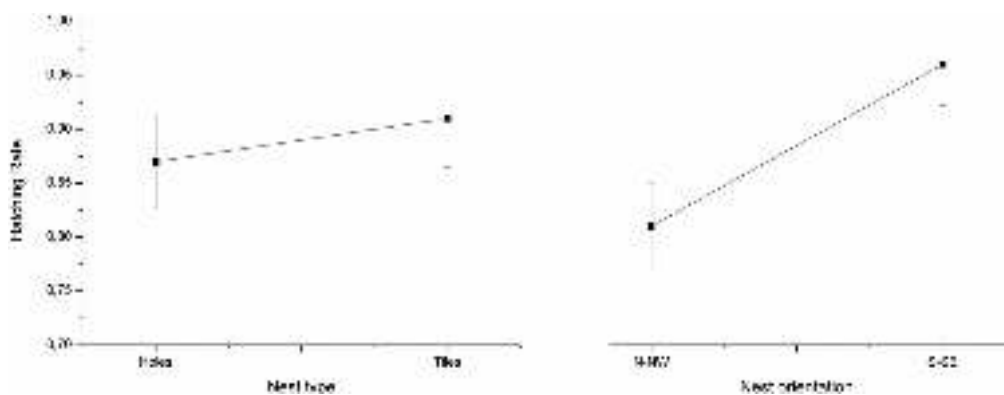
**Figure 1:** Temperature inside lesser kestrel nests as a function of nest type (GLMM, N = 45)



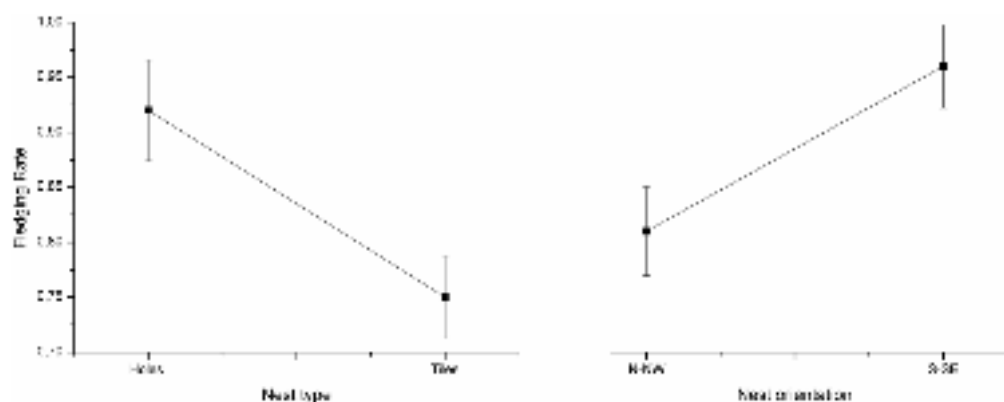
**Figure 2:** Relative humidity inside lesser kestrel nests as a function of nest type (GLMM, N = 45)



**Figure 3:** Relative humidity inside lesser kestrel nests as a function of nest orientation (GLMM, N = 45)



**Figure 4:** Hatching rate of lesser kestrel as a function of nest type and nest orientation (GLMM, N = 45)



**Figure 5:** Fledging rate of lesser kestrel as a function of nest type and nest orientation (GLMM, N = 45)

Explanatory variable	Parameter estimate	F	P
Intercept	20.588		1.000
Colony location	0.483	1.628	0.202
Nest type	1.242	612.208	< <b>0.001</b>
Nest orientation	0.073	3.614	0.570

**Table 1:** Effects of colony location, nest type and nest orientation on temperature (°C) measured inside lesser kestrel nests (GLMM, N = 45). In bold variables that significantly predicted nest temperatures

Explanatory variable	Parameter estimate	F	P
Intercept	51.922		0.999
Colony location	-0.892	0.445	0.505
Nest type	-2.557	293.127	< <b>0.001</b>
Nest orientation	6.366	30.905	< <b>0.001</b>

**Table 2:** Effects of colony location, nest type and nest orientation on relative humidity (%) measured inside lesser kestrel nests (GLMM, N = 45). In bold: variables that significantly predicted relative humidity

## ACKNOWLEDGEMENTS

We greatly thank Stefano Triolo, Joëlle Tysseire and Laura Zanca, for assistance during field work. This project was supported by the Italian Ministry of Education, University and Research (PRIN 2010/2011, 20108 TZKHC).

## BIBLIOGRAPHY

- Catry I., Franco A. M. A. & Sutherland W. J., 2011 - Adapting conservation efforts to face climate change: Modifying nest-site provisioning for Lesser Kestrels. *Biol. Cons.*, 144 (3): 1111-1119.
- Di Maggio R., Campobello D. & Sarà M., 2013 - Nest aggregation and reproductive synchrony promote Lesser Kestrel *falco naumanni* seasonal fitness. *J. of Ornithol.*, 154: 901-910.
- Di Maggio R., Mengoni C., Mucci N., Campobello D., Randi E. & Sarà M., 2014 - Do not disturb the family: roles of colony size and human disturbance in the genetic structure of Lesser Kestrel. *J. Zool.*, In press.
- Iñigo A. & Barov B., 2011 - *Action plan for the Lesser Kestrel Falco naumanni in the European Union*. SEO-BirdLife & BirdLife International for the European Commission.
- Lloyd J. D. & Martin T. E., 2004 - Nest-site preference and maternal effects on offspring growth. *Behav. Ecol.*, 15 (5): 816-823.
- Martin T. E., 1998 - Are microhabitat preferences of coexisting species under selection and adaptive? *Ecology*, 79: 656-670.



- McCullagh P. & Searle S. R., 2000 - *Generalized Linear and Mixed Models*. Wiley-Interscience, New York.
- Robert M., Vaillancourt M. A. & Drapeau P., 2010 - Characteristics of nest cavities of Barrow's Goldeneyes in eastern Canada. *J. Field Ornithol.*, 81: 287–293.
- Sarà M., 2010 - Climate and land-use changes as determinants of Lesser Kestrel *falco naumanni* abundance in mediterranean cereal steppes (Sicily). *Ardeola*, 57(SPEC. DECEMBER): 3-22.
- Sarà M., Campobello D. & Zanca L., 2012 - Effects of nest and colony features on Lesser Kestrel (*falco naumanni*) reproductive success. *Avian Biol. Res.*, 5 (4): 209-217.



# Cure parentali nell'aquila reale *Aquila chrysaetos* e nel gipeto *Gypaetus barbatus* in una popolazione delle Alpi italiane

FRANCESCA DIANA<sup>1\*</sup>, LUCA PEDROTTI<sup>1</sup>, FABIANO SARTIRANA<sup>1</sup>, PAOLO TROTTI<sup>1</sup>, LORIS GALLI<sup>2</sup>, ENRICO BASSI<sup>1\*\*</sup>

<sup>1</sup>Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio  
Via De Simoni 42, 23032 Bormio (SO)

<sup>2</sup>Università degli Studi di Genova Corso Europa 26, 16132 Genova

\*Autore per la corrispondenza: [francesca.diana84@yahoo.it](mailto:francesca.diana84@yahoo.it)

\*\*Autore per la corrispondenza: [enrico.bassi76@gmail.com](mailto:enrico.bassi76@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

Alpi, *Aquila chrysaetos*, *Gypaetus barbatus*, biologia riproduttiva, cure parentali, comportamento

## KEYWORDS

Alps, *Aquila chrysaetos*, *Gypaetus barbatus*, breeding biology, parental care, behaviour

**SUMMARY** / A field research on golden eagle *Aquila chrysaetos* and bearded vulture *Gypaetus barbatus* was performed during 2008-2011 in Stelvio National Park (central Alps, Northern Italy), focusing on time budget of breeding pairs of both species. The study area hosts a breeding population of 14 pairs of golden eagle and 4 pairs of bearded vulture, nesting at short distance. During 4 field seasons, 16 breeding events of golden eagle and 11 of bearded vulture have been monitored for 289 observation days and behaviour patterns of nesting adults of both species were recorded, analysed and compared. Data analysis included the application of linear mixed models. Results were compared between species and with other study areas. Time dedicated to parental cares significantly differed between sexes and species. In both species females spent more time than males in parental cares activities, but golden eagle females dedicated 65% of time in parental cares and males 33%, while bearded vulture females 54% and males 38%. Differences between species might be linked to different feeding behaviour, use of the territory and climatic conditions occurred in the respective breeding period.

**RIASSUNTO** / Nel quadriennio 2008-2011, nell'area del Parco Nazionale dello Stelvio e del suo intorno (Alpi centrali italiane), sono stati condotti studi approfonditi inerenti le cure parentali delle coppie riproduttive di aquila reale e gipeto. L'area di studio ospita 4 coppie di gipeto e 14 coppie di aquila reale, nidificanti tra loro a breve distanza. Nel corso di 4 stagioni di campo sono state monitorate 16 nidificazioni di aquila reale e 11 nidificazioni di gipeto, durante 289 giornate di osservazione. Nell'ambito dello studio sono stati registrati, confrontati e analizzati i comportamenti parentali di entrambe le specie, utilizzando modelli lineari misti. I risultati sono stati paragonati con quelli di altre aree di studio e si sono confrontati i comportamenti delle due specie. Il tempo dedicato alle cure parentali differisce significativamente tra le due specie e tra maschio e femmina. In entrambe le specie la femmina dedica più tempo alle cure parentali rispetto al maschio, ma le femmine di aquila reale utilizzano il 65% del tempo in tali attività e i maschi il 33%, mentre nel gipeto le femmine dedicano il 54% del tempo alla prole rispetto al 38% dei maschi. Le differenze tra le specie potrebbero essere connesse alle differenti modalità di ricerca del cibo, all'uso del territorio e alle rispettive condizioni climatiche registrate durante il periodo riproduttivo.

## INTRODUZIONE

Sui rapaci, una grande mole di studi disponibili in letteratura riguarda la densità, l'uso dell'habitat, la dieta e il successo riproduttivo mentre ricerche per l'analisi e la quantificazione del comportamento parentale sono assai rare sia per la difficoltà di indagine sia per l'elevato sforzo di campo richiesto (Collopy 1984; Margalida & Bertran 2000).

Dal 2004, nel Parco Nazionale dello Stelvio (PNS) e nel suo intorno, è in corso un monitoraggio intensivo delle popolazioni di aquila reale *Aquila chrysaetos* e gipeto *Gypaetus barbatus*. Oltre al monitoraggio ordinario delle coppie nidificanti, tra il 2008 e il 2011, si è inoltre impostato un programma di ricerca mirato ad approfondire alcuni aspetti del comportamento e della biologia riproduttiva delle due specie. In particolare, la presente ricerca ha permesso di raccogliere informazioni sulle attività parentali degli adulti impegnati nel ciclo riproduttivo,

come i tempi di cova e la frequenza dei cambi al nido, in rapporto con il sesso del genitore, con le fasi del ciclo riproduttivo (cova, periodo di post-schiusa e pre-involo) e con la fascia oraria. Informazioni di dettaglio, non considerate nel presente lavoro, sono state raccolte anche sull'alimentazione, lo sviluppo dei giovani e l'influenza dell'attività antagonistica tra le due specie sul comportamento parentale e sulla produttività (Bassi *et al.*, *in stampa*). Per quanto riguarda il gipeto i dati raccolti sono, al momento, gli unici disponibili a livello dell'arco alpino.

## AREA DI STUDIO

L'area di studio è localizzata nelle Alpi centrali italiane e comprende il settore lombardo del Parco Nazionale dello Stelvio (60.126 ha) in alta Valtellina (SO) e alta val Camonica (BS) e alcune valli laterali poste nell'intorno del Parco. L'area, caratterizzata dall'abbondanza di estese pareti rocciose calcaree e metamorfiche, boschi di conifere, prati-pascoli e praterie alpine d'alta quota, ospita elevate densità medie di ungulati selvatici (6,7 camosci/km<sup>2</sup>, 5-25 cervi/km<sup>2</sup> e 1150 stambecchi; Carro & Pedrotti 2010). Siti di alimentazione artificiale non sono mai stati allestiti. Nell'area di studio sono presenti 14 territori di aquila reale e 4 di gipeto (Bassi 2011).

## METODI

Il comportamento degli adulti di aquila reale e gipeto impegnati nelle cure parentali è stato studiato per 4 stagioni riproduttive (2008-2011) nel corso delle seguenti tre fasi: cova (aquila reale 42 giorni; gipeto 53-55 giorni), post-schiusa (aquila reale 21 giorni; gipeto 28 giorni) e pre-involo (dalla fine della fase di post-schiusa fino all'involo).

I dati sono stati raccolti tramite osservazione diretta (*focal sampling*) dei nidi attivi in ciascuna stagione riproduttiva utilizzando binocoli 10-12 x e cannocchiali 20-60 ingrandimenti. In generale, in etologia, il metodo del campionamento focale (*focal sampling* o campionamento dell'animale focale) consiste nell'osservazione di un solo individuo per un periodo di tempo stabilito (Martin & Bateson 1986), durante il quale vengono annotate tutte le sue azioni (*time budget*). Nell'ambito della presente ricerca sono stati utilizzati come animali focali entrambi gli adulti e i nidiacei di ciascuna delle coppie riproduttive, osservabili da punti fissi di osservazione; i comportamenti registrati sono stati standardizzati e archiviati tramite la compilazione di schede di rilevamento.

I punti fissi di osservazione erano posti a distanza compresa tra i 300 e i 2250 m dai nidi occupati di aquila reale (media= 1.071 m  $\pm$  677) e tra i 1000 e i 2510 m dai nidi usati dal gipeto (media= 1.251 m  $\pm$  430), in modo da non arrecare disturbo alla nidificazione. Maschio e femmina sono stati distinti in base a criteri morfologici, comportamentali e ai segni di muta.

Per l'osservazione dei nidi (16 di aquila reale e 11 di gipeto) sono stati complessivamente spesi 289 giorni di campo; 145 per l'aquila reale (1132 h) e 144 per il gipeto (1133 h), con una durata media delle osservazioni pari a 7,8 h.

Le variabili comportamentali registrate durante tale periodo sono state suddivise in "discontinue" e "continue". Le attività discontinue sono *pattern* comportamentali di durata relativamente breve che possono essere approssimati come punti nella linea temporale, la cui caratteristica saliente è la frequenza, espressa come numero di eventi per unità di tempo. Le attività discontinue analizzate, espresse come frequenza giornaliera (numero per giornata), sono stati i cambi al nido e il trasporto di cibo al nido. Sono state invece considerate come attività continue quelle azioni la cui caratteristica principale è la durata del singolo *pattern* comportamentale, espressa in unità di tempo (minuti).

Le principali attività continue registrate durante le osservazioni oggetto di analisi sono state: cova delle uova, riscaldamento del nidiaceo e sua alimentazione (tempo dedicato alla preparazione del cibo, all'imbeccata e all'alimentazione attiva da parte del giovane), sorveglianza (controllo del nidiaceo da parte dell'adulto, senza comportamenti di riscaldamento o alimentazione) e l'insieme delle cure parentali (somma di tutti i precedenti comportamenti riferiti agli adulti).

Per il confronto della significatività statistica delle eventuali differenze nel *time budget* (espresso come percentuale di attività dedicate alle cure parentali) nelle due specie, e in relazione al sesso e alla fase di sviluppo del giovane, sono stati utilizzati modelli lineari misti.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Nelle coppie seguite di aquila reale il periodo compreso tra la deposizione e l'involto è durato in media 117 giorni (*range* 111-129 giorni), mentre in quelle di gipeto è risultato di durata significativamente maggiore con una media di 176 giorni (*range* 162-193 giorni).

Nell'aquila reale si sono registrati 126 cambi al nido con una media di 2,5/giorno nella fase di cova (N= 87) e di 1,1 nella fase di post schiusa (N= 39).

Per il gipeto sono stati osservati 166 cambi al nido (media: 1,2 cambi/giorno), con una media più alta, pari a 1,6, nelle fasi di cova (N= 69) e post schiusa (N= 36).

Il numero di episodi di trasporto prede al nido per giornata da parte dell'aquila reale è stato pari a 0,4 nel periodo di post schiusa e 0,5 in fase di pre-involto (N= 56); 31 di questi, si riferiscono alla femmina (55%), 2 ad adulti indeterminati (4%) e 23 al maschio (41%).

Tali dati risultano sensibilmente inferiori a quanto riportato per l'Idaho (USA) da Collopy (1984), che indica una media di 1,2 prede/giorno nel periodo di cova, 1,5 dalla schiusa alla quinta settimana del giovane, 2,6 tra la sesta e l'ottava settimana e 1,6 nelle ultime settimane prima dell'involto.

Nel gipeto entrambi i membri della coppia hanno contribuito al trasporto di cibo al nido: la femmina nel 50% dei casi osservati (N= 18) e il maschio 44,4% (N= 16), gli adulti indeterminati sono stati solo 2.

Dalla deposizione all'involto, gli adulti di entrambe le specie mostrano un comportamento parentale simile, per quanto riguarda il tempo totale dedicato alla prole. Durante la fase di cova e nei primi giorni successivi alla schiusa, l'attività di riscaldamento è costante mentre, con il progredire dello sviluppo del pulcino, si osserva una graduale diminuzione, fino alla definitiva cessazione nel periodo che precede l'involto. Il tempo percentuale medio dedicato alla cova, rispetto al tempo totale di osservazione compreso tra la deposizione e l'involto, risulta significativamente differente tra le due specie (F= 4.00; p= 0.0461); il gipeto (stima  $\pm$  e.s.= 0,33  $\pm$  0,015) investe più tempo in tale comportamento rispetto all'aquila reale (stima  $\pm$  e.s.= 0,29  $\pm$  0,014).

Nell'aquila reale, nel periodo compreso tra la schiusa e l'involto, il pulcino è stato nutrito dalla femmina per il 76,1% del tempo (con un tempo medio di imbeccata o di preparazione del cibo di 19 minuti); dal maschio per il 15,7% (tempo medio 14 minuti) e da un adulto indeterminato per l'8,2%. La prima osservazione di giovane che si nutre da solo è avvenuta dopo 40-51 giorni dalla schiusa, sulla media dei nidi osservati.

Nel gipeto, nei primi giorni dopo la schiusa, il pulcino viene nutrito dall'adulto per un tempo massimo consecutivo di 70 minuti. Durante la fase di post schiusa il pulcino è stato nutrito dalla femmina per il 75,5% e dal maschio per il 24,5%.

Nella fase di pre-involto il pulcino è stato nutrito dalla femmina per il 65,8% e dal maschio per il 34,2%. Nel gipeto, la prima osservazione di un giovane che si nutre autonomamente è stata registrata a 66 giorni di vita.

In entrambe le specie, sul totale delle osservazioni, le femmine (ff), dalla cova fino all'involto, investono più tempo nelle cure parentali (intese come comprensive di cova delle uova, riscaldamento, protezione da predatori e alimentazione del nidiaceo) rispetto ai maschi (mm), (stima percentuale di tempo su tempo totale  $\pm$  e.s. ff = 0,476  $\pm$  0,013; stima percentuale di tempo su tempo totale  $\pm$  e.s. mm = 0,304  $\pm$  0,013; F= 90,97; p< 0,001).

Tenendo conto del totale del tempo che è stato dedicato alle cure parentali da parte delle due specie durante le osservazioni, per ciascuna specie, le percentuali suddivise per sesso sono risultate le seguenti: aquila reale: ff 65,1, mm 32,8, indet. 2,1; gipeto: ff 54,4, mm 37,8, indet. 7,8.

Analogamente le femmine di aquila reale sono risultate più dedite alle cure parentali rispetto ai maschi, nelle prime tre settimane di vita del pulcino (ff 71,6%, mm 23,7%, indet. 4,7%) e, in maniera quasi esclusiva, nella fase di preinvolto (ff 95,1%, mm 4,9%).

Analoghi risultati sono stati ottenuti sulle Alpi svizzere tramite l'osservazione di 19 nidificazioni di aquila reale (per un totale di 583 ore spese sul campo), in cui la femmina occupava il nido per il 70,8%  $\pm$  14,9% del tempo giornaliero mentre il maschio per il 18,4  $\pm$  15,5% (Jenny 1992).

Nel gipeto invece il contributo del maschio alle cure parentali (espresso come percentuale di tempo dedicato alle cure parentali su tempo totale di osservazione) è percentualmente maggiore rispetto al maschio di aquila reale (stima  $\pm$  e.s. aquila reale 0,192  $\pm$  0,019; stima  $\pm$  e.s. gipeto 0,273  $\pm$  0,018; F= 5,04; p= 0,025).

Trattando i dati in maniera analoga all'unico studio disponibile sul gipeto per l'Europa (Pirenei spagnoli, Margalida & Bertran 2000), in cui entrambi i sessi contribuivano in egual misura alle cure parentali (ff  $52 \pm 6,6\%$ ; mm  $48 \pm 6,6\%$ ;  $t_6 = -0,64$ ; ns), nella presente indagine il tempo dedicato alle cure parentali è risultato invece più sbilanciato verso le femmine ( $61 \pm 8,4\%$ ) rispetto ai maschi ( $39\% \pm 8,4\%$ ).

Una possibile interpretazione della differenza tra le due aree di studio deriva dal fatto che, nel Parco Nazionale dello Stelvio, le temperature medie di gennaio (mese che coincide con l'inizio della cova del gipeto in tale area di studio) sono notevolmente inferiori rispetto a quelle pirenaiche (media delle minime: Alpi  $-12,2$  vs Pirenei  $-5^\circ\text{C}$ ). Le maggiori dimensioni della femmina potrebbero infatti garantire un più efficace isolamento termico; l'influenza del clima sembra avvalorata anche dal fatto che nel Parco Nazionale dello Stelvio, nell'ambito del presente studio, non sono mai state osservate interruzioni del riscaldamento di uova e nidiacei.

Nel gipeto i tempi di cova, che comunque risultano più equamente distribuiti tra i due sessi rispetto a quanto avviene nell'aquila reale, possono essere una diretta conseguenza delle modalità di ricerca del cibo la cui localizzazione risulta di più difficile previsione (Margalida & Bertran 2000). Infatti gli adulti di gipeto per individuare carcasse e singole ossa disperse nel territorio perlustrano aree molto estese (nel Parco Nazionale dello Stelvio la stima dell'*home range* di ciascuna coppia di gipeto è pari a 300-500 km<sup>2</sup>, Bassi *ined.*), investendo un tempo maggiore nella ricerca di cibo rispetto all'aquila reale, che utilizza territori di caccia generalmente posti a distanze inferiori dai propri siti di nidificazione. Tale spiegazione giustificerebbe anche il motivo per cui il numero di cambi al nido per giornata sia inferiore nel gipeto rispetto a quanto registrato per l'aquila reale.

#### RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano il Consorzio del Parco Nazionale dello Stelvio, il Corpo Forestale dello Stato - C.T.A. di Bormio e la Società Tersia s.r.l. di Savona per aver contribuito al finanziamento della ricerca nel corso di tre anni consecutivi. Un particolare ringraziamento a Heinrich Haller, Giuseppe Bogliani e David Jenny per i preziosi suggerimenti e consigli nell'impostazione della ricerca.

#### BIBLIOGRAFIA

- Bassi E., 2011 - Sintesi del censimento contemporaneo di aquila reale (*Aquila chrysaetos*) e gipeto (*Gypaetus barbatus*) nell'ambito dei progetti di monitoraggio delle popolazioni nidificanti nel settore lombardo e trentino del Parco Nazionale dello Stelvio. Anni 2004-2011. Parco Nazionale dello Stelvio. Relazione interna, 46 pp.
- Bassi E., Diana F., Sartirana F., Trotti P., Galli L. & Pedrotti P. 2015. - Analisi del successo riproduttivo dell'aquila reale (*Aquila chrysaetos*) nel Parco Nazionale dello Stelvio in relazione al ritorno del gipeto (*Gypaetus barbatus*) sulle Alpi. Pedrini P., Rossi F., Bogliani G., Serra L. & Sustersic A. (a cura di) 2015. XVII Convegno Italiano di Ornitologia: Atti del convegno di Trento. Ed. MUSE, 174 pp..
- Carro M. & Pedrotti L. (a cura di), 2010 - Atlante del Parco Nazionale dello Stelvio.
- Collopy M., 1984 - Parental care and feeding ecology of Golden eagle nestlings. *Auk*, 101:753-760.
- Margalida A. & Bertran J., 2000 - Breeding behaviour of the Bearded Vulture *Gypaetus barbatus*: minimal sexual differences in parental activities. *Ibis*, 142: 225-234.
- Martin P. & Bateson P., 1986 - *Measuring Behaviour: an introductory guide*. Cambridge University Press, Cambridge.
- Watson J., 1997 - *The Golden eagle*. T&D Poyser, London.

# Interference between great cormorants *Phalacrocorax carbo* and herons *Ardea cinerea* breeding in syntopy in NW Italy

ALESSANDRA GAGLIARDI<sup>1\*</sup>, DANIELA CASOLA<sup>2</sup>, DAMIANO PREANTONI<sup>2</sup>, LUCAS WAUTERS<sup>2</sup>, ADRIANO MARTINOLI<sup>2</sup>, MAURO FASOLA<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Istituto-Oikos, via Crescenzago 1 - 20134 Milano

<sup>2</sup>Dipartimento di Scienze Teoriche e Applicate, Università degli Studi dell'Insubria, via Dunant 3 - 21100 Varese

<sup>3</sup>Dipartimento Scienze Terra Ambiente - Università degli Studi di Pavia, via Ferrata 1 - 27100 Pavia

\* Autore per la corrispondenza: [alessandra.gagliardi@uninsubria.it](mailto:alessandra.gagliardi@uninsubria.it)

## PAROLE CHIAVE

*Phalacrocorax carbo*, *Ardea cinerea*, siti di nidificazione, interazioni fra specie, andamento di popolazione, Italia nord-occidentale

## KEYWORDS

*Phalacrocorax carbo*, *Ardea cinerea*, nesting site, interactions between species, population trend, north-west Italy

**SUMMARY** / Most of the colonies of great cormorant in Italy are located in sites already used by breeding grey herons and other colonial *Ardeidae*. We analyzed data from long term monitoring programs of breeding colonial herons and great cormorants (performed by the research group “Garzaie Italia”, and the Cormorant Colony Count Group) and field data collected in a sample of colonies where the two species breed in syntopy, in order to check any potential pattern of interference. In detail, we investigated the long-term trend in the number of grey heron nests in the colonies with and without cormorants, the spatial overlap of the nest distribution among species and the vertical distribution of the nests. The arrival of the great cormorant seems to have two effects on co-breeding grey herons: a gradual diminution of the number of grey heron nests and a gradual spatial and vertical segregation between the two species inside the same colony.

**RIASSUNTO** / Molte delle colonie di cormorano *Phalacrocorax carbo* in Italia sono insediate in aree occupate anche da airone cenerino *Ardea cinerea*. In questo lavoro analizziamo in modo congiunto i dati raccolti nell’ambito del programma di monitoraggio delle colonie di *Ardeidae* coloniali in Italia nord-occidentale e i dati rilevati in colonie ove le due specie sono compresenti per verificare se la presenza del cormorano influenza l’andamento delle popolazioni di airone cenerino e la distribuzione spaziale dei nidi di questa specie all’interno delle colonie. Abbiamo inoltre rilevato il posizionamento dei nidi di cormorano e airone cenerino come sovrapposizione topografica e come tipo di alberi e altezze, in sei colonie. L’arrivo del cormorano sembra aver causato una graduale diminuzione dell’airone cenerino nelle colonie miste, e una graduale segregazione orizzontale e verticale nella localizzazione dei nidi delle due specie. Queste interferenze si sono manifestate nonostante l’apparente disponibilità di ampie superfici di ambiente idoneo alla nidificazione, e non occupate. Abbiamo in programma di estendere i rilevamenti a tutte le colonie di cormorano di Piemonte e Lombardia, al fine di confermare queste interferenze tra specie coloniali.

## INTRODUCTION

The mainland breeding population of great cormorant in Italy has increased rapidly since early 1990s, and the breeding population for whole Italy in 2013 was estimated at around 4000 occupied nests in 48 colonies (Volponi & CorMoNet.it, 2013), mainly located in the north and particularly in Lombardy, where 10 colonies had 1100 breeding pairs in 2013. Most colonies in Northwestern Italy are located in protected areas (natural reserves, regional or natural parks, sites of the Natura 2000 network), and frequently in sites that had been already used for a long time by breeding grey herons *Ardea cinerea* and by other colonial *Ardeidae*. In NW Italy (Lombardy and Piedmont), 21 cormorant colonies out of 25 are located in heronries, of which 5 with grey herons only and 16 plurispecific with 2 to 6 species of herons and egrets, in a landscape strongly urbanized and exploited for agricultural activities.

Since the availability of sites suitable for colonially breeding water birds, i.e. sites wetlands safe from human disturbance, is limited (Fasola & Alieri, 1992), we predicted possible neg-



ative interactions between great cormorants and grey herons, since these species tend to use the same forest strata for breeding. In this study we investigate whether the recent establishment of great cormorant exhibits any pattern of interference, that could affect the settlement of the herons and the cormorants in their colony sites. In detail, we aimed to check: (i) the long-term trend in the number of grey heron nests in the colonies without vs. those with cormorants; (ii) the spatial overlap of the nest distribution among species; (iii) the vertical distribution of the nests.

## METHODS

Data from a long term monitoring program (from 1972 to 2012) of the breeding colonial *Ardeidae* throughout Northwestern Italy (performed by the research group “Garzaie Italia”, see Fasola et al., 2011), and from nest counts of great cormorant in Italy (Volponi & the Cormorant Colony Count Group, 2011) were used for time series and cross correlation analysis, using the R environment (R Core Team, 2013). The time series analysis was performed on the number of nests in the heronries within the breeding range of the cormorant in NW Italy (160 sites with grey herons, and 22 colonies with cormorants, from 1972 to 2012). The time series data of colonies with both cormorants and grey herons were aligned before cross correlation analysis, (for each colony the year of great cormorant establishment was set as year zero).

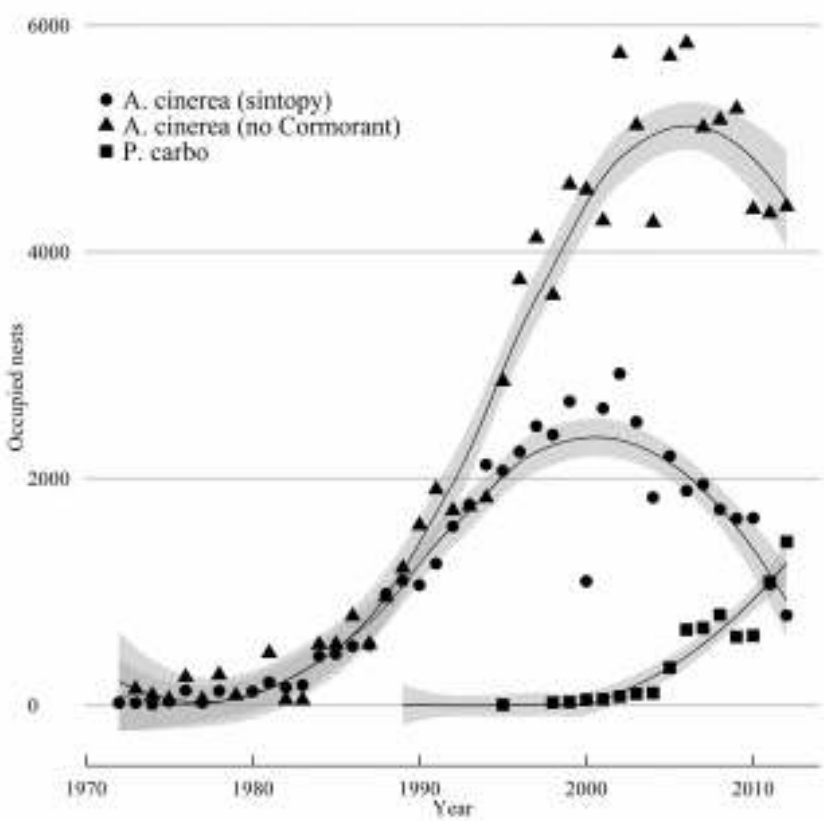
Between early April and late July 2013, we explored the potential effects of great cormorant establishment on the spatial distribution of the herons breeding in six colonies that differed in the year of settlement of cormorants (from recent establishment to long-time presence of the species). All trees with nests were located and mapped using GPS. Each occupied nest on each tree was assigned to the cormorant, the grey heron or to other *Ardeidae* species, by identifying the occupants (nestlings or adults), or when they were not in sight by nest shape and size. The overlap between cormorants and grey herons in each colony was estimated by producing a 5 m buffer around each tree occupied by the two species, and by calculating the surface area of the intersection\*s between these buffers for each species, weighted by the total surface area of the colony. The vertical distribution of the nests of the two species was investigated, using a random sample of at least 30 trees in each of 6 colonies. Nest height and tree height were measured using a hypsometer. Data were analyzed by ANOVA, testing the effects of species, site and the species/site interaction.

## RESULTS AND DISCUSSION

The time series analysis revealed a marked increase in the total number of great cormorant nests since first breeding, as well as a continuing positive trend of the grey heron in the colonies without cormorants. In contrast to this positive trend, the number of grey herons nesting in colonies with cormorants showed a sharp decreasing trend (Fig. 1). The shift in the grey heron trend was concomitant with the increase of the number of cormorant breeding pairs. This is confirmed by the results of cross-correlation analysis of time series data: the presence of cormorants affected grey herons (as shown by the cross correlation coefficient exceeding the significant threshold  $r = 0.4$ ) four years after cormorant settled in the same colonies. The decreasing trend of the grey herons, noticeable since about 2005 even in the colonies without great cormorants, reflects a recent generalized decline of the species throughout the entire NW Italy (unpublished results of the “Garzaie-Italia” research group).

The analysis of the spatial overlap in the areas used by cormorants and by grey herons (Tab. 1) showed high overlap in the colonies of recent cormorant nesting settlement (e.g. the colony “Brescia centro” where cormorants first bred in 2011, overlap proportion = 61%), while lower overlap was registered in the colonies where cormorants had been present since long (e.g. “Zerbaglia” where cormorants bred since 2005, overlap proportion = 20%). A particular case is represented by the “Brabbia” colony, where there was no overlap between the two species in 2013, due to the gradual dislocation of the heronry that started in 2004, after the first settlement of cormorant in the area. In all the surveyed colonies, the longer was the time elapsed since the breeding settlement by cormorants; the lower was the overlap between the nesting areas of the two species. The relationship between overlap proportion and years since the initial cormorant breeding settlement can be modeled by a hyperbolic regression ( $\text{Overlap} = S/\text{Year}$ ,  $t_{(5)} = 4.12$ ;  $p = 0.0092$ ), with the S parameter (representing the rate of overlap) estimated as  $S = 0,330 < 0,878 < 1,426$ .

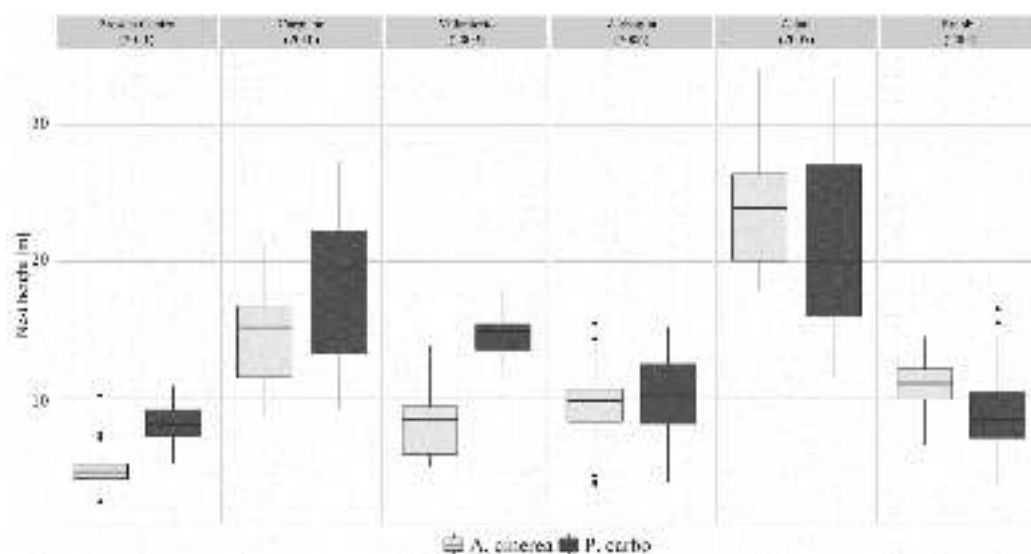
The analysis of nest height of the two species, a two-way ANOVA with “species” and “site” as fixed factors and “nest tree species” as random factor, did not show any random effect of the tree species. Thus, a fixed factor ANOVA was carried out, which showed that great cormorant nests were placed significantly higher (average  $13.21 \pm 5.60$  m,  $N = 439$ ) than those of the grey heron (average  $10.78 \pm 6.76$  m,  $N = 346$ ;  $F_{(4,864)} = 121.27$ ,  $p < 0.0001$ ). The “site” variable also has an effect, i.e. nests of the two species were placed at different heights on a per-site basis ( $F_{(6,864)} = 460.42$ ,  $p < 0.0001$ ). Time elapsed since breeding cormorant arrival seems again to affect the vertical distribution of the two species (species/site interaction  $F_{(13,864)} = 15.53$ ,  $p < 0.0001$ ), as resulted for the spatial overlap. In colonies with recent breeding cormorant settlement, the great cormorant nests were higher than those of the grey heron, and the differences in nest height between the two species seem to decrease in the colonies where the two species have coexisted for a longer period (Fig. 2).



**Figure 1:** Trends 1992-2012 in the total number of nests of great cormorant (squares) and of grey heron in the heronries without cormorants (triangles) and in those with cormorants (dots) within NW Italy. Continuous line: LOESS smoothing (5 year moving window local regression)

Colony name	Coordinates	Proportion of spatial overlap	Year of settlement of the great cormorant
Brescia centro (BS)	45.507 N, 10.238 E	61	2011
Carpiano (MI)	45.326 N, 9.243 E	20	2010
Villanterio (PV)	45.213 N, 9.354 E	0	2009
Zerbaglia (LO)	45.271 N, 9.642 E	20	2006
Zelata (PV)	45.242 N, 9.003 E	11	2005
Brabbia (VA)	45.776 N, 8.713 E	0	2004

**Table 1:** Spatial overlap between the great cormorant and the grey heron, in the surface area occupied by the two species in mixed colonies



**Figure 2:** Box plots of nest height of Grey Heron and Cormorant, arranged from left to right in order of recent (colonies to the left of the graph) or longer (colonies to the right) colonization by the Great Cormorant

## CONCLUSIONS

In conclusion, in the six sampled colonies, the arrival of the great cormorant seems to have two effects on co-breeding grey herons: a gradual diminution of the number of grey heron nests and a gradual spatial and altitudinal segregation between the two species inside the same colony. The Italian breeding population of the great cormorant is still now only a small fraction of the overall European one (less than 1%), well under the natural carrying capacity, and if its population will further increase, we can expect stronger effects on the distribution and number of breeding grey herons. The interference between these two species occurs despite an apparent abundance of the available breeding sites, since the surface area of the colony is only a small fraction of the apparently suitable woodland, at least in some colonies e.g. “the “Zelata” colony. We plan to extend our survey to all the heronries with cormorant in the study area, in order to confirm these interference patterns.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors would like to thank all the collaborators to the long term monitoring programs, the “Cormorant Colony Count” and the “Garzaie Italia” research groups.

## BIBLIOGRAPHY

- Fasola M. & Alieri R., 1992 - Conservation of heronry sites in North Italian agricultural landscapes. *Biological Conservation*, 62: 219-228.
- Fasola M., Merli E., Boncompagni E. & Rampa A., 2011 - Monitoring heron populations in Italy, 1972-2010. *Journal of Heron Biology and Conservation*, 1 (8): 1-10. [www.heronhonservation.org/vol1/art8](http://www.heronhonservation.org/vol1/art8)
- R Core Team, 2013 - R: A language and environment for statistical computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.R-project.org>
- Volponi S. & CorMoNet.it, 2013 - Status of the breeding population of Great Cormorants in Italy in 2012. – In: Bregnballe T., Lynch J., Parz-Gollner R., Marion L., Volponi S., Paquet J-Y. & van Eerden M.R. (eds.) 2013. *National reports from the 2012 breeding census of Great Cormorants Phalacrocorax carbo in parts of the Western Palearctic*. IUCN-Wetlands International Cormorant Research Group Report. Technical Report from DCE – Danish Centre for Environment and Energy, Aarhus University. No. 22: 59-64.

# Trend della popolazione di topino *Riparia riparia* nel Parco del Po e della Collina Torinese

GIULIA MASOERO<sup>1\*</sup>, ALBERTO TAMIETTI<sup>2</sup>, ENRICO CAPRIO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento di Scienze  
della Vita e Biologia dei  
Sistemi, Università di  
Torino

<sup>2</sup>Parco del Po e della  
collina Torinese

\*Autore per la  
corrispondenza: [giulia.  
masoero@gmail.com](mailto:giulia.masoero@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Riparia riparia*, Parco del  
Po e della Collina torinese

## KEYWORDS

*Riparia riparia*, Po Park,  
Collina torinese Park

**SUMMARY** / The sand martin *Riparia riparia* is a trans-saharian migrant passerine. This species is classified as “vulnerable” in the 2011 Red List of the Birds breeding in Italy and its population are declining in all Europe. The present study shows the results of a ten years monitoring on a sand martins breeding population along the southern Po river in Turin. This research was promoted by the Po and Collina Torinese Natural Park. The birds were captured and ringed at breeding sites within the Park and the capture-mark-recapture data collected from 2002 to 2012 were analysed with the software MARK v 6.1 to obtain survival rates. The annual survival rates were related to two meteorological indices, the Sahel rainfall index and the North Atlantic Oscillation (NAO) index. The results showed an average survival rate of 33.8%. The annual survival rate resulted related to the two climatic indices during some of the most important periods of sand martins life; Sahel rainfall index during wintering and NAO index during breeding and autumn migration.

**RIASSUNTO** / Il topino *Riparia riparia* è un passeriforme migratore trans-sahariano classificato come “vulnerabile” nella Lista Rossa 2011 degli Uccelli nidificanti in Italia con popolazioni in declino in tutta Europa. Il presente lavoro mostra i risultati di uno studio decennale sulla nidificazione del topino lungo il Po a sud di Torino, condotto dal Parco del Po e della Collina torinese attraverso l’innestamento a scopo scientifico nelle colonie di nidificazione. I dati di cattura-marcatura-ricattura raccolti dal 2002 al 2012 sono stati analizzati con il software MARK v. 6.1 al fine di ottenere i dati relativi al tasso di sopravvivenza. Il tasso di sopravvivenza annuale ottenuto è stato poi messo in relazione con gli indici meteorologici di Oscillazione Nord Atlantica (NAO) e di piovosità del Sahel. I risultati ottenuti mostrano complessivamente un tasso di sopravvivenza medio pari al 33.8%. Il tasso di sopravvivenza annuale è risultato dipendere in maniera significativa dalla piovosità del Sahel durante lo svernamento e dall’indice NAO durante il periodo riproduttivo e la migrazione autunnale.

## INTRODUZIONE

Il topino *Riparia riparia* è un migratore trans-sahariano comune in Italia durante la stagione riproduttiva. Studi recenti hanno dimostrato che il clima dei quartieri di svernamento africani è un fattore di importanza cruciale nel ciclo annuale di un gran numero di uccelli migratori su lunga distanza. Uno dei fattori più importanti che appare collegato con la loro sopravvivenza è la piovosità della regione del Sahel.

Durante il nostro studio abbiamo analizzato la relazione tra clima e sopravvivenza durante tutto il ciclo vitale di adulti di topino, con particolare attenzione ai quattro eventi fondamentali: lo svernamento, la nidificazione e le migrazioni.

## AREA DI STUDIO

L'area studiata è situata a sud di Torino, compresa nei comuni di Carignano, Carmagnola, Lombriasco, La Loggia e Moncalieri. Il territorio ricade nei confini del Parco del Po e della Collina torinese ed è tutelato come parco regionale dal 1990 (L.R. 28/90 e successive modificazioni).

È stato preso in esame un tratto di fiume Po e gli impianti di estrazione di sabbia e ghiaia (cave) presenti lungo il corso del fiume stesso. Il tratto in esame presenta una lunghezza lineare totale di 13 km e sono presenti 14 cave, 9 delle quali hanno presentato nidificazioni di topino nel corso dello studio.

L'ambiente fluviale è caratterizzato da un'area di bosco ripariale (saliceto) lungo le sponde del fiume. Quest'area, di dimensioni ridotte, separa il fiume stesso dalla pianura coltivata a mais, cereali vernini, soia e pioppeti.

L'ambiente di cava attiva è invece costituito da un lago artificiale le cui sponde sono oggetto di ripristino ambientale finalizzato a ottenere boschi planiziali, ripariali o fasce arbustive. Questo occupa la maggior parte area della cava. Una parte di estensione minore è dedicata agli impianti produttivi, con cumuli di sabbia e pietrisco, nastri trasportatori e piazzali e strade per l'accumulo o il trasporto degli inerti.

## METODI

Tra il 2002 e il 2012 nei mesi di maggio, giugno e luglio si sono svolte le operazioni di cattura e inanellamento in 9 cave attive di sabbia e ghiaia adiacenti al fiume Po. Per l'analisi dei dati di cattura-marcatura-ricattura è stato utilizzato il programma MARK, utilizzando il modello *Cormack-Jolly-Seber* (Cormack 1964; Jolly 1965; Seber 1965). Una volta marcati gli animali vengono rilasciati e quindi catturati nuovamente, riconosciuti, e rilasciati. Ogni incontro è caratterizzato da una probabilità di sopravvivenza fra quello precedente e quello successivo. Questo parametro è detto  $\Phi_i$ . Il parametro  $pp$  rappresenta invece la probabilità di ricatturare l'animale in quell'occasione (Cooch & White 2012).

Il tasso di sopravvivenza annuale è stato messo in relazione con l'indice di piovosità del Sahel e l'indice di oscillazione Nord-Atlantico (NAO) utilizzando modelli lineari generalizzati univariati (GLM). Come dati di riferimento per l'indice NAO sono stati utilizzati gli indici mensili e stagionali di Hurrell.

## RISULTATI

Sono stati catturati 2254 individui adulti, per un totale di 314 individui ricontrollati negli anni successivi. Questi dati sono stati analizzati con il programma MARK utilizzando come modello di partenza, un modello in cui tasso di sopravvivenza ( $\Phi$ ) e di ricattura ( $p$ ) variano con il tempo ( $t$ ) (Cormack 1964; Jolly 1965; Seber 1965). Il test di *Goodness of Fit* ( $\chi^2_{21} = 12.1793$ ;  $P = 0.9347$ ) indica che il modello descrive i dati in maniera efficace.

I modelli possibili per le variabili di sopravvivenza e di probabilità sono i quattro modelli per cui esse variano, o meno, in dipendenza dal tempo (Tab. 1).

Il modello più probabile è quello con il minor valore di AICc e quindi quello in cui la sopravvivenza rimane costante di anno in anno mentre cambia la probabilità di cattura.

Il modello  $\Phi\Phi(.)p(t)$  ci consente quindi di fornire una stima della probabilità di sopravvivenza non dipendente dal tempo. I modelli  $\Phi\Phi(t)p(.)$  e  $\Phi\Phi(t)p(t)$  hanno valore di AICc molto simili e quindi confrontabili. Per il confronto con i dati del clima si è scelto il modello  $\Phi\Phi(t)p(t)$ .  $\Phi\Phi(t)p(t)$  dipendente dal tempo rappresenta la probabilità di sopravvivenza di anno in anno. Il risultato dei GLM effettuati per valutare la relazione tra tasso di sopravvivenza annuale e indice di piovosità del Sahel di ogni mese ha individuato una relazione significativa con il mese di ottobre ( $Beta = 0.00127$ ,  $SE = 0.0005$ ,  $p < 0.05$ ).

I GLM effettuati per valutare la relazione tra tasso di sopravvivenza annuale e indice NAO stagionale hanno individuato come modello migliore quello con i mesi di giugno, luglio e agosto (NAO\_JJA) ( $Beta = 0.13465$ ,  $SE = 0.04358$ ,  $p < 0.05$ ). I GLM tra il tasso di sopravvivenza annuale e gli indici NAO mensili hanno evidenziato una relazione significativa con l'indice NAO del mese di settembre ( $Beta = -0.13950$ ,  $SE = 0.01933$ ,  $p < 0.001$ ).

## DISCUSSIONE

Dall'analisi dei dati di inanellamento si ottiene una probabilità di sopravvivenza del 33.8%, risultato simile a quanto rilevato da Cowley e Siriwardena (2005) (31% per i maschi e del 29% per le femmine) oppure in quello di Norman e Peach (2013) 38% per i maschi e 31% per le femmine. Il risultato da noi ottenuto è conforme alle stime pubblicate derivanti dai ritrovamenti di uccelli morti non sessati in Gran Bretagna (35,4%; Dobson, 1990), che suggeriscono che il nostro studio non ha eccessivamente sottostimato la vera sopravvivenza (Norman & Peach 2013).

Il tasso di sopravvivenza annuale fornisce invece valori che oscillano di anno in anno, passando da una sopravvivenza minima del 10.3% nel 2011 a una sopravvivenza massima del 53.7% nel 2007.

Le popolazioni europee di topino svernano nel Sahel occidentale (Mead 1979; Robinson *et al.* 2008) e il ruolo di tale area nello svernamento e nella preparazione al volo trans-sahariano in primavera è essenziale (Szép 1995). L'indice di piovosità del Sahel fornisce una misura indiretta delle condizioni di abbondanza delle aree umide a cui è legata l'alimentazione del topino sia in migrazione sia durante lo svernamento (Morel & Morel 1992).

I nostri risultati sono in accordo con quanto si riscontra in bibliografia: il tasso di sopravvivenza annuale, infatti, è influenzato dalla variazione della piovosità del Sahel, in particolare con la piovosità nel mese di ottobre. Anche in studi precedenti la piovosità nel Sahel occidentale è correlata con le variazioni annuali della sopravvivenza (Robinson *et al.* 2008).

La relazione positiva tra le variazioni nel tasso di sopravvivenza annuale e l'indice NAO dei mesi di giugno, luglio e agosto potrebbe significare che in quel periodo un indice NAO con valori positivi favorisce la sopravvivenza dei topini. Nell'area del Mediterraneo, valori positivi nella stagione estiva indicano una maggiore piovosità (Bladé *et al.* 2012). Un clima umido, con più precipitazioni, potrebbe impedire l'eccessivo disseccamento di corsi d'acqua e aree umide, fondamentali per la dieta insettivora dei topini. Nel periodo riproduttivo (giugno e luglio) un'adeguata alimentazione è necessaria poiché consente all'individuo di nutrire sufficientemente se stesso e i piccoli. In agosto è necessaria a consentire al topino di accumulare il grasso che gli fornirà le energie necessarie a compiere la migrazione.

Di particolare interesse è la relazione negativa tra la sopravvivenza e l'indice NAO di settembre, mese in cui avviene la migrazione verso i territori di svernamento. Con indice NAO positivo e quindi maggiori precipitazioni nel Mediterraneo diminuirebbe quindi la sopravvivenza dei topini. In questo caso non sono stati trovati lavori precedenti che analizzassero questa relazione. Una possibile spiegazione è che le piogge eccessive ritardino la migrazione obbligando il topino a fermarsi per lunghi periodi. Soste obbligate e prolungate in aree non idonee come siti di stop-over potrebbero causare fenomeni di competizione intra- e interspecifica per le risorse disponibili, come è stato dimostrato per la migrazione attraverso il golfo del Messico (Moore & Yong 1991).

I risultati ottenuti evidenziano che la componente climatica è un elemento importante nella sopravvivenza del topino. In ogni periodo dell'anno le condizioni atmosferiche influenzano la popolazione considerata, favorendone o sfavorendone la sopravvivenza.

Modello	AICc	Delta AICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num. Par	Deviance
$\Phi\Phi(.)p(t)$	1196.3454	0	0.99229	1	11	44.6692
$\Phi\Phi(t)p(.)$	1207.1475	10.8021	0.00448	0.0045	11	55.4713
$\Phi\Phi(t)p(t)$	1207.7988	11.4534	0.00323	0.0033	19	39.9043
$\Phi\Phi(.)p(.)$	1234.7593	38.4139	0	0	2	101.1934

**Table 1:** Modelli per la sopravvivenza e la probabilità di cattura

**BIBLIOGRAFIA**

- Bladé I., Liebmann B., Fortuny D. & Van Oldenborgh G.J., 2012 - Observed and simulated impacts of the summer NAO in Europe: implications for projected drying in the Mediterranean region. *Climate Dynamics*, 39: 709-727.
- Cooch E. & White G., 2012 - *Program Mark: a gentle introduction*. Evan Cooch & Gay White Eds, 11th Revision.
- Cormack R.M., 1964 - Estimates of survival from the sighting of marked animals. *Biometrika*, 51: 429-438.
- Cowley E. & Siriwardena G.M., 2005 - Long-term variation in survival rates of Sand Martins *Riparia riparia*: dependence on breeding and wintering ground weather, age and sex, and their population consequences. *Bird Study*, 52: 237-251.

- Dobson A.P., 1990 - Survival rates and their relationship to life-history traits in some common British birds. *Curr. Ornithol.*, 7: 115–146.
- Jolly G.M., 1965 - Explicit estimates from capture-recapture data with both death and immigration -stochastic model. *Biometrika*, 52: 225-247.
- Mead C.J., 1979 - Colony fidelity and interchange in the Sand Martin. *Bird Study*, 26: 99-107.
- Moore F.R. & Yong W., 1991 - Evidence of food-based competition among passerine migrants during stopover. *Behavioral Ecology And Sociobiology*, 28: 85-90.
- Norman D. & Peach W.J., 2013 - Density-dependent survival and recruitment in a long-distance Palaearctic migrant, the Sand Martin *Riparia riparia*. *Ibis*, 155: 284-296.
- Robinson R.A., Balmer D.E. & Marchant J.H., 2008 - Survival rates of Hirundines in relation to British and African rainfall. *Ringing & Migration*, 24: 1–6.
- Seber G.A.F., 1965 - A note on the multiple recapture census. *Biometrika*, 52: 249-259.



# Andamento demografico del re di quaglie *Crex crex* nell'Italia nord-orientale

PAOLO PEDRINI<sup>1\*</sup>, MATTIA BRAMBILLA<sup>1</sup>, FABRIZIO FLORIT<sup>2</sup>, GIANFRANCO MARTIGNAGO<sup>3</sup>, FRANCESCO MEZZAVILLA<sup>3</sup>, GIANLUCA RASSATI<sup>4,5</sup>, GIANCARLO SILVERI<sup>3</sup>

<sup>1</sup>Muse - Museo delle Scienze, Sezione di Zoologia dei Vertebrati, Corso del Lavoro e della Scienza 3 - 38123 Trento, Italy

<sup>2</sup>Regione autonoma Friuli Venezia Giulia, Direzione centrale risorse rurali, agroalimentari e forestali, Servizio caccia, risorse ittiche e biodiversità, Ufficio studi faunistici, via Sabbadini 31, 33100 Udine

<sup>3</sup>Associazione Faunisti Veneti, C/o Museo Civico di Storia Naturale S. Croce 1730 - 30135 Venezia

<sup>4</sup>Via Udine 9 - 33028 Tolmezzo (UD)

<sup>5</sup>Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia, Ispettorato agricoltura e foreste di Tolmezzo, Via San Giovanni Bosco 8 - 33028 Tolmezzo (UD)

\*Autore per la corrispondenza:  
[paolo.pedrini@muse.it](mailto:paolo.pedrini@muse.it)

## PAROLE CHIAVE

*Crex crex*, agricoltura, Alpi orientali, prati

## KEYWORDS

*Crex crex*, Eastern Alps, agriculture, grassland

**SUMMARY** / We counted by means of nocturnal censuses the number of corncrake *Crex crex* calling males in selected sample areas in north-eastern Italy (Trentino, Veneto, Friuli Venezia Giulia), in an area considered to be the species' stronghold in Italy. Counts were done in June-July, in the period 2000-2012. Population trend was modelled under a Generalised Estimating Equation (GEE) approach. Despite some differences in population trend across regions (with the trend being more dramatic in Trentino and Veneto), the species showed a significant decline during 2000-2012, a period that is considered as favourable to the species at the European level. This contrast with the general trend of the species suggested that local factors are involved in driving the species decline; in particular, unsustainable mowing management and agricultural intensification in general are likely the most impacting factors. Also land abandonment and, at a more local scale, urbanization, disturbance and overgrazing may be associated with the species decline.

**RIASSUNTO** / Abbiamo censito in orario notturno il numero di maschi cantori di re di quaglie *Crex crex* in aree campione selezionate in Italia nord-orientale (Trentino, Veneto, Friuli Venezia Giulia), in un'area ritenuta la roccaforte della specie a livello nazionale. I censimenti sono stati svolti in giugno-luglio, nel periodo 2000-2012. Il trend della popolazione è stato modellizzato utilizzando un approccio di tipo *Generalised Estimating Equation* (GEE). Nonostante alcune differenze nel trend della specie tra le regioni (con un declino più evidente in Trentino e Veneto), la specie ha mostrato un decremento significativo nel periodo 2000-2012, che generalmente è considerato un periodo favorevole alla specie a scala europea, con trend positivo nella maggior parte dei casi. Questo contrasto con il trend generale della specie suggerisce la presenza di fattori locali responsabili del declino della specie; in particolare, pratiche di sfalcio non sostenibili e intensificazione dell'agricoltura in generale rappresentano i fattori più probabilmente importanti nel determinare il trend negativo della specie. Anche l'abbandono delle aree agricole marginali e, a una scala più locale, urbanizzazione, disturbo e pascolo eccessivo sono probabilmente tra le cause concomitanti del declino.

## INTRODUZIONE

Il re di quaglie *Crex crex* è una specie di grande interesse conservazionistico (SPEC 1; BirdLife International 2004), legata ad ambienti prativi in larga parte dell'Eurasia (Cramp & Simmons 1980), dove è un visitatore estivo diffuso ma scarso alle medie latitudini. La popolazione europea della specie ha subito un drammatico declino durante i secoli XIX e XX (Green *et al.*, 1997a; BirdLife International, 2004), le cui cause sono probabilmente soprattutto l'intensificazione dell'agricoltura e la sua meccanizzazione, lo sfalcio precoce, i cambiamenti nelle pratiche agricole (Cramp & Simmons 1980; Broyer 1987; Keiřs 2003; Rassati & Rodaro 2007; Moga *et al.* 2010). Dagli anni Novanta, diverse popolazioni hanno mostrato segni di ripresa e incremento (O'Brien *et al.* 2006; Keiřs 2003), mentre altre hanno proseguito il declino.

In Europa centrale e occidentale, dove il re di quaglie appare legato agli ambienti prativi da sfalcio (prati umidi, pascoli), nell'ultimo ventennio la specie ha mostrato segnali di recupero in buona parte del suo areale; per l'Italia mancano però dati complessivi aggiornati a scala nazionale, anche se dalla metà degli anni Novanta sono stati promossi sia monitoraggi a scala nazionale che studi locali, i quali hanno permesso di quantificare la popolazione, definire gli habitat di nidificazione e la distribuzione, di fatto quasi esclusivamente limitata alla

regione alpina centro orientale (vedi Gustin *et al.* 2009 e riferimenti ivi citati). Con questo contributo abbiamo analizzato il trend demografico della specie nella fascia prealpina e alpina di Trentino, Veneto e Friuli Venezia Giulia, dove si rinviene la gran parte della popolazione italiana.

## METODI

Abbiamo utilizzato i dati raccolti durante censimenti notturni dei maschi cantori, condotti a partire dall'anno 2000 in alcuni siti campione ritenuti rappresentativi della distribuzione regionale della specie. Stante l'esistenza di variazioni nel corso della stagione riproduttiva di abbondanza locale e distribuzione (Rassati 2001, 2004, 2009; Brambilla & Pedrini 2011; Pedrini *et al.* 2012), abbiamo considerato dati il più possibile omogenei dal punto di vista del periodo di censimento, scegliendo i censimenti "tardivi" (giugno-luglio), in quanto gli unici disponibili per quasi tutti gli anni indagati per tutte e tre le regioni considerate dallo studio.

Le analisi sono state condotte attraverso un approccio di tipo Generalised Estimating Equations, utilizzando il software TRIM (TRENds & Indices for Monitoring data) 3.54. L'approccio adottato da TRIM è quello delle *generalized estimating equations*, che consentono di stimare valori per i dati mancanti, tenendo conto di *overdispersion* e autocorrelazione seriale (Pannekoek & Van Strien 2001; Soldaat *et al.* 2007; Ludwig *et al.* 2008). Abbiamo fissato pari a 1 il valore dell'indice di popolazione per il 2000, primo anno considerato. Il modello utilizzato è stato *linear trend* con *stepwise selection* dei *changepoints*, utilizzando i valori di probabilità proposti di default dal programma, dal momento che tale modello di trend rappresentava in generale quello statisticamente migliore (v. anche Pedrini *et al.* 2012; Brambilla & Pedrini 2013), e inserendo la regione come covariata, per verificare l'esistenza di diversità nell'andamento demografico tra le tre aree, e tenerne conto nell'elaborazione del trend complessivo.

## RISULTATI

Il trend complessivo della specie nel suo principale areale italiano nel periodo 2000-2012 appare negativo, con una significativa tendenza al declino e alcune fluttuazioni (Fig. 1). In generale, si assiste a un calo con un accenno di ripresa nel 2007-2008, seguito da nuovo declino.

Tuttavia, emergono forti discrepanze a livello regionale (Tab. 1), confermate dall'effetto significativo del fattore regione nel modello complessivo ( $p = 0.005$ ). In particolare, si evidenzia un marcato declino in Trentino e in Veneto, mentre la situazione, per quanto riguarda il Friuli, risulta sostanzialmente stabile, sebbene i dati dei censimenti precoci suggeriscano un calo anche in questa regione (vedi sotto).

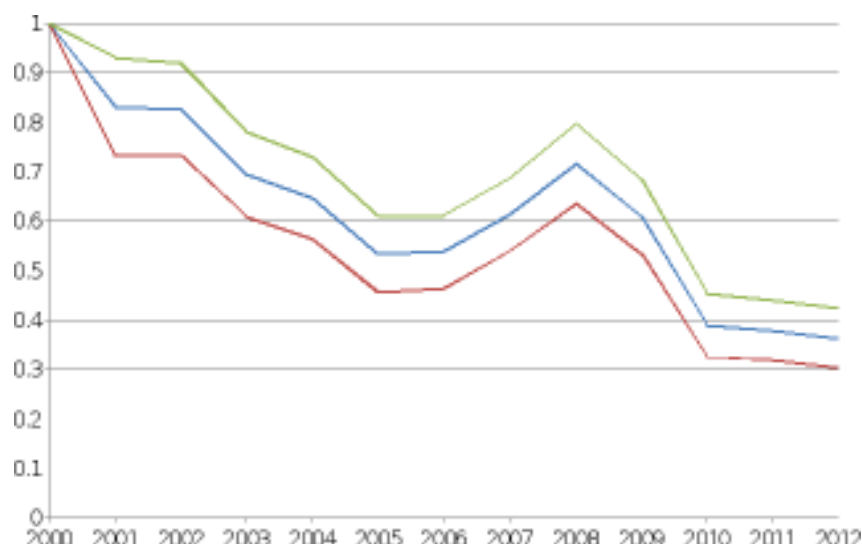
## DISCUSSIONE

I risultati mostrano chiaramente come il re di quaglie sia ancora in calo a livello nazionale. Confrontando la situazione italiana con quella degli altri paesi europei, si nota come sia improbabile che il calo mostrato in Italia possa dipendere da fattori di dinamica globale delle popolazioni, come le condizioni riscontrate durante lo svernamento o la migrazione. Nello stesso periodo, infatti, negli altri stati europei il re di quaglie ha mostrato trend di popolazione sostanzialmente positivi (Keiřs 2003, 2004; O'Brien *et al.* 2006; BirdLife International 2013), seppur con marcate fluttuazioni, come tipico per la specie (Rassati & Tout 2002). L'esistenza di un effetto dovuto a fattori locali, legati alla gestione e conservazione dei suoi habitat di nidificazione, pare trovare conferma nella discrepanza tra le tendenze demografiche mostrate nelle regioni da noi considerate, nonostante si tratti di aree tra loro confinanti. In particolare, la situazione rilevata in Friuli Venezia Giulia appare meno critica rispetto a quella trentina e veneta, sebbene i conteggi per la prima parte della stagione suggeriscano un calo di popolazione anche in questa regione.

Questi risultati confermano la necessità di proseguire nel monitoraggio di questa specie, il cui stato di conservazione in Italia risulta "cattivo" (Gustin *et al.* 2009), e il cui andamento demografico lascia presagire una forte riduzione e contrazione di areale nei prossimi anni, se non si riuscirà a fermare il declino delle popolazioni. In questo senso, appare fondamentale promuovere forme di gestione degli ambienti pratici che tengano conto delle esigenze della specie, soprattutto nell'ambito del Piano di Sviluppo Rurale nelle regioni alpine e in

particolare nelle aree dove la densità della specie rimane relativamente alta (Pedrini *et al.* 2012).

I fattori di minaccia principali per la specie sono essenzialmente riconducibili a due opposte dinamiche: da un lato, l'intensificazione delle pratiche agricole, con una gestione dei prati non compatibile con le esigenze della specie (sfalcio meccanizzato su ampie superfici, rimozione di elementi marginali, fertilizzazione eccessiva), dall'altro, l'abbandono di molte aree "periferiche", con conseguente ritorno del bosco e perdita di habitat per il re di quaglie e le altre specie legate agli ambienti aperti. Localmente, altri fattori come urbanizzazione, disturbo antropico e da animali domestici e il pascolo eccessivo, possono avere un impatto negativo sulla specie.



**Figure 1:** Trend di popolazione ( $\pm$  errore standard) complessivo del re di quaglie nell'area di studio nel periodo 2000-2012

Area	Additivo $\pm$ ES	Moltiplicativo $\pm$ ES	Classificazione del trend
Totale	$-0.0625 \pm 0.0083$	$0.9394 \pm 0.0078$	Declino moderato ( $p < 0.01$ )
Trentino	$-0.0813 \pm 0.0216$	$0.9219 \pm 0.0199$	Declino moderato ( $p < 0.01$ )
Veneto	$-0.0849 \pm 0.0174$	$0.9186 \pm 0.0160$	Declino forte ( $p < 0.01$ )
Friuli Ven. Giulia	$0.0167 \pm 0.0147$	$1.0168 \pm 0.0149$	Stabile

**Table 1:** Trend di popolazione del re di quaglie ( $\pm$  errore standard) nell'area di studio nel periodo 2000-2012

## RINGRAZIAMENTI

Gli autori desiderano ringraziare tutti quanti hanno collaborato alla ricerca e in particolare: S. Lombardo, Stefano Noselli, Franco Rizzolli, Francesca Rossi, Karol Tabarelli de Fatis, Gilberto Volcan. Ricerca parzialmente finanziata da Progetto BIODIVERSITÀ (PAT-2001-05), Accordo di Programma per la Ricerca PAT, 2009-13.

## BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004 - Birds in the European Union: a status assessment. Wageningen:
- BirdLife International, 2013 - Species factsheet: *Crex crex*. Available at <http://www.birdlife.org> (accessed 6 February 2013).
- Brambilla M. & Pedrini P., 2013 - The introduction of subsidies for grassland conservation in the Italian Alps coincided with population decline in a threatened grassland species, the Corncrake *Crex crex*. *Bird Study* 60: 404-408.
- Brambilla M. & Pedrini P., 2011 - Intra-seasonal changes in local pattern of corncrake *Crex crex* occurrence require adaptive conservation strategies in Alpine meadows. *Bird Conserv. Int.* 21: 388-393.

- Broyer J., 1987 - The habitat of the corncrake *Crex crex* in France. *Alauda* (55): 161–186 (in French with English summary).
- Green R.E., Rocamora G. & Schäffer N., 1997 - Populations, ecology and threats to the Corncrake *Crex crex* in Europe. *Vogelwelt*, 118: 117–134.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C., 2009 - Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna italiana. Roma: Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare & LIPU/BirdLife Italia.
- Keiřs O., 2003 - Recent increases in numbers and the future of Corncrake *Crex crex* in Latvia. *Ornis Hungarica*, 12–13: 151–156.
- Keiřs O., 2004 - Results of a survey of Corncrake *Crex crex* in Latvia, 1989–1995. *Bird Census News*, 13: 73–76.
- Ludwig T., Storch I., & Wübbenhorst J., 2008 - How the black grouse was lost: Historic reconstruction of its status and distribution in Lower Saxony (Germany). *J. Ornithol.*, (149): 587–596.
- Moga C. I., Hartel T., & Öllerer K. 2010 - Status, microhabitat use and distribution of the corncrake *Crex crex* in a Southern Transylvanian rural landscape, Romania. *North-Western Journal of Zoology*, 6 (1): 63–70.
- O'Brien M., Green R.E. & Wilson J. 2006 - Partial recovery of the population of Corncrakes *Crex crex* in Britain, 1993–2004. *Bird Study*, 53: 213–224.
- Pannekoek J. & Van Strien A.J., 2001 - TRIM (Trends and Indices for Monitoring Data). Statistics Netherlands, Voorburg.
- Pedrini P., Rizzolli F., Rossi F. & Brambilla M., 2012 - Population trend and breeding density of corncrake *Crex crex* (Aves: Rallidae) in the Alps: Monitoring and conservation implications of a 15-years survey in Trentino, Italy. *Ital. J. Zool.*, 79: 377–384.
- Rassati G. 2001 - Il Re di quaglie *Crex crex* durante l'anno 2000 in due aree campione in Carnia (Alpi Orientali, Friuli-Venezia Giulia). *Avocetta*, 25 (1): 239.
- Rassati G., 2004 - Evoluzione faunistica nelle aree rurali abbandonate. La presenza del Re di quaglie (*Crex crex*) e della Lepre comune (*Lepus europaeus*). *Agribusiness Paesaggio & Ambiente* VII (1): 41–48.
- Rassati G., 2009 - The spring and summer censuses of Corncrake *Crex crex* in three sample areas of Carnia (Eastern Alps, Friuli-Venezia Giulia, North-eastern Italy) (Years 2000–2005). *Gli Uccelli d'Italia XXXIV*: 50–57.
- Rassati G. & Rodaro P., 2007 - Habitat, vegetation and land management of Corncrake *Crex crex* breeding sites in Carnia (Friuli-Venezia Giulia, NE Italy). *Acrocephalus*, 28 (133): 61–68.
- Rassati, G. & Tout C.P., 2002 - The Corncrake (*Crex crex*) in Friuli-Venezia Giulia (North-eastern Italy). *Avocetta*, 26 (1): 3–6.
- Soldaat L., Visser H., Roomen M. & Strien A., 2007 - Smoothing and trend detection in waterbird monitoring data using structural time-series analysis and the Kalman filter. *J. Ornithol.*, 148: S351–S357.

# Nidificazione di svasso piccolo *Podiceps nigricollis* C. L. Brehm, 1831 al lago di Pergusa (Enna)

ROSA TERMINE<sup>1\*</sup>, BRUNO MASSA<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale, Università di Enna "Kore", Cittadella Universitaria, 94100 Enna, Italia

<sup>2</sup>Dipartimento di Scienze agrarie e forestali, Università di Palermo, V.le delle Scienze, 90128 Palermo, Italia

\* Autore per la corrispondenza:  
[rosa.termine@unikore.it](mailto:rosa.termine@unikore.it)

## PAROLE CHIAVE

*Podiceps nigricollis*, nidificazione, lago Pergusa, Sicilia, Italia

## KEYWORDS

*Podiceps nigricollis*, nesting, Pergusa lake, Sicily, Italy

**SUMMARY** / The black-necked grebe bred again in the Pergusa lake. In Italy, the black-necked grebe is an irregular breeding bird; nesting documented cases after 1950 number around twenty, mostly restricted to a few pairs. In Sicily, apart from the nesting in 1957 in the Pergusa lake and in 1966 in Scanzano lake, for thirty-four years this species have been sighted occasionally and irregularly as summer visitor; from 2000 to 2013 new cases of breeding have been recorded: in 2000 and 2005 in the province of Caltanissetta, in 2004, in 2006 and 2011 in the province of Siracusa, in 2010, 2012 and 2013 in Pergusa lake (Enna). This lake has so far counted the largest number of breeding pairs for Sicily and Italy; in 2013 a population of 120 adults and 108 young has been censused. Over the last three years of breeding (2010, 2012 and 2013) in Pergusa, a large presence of phanerophytes *Ruppia* and *Potamogeton* with the formation of mats has been observed; it would be interesting to research whether and how the presence of these mats is a causal factor of the settling of nesting individuals of this species.

**RIASSUNTO** / Lo svasso piccolo *Podiceps nigricollis* è tornato a nidificare al lago di Pergusa. In Italia, questa specie è nidificante irregolare; i casi di riproduzione documentati dopo il 1950 sono circa una ventina, perlopiù relativi a poche coppie. In Sicilia, a parte le nidificazioni del 1957 al lago di Pergusa e del 1966 al lago di Scanzano, per trentaquattro anni la specie è stata avvistata occasionalmente e in modo irregolare come estivante; dal 2000 al 2013 sono stati documentati nuovi casi di nidificazioni: nel 2000 e nel 2005 in Provincia di Caltanissetta; nel 2004, nel 2006 e nel 2011 in Provincia di Siracusa; nel 2010, nel 2012 e nel 2013 al lago di Pergusa in Provincia di Enna. Il lago di Pergusa ha finora contato il maggior numero di coppie nidificanti della specie per la Sicilia e per l'Italia; nell'estate 2013 la popolazione è stata di 120 adulti, che hanno prodotto 108 giovani. Durante questi ultimi tre anni di nidificazioni (2010, 2012 e 2013) a Pergusa è stata rilevata una cospicua presenza delle fanerofite *Ruppia* e *Potamogeton* con formazione di *mats*; sarebbe interessante indagare se e in che modo, la presenza di tali *mats* sia stato un fattore causale dell'insediamento dei soggetti nidificanti di questa specie.

## INTRODUZIONE

La Sicilia, fino al 1800, era ricca di aree umide la cui distruzione risale all'ultimo secolo, passando da circa 100.000 ettari nel 1865 ai 47.174 dell'inizio degli anni '30 (Rallo & Pandolfi 1988) fino ai soli 5000 ettari attuali (Lo Valvo *et al.* 1993); ciò ha causato l'estinzione locale di diverse specie di uccelli acquatici.

Il lago di Pergusa è uno dei pochi laghi naturali della Sicilia; esso rappresenta una delle più importanti aree siciliane per la tutela degli uccelli stanziali, svernanti e migratori, oltre a rivestire un ruolo importante per la nidificazione di alcuni di loro.

In Italia, lo svasso piccolo è nidificante irregolare; i casi di riproduzione documentati dopo il 1950, escludendo quelli possibili o probabili, sono circa una ventina, perlopiù relativi a poche coppie (Brichetti & Fracasso 2013). In Sicilia tale specie era considerata sedentaria e nidificante regolare da Benoit (1840) e Doderlein (1873). Nel 1958 Krampitz segnalò 20-25 coppie nidificanti al lago di Pergusa. Massa e Schenk (1983) invece lo ritenevano estinto in Sicilia dal 1965. Successivamente Iapichino e Massa (1989) lo considerarono nidificante

occasionale, dopo la segnalazione del 1966 di una coppia con 2 giovani al lago di Scanzano (PA). Per trentaquattro anni la specie è stata avvistata nell'Isola solo con presenze occasionali e in modo irregolare come estivante. Dal 2000 al 2012 sono stati documentati alcuni nuovi casi di nidificazioni: nel 2000 sono state avvistate 1-2 coppie presso l'invaso di Comunelli (CL, Mascara 2007); nel 2004 è stata avvistata una coppia con 2 pulli presso il Pantano Cuba (SR) e una coppia con 4 *juv.* al Pantano Longarini (SR) (Corso 2005); nel 2005 è stata avvistata una coppia al Comunelli e una coppia nell'invaso di Cimia (CL, Mascara 2007); nel 2006 è stata accertata la nidificazione presso il Pantano Baronello (SR) e avvistate 2-3 coppie al Pantano Cuba (Corso, 2007); nel 2011 è stata osservata una coppia con 2 pulli presso il Pantano della Riserva Naturale Saline di Priolo (SR) (Di Blasi, *com. pers.* 2011); in altri casi (Pantani di Pachino, SR) la nidificazione è stata ritenuta possibile, ma non accertata.

## AREA DI STUDIO

Il lago di Pergusa, localizzato al centro della Sicilia tra i monti Erei, ha una quota di 667 metri s.l.m. È l'unico lago endoreico siciliano; di origine tettonica, occupa la parte più depressa di una struttura sinclinale pliocenica. La sua fonte principale di alimentazione è rappresentata dalle precipitazioni e dalle falde freatiche; esso, a causa dell'evaporazione estiva, è caratterizzato da acque salmastre.

Vari interventi antropici, iniziati negli anni '30 con opere di bonifica e accentuati negli anni '60 e '70 con l'emungimento di acqua dalle falde, hanno messo a serio rischio la sua esistenza tanto da determinarne la quasi totale riduzione dello specchio lacustre nell'estate 2002. Oggi, in seguito alla riduzione quasi totale dell'emungimento e grazie anche ad alcune stagioni particolarmente piovose, il lago ha avuto una ripresa notevole, occupando un'area di circa 141 ettari, di cui circa 35 nella cintura esterna sono ricoperti da *Phragmites australis* (Cav.) Trin.

Alla fine degli anni '50 è stato realizzato un autodromo, che cinge completamente il Lago a stretto contatto delle sponde; la sua realizzazione ha determinato, oltre che consumo di territorio, l'isolamento della fascia riparia dalle circostanti colline, con il depauperamento della zona ecotonale a causa della consistente barriera lineare determinata dalla pista e dalle strutture connesse.

Il Lago è una Riserva Naturale Speciale, istituita dalla Legge Regionale 71 del 1995 e gestita dalla Provincia Regionale di Enna; l'area protetta ha un'estensione totale di 402,5 ha. Fa anche parte della Rete Natura 2000 (SIC-ZPS ITA060002 "Lago di Pergusa") e come geosito del "Rocca di Cerere Geopark" rientra nelle Reti dei Geoparchi Europea (EGN) e Globale (GGN). I vincoli di protezione e la conseguente regolamentazione delle attività motoristiche hanno migliorato le condizioni del delicato ecosistema lacustre, diminuendone notevolmente lo stress ambientale.

Pur essendo di limitata estensione, Pergusa ospita una ricca fauna; negli anni sono state censite 299 specie (Vertebrati e Invertebrati) di cui 177 specie di uccelli tra nidificanti, svernanti e migratrici, tra le quali diverse di importanza conservazionistica come *Porphyrio porphyrio*, *Aythya nyroca*, *Ixobrychus minutus*, *Netta rufina*, *Circus aeruginosus*, incluse nell'Allegato I della Dir. 2009/147/CE e nella Lista Rossa Italiana (Termine *et al.*, 2008). Numerose sono state le nidificazioni accertate al lago di Pergusa; tra queste quella di *P. porphyrio*, di cui nel 2013 sono state censite 29 coppie, e quella di *Himantopus himantopus*, del quale nel 2013 è stato controllato un nido con 4 uova e la nascita di 4 *pulli*.

## METODI

Il monitoraggio dello svasso piccolo è stato eseguito con l'osservazione diretta sul campo, con l'ausilio di binocolo 10x42 e cannocchiale 25-50x80 con cadenza quindicinale e, a volte, anche più frequentemente, percorrendo l'intero perimetro del Lago con un mezzo natante con motore elettrico per accedere a punti altrimenti difficilmente osservabili dalle rive.

Nella stagione calda, i rilevamenti generalmente sono stati effettuati nelle ore del mattino o del tardo pomeriggio, quando maggiore è l'attività trofica degli uccelli acquatici. I dati di campo sono stati poi inseriti in un database.



Anno	GEN	FEB	MAR	APR	MAG	GIU	LUG	AGO	SET	OTT	NOV	DIC
2004	6	5	10									
2005					1	1		1	1			
2006		2		1	4	2		3	2	1		
2007	1			5	5	10	5		3			
2008	4	2	2	2	6		4	3				4
2009	2							6	12	12	8	5
2010	4	4			2	6	14	16	15	15	6	2
2011	2	4	6	8	8	8	4	2	2		5	3
2012	8	8	15	20	40	50	50	45	46	45	12	4
2013	5	5	10	18	41	81	128	124	120			

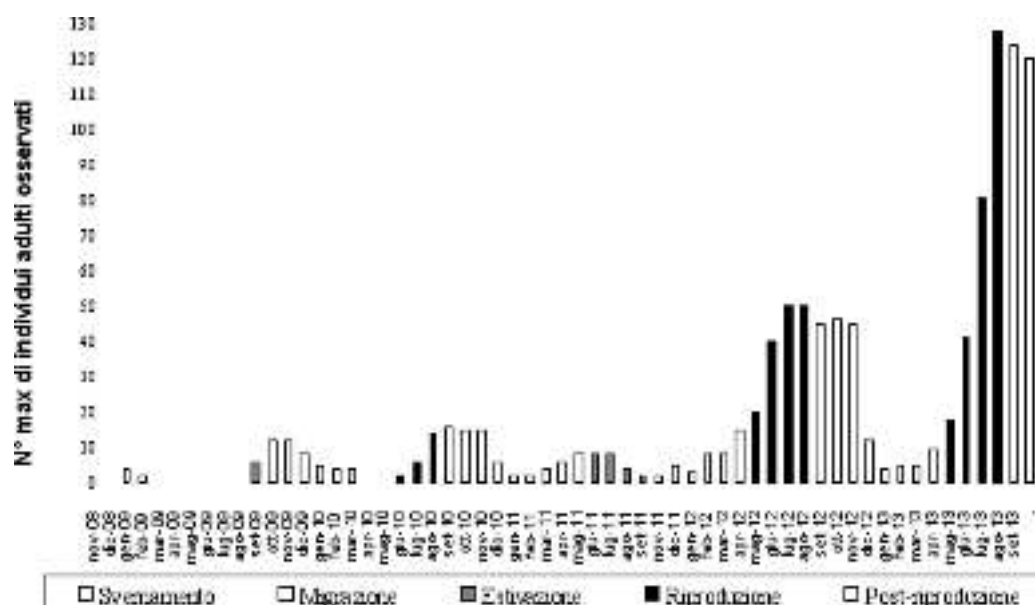
■ Svernamento ■ Migrazione ■ Estivazione ■ Riproduzione ■ Post-riproduzione

**Table 1:** Numero max di adulti di svasso piccolo osservati, in relazione alla fenologia annuale, dal 2004 al 2013

Data	Singoli	Coppie	Tot. Adulti	Pulli	Juv.	Tot. Pulli + Juv.	Osservatore*
31.V.2012		20	40	29		29	RT
02.VI.2012		25	50	42		42	RT
06.VII.2012		25	50		49	49	RT
05.VIII.2012	5	20	45		48	48	RT, NC
12.IX.2012	46		46		40	40	RT
20.IV.2013	18		18			0	RT
14.V.2013	20		20			0	RT
24.V.2013	41		41			0	RT, GC
09.VI.2013	58		58			0	RT
22.VI.2013	39	21	81	50		50	RT
02.VII.2013	52	28	108	93	2	95	RT
13.VII.2013	50	38	126	102	2	104	RT
21.VII.2013	90	19	128	42	63	105	RT
05.VIII.2013	120	2	124	5	96	101	RT
11.VIII.2013	85	19	123	13	99	112	RT
03.IX.2013	120		120		108	108	RT

\* GC: Giovanni Cumbo, NC: Natalino Cuti, RT: Rosa Termine

**Table 2:** Osservazioni di svasso piccolo durante le nidificazioni del 2012 e del 2013



**Figure 1:** Andamento del numero max di adulti di svasso piccolo osservati tra XI.2008 e IX.2013, in relazione alla fenologia annuale

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Le osservazioni di svasso piccolo, dal 2004 al settembre 2013, sono riassunte in tabella 1, nella quale si riporta il numero massimo di individui adulti osservati per mese, suddivise a seconda del periodo fenologico annuale.

L'andamento mensile, riferito a individui adulti censiti da novembre del 2008 al settembre del 2013, sono riportate in figura 1.

Una seconda tabella (Tab. 2), invece, riporta solo le osservazioni dello svasso piccolo nel periodo tra maggio 2012 e settembre 2013, differenziando tra adulti (singoli e coppie) e nuovi nati (*pulli* e *juvenes*).

Tra il 2003 e il 2004 tale specie è stata osservata a Pergusa solo durante il periodo migratorio e durante il periodo di svernamento (Termine *et al.* 2008), mentre presenze estive sono state registrate tra il 2005 e il 2009 (Ientile *et al.* 2010; Termine *et al.* 2011). Le osservazioni da novembre del 2008 a settembre del 2013 (Fig. 1) hanno permesso di rilevare una costante presenza estiva dello svasso piccolo nel lago dal 2009 al 2013 e di accertarne la nidificazione negli anni 2010, 2012 (Fig. 2) e 2013 (Fig. 3).

Con questa nota si documenta, quindi, il ritorno come nidificante dello svasso piccolo *Podiceps nigricollis* C. L. Brehm, 1831 al lago di Pergusa, e la rilevanza di questa zona umida che ne ospita il maggior numero di coppie nidificanti per la Sicilia e per l'intera Italia (Verducci & Sighele 2013).

Infatti, dopo 52 anni dalla storica nidificazione (Krampitz 1958), nel 2010 al lago di Pergusa è stata accertata la presenza di 6 coppie nidificanti (Ientile *et al.* 2010; Termine *et al.* 2011). Nel 2012 presso la Riserva pergusina, oltre alle consuete presenze invernali, a partire da fine maggio sono state osservate 20 coppie di svasso piccolo; i primi *pulli*, in numero di 29, sono stati osservati il 31 maggio; durante il censimento del 2 giugno sono state contate 25 coppie e 42 *pulli*; a luglio sono state censite 25 coppie e 49 *juv.* (Tab. 1).

All'inizio della primavera del 2013 sono stati osservati presso la Riserva del lago di Pergusa 18 individui di svasso piccolo in abito nuziale; le presenze della specie sono diventate notevolmente più consistenti dopo il 24 maggio con 41 individui. A partire da questa data, sono stati eseguiti ulteriori censimenti di tale specie a cadenza massima quindicinale; i primi *pulli*, in numero di 50, sono stati osservati il 22 giugno; poi si è avuto un graduale incremento fino al 21 luglio, arrivando a contare 128 adulti e 105 nuovi nati; fino all'11 agosto sono state registrate ulteriori nascite, raggiungendo il numero massimo di 112 tra *pulli* e *juv.* (Tab. 2). Diversi sono i fattori che possono avere influito sulla nidificazione dello svasso piccolo; tra questi la disponibilità trofica, la tipologia di vegetazione ripariale, la presenza di piante acquatiche emergenti, il rischio di predazione, la naturale espansione della specie, la pressione antropica, etc. Probabilmente al lago di Pergusa la disponibilità di risorse trofiche, tra cui la notevole presenza di piccoli pesci, anfibi e invertebrati vari, ha determinato una forte attrazione per gli svassi piccoli negli ultimi anni, soprattutto nel periodo estivo.

Un altro fattore influente potrebbe essere stato l'espansione delle fanerofite *Ruppia* sp. L. e *Potamogeton pectinatus* L. con formazione di grandi isole galleggianti (*mats*) che già nel 2010 occupavano circa 1/3 dello specchio lacustre, mentre nel 2013 ne hanno occupato circa 3/4. La vegetazione galleggiante offre allo svasso piccolo un buon substrato dove costruire il nido galleggiante, in grado di adeguarsi alle variazioni del livello dell'acqua.

## CONCLUSIONI

Il ripristino di condizioni ottimali del lago, sia in termini di tutela, che ambientali, ha certamente favorito la nidificazione dello svasso piccolo. Le nidificazioni della specie avvenute a Pergusa nel 2010, 2012 e 2013 hanno coinciso con la presenza di fanerofite galleggianti, situazione che non si è verificata nel 2011; infatti, tale vegetazione acquatica era pressoché assente per l'eccessivo numero di *Cyprinus carpio* (successivamente andati incontro a massiva moria nell'autunno 2011 per la fioritura di *Prymnesium parvum* Carter, alga ittiotossica) il cui spettro alimentare comprende anche alghe e macrofite acquatiche. L'assenza di tale vegetazione ha probabilmente scoraggiato nel 2011 la riproduzione dello svasso piccolo nel Lago.

Pertanto sarebbe interessante comprendere se e in che modo la presenza di tali isole galleggianti abbia rappresentato un fattore favorevole all'insediamento dei soggetti nidificanti di questa specie. Il lago di Pergusa ha una grande vulnerabilità; per la sua natura endoreica e la limitata estensione e profondità, è, infatti, molto sensibile ai cambiamenti climatici in corso che portano ad una graduale diminuzione della piovosità nella regione. Inoltre, essendo



strettamente a contatto con territori urbanizzati, la sua sopravvivenza dipende anche dalle scelte da parte dell'uomo; ciò dovrebbe far comprendere quanto sia fondamentale effettuare una pianificazione urbanistica che preveda la realizzazione di specifiche zone tampone a confine con gli ambienti naturali, evitando la brusca interruzione di questi ambienti; così si potrebbe ottenere il giusto compromesso tra le esigenze socio-economiche e la conservazione di questa area protetta e quindi anche della specie in argomento.



**Figure 2:** Adulto con juvenes, a Pergusa nel 2012 (Foto di R. Termine)

#### RINGRAZIAMENTI

Rivolgiamo un doveroso ringraziamento alla Provincia Regionale di Enna, ente gestore della R.N.S. lago di Pergusa, che ha promosso queste ricerche, a Natalino Cuti e a Giovanni Cumbo per la generosa disponibilità.

#### BIBLIOGRAFIA

- Benoit L., 1840 - *Ornitologia Siciliana*. Stamperia G. Fiumara, Messina.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2013 - *Ornitologia Italiana. Vol. 1. Gaviidae-Falconidae. Edizione elettronica riveduta e aggiornata*. Alberto Perdisa Ed., Bologna.
- Corso A., 2005 - *Avifauna di Sicilia*. L'Epos Società Editrice, Palermo.
- Corso A. in Ruggieri L. & Sighele M. (red.), 2007 - *Annuario 2006*. EBN Italia, Verona, 10 pp.
- Di Blasi F., 2011 - Comunicazione personale. LIPU Saline di Priolo.
- Doderlein P., 1873 - Avifauna del Modenese e della Sicilia. *Giorn. Sci. Nat. Econom.*, 5: 265-328. Iapichino C. & Massa B., 1989 - The Birds of Sicily. *British Ornithologist's Union*, Check-list, 11: 1-170.
- Ientile R., Termine R. & Siracusa A. M., 2010 - Nidificazione di Svasso piccolo *Podiceps nigricollis* C. L. Brehm, 1831 (Aves Podicipediformes) nella Riserva Naturale Speciale Lago di Pergusa (Enna). *Naturalista sicil.*, S. IV, XXXIV (3-4): 543-544.



**Figure 3:** Svasso piccolo: adulto con *pullus* sul dorso, a Pergusa nel 2013 (Foto di R. Termine)

- Krampitz H. E., 1958 - Weiteres uber die Brutvogel Siziliens. *J. Orn.*, 99: 39-58.
- Lo Valvo M., Massa B. & Sarà M., 1993 - Uccelli e paesaggio in Sicilia alle soglie del terzo millennio. *Naturalista sicil.*, vol. XVII, suppl.: 1- 371.
- Mascara R., 2007 - L'avifauna degli invasi artificiali di Cima, Comunelli e Disueri (Caltanissetta, Sicilia). Aggiornamento 1993-2006. *Uccelli d'Italia*, XXXII: 9-20.
- Massa B. & Schenk H., 1983 - Similarità tra le avifaune della Sicilia, Sardegna e Corsica. *Lav. Soc. It. Biogeografia*, 8 (1980): 757-799.
- Rallo G. & Pandolfi M., 1988 - *Le zone umide del Veneto*. Muzzio ed., Padova.
- Termine R., Canale E. D., Ientile R., Cuti N., Di Grande C. S. & Massa B., 2008 - Vertebrati della Riserva Naturale Speciale e Sito d'Importanza Comunitaria Lago di Pergusa. *Naturalista sicil.*, 32: 105-186.
- Termine R., Ientile R. & Siracusa M. A., 2011 - Nidificazione di Svasso piccolo nella Riserva Naturale Speciale del Lago di Pergusa. *Biologi Italiani*, XLI, n° 2: 42-46.
- Verducci D. & Sighele M., 2013 - La nidificazione dello Svasso piccolo *Podiceps nigricollis* in Italia. *U.D.I.*, XXXVIII: 39-48.

# Ecologia e produttività del gufo reale *Bubo bubo* in due aree di studio della Lombardia

PAOLO TROTTI<sup>1\*</sup>, ENRICO BASSI<sup>2</sup>, RADAMES BIONDA<sup>3</sup>, MARIA FERLONI<sup>4</sup>, DIEGO RUBOLINI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento di  
Bioscienze, Università  
degli Studi di Milano, via  
Celoria 26, 20133, Milano

<sup>2</sup>Consorzio del Parco  
Nazionale dello Stelvio,  
via De Simoni 42, 23032,  
Bormio (SO)

<sup>3</sup>Parco Naturale Alpe  
Veglia e Devero - Alta  
Valle Antrona, viale Pieri  
27, 28868 Varzo (VB)

<sup>4</sup>Provincia di Sondrio Uff.  
Faunistico, via XXV  
Aprile, 23100, Sondrio

\* Autore per la  
corrispondenza:  
[paolotrotti6@libero.it](mailto:paolotrotti6@libero.it)

## PAROLE CHIAVE

Alpi e Prealpi lombarde,  
*Bubo bubo*, densità,  
successo riproduttivo,  
selezione habitat

## KEYWORDS

Central Alps and Prealps,  
*Bubo bubo*, density,  
reproductive success,  
habitat selection

**SUMMARY** / CWe studied 31 pairs of eagle owl *Bubo bubo* in two different areas in northern Italy from 2010 to 2012: 6 pairs in area 1 in Valtellina (Sondrio province) characterized by a *Nearest Neighbour Distance* (NND) of  $4,280 \pm 700$  m with a density value of 2.4 pairs 100 km<sup>2</sup> and 25 pairs in area 2 in Camonica Valley-Iseo lake surroundings (Bergamo and Brescia provinces) with a NND of  $2,971 \pm 1,349$  m and a density value of 5.2 pairs 100 km<sup>2</sup>. In order to determine the habitat preferences of the species we compared the landscape features within a radius of 1000 m around each occupied (31) and unoccupied (33) cliffs. Eagle owl preferred the most extensive and favourably orientated cliffs, greater extension of open areas and woody crops that in our study area were mainly represented by olive groves and vineyards. The reproductive success was 44.4% and the mean number of fledglings per pair was 0.71. This parameter was positively influenced by the water bodies and active quarries.

**RIASSUNTO** / La ricerca ha indagato 31 coppie di gufo reale in due aree della Lombardia dal 2010 al 2012: 6 coppie nell'area 1 in bassa Valtellina (provincia di Sondrio), caratterizzata da una NND di  $4.280 \pm 700$  m e una densità di 2,4 coppie per 100 km<sup>2</sup>, e 25 coppie nell'area 2 in valle Camonica e nei dintorni del lago d'Iseo (province di Bergamo e Brescia) con NND di  $2.971 \pm 1.349$  m e un valore di densità pari a 5,2 coppie per 100 km<sup>2</sup>. Per valutare quali variabili ambientali discriminassero i siti di presenza da quelli di assenza, è stata eseguita un'analisi della selezione dell'habitat all'interno di un buffer con raggio di 1000 m, tra i 31 siti di presenza e i 33 siti di assenza. La specie ha mostrato una preferenza per le pareti rocciose più estese e meglio esposte al sole, per maggiori estensioni di aree aperte e di colture legnose rappresentate soprattutto da vigneti e oliveti. Il successo riproduttivo è pari a 44,4% e il numero medio di giovani involati per coppia controllata è pari a 0,71. Tale parametro è influenzato positivamente dalla maggiore estensione dei corpi idrici e delle cave di versante.

## INTRODUZIONE

La ricerca si è posta l'obiettivo di indagare la presenza del gufo reale *Bubo bubo*, in due aree della Lombardia, al fine di valutarne la densità, il successo riproduttivo, le caratteristiche ambientali dei territori di nidificazione e l'influenza dell'ambiente sul successo riproduttivo. Inoltre è stato possibile confrontare il successo riproduttivo di alcune coppie indagate (N=11) con la serie storica della produttività raccolta per le stesse coppie nel periodo 1999-2001 (Bassi 2001).

## METODI

La ricerca si è concentrata in due aree lombarde: la prima, inclusa in provincia di Sondrio (area 1: bassa Valtellina), ha estensione pari a 115 km<sup>2</sup> e quota tra i 200 e i 1.150 m s.l.m. L'area 2 è invece situata tra le province di Bergamo e Brescia e comprende le due sponde del lago d'Iseo, la val Cavallina, parte della val Borlezza e della valle Camonica, con un'estensione di 520 km<sup>2</sup> e quota tra i 185 e i 1200 m s.l.m. Nel triennio 2010-2012 sono state indagate l'area 1 e una porzione dell'area 2 posta in provincia di Bergamo, già indagata intensivamente in passato (Bassi 2001) mentre la porzione restante dell'area 2, posta in provincia

di Brescia, è stata indagata nella sola stagione riproduttiva 2012. I metodi utilizzati sono stati: l'ascolto sistematico del canto spontaneo degli adulti territoriali (dicembre-marzo) e dei giovani (maggio-luglio), la stimolazione con richiamo registrato (*playback*) e la ricerca diurna dei nidi e delle tracce di presenza. La distanza tra i territori è stata calcolata con il metodo della *Nearest Neighbour Distance* (NND) mentre per il calcolo della densità è stato utilizzato il metodo dei *buffer* che si basa sul valore medio della NND utilizzato come raggio di un *buffer* circolare attorno al centro di ogni territorio; l'area così individuata costituisce l'area di studio (Bionda 2002). Per il calcolo della dispersione dei nidi è stato utilizzato il Test G; valori superiori a 0,65 indicano una distribuzione uniforme dei territori (Brown & Rothery 1978). I principali parametri riproduttivi calcolati sono stati il successo riproduttivo (percentuale delle coppie riprodottesi con successo sulle coppie totali), il numero di giovani involati su coppie totali e il numero di giovani involati su coppie di successo.

Per le analisi ambientali nelle province considerate è stata utilizzata la carta di uso del suolo D.U.S.A.F. 2.1 (Destinazione d'Uso dei Suoli Agricoli e Forestali) del 2007.

Le caratteristiche ambientali sono state calcolate all'interno di *buffer* circolari di 1 km di raggio attorno alle pareti di presenza e assenza. Le variabili ambientali presenti all'interno del *buffer* sono state raggruppate in 7 gruppi (aree aperte, aree boscate, colture legnose, cespuglieti, corpi idrici, cave e aree urbanizzate). Le caratteristiche della parete rocciosa sono state calcolate secondo la metodologia adottata da Brambilla *et al.* (2010) mentre, per l'esposizione della parete, è stato utilizzato un sistema di punteggio che attribuisce valori maggiori alle pareti più esposte al sole (N-NW=1; W=2; NE=3; E=4; SW=5; S-SE=6).

È stato effettuato un confronto descrittivo delle variabili ambientali tra pareti occupate e pareti non occupate attraverso il test *t* di Student. L'analisi ha fornito informazioni su quali variabili potessero influenzare la presenza della specie. Per valutare le variabili ambientali influenzanti la selezione dell'habitat è stata eseguita un'analisi di regressione logistica mentre, per l'analisi dell'influenza dell'ambiente sul numero di giovani involati per coppia è stato utilizzato un modello misto assumendo una distribuzione poissoniana dell'errore.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Sono stati individuati 31 territori di gufo reale (6 nell'area 1 e 25 nell'area 2). Nel settore bergamasco di quest'ultima area sono stati confermati, a distanza di 10 anni, 11 territori indagati nel periodo 1999-2001 (Bassi 2001) e scoperti 2 nuovi territori. Nel settore bresciano di quest'area sono stati riconfermati 4 territori noti (Bertoli & Leo *ined.*) e scoperti 8 nuovi territori. La media NND per l'area 1 è di  $4280 \pm 700$  m (*range* 3720-5330 m) (Bassi *et al.* 2011) e per l'area 2 di  $2971 \pm 1349$  m (*range* 847-5.435).

I valori di densità variano da 2,4 cp 100 km<sup>2</sup>, per l'area 1, a 5,2 cp 100 km<sup>2</sup> per l'area 2.

La densità registrata nell'area 1 rientra nella media riportata per le Alpi (Casanova & Galli 1998; Marchesi *et al.* 1999; Bionda 2002; Bassi *et al.* 2003) mentre, quella dell'area 2, costituisce uno dei valori più alti tra quelli riportati a livello nazionale che sottolinea la particolare vocazione di questo territorio caratterizzato dall'elevata disponibilità di pareti rocciose a ridosso di laghi e ampi fondovalle non eccessivamente urbanizzati.

Il test G ha evidenziato una distribuzione regolare e uniforme dei siti con un valore di 0,94 per l'area 1 e di 0,67 per l'area 2. Il successo riproduttivo è pari al 44,4%, in linea con alcuni studi alpini (Marchesi *et al.* 2002; Bionda 2002). Il numero medio di giovani involati per coppia controllata è di 0,71 mentre il numero medio di giovani involati per coppia di successo è di 1,61. Nelle due aree per cui sono disponibili serie triennali di dati si è riprodotto con successo il 27,8% (N= 18) e il 54,5% (N= 33) delle coppie presenti. Il confronto del successo riproduttivo nel periodo 1999-2001 per gli 11 territori della porzione bergamasca dell'area 2 (Bassi *et al.* 2003) con quello per gli stessi nidi negli anni 2010-2012, ha evidenziato un marcato declino (-40,7%) così come il numero medio di giovani involati sul totale delle coppie controllate è diminuito da 1,19 a 0,79. Tale risultato potrebbe dipendere dal progressivo consumo di territorio sul fondovalle e dal sempre più marcato processo di rimboschimento dei versanti che portano alla diminuzione di specie preda importanti, legate alle aree più aperte.

Nel triennio 2010-2012, soltanto 5 delle 17 coppie seguite (29,4%) si sono riprodotte con successo ogni anno (min 1, max 3 giovani/coppia) suggerendo l'ipotesi che esistano coppie con una maggiore *fitness* riproduttiva, detentrici di territori migliori da un punto di vista trofico e presentanti minori fattori di mortalità (ad es. elettrocuzione).

Le analisi statistiche hanno evidenziato una preferenza della specie per le pareti rocciose più ampie e meglio esposte al sole, che possono conferire una maggior protezione da eventuali disturbi e migliori condizioni climatiche, una maggiore estensione di colture legnose (vigneti e oliveti sui versanti più termofili che possono attrarre un maggior numero di specie preda) e di aree aperte, fondamentali per la caccia (Penteriani *et al.* 2001). Il numero di giovani involati per coppia è influenzato positivamente dall'estensione dei corpi idrici e delle cave di versante. La prima variabile, oltre a incrementare il potenziale spettro trofico del predatore, è probabilmente una stima indiretta della densità della specie preda preferita (*Rattus norvegicus*) che, per il nord dell'Italia, risulta particolarmente consistente presso i corpi idrici (Sergio *et al.* 2004). Le cave, invece, influenzano positivamente il successo riproduttivo sia perché il divieto di accesso conferisce una maggior protezione (al loro interno sono infatti interdette le attività di caccia e arrampicata sportiva) sia perché determinano un maggior grado di biodiversità che deriva dalla presenza di ecotoni e stagni di cava (Bassi 2003).

#### RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano sentitamente gli ornitologi Bertoli Roberto e Leo Rocco per la generosa condivisione di alcuni dati e gli Agenti della Polizia provinciale di Sondrio Mozzetti Ettore, Bernardara Enos, Ronconi Antonio, Luciani Fausto, Pasini Massimiliano per l'attività di campo.

#### BIBLIOGRAFIA

- Bassi E., 2001 - Scelta del sito di nidificazione del Gufo reale (*Bubo bubo*, Strigiformes, Aves) nel Settore orientale delle Prealpi Bergamasche. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Pavia.
- Bassi E., 2003 - Importanza degli ambienti di cava per l'insediamento del gufo reale *Bubo bubo*. *Avocetta*, 27: 127.
- Bassi E., Bonvicini P. & Galeotti P., 2003 - Successo riproduttivo e selezione del territorio di nidificazione del Gufo reale *Bubo bubo* nelle Prealpi bergamasche. *Avocetta*, 27: 97.
- Bassi E., Bionda R., Trotti P., Folatti M.G. & Ferloni M., 2011 - Mitigazione dell'impatto delle linee elettriche per la conservazione del gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Sondrio. Atti XV Convegno Nazionale di Ornitologia, Cervia (RA), 22-25 settembre 2011 (in stampa).
- Bionda R., 2002 - Censimento di Gufo reale *Bubo bubo* nella provincia del Verbano Cusio Ossola. I Convegno Italiano Rapaci diurni e notturni. Preganziol (TV) 9-10 marzo.
- Brambilla M., Bassi E., Ceci C. & Rubolini D., 2010 - Environmental factors affecting patterns of distribution and co-occurrence of two competing raptor species. *Ibis*, 152 (2): 310-322.
- Brown D. & Rothery P., 1978 - Randomness and local regularity of points in a plane. *Biometrika*, 65: 115-122.
- Casanova M. & Galli L., 1998 - Primi dati sulla biologia del Gufo reale, *Bubo bubo*, nel Finalese (Liguria occidentale). *Riv. ital. Orn.*, 68 (2): 167-174.
- Marchesi L., Pedrini P. & Galeotti P., 1999 - Densità e dispersione territoriale del Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Trento (Alpi centro-orientali). *Avocetta*, 23: 19-23.
- Marchesi L., Sergio F. & Pedrini P., 2002 - Costs and benefits of breeding in human-altered landscapes for the eagle owl *Bubo bubo*. *Ibis*, 144, E164-E177.
- Penteriani V., Gallardo M., Roche P. & Cazassus H., 2001 - Effects of landscape spatial structure and composition on the settlement of the eagle owl *Bubo bubo* in a mediterranean habitat. *Ardea*, 89 (2): 331-340.
- Sergio F., Marchesi L. & Pedrini P., 2004 - Integrating individual habitat choice and regional distribution of a biodiversity indicator and top predator. *J Biogeogr.*, 31: 619-628.





# Popolazione e scelta dell'habitat riproduttivo di pernice di mare *Glareola pratincola* e sterna zampenere *Gelochelidon nilotica* nella parte veneta del Delta del Po (Rovigo); analisi del periodo 2001-2012

EMILIANO VERZA<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Ass. Sagittaria, via Badaloni 9, 45100 Rovigo

\*Autore per la corrispondenza:  
[sagittaria.at@libero.it](mailto:sagittaria.at@libero.it)

**PAROLE CHIAVE**  
Delta del Po, *Glareola pratincola*, *Gelochelidon nilotica*, nidificazione

**KEYWORDS**  
Po Delta, *Glareola pratincola*, *Gelochelidon nilotic*, nesting

**SUMMARY** / Collared pratincole *Glareola pratincola* and gull-billed tern *Gelochelidon nilotica*, breed in brackish marshes (valli) of the Po river Delta (Rovigo district). The surveys started from their first settlement: 2004 for *Glareola pratincola*, 2001 for *Gelochelidon nilotica*.

In this area they nest only on islands or dried beds of marshes. *Gelochelidon nilotica* bred with 40 – 246 pairs (mean 157) (2001-12); *Glareola pratincola* with 1-22 pairs (mean 10,4).

The most important limiting factors are spring downpours and artificial rising of water levels.

**RIASSUNTO** / La pernice di mare *Glareola pratincola* e la sterna zampenere *Gelochelidon nilotica* sono specie che nidificano all'interno dei complessi vallivi della parte veneta del Delta del Po (provincia di Rovigo). Sono state monitorate con apposite campagne di censimento a partire dal loro insediamento, avvenuto nel 2004 per la pernice di mare e nel 2001 per la sterna zampenere.

La riproduzione avviene esclusivamente su barene o fondali di valle, temporaneamente prosciugati. Per il periodo 2001-2012 la sterna zampenere è presente con una popolazione nidificante compresa tra 40 e 246 coppie (media 157); la pernice di mare, invece, con 1-22 coppie (media 10,4).

I principali fattori limitanti sono rappresentati dagli acquazzoni primaverili e da improvvisi innalzamenti del livello idrico indotti artificialmente per motivi di produzione ittica.

## INTRODUZIONE

La pernice di mare e la sterna zampenere sono specie, in Veneto, tipicamente costiere, concentrate per la maggior parte nel Delta del Po (provincia di Rovigo). Dato il loro status a livello nazionale, vengono seguite con apposite campagne di monitoraggio da oltre un decennio: i dati raccolti e solo in parte già pubblicati (Fracasso *et al.* 2003; Verza & Trombin 2012) vengono qui sintetizzati. L'area di indagine riguarda tutta la parte veneta del Delta del Po, ricadente in provincia di Rovigo.

## METODI

Il periodo considerato va dal primo insediamento delle specie, quindi dal 2001 fino alla stagione riproduttiva 2012. I dati sono stati raccolti con campagne di censimento standardizzate annuali; per ogni annata è stata svolta almeno un'uscita di censimento, ma per molti anni sono stati svolti censimenti completi due volte al mese, da marzo a giugno.



RISULTATI E DISCUSSIONE

**Sterna zampenere** - La sterna zampenere ha iniziato a nidificare con certezza in Veneto nel 2001, all'intero in una valle della provincia di Rovigo (Fracasso *et al.* 2003). Da allora la popolazione è andata rapidamente consolidandosi, con progressiva espansione a molte valli del Delta: dapprima il complesso delle valli Sacchetta-Canocchione-Moraro, poi nella vicina valle Ca' Pasta, rimasta per alcuni anni unico sito di nidificazione, successivamente all'interno delle valli di Porto Tolle e Rosolina. La media delle coppie nidificanti per il periodo 2001 – 2012 è di 157 coppie, escludendo le annate 2004, 2005 e 2006 per le quali la qualità dei dati non è sufficiente. Tale popolazione risulta essere 1/3 del popolamento italiano, stimato in circa 550 coppie nel 2002 (Brichetti & Fracasso 2004).

La nidificazione avviene spesso in consociazione con altri Caradriformi, tra cui sterna comune e fratino. Si riproduce esclusivamente all'interno delle valli, su barene e isolotti privi di vegetazione o con vegetazione a salicornie e *Phragmites australis* rada. Il periodo di nidificazione può protrarsi fino al mese di luglio. Gli adulti riproduttivi si alimentano quasi esclusivamente nelle acque dolci dei limitrofi rami del Po e dei canali di bonifica in ambiente agrario.

La sua riproduzione è influenzata sostanzialmente dall'andamento climatico stagionale e della gestione antropica valliva. Forti piogge in maggio e giugno possono determinare il fallimento della nidificazione o lo spostamento delle colonie in altri siti. La gestione delle barene e dei livelli idrici, effettuata a scopi produttivi, determina la creazione o la distruzione dei siti idonei alla nidificazione

Luogo	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Valle Morosina (Rosolina)										10-20	7-8	90
Valle Ca' Pasta (Porto Viro)					?	10-?	100-120	110	100-130		13	
Valle Canocchione - Moraro (Porto Viro)				10-100						105-115	177-191	90
Valle Sacchetta (Porto Viro)	40	230	220-240	10-100								
Valle Ca' Zuliani (Porto Tolle)			?		4-6						0-5	66
Valle Ripiego (Porto Tolle)										5		
Totale	40	230	220-240	10-100	?	?	100-120	110	90-130	120-140	197-217	246

Table 1: Numero di coppie nidificanti di sterna zampenere nel delta del Po veneto

**Pernice di mare** - La nidificazione, in Veneto, è fatto piuttosto recente. Un primo insediamento è avvenuto nel 2002 nella zona veneziana di Valle Vecchia di Caorle, non più accertato gli anni successivi (AsFaVe, 2003). Dal 2004 la Pernice di mare nidifica regolarmente ogni anno nell'area del Delta del Po (valli di Porto Viro e Porto Tolle), con una popolazione che appare consolidata e costituita per il periodo 2004-12 da una media di 10,4 coppie. Questa popolazione rappresenta circa il 10% di quella nazionale, stimata nel 2000-01 in 100-150 coppie (Brichetti & Fracasso 2004).

Le aree tipiche della Pernice di mare sono quelle alofile costiere. Per la riproduzione sceglie superfici fangose o anche argilloso-sabbiose prive di vegetazione, con predilezione per i fondali di laghi temporaneamente prosciugati e, secondariamente, per le barene nude recentemente rimaneggiate. Tali barene possono anche presentare rada vegetazione alofila (es: generi *Salsola*, *Aster* e *Limonium*) e devono trovarsi sopra il livello idrico massimo estivo. La nidificazione sino ad ora è avvenuta esclusivamente all'interno delle valli, in particolare Scanarello, S. Carlo e Ca' Zuliani; la specie si è riprodotta anche all'interno delle valli Sacchetta, S. Leonardo, Ca' Pasta, Chiusa e Ripiego; vi sono inoltre sospetti che abbia potuto riprodursi anche in Bagliona e Ca' Pisani. La specie si riproduce sia con coppie singole, sia a gruppi di 2 o 3 coppie, sia a gruppi più consistenti sino a 11 insieme in un'unica area valliva. Si riproduce anche in consociazione con fratino e fraticello.

È evidente, quindi, come tutto il complesso vallivo sia potenzialmente idoneo alla nidificazione della specie. Data la sua biologia riproduttiva osservata in altre aree italiane (ad es. Ferrara) è possibile che le piane di bonifica possano ospitare la nidificazione della specie, o comunque altre aree esterne alle valli da caccia e da pesca.

L'insediamento riproduttivo avviene da maggio, con pulli osservati sino alla prima metà di luglio. Per l'alimentazione utilizza, invece, le aree agrarie e di argine adiacenti le valli (ad es. i siti Punta Paltanara, medicai di Ca' Zuliani, penisola di S. Margherita). Fattore determinante è la presenza di zone prative (prati arginali, incolti, medicai) in grado di fornire una sufficiente quantità di insetti. Si osserva quindi un continuo pendolarismo tra le valli e le zone agrarie di bonifica.

La grande potenzialità offerta dalle zone vallive venete rappresenta un possibile fattore di crescita della popolazione nazionale. Il principale fattore limitante è rappresentato proprio dalle pratiche di gestione attiva esercitate in valle, che da un lato sono in grado di creare di anno in anno idonei siti di nidificazione (creazione di barene, rimodellamento, messa in asciutta di laghi), dall'altro mettono spesso a repentaglio le nidiate (improvviso innalzamento dei livelli idrici).

Un grave fattore limitante è inoltre rappresentato dagli eventi atmosferici negativi estivi. Nel 2010 si è assistito alla distruzione della colonia di Valle Ca' Zuliani a causa delle forti piogge del mese di giugno, con ricostituzione della stessa in valle Sacchetta nel mese di luglio. Al fine di favorire la nidificazione della specie è auspicabile la realizzazione di apposite barene vallive, livellate, prive di vegetazione e preferibilmente costituite da materiale fangoso.

Luogo	2004		2005		2006		2007		2008		2009		2010		2011		2012	
Valli di Porto Viro	6	8	1	1					1	3	10	13	3	7	1	1	0	1
Valli di Porto Tolle	7	8	7	15	4	4	15	15	0	1	6	9	11	14	2	5	4	5
<b>Totale</b>	13	16	8	16	4	4	15	15	1	4	16	22	14	21	3	6	4	6

**Table 2:** Numero di coppie nidificanti di pernice di mare nel delta del Po veneto

**BIBLIOGRAFIA**

- Associazione Faunisti Veneti, 2003. (Redattori: Bon M., Sighele M., Verza E.). Rapporto ornitologico per la Regione Veneto. Anno 2002. *Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia.*, 54 (2003): 123-160.
- Brichetti P., Fracasso G., 2004 - *Ornitologia Italiana*. Vol. 2 Tetraonidae - Scolopacidae. Alberto Perdisa Editore, Bologna.
- Fracasso G., Verza E., Boschetti E. (a cura di), 2003. *Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Rovigo*. Provincia di Rovigo - Associazione Faunisti Veneti – Gruppo di Studi Naturalistici “Nisoria”.
- Verza E., Trombin D. (a cura di), 2012. *Le valli del Delta del Po*. Ente Parco Regionale Veneto del Delta del Po. Apogeo Editore.



## NOTE BREVI

*In ordine alfabetico secondo il primo Autore*





# Valore ornitologico delle principali tipologie ambientali nel Parco del Beigua e nella ZPS Beigua-Turchino (GE-SV)

ANTONIO ALUIGI<sup>1</sup>, SERGIO G. FASANO<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Ente Parco del Beigua -  
Via Marconi 165, 16011  
Arenzano GE - E-mail:  
biodiv@parcobeigua.it

\* Autore per la  
corrispondenza:  
[fasanosg@gmail.com](mailto:fasanosg@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

Parco del Beigua, diversità  
ornitica, conservazione

## KEYWORDS

Beigua Natural Park,  
birds diversity,  
conservation

**SUMMARY** / A bird monitoring project has been carried out in the Beigua Natural Park between 2006-2012 as part of an integrated system of surveys. We compared breeding bird communities detected in 1170 point counts to identify the most important habitats evaluating specie richness, specie diversity, ornithological value (Brichetti & Gariboldi 1992), number of Annex 1 species of “Birds Directive”, and number of SPEC species. Our results allowed us to identify pastures, grasslands, mediterranean bush, bare rock and heterogeneous agricultural areas as the most important habitats from a conservational perspective.

A partire dal 2006 l'Ente Parco del Beigua ha attuato, nell'area protetta e nella connessa ZPS IT1331578 Beigua – Turchino (che complessivamente occupano una superficie di circa 145 chilometri quadrati), un dettagliato piano di monitoraggio dell'avifauna (Fasano & Aluigi 2007, 2011; Fasano *et al.* 2009, 2013), condotto applicando la metodica dei punti d'ascolto (Blondel *et al.* 1981).

Durante le attività di campo, al fine di poter mettere in relazione la presenza e l'abbondanza delle specie con le caratteristiche ambientali, e quindi definire settori prioritari dal punto di vista conservazionistico e gestionale, è stata stimata nel raggio di 100 metri dal punto di rilevamento la copertura percentuale delle categorie CORINE Land Cover di terzo livello. Nel corso dei rilevamenti, in 1170 punti d'ascolto effettuati negli anni 2006-2012, sono state rilevate 26 variabili ambientali, che successive analisi di agglomerazione (matrice di somiglianza ricavata mediante il calcolo della distanza euclidea; fusione delle entità secondo il metodo del legame medio tra gruppi) hanno associato in otto cluster distinti, riconducibili ad ambienti dominati da: mosaici agrari, boschi di latifoglie, boschi di conifere, boschi misti, praterie, brughiere e cespuglieti, macchia mediterranea ed aree rocciose.

Tra queste otto tipologie ambientali sono state rilevate differenze significative nel numero medio di specie per punto d'ascolto ( $F_{7,1145} = 21,047$ ,  $P < 0,001$ ) e nell'indice di diversità di Shannon ( $F_{7,1145} = 20,782$ ,  $P < 0,001$ ; MacArthur 1965), i cui valori massimi sono stati osservati nei mosaici agrari. In tale classe si riscontra anche il massimo valore dell'indice di equiripartizione. Prendendo in considerazione il valore ornitologico nazionale delle specie nidificanti calcolato da Brichetti & Gariboldi (1992), e calcolando il valore medio per punto d'ascolto, abbiamo riscontrato, tra le variabili ambientali esaminate, differenze statisticamente significative per quanto riguarda il valore nazionale complessivo ( $F_{7,1145} = 16,211$ ,  $P < 0,001$ ), il valore nazionale medio ( $F_{7,1145} = 55,593$ ,  $P < 0,001$ ) e il valore nazionale corretto dall'abbondanza specifica ( $F_{7,1145} = 58,540$ ,  $P < 0,001$ ). I valori nazionali medi e corretti dall'abbondanza specifica sono risultati nettamente più elevati per la macchia mediterranea e gli ambienti rocciosi. Considerando infine il numero di specie incluse nell'All. 1 della Direttiva “Uccelli” (2009/147/CE) o la cui conservazione risulti di particolare importanza

per l'Europa (SPEC 2 e 3 secondo BirdLife International, 2004), si è evidenziato come la maggior rilevanza sia da attribuire alle praterie e, a seguire, a brughiere e cespuglieti e boschi misti. Tra i diversi ambienti è stata rilevata una differenza significativa della presenza media per punto di ascolto sia di specie di All. 1 della Direttiva "Uccelli" ( $F_{7,1145} = 34,942$ ,  $P < 0,001$ ), sia di specie di importanza europea (SPEC 2:  $F_{7,1145} = 26,233$ ,  $P < 0,001$ ; SPEC 3:  $F_{7,1145} = 70,565$ ,  $P < 0,001$ ). In particolare nella macchia mediterranea e nelle praterie la presenza e l'abbondanza di specie di All. 1 è risultata significativamente maggiore (test di Tukey,  $P < 0,05$ ).

## BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004 - Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status. *Cambridge UK*: BirdLife International. BirdLife Conservation Series No. 12.
- Blondel J., Ferry C. & Frochot B., 1981 - Point Counts with Unlimited distance. In: Estimating Numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Ecologies*, 6: 414-420.
- Brichetti P. & Gariboldi A., 1992 - Un «valore» per le specie ornitiche nidificanti in Italia. *Riv. ital. Orn.*, 62:73-87.
- Fasano S. & Aluigi A., 2007 - Dati preliminari sulla densità riproduttiva di Calandro *Anthus campestris* e Magnanina comune *Sylvia undata* nel Parco del Beigua e nella ZPS "Beigua-Turchino" (GE-SV). Abstract del XIV Convegno Italiano di Ornitologia. Trieste 26-30 settembre 2007: 47.
- Fasano S.G. & Aluigi A., 2011 - Variazioni interannuali ed interstagionali nella densità della magnanina comune *Sylvia undata* nel Parco del Beigua e nella ZPS Beigua-Turchino (GE-SV) - Abstract del XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia – Milano Marittima (Ravenna) 21-25 settembre 2011: 81-82.
- Fasano S., Baghino L. & Aluigi A., 2009 - La "Canellona": un *hot-spot* per l'Averla piccola. (SIC IT1331402). Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia (Latina) 14-18 ottobre 2009. *Alula* XVI (1-2): 544-546.
- Fasano S.G., Cottalasso R., Campora M., Baghino L., Toffoli R. & Aluigi A. (a cura di), 2013 - *Ambienti e Specie del Parco del Beigua e dei Siti della Rete Natura 2000 funzionalmente connessi*. Ente Parco del Beigua, 100 pp.
- MacArthur R.H., 1965 - Patterns of species diversity. *Biol. Rev.* 40:510-533.



# L'alimentazione del lanario *Falco biarmicus feldeggii* nel Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi (AN) Italia centrale

JACOPO ANGELINI<sup>1\*</sup>, MASSIMILIANO SCOTTI<sup>2\*\*</sup>

<sup>1</sup>C.T.S.Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi Via Marcellini 60041 Serra San Quirico (AN)

<sup>2</sup>Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi Via Marcellini 60041 Serra San Quirico (AN)

\* Autore per la corrispondenza: [jaco.angelini@gmail.com](mailto:jaco.angelini@gmail.com)

\*\*Autore per la corrispondenza: [massimiliano.scotti@parcogola.rossa.it](mailto:massimiliano.scotti@parcogola.rossa.it)

## PAROLE CHIAVE

*Falco biarmicus feldeggii*, Italia centrale (Marche), dieta

## KEYWORDS

*Falco biarmicus feldeggii*, Central Italy (Marche), diet

**SUMMARY** / In the Regional Park Frasassi Rossa's Gorges (Central Italy), we studied the diet of the lanner *Falco biarmicus feldeggii* in 4 nesting sites from 2008 to 2012. We combined 3 different methods of data collection. a) direct observations, b) sampling collection at plucking places, c) pellet analysis. We recognized 177 preys, belong to 23 *taxa*. Birds represented 85% of the prey number and 91% of biomass, Mammals represented the 9,95% of the prey number and 7,5% of biomass. Starlings *Sturnus vulgaris* is the most preyed species: 26% of the prey number and 12, 9% of biomass. Among Mammals, the dormouse *Glis glis* is the more frequent prey (5%). Interestingly, we found also a bat *Myotis myotis*.

Il Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi e le zone limitrofe ospitano 4 coppie nidificanti di lanario *Falco biarmicus feldeggii*, corrispondenti a ben il 40% della popolazione conosciuta della specie nella Regione Marche (Angelini 2007). Questa area protetta della regione Marche ha una superficie di circa 10.000 ettari ed è costituita da imponenti gole calcaree, da praterie secondarie e da ambienti agricoli a mosaico con estese foreste di roverella *Quercus pubescens* e di carpino nero *Ostrya carpinifolia*, nel versante collinare, ed estesi boschi di faggio *Fagus sylvatica* alle quote maggiori. Lo studio, relativo alla dieta del lanario *Falco biarmicus feldeggii*, è stato effettuato durante la stagione riproduttiva dal 2008 al 2012 nei 4 siti di nidificazione occupati dalla specie. Sono stati utilizzati contemporaneamente tre metodi diversi di raccolta dati: 1) osservazioni dirette (n=116); 2) posatoio di spiumata (n=32); raccolta borre (n=29). Sono state identificate complessivamente 177 prede appartenenti a 23 *taxa* diversi. Gli uccelli hanno costituito l'85% delle prede, i mammiferi il 10% e i rettili 5% (Tab. 1). La specie maggiormente predata è risultata essere lo storno *Sturnus vulgaris* (47 casi, 26% del totale), seguito dalla taccola *Corvus monedula* (13%), dalla gazza *Pica pica* (10%), dal merlo *Turdus merula* (7%), dalla ghiandaia *Garrulus glandarius* (6%), dal piccione domestico *Columba livia* var. *domestica* (6%), dal colombaccio *Columbus palumbus* (5%). Tra i Mammiferi sono stati predati 16 individui (10% del totale), di cui il ghio *Glis glis* rappresenta il 3% del totale. Molto interessante il ritrovamento, in un posatoio di spiumata, dei resti di *Rhinolophus ferrumequinum*, mai segnalato in precedenza come specie preda in Italia. Tra i Rettili il genere *Podarcis* rappresenta il 2% del totale. In alcune borre sono stati inoltre trovati resti di Insetti, probabilmente predati nelle praterie del Parco. Interessante è anche la predazione tra i Falconidi del gheppio *Falco tinnunculus* e tra gli Accipitridi dello Sparviere *Accipiter nisus*. Come biomassa complessiva la taccola *Corvus monedula* rappresenta il 20% del totale e gli Uccelli complessivamente rappresentano il 91% della biomassa totale in accordo con quanto evidenziato per l'Italia centrale da altri autori (Morimando et al. 1997; De Sanctis et al. 2009).

Il Parco Regionale ha partecipato alla redazione del Piano di Azione nazionale della specie,

elaborato dall'ISPRA (Andreotti & Leonardi 2007) e ha attuato diverse azioni di conservazione dirette e indirette della specie, previste dal Piano stesso, come la regolamentazione dell'attività di arrampicata nelle aree frequentate dalla specie con il divieto assoluto temporale durante il periodo riproduttivo e anche con la creazione di aree di tutela integrale tutto l'anno, portando la specie ad utilizzare nuovi siti nell'area protetta. Inoltre sono state messe in sicurezza oltre 60 km di linee elettriche grazie al finanziamento del progetto LIFE Natura "Save the Flyers", con il posizionamento di isolanti dei conduttori sopra i pali a media tensione, vista la mortalità diretta della specie. Possibili fattori di minaccia per la specie possono considerarsi il furto delle uova o dei piccoli al nido, visti i sequestri effettuati dal Corpo Forestale dello Stato in diverse parti d'Italia di lanari catturati illegalmente in natura, le linee elettriche, l'attività di arrampicata vicina ai nidi della specie e gli impianti eolici.

Specie	% sulle prede totali	% biomassa
<b>AVES</b>		
<i>Sturnus vulgaris</i>	26	12.9
<i>Turdus merula</i>	7	3
<i>Monticola solitarius</i>	2.3	1.1
<i>Phoenicurus ochruros</i>	1.25	0.4
<i>Corvus corone</i>	3	7.4
<i>Garrulus glandarius</i>	6	6.9
<i>Pica pica</i>	10	12.5
<i>Corvus monedula</i>	13	2
<i>Streptopelia turtur</i>	1.25	1
<i>Columbus palumbus</i>	5	11.5
<i>Columba livia</i> var. <i>domestica</i>	6	12.5
<i>Falco tinnunculus</i>	0.6	0.8
<i>Accipiter nisus</i>	0.6	0.8
<i>Picus viridis</i>	0.6	0.5
<b>Totale</b>	<b>85.4</b>	<b>91.3</b>
<b>MAMMALIA</b>		
<i>Rinolophus ferrumequinum</i>	0.6	0.1
<i>Glis glis</i>	2.8	4
<i>Moscardinus avellanarius</i>	1.25	0.2
<i>Apodemus</i> sp.	2.3	0.4
<i>Rattus</i> sp.	3	2.8
<b>Totale</b>	<b>9.95</b>	<b>7.5</b>
<b>REPTILIA</b>		
<i>Podarcis sicula</i>	2.3	0.5
<i>Lacerta bilineata</i>	1.25	0.4
<i>Anguis veronensis</i>	0.6	0.2
<i>Chalcides chalcides</i>	0.5	0.1
<b>Totale</b>	<b>4.65</b>	<b>1.2</b>

**Table 1**

## RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano per i preziosi consigli e la collaborazione; Alessandro Andreotti, Marco Andreini, Bruno D'Amicis, Giovanni Leonardi, Mauro Magrini, Paolo Perna, Carlo Poiani, Stefano Sassaroli, Simonetta Turbessi, Aurelio Vitali.

## BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. & Leonardi G. (a cura di), 2007 - Piano d'azione nazionale per il Lanario (*Falco biarmicus feldeggii*). *Quad. Cons. Natura*, 24, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Angelini J., 2007 - Lanario *Falco biarmicus* in Giacchini P. (a cura di), 2007 *Atlante degli Uccelli Nidificanti nella Provincia di Ancona*. Provincia di Ancona, IX Settore Tutela dell'Ambiente – Area Flora e Fauna: 98-99.
- De Sanctis A., Di Meo D., Pellegrini M. & Sammarone L., 2009 - Breeding Biology and Diet of the Lanner *Falco biarmicus feldeggii* in the Abruzzo Region, Central Apennines. *Alula* XVI (1-2): 170-175.
- Morimando F., Pezzo F. & Draghi A., 1997 - Food habits of the Lanner Falcon (*Falco biarmicus feldeggii*) in Central Italy. *Journal of Raptors Research* 31 (1): 40-43.

# Il gabbiano reale nordico *Larus argentatus* (Pontoppidan, 1763) e il gabbiano reale pontico *Larus cachinnans* (Pallas, 1811) in Piemonte: una revisione critica

GIACOMO ASSANDRI<sup>1,2\*</sup>, PAOLO MAROTTO<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Gruppo Piemontese Studi Ornitologici "F.A. Bonelli" ONLUS, Museo di Storia Naturale, via San Francesco di Sales 188 - 10022 Carmagnola (TO)

<sup>2</sup>Torino Birdwatching - Associazione EBN Italia, Via Peyron 10 - 10143 Torino

\*Autore per la corrispondenza: [giacom.assandri@gmail.com](mailto:giacom.assandri@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Larus argentatus*, *Larus cachinnans*, Piemonte

## KEYWORDS

*Larus argentatus*, *Larus cachinnans*, Piedmont

**SUMMARY** / We present a revision of the status of Caspian and herring gulls *Larus cachinnans* and *Larus argentatus* in Piedmont (NW Italy). Both species must be still considered vagrant in this region on the basis of confirmed records.

## INTRODUZIONE

Sino al 2008, il gabbiano reale nordico era considerato, in Piemonte, migratore irregolare e svernante occasionale sulla base di tre dati storici certi e alcuni recenti in gran parte privi di documentazione. Il gabbiano reale pontico era invece considerato accidentale sulla base di quattro osservazioni adeguatamente documentate (Pavia & Boano 2009). Come nel resto d'Italia (Brichetti & Fracasso 2006), anche in questa regione si sta recentemente assistendo a un sensibile aumento delle segnalazioni di entrambe le specie; tuttavia l'identificazione di questi Laridi non è mai agevole (Gibbins *et al.* 2010) e, al fine di meglio definirne lo status (secondo criteri AERC TAC 2003), si è resa necessaria la presente revisione critica di tutti i dati disponibili.

## METODI

Sono state raccolte e analizzate tutte le segnalazioni note al 2012 e quelle documentate fotograficamente sono state sottoposte alla validazione di due esperti della COI, che hanno permesso di classificare le segnalazioni in: confermate, non confermate, non confermabili sulla base della documentazione disponibile o per disaccordo dei validatori. Per entrambe le specie, basandosi sui risultati della validazione, è stato inoltre calcolato un tasso di errore sull'identificazione:

$$(n^{\circ} \text{ di foto erroneamente identificate} / n^{\circ} \text{ di foto sottoposte a validazione}) * 100$$

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Per il gabbiano reale nordico sono stati analizzati 43 dati di presenza relativi a 64 individui, successivi ai tre storici e riferiti al periodo 1987-2012. Di questi solo 5 sono corredati da foto (6 ind.), che hanno permesso di confermare l'identificazione dell'osservatore in 3 casi (3 ind.), mentre in 1 caso (2 ind.) l'identificazione è risultata errata (tasso d'errore=20%) e in 1 caso (1 ind.) i validatori non erano concordi. Il gabbiano reale pontico è stato segnalato per la prima volta in Piemonte nel 2002 e al 2012 esistono 53 dati di presenza riferiti a 78 individui. Di questi 17 (20 ind.) sono corredati da foto, che hanno permesso di confermare l'identificazione dell'osservatore in 8 casi (9 ind.), mentre in 2 casi (2 ind.) l'identificazione è risultata errata (tasso d'errore=12%), in 6 (7 ind.) non confermabile a causa della scarsa

qualità della documentazione e in 1 caso (2 ind.) i validatori non erano concordi. Il gabbiano reale nordico è stato contattato in tutti i mesi compresi tra settembre e aprile, mentre il gabbiano reale pontico tra novembre e aprile.

La presente revisione ha permesso di delineare il seguente quadro: I) Il gabbiano reale nordico appare, diversamente da quanto noto finora, meno frequente del gabbiano reale pontico in Piemonte, sebbene quest'ultimo sia stato contattato regolarmente solo a partire 2006. II) Sulla base delle osservazioni documentate e confermate, e quindi utilizzando un metodo conservativo di attribuzione dello status, il gabbiano reale nordico è da considerarsi accidentale in Piemonte con 6 segnalazioni, mentre il gabbiano reale pontico accidentale con 8. Se la tendenza all'incremento delle osservazioni si manterrà tale, è prevedibile una rapida evoluzione di questo status, che potrebbe coincidere con quello attuale, attribuito sulla base di tutti i dati disponibili, anche non documentati (esclusi quelli non validati): gabbiano reale nordico migratore regolare, svernante irregolare; gabbiano reale pontico migratore irregolare, svernante irregolare.

Sull'origine dei soggetti piemontesi si è a conoscenza di un gabbiano reale nordico ripreso nel marzo del 1958 sul Toce a Domodossola (VB), inanellato nel luglio 1955 a Mellum, Germania (Moltoni 1973) e di un gabbiano reale pontico inanellato da pullus a Kreminciuk (Ucraina) nel giugno 2010 e riosservato nel febbraio 2011 e 2012 presso l'Invaso del Meisino (TO) e pochi giorni dopo (nel 2012) anche sul lago di Varese. Tenendo conto delle difficoltà oggettive di identificazione, confermate dai tassi di errore calcolati nel presente contributo, è comunque ancora auspicabile da parte degli osservatori un attivo sforzo di documentazione di queste due specie in Piemonte.

#### RINGRAZIAMENTI

Desideriamo ringraziare tutti gli osservatori che hanno reso disponibili le loro segnalazioni e fotografie; Ottavio Janni e Michele Viganò (COI) per la validazione delle fotografie, Adriano Talamelli per la comunicazione delle riletture.

#### BIBLIOGRAFIA

- AERC TAC, 2003 - AERC TAC's Taxonomic Recommendations.  
<http://www.aerc.eu/DOCS/AERCTAC.pdf>.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2006 - *Ornitologia Italiana* Vol. 3 - *Stercorariidae - Caprimulgidae*. Alberto Perdisa Editore.
- Gibbins C., Small B. J. & Sweeney J., 2010 - Identification of Caspian Gull. *British Birds*, 103: 142-183.
- Moltoni E., 1973 - Elenco di parecchie centinaia di uccelli inanellati all'estero e ripresi in Italia ed in Libia. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 43 (Suppl.): 1-182.
- Pavia M. & Boano G., 2009 - Check-list degli uccelli del Piemonte e della Valle d'Aosta aggiornata al dicembre 2008. *Rivista Italiana di Ornitologia*, 79: 23-47.

# L'avifauna delle acque costiere del Mar Ligure centro-occidentale

DANIELE BARONI<sup>1\*</sup>, CARLA RAPETTI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Via Gaspare Buffa 4,

16158 – Genova (GE)

<sup>2</sup>Via Trento 14, 16011 – Arenzano (GE)

\* Autore per la  
corrispondenza:  
[dbaroni12@gmail.com](mailto:dbaroni12@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

Mar Ligure, uccelli  
acquatici, selezione  
dell'habitat

## KEYWORDS

Ligurian Sea, diving birds,  
habitat selection

**SUMMARY** / Phenology and habitat selection of water birds in marine waters has been surveyed in winter along a coastal transect of 62 km. During foraging activity, harbors were preferred mostly by great crested grebe; red-breasted merganser consistently selected reefs; arctic loon selected waters along the shores.

## INTRODUZIONE

La selezione dell'habitat e la fenologia di alcune specie di uccelli acquatici sono state indagate in un settore del Mar Ligure centro-occidentale; a livello regionale questi aspetti non sono noti nel dettaglio e informazioni pregresse si trovano ad esempio in Gorlier (1975); Andreotti *et al.* (1991); Borgo *et al.* (1991); Spanò *et al.* (1998); Ballardini *et al.* (2005). I dati sono stati raccolti percorrendo transetti costieri: tra Genova Pra' (GE) e Finale Ligure (SV), per un totale di 62 km, con frequenza mensile e tra Genova Pra' (GE) e Vado Ligure (SV), per un totale di 42 km, ogni decade. L'area di studio è caratterizzata da una forte componente antropica e include due ampie aree portuali (Genova Voltri e Savona), tratti di costa rocciosa e litorali ciottolosi o ghiaiosi. Il periodo d'indagine comprende il semestre ottobre-marzo, dal 2008 al 2011 e la durata di ogni uscita ha interessato quasi tutte le ore di luce, al fine di consentire il maggior rilevamento possibile delle presenze. I transetti sono stati percorsi in macchina, effettuando soste distribuite lungo il percorso in modo da monitorare l'intera area di studio mediante l'utilizzo di strumenti ottici (cannocchiale e binocolo). L'ordine progressivo con il quale sono stati censiti i diversi settori dell'area è stato diversificato nell'orario delle osservazioni, al fine di compensare l'effetto delle variazioni di attività degli uccelli durante il giorno. La selezione dell'habitat è stata quindi indagata mediante test del  $\chi^2$  al fine di verificare se le frequenze osservate e attese in ogni habitat differissero significativamente. In caso affermativo è stata utilizzata una statistica *z* di Bonferroni al fine di individuare quali tipologie fossero selezionate positivamente o negativamente (Neu *et al.* 1974).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Su 1826 osservazioni relative a 58 specie di uccelli acquatici, sono state analizzate 4 specie meglio rappresentate e più significative a livello di distribuzione, appartenenti alla *guild* trofica dei "tuffatori". L'elevata diversità di habitat marini cartografati nell'area (Diviacco & Coppo 2006) è stata ricondotta a tre sole tipologie (Tab. 1). In tutti i casi le osservazioni hanno evidenziato un utilizzo dell'habitat che si discosta dall'atteso calcolato sulla disponibilità ambientale in termini di estensione ( $P < 0.0001$ ; Tab. 1). Lo smergo minore *Mergus serrator* evidenzia un massimo del numero di individui nei mesi di gennaio e di dicembre. Analizzando le sole localizzazioni relative a soggetti in attività trofica ( $N = 25$ ) la costa rocciosa a ridosso degli scogli è risultata essere la tipologia ambientale fortemente selezionata, mentre l'interno di strutture portuali, lungo le banchine, è stato frequentato in minor misura e non risulta selezionato attivamente. La maggior parte delle segnalazioni (43%) di strolaga mezzana *Gavia arctica* è relativa al mese di gennaio e le acque antistanti tratti di spiaggia

costituiscono l'unica tipologia ambientale selezionata dagli individui in alimentazione (N = 61). Lo svasso maggiore *Podiceps cristatus* evidenzia un picco delle segnalazioni in febbraio (40%), mentre per ciò che concerne gli individui in attività trofica (N = 91) si evidenzia una preferenza per porti e porticcioli. Infine, l'analisi quadriennale dei dati raccolti mensilmente sul cormorano *Phalacrocorax carbo* sui 62 km di costa permette un'analisi fenologica che evidenzia maggiore variabilità nei quantitativi osservati in corrispondenza dei periodi migratori (ottobre e marzo) e un massimo in gennaio ( $x = 46.7 \pm 15.6$ ).

La presenza massima di acquatici "tuffatori" nei mesi di gennaio e febbraio è in linea con la fenologia nazionale delle specie (Brichetti & Fracasso 2003). Per ciò che concerne la selezione dell'habitat a fini trofici si evidenzia come la predilezione di alcune specie per aree antropizzate (es. porticcioli) sia probabilmente in funzione dell'assenza, nel contesto ligure, degli ambienti naturali d'elezione per le specie considerate, quali ad esempio le lagune costiere.

Tipologie ambientali	<i>Podiceps cristatus</i>				<i>Mergus serrator</i>				<i>Gavia arctica</i>			
	pi att.	pi oss.	I.C. 95% corr.	Selezione	pi att.	pi oss.	I.C. 95% corr.	Selezione	pi att.	pi oss.	I.C. 95% corr.	Selezione
	Bonferroni				Bonferroni				Bonferroni			
Ambiti portuali	0,20	0,65	0,53-0,77	selez.	0,20	0,28	0,06-0,50	non selez.	0,20	0,05	0-0,12	evitato
Acque antistanti spiagge	0,47	0,25	0,14-0,36	evitato	0,47	0,00	-	evitato	0,47	0,84	0,73-0,95	selez.
Falesie	0,33	0,10	0,03-0,17	evitato	0,33	0,72	0,51-0,94	selez.	0,33	0,11	0,01-0,21	evitato
$\chi^2 = 117,4$ ; $P < 0,0001$					$\chi^2 = 25,3$ ; $P < 0,0001$				$\chi^2 = 31,9$ ; $P < 0,0001$			

**Table 1:** Frequenze attese e osservate di uso dell'habitat e selezione delle tre tipologie

## BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A., Borgo E. & Truffi G., 1991 – Presenze di Strolaghe (*Gavia* spp.) in Liguria. In: SROPU (red.). Atti V Conv. Ital. Orn. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 17: 449-451.
- Ballardini M., Calvini M., Nani B. & Toffoli R., 2005 – Osservazioni su presenza e distribuzione di pulcinella di mare *Fratercula arctica* e gazza marina *Alca torda* nel mar Ligure occidentale. Atti XIII Conv. Ital. Orn. *Avocetta*, 29: 167.
- Borgo E., Spanò S. & Truffi G., 1991 – Eccezionale presenza di edredoni in Liguria: dati quantitativi. In: Fasola M. (red.). atti II Semin. Ital. Censim. Faunistici dei Vertebrati. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 16: 297-300.
- Brichetti P. & Fracasso G., 2003 – *Ornitologia italiana. Vol. 1 – Gaviidae-Falconidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna, 463 pp.
- Diviacco G. & Coppo S., 2006 – *Atlante degli habitat marini della Liguria. Descrizione e cartografia delle praterie di Posidonia oceanica e dei principali popolamenti marini costieri*. Regione Liguria, Genova, 205 pp.
- Gorlier G., 1975 – Osservazioni ornitologiche del litorale e della zona di mare compresa tra Vado Ligure (SV) e Finale Ligure (SV). *Riv. Ital. Orn.*, 45: 61-67.
- Neu C.W., Byers C.R. & Peek J.M., 1974 – A technique for analysis of utilization-availability data. *J. Wildl. Manage.*, 38: 541-545.
- Spanò S., Truffi G. & Burlando B. (a cura di), 1998 – *Atlante degli Uccelli svernanti in Liguria*. Regione Liguria, Genova, 253 pp.



# Analisi della dieta del gufo comune *Asio otus* durante lo svernamento in habitat semi-urbano (Arzano, Campania)

MARCO BASILE<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Associazione per la Ricerca, la Divulgazione e l'Educazione Ambientale – ARDEA

\* Autore per la corrispondenza:  
[marcob.nat@gmail.com](mailto:marcob.nat@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Asio otus*, Campania, dieta, borre, habitat semi-urbano

## KEYWORDS

*Asio otus*, Campania, diet, pellets, suburban habitat

**SUMMARY** / A long-eared owl *Asio otus* suburban roost was found in 2012 at Arzano (Campania, Southern Italy). The roost was occupied from January till March. The analysis of pellets allowed to identify 6 different micromammals species plus indistinct bird remains. Savi's pine vole is the most frequent prey (76%). Despite the low number of black rat and brown rat, amounting for 5% altogether, they form 23% of the total biomass.

## INTRODUZIONE

Il gufo comune *Asio otus* è uno strigiforme parzialmente sedentario, nonché migratore regolare e svernante regolare in Italia (Galeotti 2003). Come tutti gli Strigiformi, questa specie produce borre che si mantengono integre a lungo; ciò permette di effettuare studi approfonditi sull'alimentazione (Nappi 2011). Indagini pregresse hanno messo in risalto la relazione tra le popolazioni di arvicole e la composizione della dieta, evidenziando un comportamento predatorio piuttosto specialista (Korpimäki 1992; Tome 2009). A differenza di quanto accade in Europa, tuttavia, in Italia il gufo comune sembra essere meno specialista, avendo a disposizione uno spettro di prede più ampio (Bertolino *et al.* 2001). In particolare, un comportamento alimentare generalista risulta più evidente in habitat semiurbani, dove sono disponibili anche prede di grosse dimensioni quali *Rattus* sp. (Pirovano *et al.* 2000). In questo studio, vengono riportate informazioni sulla dieta giornaliera, ottenute attraverso l'analisi delle borre raccolte presso un *roost* sito ad Arzano (NA), a 79 m s.l.m.

## METODI

Il *roost* era localizzato in un giardino privato, su un pino marittimo *Pinus pinaster*, in ambiente semi-urbano, con campi coltivati o incolti e tessuto urbano. Le borre sono state raccolte ogni giorno, conservate per almeno 24 h in un congelatore a -18 °C e dissezionate a secco. Per l'identificazione dei micro-Mammiferi si è fatto riferimento a Nappi (2001), mentre gli Uccelli, come in altri studi, sono stati considerati come un'unica entità (Galeotti & Canova 1994; Pirovano *et al.* 2000). Per valutare se il numero di specie rinvenute potesse essere considerato esaustivo dello spettro alimentare è stato paragonato allo stimatore non parametrico di ricchezza in specie Chao1-bc (Chao 2005). Questo stimatore stima la ricchezza di specie teorica osservabile, calcolata dalle abbondanze di ogni specie. Una sua comparazione con la ricchezza di specie reale può dare un'idea della rappresentatività del campione. La biomassa delle prede è stata calcolata utilizzando le tabelle fornite da Lovari *et al.* (1976), ad eccezione che per le specie appartenenti al genere *Rattus*, per le quali sono state usate le equazioni fornite da Di Palma e Massa (1981). Per gli Uccelli è stata utilizzata, seguendo il medesimo autore, un'approssimazione di 10 g per individuo.

Il *roost* è stato frequentato dal 6 gennaio all'8 marzo, per un totale di 53 giorni di presenza. Il numero medio di individui è stato di tre (range 1-4). Sono state raccolte 87 borre, che fanno riscontrare una produzione di 0.55 borre al giorno per gufo. Sono state identificate 198 prede, tra cui è stato possibile discernere 7 specie diverse di micro-Mammiferi, per un valore totale di biomassa di 3788,7 g (Tab. 1).



## RISULTATI E DISCUSSIONE

La biodiversità riscontrata è stata ritenuta esaustiva dello spettro alimentare, come risultato dallo stimatore non parametrico Chao1 (mean  $\pm$  s.e. =  $8.0 \pm 0.5$ ). Nel 57% delle borre si sono trovate una o due prede, mentre il pasto medio è risultato di 19-38 g. Il 76% delle prede determinate appartiene alla specie *Microtus savii*, mentre solo il 5% è stato attribuito a *Rattus rattus* o *Rattus norvegicus*. Di contro, il 55% della biomassa è costituita da *M. savii*, mentre il 23% da *Rattus* sp. (pesi medi: *R. rattus* = 58 g; *R. norvegicus* = 148 g). Gli uccelli sono un'altra importante fonte di alimentazione, costituendo il 9% degli individui e il 10% della biomassa.

I ratti, nonostante costituiscano una fonte d'alimentazione potenzialmente non trascurabile, sembrano essere predati in maniera occasionale, mentre l'arvicola di Savi risulta essere la preda principale. Tali risultati appaiono in linea con quanto già noto per il nord Italia (Pirovano *et al.* 2000). Differentemente da altri studi, lo spettro alimentare riscontrato risulta notevolmente ridotto (Galeotti & Canova 1994; Cecere & Vicini 2000). Le cause di ciò potrebbero essere ricercate in una scarsa qualità dell'ambiente circostante, talvolta oggetto di derattizzazioni.

Specie	Nome comune	Frequenza		Biomassa	
		n	%	g	%
Rodentia - Cricetidae					
Microtus savii	Arvicola di Savi	151	76.26	2076.25	54.80
Rodentia - Muridae					
Apodemus sp.		10	5.05	265	6.99
Apodemus sylvaticus	Topo selvatico	4	2.02	106	2.80
Mus domesticus	Topo comune	5	2.53	95	2.51
Rattus rattus	Ratto nero	5	2.53	291.33	7.69
Rattus norvegicus	Ratto norvegese	4	2.02	591.66	15.62
Soricomorpha - Soricidae					
Crocidura suaveolens	Crocidura minore	1	0.51	3.5	0.09
Aves - Passeriformes	Uccelli	18	9.09	360	9.50
Totale		198	100	3788.74	100

**Table 1:** Specie rinvenute nelle borre con frequenza e biomassa assoluta e relative. La biomassa e la frequenza assoluta sono espresse come numero di individui (n) e grammi (g). La biomassa e frequenza relative sono espresse in percentuali.

## BIBLIOGRAFIA

- Read C.B. & Vidakovic B. (eds), 2006 - *Encyclopedia of Statistical Sciences*, 2nd Edition, Vol. 12. Wiley, New York.
- Di Palma M.G. & Massa B., 1981 - Contributo metodologico per lo studio dell'alimentazione dei rapaci. In: Farina A. (eds), Atti I Convegno Italiano di Ornitologia Aulla (MS). Volume monografico (1982).
- Galeotti P. & Canova L., 1994 - Winter diet of Long-eared Owls (*Asio otus*) in the Po plain (northern Italy). *J. Raptor Research* 28 (4): 265 - 268.
- Galeotti P., 2003 - Gufo comune. In Spagnesi M., Serra L. (eds). *Quad. Cons. Natura* 16. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Korpimäki E., 1992 - Diet composition, prey choice, and breeding success of Long-eared Owls: effects of multiannual fluctuations in food abundance. *Can. J. Zool.* 70: 2373 - 2381.
- Lovari S., Renzoni A. & Fondi R., 1976 - The predatory habits of the Barn Owl (*Tyto alba* Scopoli) in relation to the vegetation cover. *Boll. Zool.* 43: 173 - 191.
- Nappi A., 2001 - *Micromammiferi d'Italia*. Edizioni Simone.

- Nappi A., 2011 - L'analisi delle borre degli uccelli: metodiche, applicazioni e informazioni. Un lavoro monografico. *Picus* 37 (72): 106 - 120.
- Pirovano A., Rubolini D., Brambilla S. & Ferrari N., 2000 - Winter diet of urban roosting Long-eared Owls *Asio otus* in northern Italy: the importance of the Brown Rat *Rattus norvegicus*. *Bird Study* 47: 242 - 244.
- Tome G., 2009 - Changes in the diet of Long-eared Owl *Asio otus*: seasonal patterns of dependence on vole abundance. *Ardeola* 56 (1): 49 - 56.



# Studio preliminare sulla catturabilità del rampichino comune *Certhia brachydactyla*

MARCO BASILE<sup>1</sup>, ROSARIO BALESTRIERI<sup>1\*</sup>, FRANCESCA BUONINCONTI<sup>1</sup>, GIOVANNI CAPOBIANCO<sup>1</sup>, TIZIANA ALTEA<sup>2</sup>, GIORGIO MATTEUCCI<sup>1</sup>, MARIO POSILLICO<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>Istituto di Biologia Agroambientale e Forestale del CNR Via Salaria km 29.3, 00015 Monterotondo Scalo RM

<sup>2</sup>Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale Biodiversità di Castel di Sangro, Via Sangro, 45-67031 Castel di Sangro (AQ)  
“L’Assiolo”, via Donizetti Loc. Ronchi, 54100 Marina di Massa (MS), Italy

\* Autore per la corrispondenza: [rosario.balestrieri@ibaf.cnr.it](mailto:rosario.balestrieri@ibaf.cnr.it)

## PAROLE CHIAVE

Foresta demaniale regionale “Feudozzo”, *Certhia brachydactyla*, catturabilità

## KEYWORDS

Feudozzo regional forest, *Certhia brachydactyla*, catchability

**SUMMARY** / The short-toed treecreeper *Certhia brachydactyla* is a bird species strictly linked to old-growth forests. Nest and foraging sites, indeed, are due to cavity, dead snag, ivy and other typical old-growth forest characteristics. Thus, it could be an eligible species for forest management research, as it is within the project LIFE ManFor CBD. In order to do this kind of research in the near future, we need to test the catchability of the short-toed treecreeper. This study was carried out in the “Feudozzo” regional Forest, an old-growth forest of oak *Quercus Cerris*, with relevant presence of beech *Fagus sylvatica*. Catching protocol consisted in the use of three 6-meters mist-nets, forming a triangle around a tree, to which the base is located a playback-speaker playing the treecreeper song, for a total of three triangles. In the two-days session five individuals were captured plus one more individual recaptured. Among these, four were born in the current season. Capture frequency resulted in 0.4 individual/hour of capture.

## INTRODUZIONE

Il rampichino comune *Certhia brachydactyla* è una specie ornitica prettamente forestale, la cui presenza è strettamente correlata a quella di alberi vetusti (Brichetti & Fracasso 2011). L’area di nidificazione, in particolare, è legata a quei caratteri tipici delle foreste miste, quali l’alta densità di cavità negli alberi, gli intricati fasci d’edera, nonché (a una diversa scala spaziale) la fitta copertura arborea (Cramp & Perrins 1994). Inoltre il territorio di nidificazione risulta particolarmente ristretto, con i casi estremi registrati di: 0.4 ha in Germania orientale e 7.9 ha sulle Alpi Marittime (Cramp & Perrins 1994). Infine la specie è sedentaria e in genere effettua limitati spostamenti, salvo il *dispersal* giovanile, comunque limitato (Cramp & Perrins 1994). Date queste peculiarità, il rampichino comune è un buon soggetto di studio nel contesto dell’ecologia e gestione forestale. I parametri demografici e la stima di popolazione potrebbero fornire interessanti informazioni sugli effetti a breve e medio termine degli interventi forestali. Nell’ottica di effettuare studi in tal senso, nell’ambito del LIFE ManFor CBD, è stato svolto nella Foresta demaniale regionale “Feudozzo” (Castel di Sangro, AQ) uno studio preliminare sulla catturabilità del rampichino comune, al fine di valutare l’efficacia delle trappole e lo sforzo di campo.

## METODI

La Foresta demaniale regionale “Feudozzo” è una foresta mista di caducifoglie. La comunità arborea è riconducibile alla cerreta *Quercus cerris*, con importanti presenze di faggio *Fagus sylvatica* nelle aree sommitali. Le trappole sono costituite da tre *mist-net* (maglia 16 mm, lunghezza 6 m, altezza 2.4 m), montate a formare un triangolo intorno a un albero. Alla base dell’albero è stato posizionato un richiamo elettroacustico per attrarre i rampichini aumentando le probabilità di cattura. Il richiamo elettroacustico proveniva da un lettore MP3 (Olympus DM-550), che emetteva, in modalità ripetizione, un file audio contenente il canto della specie. Le tre trappole sono state posizionate lungo un transetto di circa 425 m (TR1 – TR2 = 208 m; TR1 – TR3 = 245 m; TR2 – TR3 = 425 m), in maniera

opportunistica, in un'area in cui era stata precedentemente rilevata la specie. Le trappole sono state attive dal 9 al 10 agosto 2012, per un totale di 15 ore. Le trappole sono state attive dall'alba alle 11, e dalle 16:30 al tramonto e controllate ogni ora. Ogni rampichino catturato è stato marcato con un anello ISPRA. Inoltre sono state prese le seguenti misure biometriche: lunghezza della terza remigante primaria, corda massima dell'ala, lunghezza del becco, lunghezza del tarso, peso; e le seguenti misure visive: età, sesso (quando possibile), accumulo di grasso, sviluppo dei muscoli pettorali. Tutte le misure sono state prese, da un inanellatore abilitato, seguendo le direttive ISPRA e con la strumentazione ufficiale. Lo sforzo di campo, invece, è stato sostenuto da quattro persone, per un totale di 16:30 ore (4.10 ore cadauno, compresa installazione e disinstallazione della trappola). Le frequenze orarie di cattura sono state calcolate come numero di catture/ore di funzionamento trappola, da cui poi è stata ricavata la media aritmetica tra le trappole. La dimensione della popolazione è stata stimata in maniera esplorativa secondo il modello a variabilità temporale Mt (EE), implementato dal software CARE-2 (Chao & Yang 2003).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Sono stati marcati 5 individui, di cui uno ricatturato in una successiva sessione, per un totale di 6 catture. La frequenza oraria media delle catture è 0.4 catture/ora. La frequenza oraria media di cattura non è risultata costante poiché in tutte le trappole i rampichini sono stati catturati entro 2 ore dalla prima emissione del richiamo. Inoltre l'unica cattura pomeridiana è la ricattura di un individuo inanellato 11 ore prima, nella stessa trappola. Infatti, considerando le due trappole attive per due giorni (TR1-TR2), 4 catture su 5 sono state effettuate il primo giorno. Dei 5 individui marcati, 4 sono risultati essere giovani nati nell'anno in corso (età euring: 3), mentre 1 risulta essere adulto (età euring: 4). Con questi dati la popolazione è stata stimata in 9.8 individui ( $IC_{95\%} = 5 - 15.6$ ). Tuttavia, trattandosi di uno studio preliminare, volto a testare l'efficacia del metodo di cattura, l'area effettivamente coperta dalle trappole non è stimabile.

Nonostante il breve arco temporale indagato, sono stati ottenuti risultati interessanti, innanzitutto l'alta rispondenza (risposta al richiamo e cattura) degli individui nelle prime ore del mattino, dovuta alla spiccata territorialità (Brichetti & Fracasso 2011). Sulla base delle esperienze effettuate, si suggerisce l'emissione in *playback* di varie tipologie di canto, riprodotte in maniera casuale per la realizzazione di ulteriori sessioni di cattura sulla specie. Considerando, quindi, che nell'area indagata sono state ottenute 5 catture in tre trappole diverse nelle prime 5 ore di attività, si può affermare che, aumentando lo sforzo di campo, si potrebbe catturare buona parte della popolazione nidificante entro una determinata area boscata.

## BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2011- *Ornitologia Italiana vol. 7 - Paridae-Corvidae*. Oasi Alberto Perdisa Editore, Bologna, 493 pp.
- Cramp S. & Perrins C.M., 1994 - *The Birds of the Western Palearctic Volume VIII*. Oxford University Press, Oxford, New York, 899 pp.
- Chao A. & Yang H.C., 2003 - Program CARE-2 (for Capture-Recapture Part. 2). Program and user's guide published at <http://chao.stat.nthu.edu.tw>

# Toscana per accidente: l'avventura italiana di un giovane corriere biondo

## *Cursorior cursor* prima del rimpatrio in Tunisia

GIANLUCA BEDINI<sup>1</sup>, FEDERICA PAOLI<sup>1</sup>, SILVIA GALLI<sup>1</sup>, RENATO CECCHERELLI<sup>1</sup>, FABIO NUTI<sup>1</sup>, DAVID MONTAGNANI<sup>2</sup>, NICOLA BACCETTI<sup>3</sup>, HICHEM AZAFZAT<sup>4</sup>, ADEL BOUAGINA<sup>4</sup>, PAOLA ZINTU<sup>5</sup>, RICCARDO GHERARDI<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>CRUMA – LIPU, Via delle sorgenti 430, 57121 Livorno (LI), Italy

<sup>2</sup>Clinica Veterinaria Aurelia, via Aurelia 136/A, 57017 Stagno, Collesalveti (LI), Italy

<sup>3</sup>Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA), via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO), Italy

<sup>4</sup>Association "Les Amis des Oiseaux" (AAO), Ariana Center, Bureau C 208/209, 2080 Ariana, Tunisie

<sup>5</sup>CRAS WWF, "L'Assiolo", via Donizetti Loc. Ronchi, 54100 Marina di Massa (MS), Italy

\*Autore per la corrispondenza: [ric\\_gherardi@hotmail.com](mailto:ric_gherardi@hotmail.com)

#### PAROLE CHIAVE

*Cursorior cursor*, WRC, Toscana, Tunisia

#### KEYWORDS

*Cursorior cursor*, WRC, Tuscany, Tunisia

**SUMMARY** / On the 20 October 2011 a juvenile cream-colored courser *Cursorius cursor* was recovered after a heavy storm near Massa – Tuscany. The bird was hospitalized in two Tuscan WRC till its complete rehabilitation. In June 2012, after 254 days from its hospitalization, it was released in Bou Hedma National Park – Tunisia.

Il corriere biondo *Cursorius cursor*, è un Caradriforme di 190-210 mm di lunghezza, tipicamente legato ad ambienti semi-desertici (Brichetti & Fracasso 2004). In Italia risultano 125 segnalazioni della specie relative al periodo 1817-2011, per un totale di 136-138 individui, (Verducci *et al.* 2012).

Il 20 ottobre 2011 un giovane esemplare di questa specie è stato rinvenuto presso la zona industriale della città di Massa, in Toscana. L'animale è stato portato presso il C.R.A.S. W.W.F. l'Assiolo di Ronchi (MS) dalle persone che lo avevano rinvenuto in difficoltà dopo un intenso temporale. Alla prima visita il soggetto si presentava iporeattivo, bagnato e in leggero stato di debilitazione. Come intervento di primo soccorso sono stati somministrati fluidi riscaldati sottocute, vitamine e un antibiotico di copertura.

Il giorno successivo è stato trasferito presso il C.R.U.M.A. della L.I.P.U. di Livorno dove la terapia è proseguita per 7 giorni. Presso tale Centro sono stati effettuati alcuni esami diagnostici di routine. In seguito, sono stati prelevati campioni biologici per esami specifici, effettuati presso laboratori esterni, necessari in previsione del suo trasferimento in Nord Africa.

Durante tutto il periodo di ricovero, il peso del corriere biondo è stato monitorato a cadenza settimanale. Dopo un iniziale calo, l'animale ha ripreso ad alimentarsi regolarmente fino a che il peso si è stabilizzato su valori normali per la specie.

Dopo un periodo iniziale di degenza in stabulazione stretta, finalizzata a una miglior gestione e controllo delle sue condizioni, l'animale è stato trasferito in un box esterno protetto da rete oscurante e dotato di arricchimento ambientale idoneo. Questa nuova sistemazione gli ha permesso di godere di maggiori spazi per muoversi e di maggior tranquillità.

In questo box l'esemplare ha passato tutto il periodo invernale grazie anche all'aiuto di una lampada riscaldante a infrarossi installata per mitigare la temperatura di un inverno che si è rivelato particolarmente rigido e nevoso per la costa toscana.

Dopo circa un mese dal ricovero le sue condizioni fisiche risultavano stabili e iniziava con successo i primi tentativi di volo.

A giugno, con l'animale completamente ristabilito, è stato possibile organizzare la sua liberazione in Tunisia, grazie anche all'intervento dell'Ambasciatore tunisino a Roma e alla

compagnia di volo Tunisair.

Il 30 giugno 2012, dopo un giorno di osservazione in Tunisia presso le strutture della *Association les Amis des Oiseaux*, e dopo 254 giorni dal suo rinvenimento, il corriere biondo è stato liberato in una zona desertica del Parco Nazionale di Bou Hedma.



**Figure 1:** Corriere biondo con l'ala destra aperta per mostrare l'inizio della muta visibile nelle due remiganti primarie più interne

## RINGRAZIAMENTI

È intenzione degli autori ringraziare l'ambasciatore Tunisino a Roma Dott. Naceur Mestiri che si è prodigato per rendere possibile l'operazione e senza il cui aiuto tutta questa avventura non solo sarebbe stata molto più complicata, ma non avrebbe sicuramente ottenuto un così alto valore culturale. Inoltre, i ringraziamenti degli autori vanno alla Dottoressa Sandra Nannipieri, medico veterinario presso la ASL 6 di Livorno, per l'aiuto fornito nello svolgimento degli adempimenti burocratici relativi all'espatrio del corriere biondo e alla Compagnia Aerea Tunisair per averci dato la possibilità di fare volare gratuitamente il corriere biondo da Fiumicino a Tunisi.

## BIBLIOGRAFIA

- Brichetti P. & Fracasso G., 2004 - *Ornitologia Italiana. 2° volume Tetraonidae-Scolopacidae*. Alberto Perdisa Editore, Ozzano dell'Emilia (BO): 396 pp.
- Verducci D., Biondi M., Sighele M. & Norante N., 2012 - Revisione degli avvistamenti e delle catture di corriere biondo *Cursorius cursor* in Italia con cenni sul suo status in Europa. *U.D.I. XXXVII*: 16-32.



# Preferenze ambientali dell'occhione *Burhinus oedicnemus* in periodo riproduttivo nell'Italia centrale

MASSIMO BIONDI<sup>1,3\*</sup>, MARCO DRAGONETTI<sup>2</sup>, PIETRO GIOVACCHINI<sup>2</sup>, LORIS PIETRELLI<sup>3</sup>

<sup>1</sup>SROP - Stazione  
Romana Osservazione e  
Protezione Uccelli, Via  
Britannia 36, 00183  
Roma, Italia

<sup>2</sup>GOM - Gruppo  
Ornitologico Maremmano

<sup>3</sup>GAROL - Gruppo  
Attività Ricerche  
Ornitologiche del Litorale

\* Autore per la  
corrispondenza: [massi  
mo.biondi54@gmail.com](mailto:massi<br/>mo.biondi54@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Burhinus oedicnemus*,  
preferenze ambientali,  
Lazio, Toscana

## KEYWORDS

*Burhinus oedicnemus*,  
habitat preference,  
Latium, Tuscany

**SUMMARY** / We analyzed the breeding habitat preferences of stone curlew *Burhinus oedicnemus* in central Italy. Data were collected from 194 breeding territories (111 in Tuscany and 83 in Latium). The species selected 14 different biotopes (following Corine categories): 13 in Latium and 10 in Tuscany.

L'occhione *Burhinus oedicnemus* nidifica in Toscana con una stima di 150-200 coppie (Tinarelli *et al.* 2009) e nel Lazio con 50-70 coppie (Meschini in Brunelli *et al.* 2011). I dati sulle preferenze ambientali della specie sono sempre stati scarsi e frammentari per la Toscana e parziali per il Lazio, eccetto che per la popolazione viterbese (Meschini 2010).

Nel presente studio, per analizzare le preferenze riproduttive dell'occhione nell'Italia centrale abbiamo utilizzato le categorie fitosociologiche proposte dal progetto "CORINE Biotopes" (Devillers *et al.* 1991) modificate ad uso ornitologico (Boano 1997). Unitamente alla tipologia ambientale è stata registrata la fascia altimetrica utilizzata da ciascuna coppia. I dati raccolti hanno interessato le provincie di Grosseto, Roma e Latina. Il periodo di studio ha analizzato i dati inediti sia per la Toscana (1995-2011) sia per il Lazio (2008-2012) raccolti nell'arco della stagione riproduttiva (1° marzo – 30 settembre). Abbiamo considerato occhioni nidificanti laddove sono stati registrati individui con evidente comportamento territoriale protratto per più di 15 giorni, oppure laddove siano state rinvenute uova e/o pulli. Sono stati analizzati complessivamente 194 territori di cui 111 in Toscana e 83 nel Lazio. La specie ha selezionato 14 diverse tipologie ambientali (13 nel Lazio; 10 in Toscana) e tra queste, cinque sono apparse predominanti: praterie e steppe calcaree (37.6%), gariga su suoli calcarei (11.8), coltivazioni estensive e tradizionali (10.8), steppe cerealicole (8.2%) e greti fluviali (7.2%) (Fig. 1). In Toscana la specie ha selezionato praterie e steppe calcaree (45%), caratterizzate da pascoli permanenti, e coltivazioni estensive tradizionali (18%), in gran parte rappresentate da oliveti maturi a conduzione tradizionale e da colture foraggere estensive collegate all'allevamento ovino. Nel Lazio l'occhione si insedia per il 55.4% in due ambienti naturali con affioramenti calcarei pascolati (ovini, bovini, equini) di cui uno, gariga su suoli calcarei, assente in Toscana e coincidente, in gran parte, con l'area della ZPS monti della Tolfa. La specie dimostra inoltre di poter colonizzare ambienti succedanei a quelli steppici naturali o semi-naturali insediandosi anche in habitat fortemente antropizzati come i siti industriali attivi o abbandonati (6.1%) ove da alcuni anni risulta anche svernante (Lazio) (Biondi *et al.* 2011). Dal punto di vista altitudinale l'occhione sembra prediligere due fasce altimetriche: 0-50 m (29.8%) e 101-200 m (27.8%) con un limite altitudinale posto a 500-600 m (1.5%).

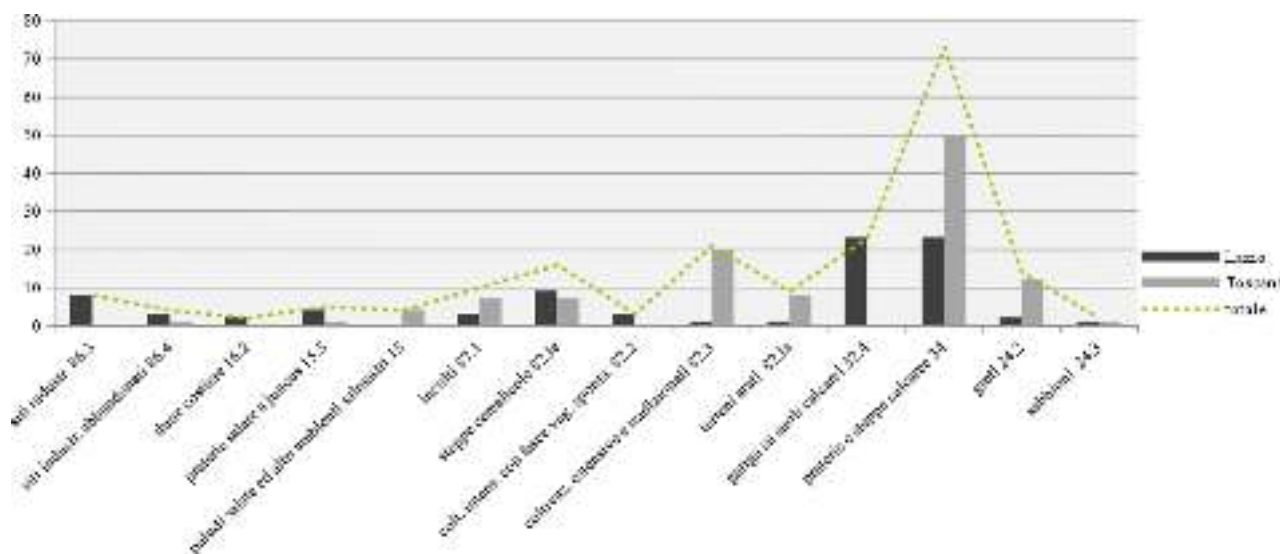


Figure 1: Preferenze ambientali dell'occhione *Burhinus oedicnemus* in Italia centrale

## BIBLIOGRAFIA

- Biondi M., Pietrelli L., Scrocca R. & Meschini A., 2011 - New Stone-Curlew *Burhinus oedicnemus* wintering site in central Italy. *Wader Study Group Bulletin* 118 (1):63-64.
- Boano G., 1997 - Proposta di una classificazione degli habitat ad uso ornitologico. In: Brichetti P. & Gariboldi A. 1997. *Manuale pratico di ornitologia*. Edagricole, Bologna: 153-165.
- Devillers P., Devillers-Terschuren J.P. & CORINE BIOTOPES EXPERTS GROUP, 1991 - *CORINE biotopes manual*. Part 2. Habitats of the European Community. Commission of the European Community. Brussels.
- Meschini A., 2010 - *L'Occhione tra fiumi e pietre*. Edizioni Belvedere, Latina: pp.174.
- Meschini A., 2011 - L'occhione *Burhinus oedicnemus*. In: Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., De Felici, 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: 146-147.
- Tinarelli R., Alessandria G., Giovacchini P., Gola L., Ientile R. & Meschini A., 2009 - Consistenza e distribuzione dell'occhione in Italia: aggiornamento al 2008. In: Giunchi D., Pollonara E. & E. Baldaccini (a cura di) 2009 - L'occhione (*Burhinus oedicnemus*): Biologia e conservazione di una specie di interesse comunitario - Indicazioni per la gestione del territorio e delle aree protette. Conservazione e gestione della natura. *Quaderni di documentazione*, 7: 45-50.

# Atlante degli uccelli d'Italia in inverno: analisi dei dati preliminari nel Lazio (2009/10 - 2012/13)

MASSIMO BRUNELLI<sup>1\*</sup>, MICHELE CENTO<sup>1</sup>, STEFANO SARROCCO<sup>2</sup>, MASSIMO BIONDI<sup>1</sup>, ALDO BOANO<sup>1</sup>, EMILIANO DE SANTIS<sup>1</sup>, FULVIO FRATICELLI<sup>1</sup>, STEVEN HUETING<sup>1</sup>, ANGELO MESCHINI<sup>1</sup>, GIOVANNI PURIFICATO<sup>1</sup>, ROBERTO SCROCCA<sup>1</sup>

<sup>1</sup> SROPU, Stazione Romana per l'Osservazione e la Protezione degli Uccelli, Via Britannia 36, 00183 Roma, Italia

<sup>2</sup> ARP, Agenzia Regionale per i Parchi, Via del Pescaccio 96, 00166 Roma, Italia

\* Autore per la corrispondenza:  
[mss.brunelli@tin.it](mailto:mss.brunelli@tin.it)

## PAROLE CHIAVE

Atlante, uccelli, inverno, Lazio

## KEYWORDS

Atlas, birds, winter, Latium

**SUMMARY** / We reported for the Latium region the results of the first four years of the project "Atlas of the Birds of Italy in winter 2009/2010 – 2014/2015". We recorded a total of 213 and an average of 48,4 (SD 24,2) species for square unit of side 10 km, with high richness along coastal plain and hilly areas, as well as around wetlands and lower values in the Apennines.

## INTRODUZIONE

La conoscenza della distribuzione e delle abbondanze degli uccelli presenti in inverno sul territorio rappresenta una fonte di informazione importante per attivare strumenti di conservazione delle specie e gestione del territorio. Con queste finalità il portale web [ornitho.it](http://ornitho.it), e le associazioni che in esso si riconoscono, hanno promosso il progetto "Atlante degli uccelli d'Italia in inverno 2009/2010 – 2014/2015". In questo contributo presentiamo i risultati ottenuti nel Lazio (aggiornati al 31 gennaio 2013) con l'obiettivo di analizzare i risultati raggiunti e individuare le aree su cui indirizzare prioritariamente lo sforzo di ricerca nella prossima stagione di rilevamento.

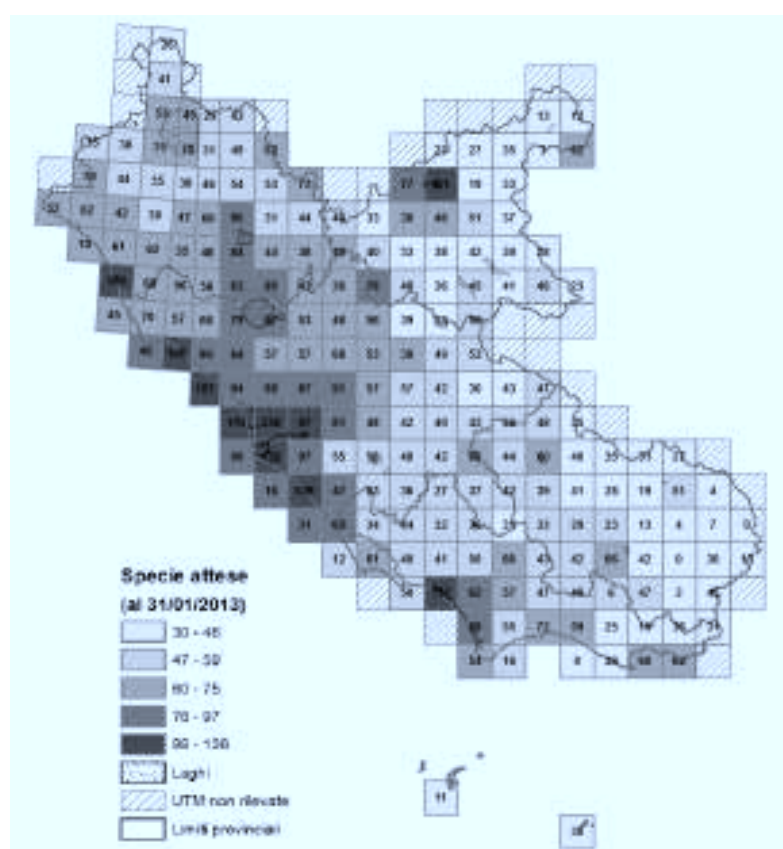
## METODI

I dati sono stati raccolti in varia misura da oltre 150 rilevatori dal 1° dicembre al 31 gennaio degli anni 2009-2013. La base cartografica utilizzata è rappresentata dalla griglia UTM con unità di rilevamento quadrate di 10 km di lato. In ogni unità di rilevamento sono stati indagati tutti gli ambienti presenti al fine di registrare il maggior numero di specie. Sono state escluse le unità di rilevamento ricadenti prevalentemente in regioni confinanti e quelle costiere con ridottissima estensione di superficie emersa. Le unità di rilevamento indagate sono state 206; le 5 in cui ricadono le isole Pontine sono state accorpate in due unità, pertanto elaborazioni e rappresentazioni grafiche si riferiscono a 203 unità di rilevamento. Per svolgere inferenze sulle specie attese abbiamo elaborato alcune analisi di *geoprocessing*, utilizzando le specie osservate nelle unità di rilevamento e le 118 unità di paesaggio regionali, quest'ultime considerate singolarmente, in prima approssimazione, uniformi sia morfologicamente sia come uso del suolo. A ogni unità di paesaggio abbiamo assegnato un valore pari al numero medio delle unità di rilevamento in essa ricadenti e tale valore lo abbiamo successivamente riattribuito alle unità di rilevamento. Alle unità di rilevamento con campionamenti incompleti abbiamo assegnato i valori di quelle contigue che presentavano una maggiore completezza di campionamento.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Complessivamente sono state rinvenute 213 specie, la ricchezza media per unità di rilevamento è risultata di 48,4 specie (DS 24,2); le unità di rilevamento con i valori maggiori sono quelle delle pianure costiere (es. litorale romano) e quelle collinari (es. monti della Tolfa), nonché quelle con presenza di zone umide (es. lago di Bolsena, litorale pontino, piana di

Rieti). Le unità di rilevamento con i valori minori sono risultate invece quelle ricadenti lungo la dorsale appenninica, caratterizzate da quote più elevate e dalla presenza di estese aree montane. Le unità di paesaggio, analogamente, evidenziano i valori maggiori nelle lagune costiere e nelle paludi salse (intervallo 117,0-65,5 specie), nei laghi dulciacquicoli (101,0-8,0 specie) e lungo le pianure costiere (85,0-43,0 specie); i valori minori sono collegati alle conche interne e ai rilievi carbonatici del Preappennino e dell'Appennino (47,3-3,7 specie), sebbene in queste unità la copertura dei rilevamenti non sia da ritenersi esaustiva. Le elaborazioni effettuate hanno permesso di ricavare informazioni sul numero di specie attese (Fig. 1) e d'individuare le UR con una copertura ritenuta insufficiente, da visitare prioritariamente nella prossima stagione di rilevamento. Il confronto con la distribuzione della ricchezza dell'avifauna nidificante (Brunelli *et al.* 2011) evidenzia come alcune aree mantengano alti valori di ricchezza anche durante il periodo invernale (es. litorale romano, monti della Tolfa, piana di Rieti), altre aumentino il loro valore (es. litorale pontino) e altre lo diminuiscano sensibilmente (es. dorsale appenninica).



**Figure 1:** Numero di specie attese in inverno nelle particelle di 10 km di lato (nelle particelle è riportato il numero di specie osservate)

## RINGRAZIAMENTI

Ringraziamo tutti i numerosi rilevatori, in particolare: Alessandro Ammann, Gabriella Biondi, Fabrizio Bulgarini, Mario Cappelli, Monica Carabella, Alberto Cardillo, Carlo Castellani, Emanuele G. Condello, Davide de Rosa, Santino di Carlo, Brendan Doe, Roberto Gildi, Daniele Iavicoli, Gigliola Magliocco, Alberto Manganaro, Fabrizio Mantero, Riccardo Molajoli, Sergio Muratore, Alessio Rivola, Enzo Savo, Fabio Scarfò, Alberto Sorace, Maurizio Sterpi, Marco Trotta, Claudio Zanotti.

## BIBLIOGRAFIA

- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di), 2011 - *Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio*. Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi), Roma, 464 pp.

# Repeatability of movement parameters inside home range boundaries in a long-lived species: the eagle owl *Bubo bubo*

LETIZIA CAMPIONI<sup>1\*</sup>, MARIA DEL MAR DELGADO<sup>2</sup>, CHIARA BETTEGA<sup>3</sup>, VINCENZO PENTERIANI<sup>3,4</sup>

<sup>1</sup>MARE – Marine and Environmental Sciences Centre, ISPA - Instituto Universitário, Lisbon, Portugal

<sup>2</sup>Department of Biosciences, University of Helsinki, Helsinki, Finland

<sup>3</sup>Department of Conservation Biology, Estación Biológica de Doñana, C.S.I.C., Seville, Spain

<sup>4</sup>Research Unit of Biodiversity (UMIB, UO-CSIC-PA), Oviedo University - Campus Mieres, Mieres, Spain

\*Autore per la corrispondenza: [letizia.campioni@hotmail.com](mailto:letizia.campioni@hotmail.com)

## PAROLE CHIAVE

Sierra Norte Spagna, ripetibilità, comportamento di movimento, variazione inter-individuale, *Bubo bubo*

## KEYWORDS

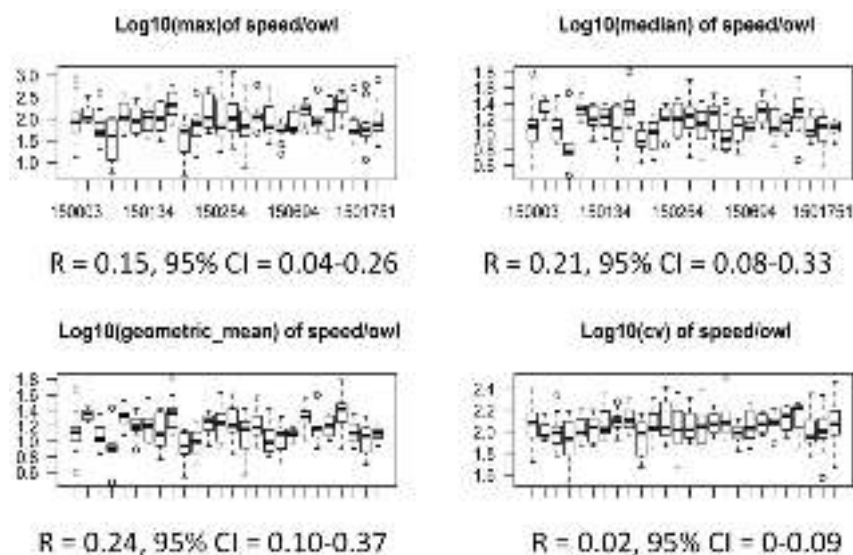
Sierra Norte Spain, repeatability, animal movement, individual consistency, between-individual variation, *Bubo bubo*

**SUMMARY** / Territorial species as the eagle owl *Bubo bubo* that repeatedly move within fixed home ranges are expected to have an extensive knowledge of their surroundings. As a consequence, owls can be expected to be highly repeatable in their movement parameters. We found that the repeatability of speed, time step, total distance and step length of 26 breeding owls ranged between 15-25% revealing a considerable individual consistency.

Observed movement patterns are the response of the interaction between environmental variables and individual state (Börger *et al.* 2008). Surprisingly, even individuals of the same species experiencing similar environmental condition can exhibit different behavioural responses, being these responses highly repeatable within individuals (Biro & Adriaenssens 2013). Here, the variation we focus on is how individuals of a long-lived, territorial species, the nocturnal eagle owls *Bubo bubo*, move during their daily activity over multiple years. Eagle owls that repeatedly move within fixed home ranges are expected to have an extensive knowledge of their surroundings. As a consequence, they are expected to show to some extent a systematic movement strategy based on available *a priori* information and/or based on an individual behavioural consistency. If it is so, we can expect that movement patterns varied much less between repeated daily trajectories than between different individuals. This study was conducted in a hilly area of the Sierra Norte of Seville located in south-western Spain. From 2004 to 2010, 26 breeding individuals (19 males and 7 females) from 19 nests were trapped (Campioni *et al.* 2013; Penteriani *et al.* 2010) and fitted with a 30-g radio-transmitter using a Teflon ribbon backpack harness (Biotrack, UK). We radio tracked territory holders individually throughout the night (from 1 h before sunset to 1 h after sunrise) during 290 continuous radio tracking sessions. Individual nightly movement behaviour was characterised by four variables: 1) total distance, as the sum of the distance between successive steps of the nightly displacements; 2) step length, as the distance between successive locations; 3) speed, as the step length divided by the time interval between successive locations; and 4) time step, as the time elapsed between successive moves. Then, movement variables were grouped and analyzed at a daily temporal scale, where for each individual we constructed log10-transformed movement parameter frequency distributions (i.e., MPFD). Accordingly, we selected four statistics able to comprehensively describe MPFDs: 1) minimum value, 2) maximum value, 3) median, 4) geometric mean, and 5) coefficient of variation (CV) and then we estimated their repeatability (R). The repeatability analysis of MPFDs of breeding owls showed a considerable individual consistency in all movement parameters ( $\Delta R$ : 15-25%; Fig. 1). Total distance was the parameter with the highest repeatability (mean  $\pm$  SE and 95% CI;  $0.29 \pm 0.08$ ; [0.127-0.44]). Moreover, male



was the sex showing higher repeatability of movement parameters ( $R$  mean: 0.19,  $\Delta R = 0.04$ -0.30), though females seemed to be more consistent than males with respect to time step parameter ( $R$  mean: 0.18,  $\Delta R = 0.01$ -0.36). Accordingly, 95% CI of repeatability estimates for most of the statistics were well above zero (statistically significant at  $\alpha = 0.05$ ). These results suggested that owls move following a consistent movement strategy, i.e., with similar movement parameters every night while maintaining some degree of variation across nights. Lastly, repeatability estimates of different owls that have been owners of the same territory or mate of the same pair were substantially smaller ( $\Delta R = 0.0$ -0.08). Namely, between-territory variability was higher than within-territory variability. Individuals behaving in similar environmental condition seemed to show a substantial behavioural flexibility. We suggest homogeneity of habitat in our study area and small home range size (mean HR: < 250 ha) to be responsible for the moderate between-individual variation in movement patterns.



**Figure 1:** Boxplot of the four statistics used to describe the MPFD of speed movement parameter of 26 breeding owls with the relative values of repeatability

## ACKNOWLEDGEMENTS

The work was funded by two research projects of the Spanish Ministry of Science and Innovation, the Ministry of Education and Science — C.S.I.C., the Junta of Andalucía and LICOR43. During this work, L.C. was supported by the post-doctoral grant (SFRH/BPD/89904/2012) from FCT (Fundação Ciência e Tecnologia, Portugal).

## BIBLIOGRAPHY

- Biro P.A., & Adriaenssens B., 2013 - Predictability as a personality trait: consistent differences in intraindividual behavioral variation. *American Naturalist*.
- Börger L., Danziel B.D. & Fryxell J.M., 2008 - Are there general mechanisms of animal home range behaviour? A review and prospects for future research. *Ecol Lett* 11: 637–650.
- Campioni L., Delgado M.M., Lourenço R., Bastianelli G., Fernández N. & Penteriani V., 2013 - Individual and spatio-temporal variations in the home range behaviour of a long-lived, territorial species. *Oecologia* 172: 371–385.
- Penteriani V., Delgado M.M., Campioni L. & Lourenco R. (2010). Moonlight makes owls more chatty. *PLoS One* 5 (1), e8696.

# Analisi di vocazionalità ambientale della starna *Perdix perdix* nella Z.R.C. "Casalino" in provincia di Asti

LAURA COMPARATO<sup>1\*</sup>, ENRICO CAPRIO<sup>1,2</sup>, GIOVANNI BOANO<sup>3</sup>, ANTONIO ROLANDO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università di Torino

<sup>2</sup>Scuola di Biodiversità di Villa Paolina, c/o Consorzio Asti Studi Superiori - Piazzale F. De Andre', 14100 Asti, Italy

<sup>3</sup>Museo Civico di Storia Naturale di Carmagnola (TO)

\*Autore per la corrispondenza: [laura.comparato@tiscali.it](mailto:laura.comparato@tiscali.it)

## PAROLE CHIAVE

*Perdix perdix*, provincia di Asti, vocazionalità ambientale, agroecosistemi

## KEYWORDS

Asti province, *Perdix perdix*, habitat suitability, agro-ecosystems

**SUMMARY** / This is a small-scale ecological study that evaluates the habitat suitability for the grey partridge *Perdix perdix* of an area of historical presence. The results don't show a reduction of suitable areas for the species. Therefore the causes of this absence are due to rainy and snowy precipitations and/or predation.

## INTRODUZIONE

La starna *Perdix perdix* è una specie tipica di ambienti coltivati che ha subito, in tutta Europa, un netto declino nella sua distribuzione negli anni 1970-1990, imputabile a un crollo della diversità degli agro-ecosistemi, principalmente cerealicoli, parallelamente a una mancata gestione degli ambienti.

Le modificazioni dell'agricoltura hanno determinato severi impatti sulla biodiversità, soprattutto sulle specie particolarmente legate agli agro-ecosistemi e pertanto ritenute dei buoni indicatori (Donald *et al.* 2001).

Scopo di questo studio è valutare modelli di vocazionalità ambientale per la starna a scala locale, in un'area di presenza storica della specie, e identificare possibili minacce per la sua conservazione.

## METODI

L'area di studio è compresa all'interno della Zona di Ripopolamento e Cattura (ZRC) "Casalino" (856 ha), territorio collinare poco acclive, 140-261 m s.l.m., prevalentemente agricolo e con bassa densità di popolazione. La starna è una specie protetta nelle province di Asti e Alessandria, interdetta alla caccia da metà degli anni '90. La presenza della starna è stata valutata tramite conteggi pre-riproduttivi con l'Indice Chilometrico di Abbondanza e uno post-riproduttivo, con l'ausilio di cani da ferma, per l'anno 2012. Inoltre sono state monitorate, con la tecnica del mappaggio, anche altre quattro specie indicatrici di agro-ecosistemi (*Emberiza hortulana*, *Miliaria calandra*, *Streptopelia turtur* e *Coturnix coturnix*). I modelli di idoneità ambientale sono stati formulati utilizzando il software MaxEnt 3.1 (Phillips *et al.* 2006) integrando ai dati di presenza i monitoraggi della confinante Z.R.C. "Val Cerrina" (AL), di cui si ha a disposizione una serie storica di monitoraggi effettuati tra il 2002 e il 2009 dall'Osservatorio Faunistico della Provincia di Alessandria.

L'approccio della massima entropia permette di utilizzare le informazioni ambientali derivanti dalle interazioni con i punti di presenza certa della specie, per poi generalizzarle all'intero territorio indagato (Phillips *et al.* 2006).

Sono stati così identificati i fattori ambientali più importanti nel determinare la presenza della specie, è stata generata una mappa di distribuzione potenziale e idoneità ambientale, per l'intero territorio.

Le variabili ambientali considerate sono state: uso del suolo, ottenuto dai piani forestali territoriali della Regione Piemonte (Regione Piemonte 2009), modello digitale del terreno, pendenza ed esposizione dell'area di studio. Le mappe di uso del suolo sono state aggiornate nel 2012 utilizzando foto aeree recenti per mappare elementi lineari quali siepi o piccoli



boschi. Le categorie di uso del suolo sono state: boschi di latifoglie, seminativi, siepi, prato-pascoli, torrenti e zone umide, boscaglie di invasione, vigneti e urbanizzato, il tutto rasterizzato con immagini con pixel 10x10m.

Il modello è stato fatto con i dati del monitoraggio per l'anno 2004 in cui si ha la densità massima della starna e proiettato con le mappe di uso del suolo aggiornate al 2012.

I modelli sono stati selezionati sulla base dell'analisi: i) delle curve di ROC che permettono di determinare il limite soglia, valore al disopra del quale si ha la massima idoneità ambientale per la specie e ii) dell'AUC che definisce la capacità predittiva del modello: il modello può considerarsi efficiente se il valore di AUC supera lo 0,8 (Menel *et al.* 2001).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Dai monitoraggi effettuati, possiamo concludere che la starna non è più presente nell'area di studio, poiché non è stato osservato alcun individuo né trovato alcun segno di presenza per l'anno 2012.

I modelli ottenuti con MaxEnt per il 2004 e la proiezione degli stessi sul 2012 mostrano un buon livello di efficienza con un AUC > 0,8.

Punto di forza del presente lavoro è aver utilizzato i dati di presenza delle quattro specie indicatrici di agro-ecosistemi (che condividono l'habitat della starna), monitorate nel 2012, per confrontare il modello di idoneità dell'area di studio con quello derivante da specie indicatrici di agroecosistemi, potenzialmente estendibile anche alla starna, al fine di verificare lo stato attuale del territorio al fine di verificare l'idoneità del territorio a ospitare la specie; il valore AUC anche in questo caso è risultato maggiore di > 0,8. Le variabili ambientali che hanno contribuito positivamente alla costruzione di tutti i modelli sono risultate quelle proprie di ambienti agricoli (seminativi, frutteti - vigneti ed elementi lineari), le aree boscate sono invece risultate non idonee. Tale risultato trova conferma in uno studio di Meriggi *et al.* (1991) che descrive come la starna selezioni gli elementi lineari durante tutte le stagioni, ma con percentuale di utilizzo differente secondo le stagioni, maggiore in inverno; le aree boscate sono invece evitate tutto l'anno. Confrontando il modello del 2012 e quello del 2004 la superficie di territorio idoneo a ospitare la specie non varia (314,69 ha per il 2004 e 314,31 ha per il 2012). La causa della riduzione della specie non sembra dunque imputabile a un'alterazione nella gestione degli ambienti agricoli poiché il territorio non ha subito una modificazione di utilizzo negli ultimi trenta anni ed è sempre riconducibile a un ecosistema rurale di tipo cerealicolo (fonte ISTAT).

Le cause responsabili dell'assenza della starna in quest'area sono dunque imputabili ad altri fattori quali l'andamento delle precipitazioni piovose estivo-primaverili e nevose che possono influenzare negativamente le dinamiche di popolazioni. L'andamento delle piogge negli ultimi anni, tra giugno e luglio, potrebbe aver ridotto il successo della covata e la disponibilità di insetti nel periodo estivo, fondamentali per le prime fasi vitali dei pulli. L'inverno 2012 si è inoltre caratterizzato per un'abbondante nevicata con temperature medie minime in febbraio al disotto dei -10°C (picco -18.7 °C) e coltre nevosa superiore ai 40 cm (valore neve cumulata 78 cm). L'ostacolo non è la nevicata di per sé bensì il gelo dei giorni successivi che può causare la morte per inedia data l'incapacità di raggiungere le risorse trofiche (Cocchi *et al.* 1993). Dal momento che il prelievo venatorio per la specie non è previsto nelle due province limitrofe, tra i fattori più importanti di limitazione vi può essere inoltre la forte pressione predatoria esercitata in particolar modo dalla volpe *Vulpes vulpes* e dal gatto domestico.

## RINGRAZIAMENTI

Ringraziamo l'area Agricoltura della provincia di Asti in particolare l'Ufficio caccia, pesca e tartufi. Si ringraziano inoltre l'Osservatorio faunistico della provincia di Alessandria per aver fornito i dati e tutte le persone che hanno aiutato durante l'attività di campo

## BIBLIOGRAFIA

- Cocchi R., Govoni M. & Toso S., 1993 - La starna. *Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici*, 14.
- Donald P. F., Green R. E. & Heath M. F., 2001 - Agricultural intensification and the collapse of Europe's farmland bird populations. *Proc. Roy. Soc., Lond. B* (268): 25-29.

- Manel S., Williams H.C. & Ormerod S.J., 2001 - *Evaluating presence-absence models in ecology: the need to account for prevalence*. *Journal of Applied Ecology*, (38): 921-931.
- Meriggi A., Montagna D. & Zacchetti D., 1991 - Habitat use by partridges (*Perdix perdix* and *Alectoris rufa*) in an area of northern Apennines, Italy. *Bolletino di zoologia*, (58): 85-90.
- Phillips S.J., Anderson R.P. & Schapire R.E., 2006 - Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modeling*, (190): 231-259.



# Osservazioni sulla presenza di giovani di nibbio bruno *Milvus migrans* nella discarica di Malagrotta (Roma)

UMBERTO DE GIACOMO<sup>1\*</sup>, GASPARE GUERRIERI<sup>1,2</sup>

<sup>1</sup>ALTURA - Associazione per la tutela degli uccelli rapaci e dei loro ambienti

<sup>2</sup>GAROL - Gruppo

Attività Ricerche  
Ornitologiche del Litorale

\* Autore per la  
corrispondenza:

[udegiacomo@libero.it](mailto:udegiacomo@libero.it)

## PAROLE CHIAVE

*Milvus migrans*, giovani,  
discariche di rifiuti, Italia  
centrale

## KEYWORDS

*Milvus migrans*, young,  
landfills, central Italy

**SUMMARY** / Young black kites *Milvus migrans* were observed after the fledglings, in Malagrotta landfill, main trophic area for suburban Rome population (about 50 breeding pairs), in 2012 and 2013 years. Their presence grows until the second week of August, while that of other individuals, progressively decreases from the maximum value recorded at the end of July. It seems evident, therefore, that many young reside for a limited amount of time near the dump before migrating, stopping and feeding at this site before migration.

## INTRODUZIONE

Presente da marzo ad agosto, il nibbio bruno, utilizza le discariche di rifiuti quali aree di foraggiamento. Nel Lazio, la popolazione riproduttiva più numerosa (39-54 coppie) è quella presente nel circondario della discarica di Roma (Guerrieri & De Giacomo 2012).

Scopo del lavoro è stato quello di analizzare la frequentazione della discarica da parte dei giovani dell'anno di nibbio bruno, nel periodo successivo agli involi. Infatti, differenze nel calendario fenologico tra le loro partenze migratorie e quelle degli adulti, porrebbero l'accento sull'importanza di questi impianti quali aree trofiche e di sosta pre-migratoria soprattutto per i giovani.

## METODI

La discarica di Malagrotta (41° 51' 21" N - 12° 20' 24" E) si estende per 200 ha nella periferia occidentale di Roma, città della quale ospita i rifiuti (circa 4000 t/giorno) dal 1975. L'area, posta a 4,5 km dal fiume Tevere, è inserita in un contesto rurale in cui sono presenti anche attività estrattive e industriali legate ai rifiuti. Tre aree boscate protette, poste a breve distanza (1-9 km), costituiscono altrettanti nuclei per le coppie di nibbio bruno nidificanti. I rilievi, sono stati condotti a intervalli di 10 giorni, nel periodo post-riproduttivo (dalla terza decade di giugno alla fine di agosto) del 2012 e del 2013. Durante ogni sessione sono stati effettuati dei conteggi a tempo, uno ogni 6', sui nibbi in alimentazione nell'area dei rifiuti, censendo separatamente i giovani dell'anno e gli altri individui (accorrendo adulti e immaturi dell'anno precedente). La durata di ogni sessione è stata di 4 ore (12:00-15:00; N = 40) nel 2012, e di 10 ore nel 2013 (08:00-17:00, N = 100). Inoltre, nel 2013, sono stati censiti, ogni 30', anche gli individui posati (in riposo) in un raggio di 100 m all'esterno dell'area di lavorazione dei rifiuti.

I confronti statistici, sono stati effettuati tra le medie dei rilievi a carico dei due gruppi (adulti e giovani) per sessione (sia tra quelli in attività trofica che tra i posati del 2013) e tra i due anni (nell'intervallo 12-15), e valutati tramite test z (confronti duplici) e ANOVA (confronti multipli).

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Durante l'estate del 2013, sono stati registrati complessivamente 5134 contatti riguardanti individui in attività trofica nell'area dei rifiuti, di cui 623 (8,2 %) erano giovani dell'anno.

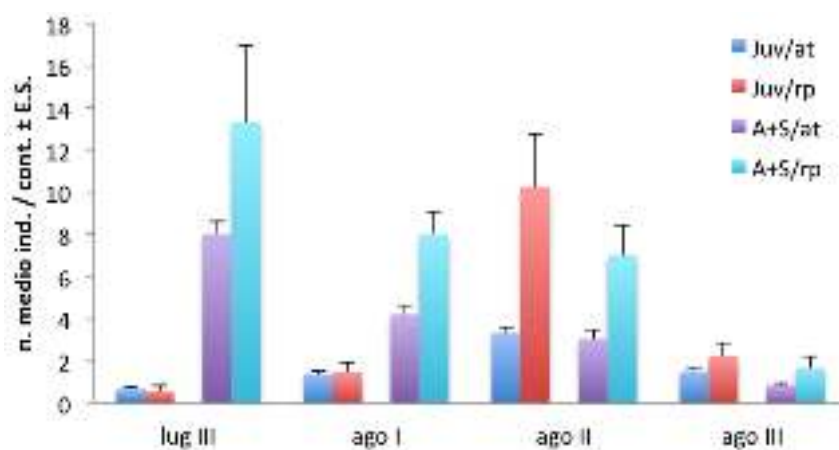
Questi ultimi, rilevati dalla fine giugno ( $0,3 \pm 1,0$  DS;  $N = 100$ ), sono aumentati progressivamente fino a un massimo registrato nella seconda decade di agosto ( $3,3 \pm 1,0$  DS;  $N = 100$ ; ANOVA:  $F = 51,7$ ;  $P < 0,05$ ), quando rappresentavano il 63,9 % degli individui in attività trofica nella discarica. I restanti individui (adulti e immaturi nati l'anno precedente), partendo dal valore più elevato rilevato all'inizio dello studio ( $11,7 \pm 7,9$  DS,  $N = 100$ ), hanno raggiunto quello più basso nella terza decade di agosto ( $0,8 \pm 1,1$  DS;  $N = 100$ ; ANOVA:  $F = 23,1$ ,  $P < 0,05$ ). Anche tra gli individui a riposo ( $n = 887$ ), la presenza dei giovani è aumentata dalla fine di luglio ( $0,8 \pm 1,7$  DS;  $N = 20$ ) fino a raggiungere il valore più alto nella seconda decade di agosto ( $10,2 \pm 8,1$  DS;  $N = 20$ . Fig. 1), costituendo il 59,3 % dei nibbi censiti. Le differenze tra le decadi sono risultate significative (ANOVA:  $F = 67,8$ ,  $P < 0,001$ ). Nel 2013, la presenza dei giovani rilevati nelle ore centrali della giornata (pari a  $1,0 \pm 1,7$  DS;  $N = 20$ ) non è risultata diversa da quella osservata nel 2012 (pari a  $0,6 \pm 0,8$  DS,  $N = 20$ ;  $z = 0,2$ ; g.l. = 558; n.s.).

Nei rapaci è nota la migrazione ritardata da parte dei giovani (Kjellén 1992). In particolare nel nibbio bruno, si considera che gli adulti lascino i quartieri riproduttivi 3-4 settimane prima dei giovani (Newton 1979) e che questi costituiscano in agosto il 60 % dei migranti (Panuccio 2005).

Inoltre, prima della migrazione, aumenta la tendenza al gregarismo creando una maggiore concentrazione di individui nelle zone di “stopover” della migrazione, tra le quali figurano per questa specie le discariche di rifiuti (Panuccio *et al.* 2005). Nel caso di Malagrotta, le osservazioni effettuate all'interno della discarica indicano che i giovani dell'anno tendono a raggiungere precocemente quest'area trofica dopo l'involto e che aumentano la loro consistenza progressivamente sino alla metà del mese di agosto, quando rappresentano la maggior parte della popolazione di nibbi presente nel sito.

## CONCLUSIONI

I risultati ottenuti confermano quindi che, presso questa discarica, i giovani nibbi tendano a trattenerli nell'area e a partire in ritardo rispetto alla gran parte degli adulti, probabilmente per accumulare le riserve di energia necessarie a permettere loro di superare la migrazione, al pari di quanto accade per altre specie (Baker 1978). L'applicazione della 1999/31/CE, che prevede la chiusura delle discariche di rifiuti solidi urbani non trattati in Europa, avrà ripercussioni negative sulla specie (Peronace *et al.* 2012) e in particolare su questa fascia d'età, che è anche quella maggiormente soggetta alla pressione selettiva (Sergio *et al.* 2011).



**Figure 1:** Numero medio  $\pm$  E.S. (errore standard) di giovani dell'anno vs. altre classi di età (adulti e subadulti) del nibbio bruno in attività trofica e in riposo, rilevato per decadi dal 20 luglio al 30 agosto 2013 nella discarica di Malagrotta (RM). Juv/at = giovani in attività trofica; A+S/at = tutti gli altri individui (adulti e subadulti) in attività trofica; Juv/rp = giovani in riposo; A+S/rp = altri individui (adulti e subadulti) in riposo

## BIBLIOGRAFIA

- Baker R.R., 1978 - *The Evolutionary Ecology of Animal Migration*. Holmes & Meier Publishers, New York, 1012 pp.

- Guerrieri G. & De Giacomo U., 2012 - Nibbio bruno *Milvus migrans*. In: Aradis A., Sarrocco S. & Brunelli M. Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. *Quaderni Natura e Biodiversità* 2/2012 ISPRA: 23-29.
- Kjellén N., 1992 - Differential timing of autumn migration between sex and age groups in raptors at Faltserbo, Sweden. *Ornis scandinavica*, 23: 420-434.
- Newton J., 1979 - *Population ecology of Raptors*. T.& A.D. Poyser, London, 399 pp.
- Panuccio M., 2005 - Dati sulla presenza del Nibbio bruno *Milvus migrans* in due discariche di rifiuti urbani. *Alula*, 12/1-2: 189-192.
- Peronace V., Cecere J.C., Gustin M. & Rondinini C., 2011 - Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36: 11-58.
- Sergio F., Tavecchia G., Blas G., López L., Tanferna A. & Hiraldo F., 2011 - Variation in age-structured vital rates of a long-lived raptor: Implications for population growth. *Basic and Applied Ecology*, 12: 107-115.





# Il monitoraggio del re di quaglie *Crex crex* in Friuli Venezia Giulia (anni 2000-2012)

FABRIZIO FLORIT<sup>1\*</sup>, GIANLUCA RASSATI<sup>2\*\*</sup>

<sup>1</sup>Regione autonoma Friuli Venezia Giulia - Servizio caccia, risorse ittiche e biodiversità - Ufficio studi faunistici Via Sabbadini, 31 - 33100 Udine

<sup>2</sup>Regione autonoma Friuli Venezia Giulia - Ispettorato Agricoltura e Foreste di Tolmezzo Via San Giovanni Bosco, 8 - 33028 Tolmezzo

\* Autore per la corrispondenza: [fabrizio.florit@regione.fvg.it](mailto:fabrizio.florit@regione.fvg.it)

\*\* Autore per la corrispondenza: [gianluca.rassati@regione.fvg.it](mailto:gianluca.rassati@regione.fvg.it)

## PAROLE CHIAVE

*Crex crex*, monitoraggio, Friuli Venezia Giulia

## KEYWORDS

*Crex crex*, monitoring, Friuli Venezia Giulia

**SUMMARY** / Autonomous Region of Friuli Venezia Giulia has been coordinating annual surveys of Corncrake since 2000. The data collected between 2000 and 2012 by Regional Forest Service rangers and Office for fauna studies are presented. Number of singing males is analyzed in relation to consistence and trend of regional population which is the most important within Italian breeding range. Population trend over last thirteen years, although with annual fluctuations, is negative. The geocoded information on the distribution of the species is the basis for implementing specific measures for the conservation of grassland habitats, mainly located in the pre-alpine and alpine areas of Friuli Venezia Giulia.

## INTRODUZIONE

La Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia classifica il re di quaglie *Crex crex* vulnerabile (VU) secondo il criterio D1 - popolazione minore di 1000 individui maturi (Peronace *et al.* 2012). Nel contesto del ristretto areale di nidificazione italiano il Friuli Venezia Giulia ospita la più consistente popolazione di questa specie di notevole interesse conservazionistico.

## METODI

Un programma di monitoraggio del re di quaglie coordinato dalla Regione autonoma Friuli Venezia Giulia è stato avviato nel 2000 e si è avvalso del personale del Corpo forestale regionale (CFR) e dell'Ufficio studi faunistici (Gottardo *et al.* 2001 e 2003; Florit & Rassati 2005, 2009, 2010, 2013 e 2014).

I dati sono stati archiviati in una banca dati georeferita utile per estrarre informazioni dettagliate sulla presenza, localizzazione e distribuzione della specie nel territorio regionale. La distribuzione in sintesi viene rappresentata in Unità di Rilevamento della Carta Tecnica Regionale Numerica (CTR, griglia di dimensioni pari a 3200 x 2800 m), e riguarda il numero di maschi cantori censiti in periodo riproduttivo da metà maggio a fine giugno durante indagini notturne.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

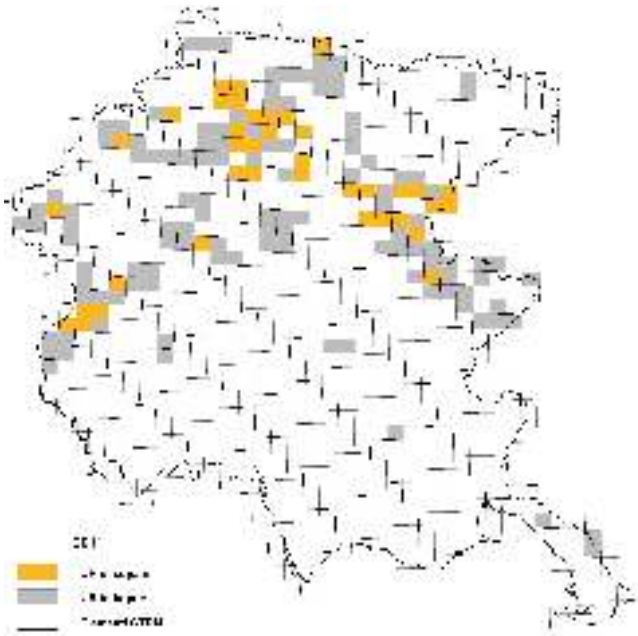
Nella tabella (Tab. 1) sono riportati i dati relativi al monitoraggio regionale del re di quaglie nel periodo 2000-2012. Negli ultimi tredici anni l'andamento demografico, seppure con fluttuazioni annuali, appare negativo. Rispetto ai primi tre anni di indagine la consistenza della popolazione regionale evidenzia un netto calo. In particolare nell'ultimo biennio, a fronte di uno sforzo di indagine superiore (155 e 148 Unità di Rilevamento indagate rispettivamente nel 2011 e 2012), la consistenza della popolazione appare paragonabile ai valori minimi registrati nel biennio 2005 e 2006 (122 e 79 UR indagate).

Nel biennio 2011-2012 la distribuzione dei maschi cantori nel territorio regionale è circoscritta a tre nuclei principali: Carnia, Prealpi Carniche e Prealpi Giulie (Fig. 1 e 2). Alla diminuzione della popolazione è corrisposta una contrazione dell'areale di nidificazione.

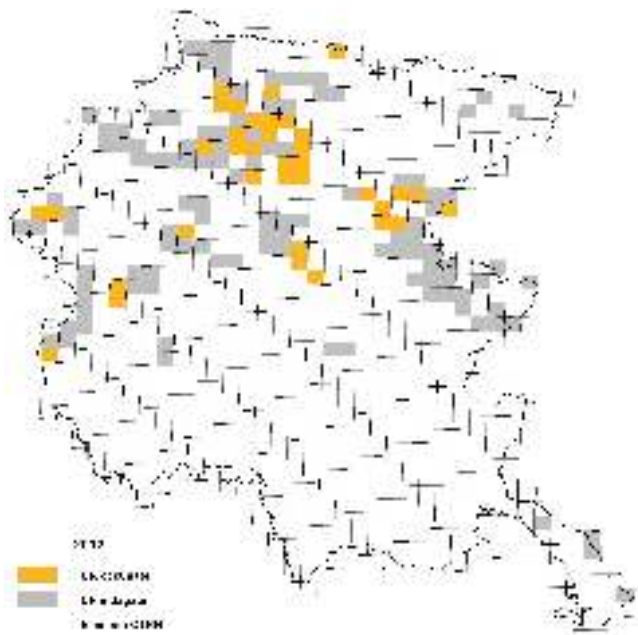
L'apparente abbandono di siti storici di nidificazione indica la necessità di continuare il monitoraggio del re di quaglie, coordinando le indagini a livello locale anche con le regioni limitrofe al fine di condividere comuni strategie di gestione degli habitat pratici, calibrate in funzione delle peculiarità delle diverse aree rurali (Rassati 2004; Rassati & Tout 2002).

	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
Tot n. ♂♂	325	199	205	157	146	91	76	133	115	96	120	87	76
UR occupate	93	79	81	6	60	45	33	58	54	46	51	38	36
UR indagate	177	198	202	202	169	122	79	147	153	167	155	155	148

**Table 1:** Risultati del monitoraggio del re di quaglie in Friuli Venezia Giulia negli anni 2000-2012 (n. ♂♂: numero di maschi cantori; UR: Unità di Rilevamento, corrispondenti ad un elemento della griglia della CTR)



**Figure 1:** Distribuzione del re di quaglie rilevata nel 2011 nelle celle indagate



**Figure 2:** Distribuzione del re di quaglie rilevata nel 2012 nelle celle indagate

## RINGRAZIAMENTI

Per la raccolta dei dati in campo ringraziamo il personale del Corpo forestale regionale, dei Parchi naturali regionali e dell'Ufficio studi faunistici.

Un ringraziamento a Renato Castellani, Matteo De Luca, Bruno Dentesani, Luca Dorigo, Sergio Gollino, Roberto Parodi, Davide Pasut, Pierluigi Taiariol, Paolo Utmar e Valter Simonitti, per i dati inediti forniti.

## BIBLIOGRAFIA

- Florit, F. & Rassati, G., 2005 - Il Re di quaglie *Crex crex* in Friuli Venezia Giulia: 5 anni di monitoraggio (2000-2004). *Avocetta*, 29: 110.
- Florit, F. & Rassati, G., 2009 - Aggiornamento sull'attività di monitoraggio del Re di quaglie *Crex crex* promosso dalla Regione autonoma Friuli Venezia Giulia: anni 2007-2008. *Alula*, 16 (1-2): 92-93.
- Florit F. & Rassati G., 2010 - Corncrake (*Crex crex*) monitoring in Friuli Venezia Giulia (North-eastern Italy). Abstracts Bird Numbers 2010 Monitoring, indicators and targets 18th Conference of the European Bird Census Council, Càceres, Spain, 22-26 March 2010.
- Florit, F. & Rassati, G., 2013 - Il monitoraggio di una specie prioritaria per l'Unione Europea promosso dalla Regione autonoma Friuli Venezia Giulia: il Re di quaglie *Crex crex*. *Rivista italiana di Ornitologia*, 82 (1-2): 177-179.
- Florit, F. & Rassati, G., 2014 - Distribuzione del re di quaglie *Crex crex* in Friuli Venezia Giulia in relazione alla rete regionale di aree naturali tutelate. Atti XVI Conv. It. Orn., Cervia (RA), 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 162-164.
- Gottardo, E., Luise, R., Zorzenon, T., Ota, D. & Florit F., 2001 - Il censimento del Re di quaglie *Crex crex* nel Friuli-Venezia Giulia nel 2000. *Avocetta*, 25: 212.
- Gottardo, E., Luise, R., Zorzenon, T., Ota, D., Di Gallo, M., Facchin, G. & Florit, F., 2003 - Il censimento del Re di quaglie *Crex crex* in Friuli-Venezia Giulia negli anni 2001 e 2002. *Avocetta*, 27: 111.
- Peronace, V., Cecere, J.C., Gustin, M. & Rondinini, C. 2012 - Lista Rossa 2011 degli Uccelli Nidificanti in Italia. *Avocetta*, 36(1): 11-58.
- Rassati G., 2004 - Evoluzione faunistica nelle aree rurali abbandonate. La presenza del Re di quaglie (*Crex crex*) e della Lepre comune (*Lepus europaeus*). *Agribusiness Paesaggio & Ambiente*, VII (1): 41-48.
- Rassati, G. & Tout, C.P., 2002 - The Corncrake (*Crex crex*) in Friuli-Venezia Giulia (North-eastern Italy). *Avocetta*, 26 (1): 3-6.



# La migrazione primaverile dei rapaci nel Parco Regionale del Conero: risultati delle osservazioni dal 2007 al 2013

MAURIZIO FUSARI<sup>1\*</sup>, NIKI MORGANTI<sup>2\*\*</sup>

<sup>1</sup>Studio Faunistico Chiros, Macerata

<sup>2</sup>Studio Naturalistico Diatomea, Senigallia (AN)

\* Autore per la corrispondenza:  
[chiros.studio@libero.it](mailto:chiros.studio@libero.it)

\*\* Autore per la corrispondenza:  
[info@studiodiatomea.it](mailto:info@studiodiatomea.it)

## PAROLE CHIAVE

Conero, rapaci, migrazione

## KEYWORDS

Conero, raptors, migration

**SUMMARY** / Conero mount is one of the most important site for pre-breeding migrator raptors crossing the Adriatic sea to fly to Balkans and east-Europe. Authors counted almost 47.000 raptors of 26 different species during the years 2007-2013. The migration direction of 90% of birds were SW-NE, honey buzzard and marsh harrier were the most common spotted species.

## INTRODUZIONE

Le prime osservazioni del fenomeno migratorio sul promontorio del Conero svolte da Marco Borioni alla fine degli anni '80 misero subito in evidenza la rilevanza dell'area per la migrazione primaverile dei rapaci (Borioni 1997). Il Parco Regionale del Conero, a partire dal 1999 ha avviato un monitoraggio standardizzato per approfondire le conoscenze sulla migrazione nell'area protetta. Nel presente contributo si riportano in sintesi i risultati riferiti al periodo 2007-2013. L'area di studio ricade all'interno del Parco del Conero, situato lungo la costa al centro delle Marche. Il monte Conero è il secondo promontorio roccioso dopo il Gargano che gli uccelli incontrano lungo la loro rotta migratoria, risalendo il litorale adriatico da sud. La morfologia dell'area presenta falesie calcaree a ridosso del mare e la zona interna con colline e valli. Il Conero segna il confine settentrionale virtuale del clima mediterraneo lungo l'Adriatico, e la vegetazione che lo caratterizza rispecchia questo fattore con presenza diffusa di macchia mediterranea e boschi di leccio e roverella nei versanti rivolti a sud e sud-est; mentre, nei versanti rivolti a nord, la vegetazione è più mesofila, con ornielli e carpini. Oltre ai già citati campi coltivati, sono presenti molti vigneti e numerosi arbusteti dominati da ginestra; risultano ancora numerosi i boschi a conifere (principalmente pino d'Aleppo) derivanti dai rimboschimenti degli anni '30 del secolo scorso.

## METODI

I rilevamenti sono stati svolti in località Gradina del Poggio, sito che permette di avere un'ampia visuale verso sud-ovest, e quindi di controllare la direzione principale di provenienza dei rapaci durante la migrazione preriproduttiva.

I campi di rilevamento sono stati svolti dal 15 aprile al 31 maggio dalle ore 9 alle 19. Le osservazioni sono state annotate su schede standard utili alla raccolta di dati relativi a: orario di osservazione, specie, numero di individui, sesso, età, direzioni di provenienza e scomparsa e altezza di volo, oltre alle informazioni relative alle condizioni meteorologiche e sulla visibilità.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Sono state censite 26 specie in migrazione, per un totale di quasi 47.000 rapaci contati (Tab.1). Il falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, ad eccezione del 2007, è sempre stata la specie più comune seguita dal falco di palude *Circus aeruginosus*: questi due rapaci negli anni hanno costituito tra il 68% e il 91% del totale delle osservazioni. Nel periodo considerato dopo un picco registrato negli anni 2008 e 2009, si è verificato un calo delle osservazioni che hanno toccato il minimo nel 2012 (60% in meno rispetto al 2009). L'andamento giornaliero

del flusso migratorio evidenzia il massimo passaggio nel periodo compreso tra la fine di aprile e la prima metà di maggio, periodo coincidente con il picco migratorio del falco pecchiaiolo. Nel presente lavoro sono state analizzate le variazioni nella migrazione di 5 specie per cui l'area del Conero sembra rivestire particolare importanza; falco pecchiaiolo, falco di palude, albanella pallida *Circus macrorus*, albanella minore *Circus pygargus* e falco cuculo *Falco vespertinus*. L'andamento negli anni del flusso migratorio del falco pecchiaiolo rispecchia quanto già evidenziato per il totale dei rapaci, con un picco tra il 2008 e il 2010 e un calo negli anni successivi, mentre il falco di palude mostra un andamento molto più costante. Il falco pecchiaiolo, inoltre, evidenzia un trend nella mediana del passaggio anticipata anno dopo anno. Le altre due specie di *Circus* mostrano un andamento quasi coincidente con un maggior numero di individui registrato negli anni 2007, 2011 e 2013. Il falco cuculo, dopo una vera e propria "invasione" registrata nel 2008 e una quasi "scomparsa" nell'anno successivo, ha mantenuto nei successivi anni un andamento piuttosto costante. Dall'analisi oraria delle osservazioni, si nota come la migrazione abbia due picchi, uno nella tarda mattinata (il falco pecchiaiolo attraversa l'area prevalentemente al mattino) e uno nella seconda metà del pomeriggio (il falco di palude sorvola il Conero principalmente di pomeriggio). L'analisi della direzione di provenienza e di scomparsa dei rapaci, evidenzia come la migrazione abbia un netto asse preferenziale SW-NE (circa il 90% dei rapaci). Il Conero si conferma un'area fondamentale soprattutto per i rapaci che intendono raggiungere la Penisola balcanica e l'Est Europa e che utilizzano il promontorio come "trampolino di lancio" prima del difficile attraversamento dell'Adriatico.

Specie	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013
Falco pecchiaiolo	1765	5381	6546	4644	2734	1711	2366
Nibbio bruno	59	50	44	29	40	13	47
Nibbio reale	7	11	3	7	6	5	5
Biancone	4	11	5	2	11	6	3
Falco di palude	1896	1960	2347	1569	1716	1025	1621
Albanella reale	8	6	2	6	4	5	15
Albanella pallida	19	8	9	9	34	3	29
Albanella minore	259	97	135	112	279	73	224
Albanella ind.	27	28	10	8	9	23	53
Sparviere	60	22	30	24	22	54	108
Sparviere levantino	1	0	0	0	0	0	0
Poiana	225	80	80	93	143	121	460
Poiana delle steppe	1	0	1	1	0	0	0
Poiana coda bianca	1	0	1	1	0	1	1
Poiana calzata	0	0	0	0	1	0	0
Aquila anatraia minore	0	1	0	0	0	1	0
Aquila delle steppe	0	1	0	0	0	0	0
Aquila imperiale	0	0	0	1	0	0	0
Aquila minore	1	1	1	1	1	1	2
Accipitridi ind.	26	7	8	0	0	56	9
Falco pescatore	23	16	25	21	15	12	17
Grillaio	6	2	0	1	0	2	3
Gheppio	186	114	239	319	195	119	171
Gheppio/Grillaio	65	84	63	52	38	52	138
Falco cuculo	238	1471	61	325	267	232	365
Smeriglio	0	0	1	0	0	0	0
Lodolaio	141	112	115	157	180	137	219
Falco della regina	0	1	5	3	1	0	0
Sacro	2	0	3	0	0	1	0
Pellegrino ssp. <i>calidus</i>	0	0	1	4	1	0	0
Falconidi ind.	8	43	13	26	0	29	20
<b>Totale</b>	<b>5028</b>	<b>9507</b>	<b>9748</b>	<b>7415</b>	<b>5697</b>	<b>3682</b>	<b>5876</b>

**Table 1:** Numero rapaci censiti nel periodo 2007-2013

Proprio in considerazione della rilevanza dell'area sarebbe auspicabile riuscire a implementare le conoscenze acquisite con i monitoraggi che permettano di comprendere la percentuale di esemplari che dal monte Conero si dirigono verso le coste croate e l'ampliamento del periodo di indagine al fine di avere un quadro completo dell'intero fenomeno migratorio.

#### RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia l'Ente Parco Regionale del Conero, Marco Borioni, Maria Rosa Baldoni, Mina Pascucci, Vittorio e nonno Franco.

#### BIBLIOGRAFIA

- Borioni M., 1997 – *Ali in un Parco*. Printem Edizioni, Ancona, 95 pp.





# L'importanza degli ambienti aperti basso-montani per la biodiversità ornitica nelle marche: il caso di Fiordimonte (MC)

PAOLO GIACCHINI<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Hystrix srl - via  
Castelfidardo 7 – 61032  
Fano (PU)

\* Autore per la  
corrispondenza: [paolo.giacchini@hystrix.it](mailto:paolo.giacchini@hystrix.it)

**PAROLE CHIAVE**  
Marche, biodiversità  
ornitica, comunità  
nidificante

**KEYWORDS**  
Marche region, bird  
population biodiversity,  
breeding population

**SUMMARY** / This study represents an in-depth analysis of the bird population biodiversity nesting in a low mountainous area of the Marche region. The breeding population of *Lanius collurio* showing a maximum density of 0,65 territorial males/10 ha; *Coturnix coturnix*, *Lullula arborea*, *Alauda arvensis*, *Emberiza citrinella*, *Miliaria calandra* have been considered of particular interest.

## INTRODUZIONE

Il presente lavoro rappresenta un approfondimento dell'analisi della biodiversità ornitica nidificante in un'area basso-montana della regione Marche.

L'area di studio riguarda un territorio di circa 460 ha nei comuni di Fiastra e Fiordimonte (MC), al confine con il Parco Nazionale dei monti Sibillini e con il SIC "val di Fibbia – valle dell'Acquasanta". Si tratta di una dorsale che sale da 850 m s.l.m. fino a circa 1400 m s.l.m., caratterizzata da coltivi (orzo, erba medica, erbai polifiti) nella parte basale, macchie boscate nei fossi e nelle pendenze meno coltivabili, pascoli più o meno cespugliati nella parte intermedia fino a quelli sommitali. Presenti ma in modo ridotto, gli affioramenti rocciosi. L'area è compresa in parte in un'azienda agri-turistico-venatoria (Fiordimonte), con all'interno una zona addestramento cani (ZAC) di tipo C.

## METODI

Le osservazioni sono state condotte nel periodo maggio-luglio 2007, ripetute a maggio-giugno 2012 e 2013, con sessioni di ascolto al canto e osservazione diretta da punti fissi e su transetti lineari.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

I rilevamenti hanno individuato, in particolare, la seguente comunità ornitica nidificante (Tab. 1).

Tra gli elementi di maggior interesse spicca la popolazione di averla piccola, ancora diffusa come nidificante nelle Marche, pur avendo mostrato locali, evidenti, contrazioni numeriche. La consistenza rilevata nel 2007, già elevata, è aumentata nel 2012 giungendo a 30 maschi territoriali in aree aperte cespugliate con *Rosa canina*, *Juniperus communis*, *Prunus spinosa*, che usano in prevalenza per la riproduzione. La densità rilevata è di 0,50 maschi territoriali /10 ha nel 2007 e di 0,65 maschi/10 ha nel 2012; considerando singole aree a maggior densità, si arriva fino a valori di 2,07 maschi/10 ha (19 maschi territoriali in un'area di 92 ha nel 2012).

La distribuzione altitudinale dei territori va da 870 a 1330 m s.l.m. A differenza di quanto rilevato in altre aree marchigiane (Morelli & Pandolfi 2011), non sembra esservi un rapporto privilegiato dei siti riproduttivi con il reticolo stradale, né con abitazioni rurali.

Importante è anche la presenza di altre specie non comuni in ambito regionale, tra cui lo zigolo giallo, con almeno 9 siti riproduttivi, e le concentrazioni di quaglia, allodola, tottavilla e strillozzo. Per quaglia e allodola si è riscontrata una certa contrazione nel 2012, pur mostrando ancora una presenza diffusa.

Lo studio ha evidenziato la ricchezza ornitica di quest'area; nonostante la presenza di un istituto di attività venatoria, ma anche per la vicinanza degli istituti di protezione (in particolare il Parco Nazionale dei monti Sibillini), le consistenze delle popolazioni di specie legate ad ambienti aperti appaiono di estremo interesse, essendo non del tutto comuni ad altre aree marchigiane simili, esterne ad aree protette.

Specie	N. coppie 2007	N. coppie 2012
Quaglia comune <i>Coturnix coturnix</i>	circa 30	circa 20
Gheppio <i>Falco tinnunculus</i>	1	?
Tottavilla <i>Lullula arborea</i>	>30	circa 20
Allodola <i>Alauda arvensis</i>	>120	circa 40
Calandro <i>Anthus campestris</i>	4	2
Codirossone <i>Monticola saxatilis</i>	1	?
Sterpazzola <i>Sylvia communis</i>	4	4
Culbianco <i>Oenanthe oenanthe</i>	5	1
Averla piccola <i>Lanius collurio</i>	23	30
Zigolo giallo <i>Emberiza citrinella</i>	9	3
Strillozzo <i>Miliaria calandra</i>	45-60	30-40

**Table 1:** Comunità ornitica di maggior interesse nidificante nell'area di studio

## RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia Pietro Spadoni per la partecipazione ai rilevamenti.

## BIBLIOGRAFIA

- Morelli F. & Pandolfi M., 2011 - Breeding habitat and nesting site of the red-backed shrike *Lanius collurio* in farmland of the Marche region, Italy. *Avocetta*, 35: 43-49.

# Lago di Varese e palude Brabbia: sintesi dei primi anni di monitoraggio del Gruppo locale di conservazione LIPU

LORENZO LADDAGA<sup>1\*</sup>, FEDERICA LUONI<sup>1\*\*</sup>, ALESSIO MARTINOLI<sup>1</sup>, GIOVANNI SOLDATO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>LIPU BirdLife Italia –  
Via Udine 3/A, 43122  
Parma

\* Autore per la  
corrispondenza: [l.laddaga@libero.it](mailto:l.laddaga@libero.it)

\*\* Autore per la  
corrispondenza: [federica.luoni@lipu.it](mailto:federica.luoni@lipu.it)

## PAROLE CHIAVE

GLC, palude Brabbia,  
lago di Varese, censimenti  
avifauna

## KEYWORDS

LCG, Brabbia Marsh,  
Varese lake, bird census

**SUMMARY** / Since 2009 a group of LIPU volunteers (LCG) undertakes bird surveys in the Brabbia marsh Natural Reserve and Varese lake. In Brabbia marsh were contacted 162 species; in particular, 20 species of wintering waterbirds, and 19 nesting were found. On lake Varese the number of aquatic species surveyed is 29 in the winter and 19 in spring.

## INTRODUZIONE

Dal 2009 la LIPU ha dato via al progetto GLC (Gruppi Locali di Conservazione), al fine di monitorare sia il livello di conservazione, che l'andamento delle popolazioni di uccelli nidificanti e svernanti nelle IBA o nei siti Rete Natura 2000, tramite l'attività di gruppi coordinati di volontari. Presso la Riserva Naturale Oasi LIPU palude Brabbia è operante un GLC che svolge monitoraggi ornitologici nell'area della riserva e sull'adiacente lago di Varese, anche grazie al contributo dell'Unione Europea nell'ambito del progetto LIFE10 NAT IT241 TIB "Trans Insubria Bionet".

## METODI

I metodi si differenziano in funzione della stagione e dell'area: sul lago viene svolto mensilmente, da marzo a ottobre, un transetto in barca, mentre, nei mesi invernali i monitoraggi vengono effettuati da punti fissi da riva. In palude Brabbia vengono svolti transetti lineari per il censimento delle specie legate agli ambienti boschivi e osservazioni da terra per la fauna acquatica, oltre a due censimenti da barca nei mesi di aprile e maggio. Per alcune specie di particolare interesse conservazionistico vengono svolti censimenti *ad hoc* durante la stagione riproduttiva. Per ognuna delle due aree viene poi stilato un elenco mensile complessivo aggiungendo anche osservazioni non standardizzate.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

In totale in palude Brabbia sono state contattate 162 specie; in particolare sono state rilevate 20 specie di acquatici svernanti, e 19 nidificanti. La specie più abbondante, a parte il cormorano *Phalacrocorax carbo* presente con un *roost* invernale di oltre 1000 individui, è risultata essere l'alzavola *Anas crecca* che conta contingenti di quasi 100 individui nel periodo invernale, seguita dal germano reale *Anas platyrhynchos* che raggiunge anch'esso la massima concentrazione in inverno e che nidifica con circa una decina di coppie.

Per il lago di Varese il numero di specie acquatiche contattate è di 29 nel periodo invernale, tra le quali risulta essere dominante il gabbiano comune *Chroicocephalus ridibundus* presente con un contingente di circa 2500 individui. Sono 19, invece, le specie acquatiche nidificanti, tra cui svasso maggiore *Podiceps cristatus* e folaga *Fulica atra* risultano essere le più comuni. Nell'area della Riserva è presente anche una garzaia di circa 100 nidi occupati al 70% da airone cenerino *Ardea cinerea* e per la restante parte da nitticora *Nycticorax nycticorax*. L'airone rosso è presente, invece, con 5 coppie nell'area della palude Brabbia, mentre sulla sponda nord del lago di Varese dal 2011 si è, inoltre, insediata una garzaia di airone rosso e cenerino composta rispettivamente da 5 e 7 coppie. La popolazione nidificante di tarabusino

*Ixobrychus minutus* è risultata costante durante gli anni di censimento (8 coppie sul lago di Varese e 1-2 coppie in palude Brabbia), ma in netto calo rispetto a quanto riportato dall'atlante dei nidificanti della provincia di Varese che stima circa 20 coppie nidificanti in palude Brabbia fino alla fine degli anni '90 (Gagliardi *et al.* 2007).

È stata accertata la nidificazione di una coppia di moretta tabaccata *Aythya nyroca* nella Riserva per tutti gli anni di osservazione e, nel corso della stagione 2012, di 4 coppie sul lago di Varese, dove è presente un piccolo nucleo stanziale di 8 individui che sono stati contattati negli anni anche durante i censimenti invernali.

Il falco di palude *Circus aeruginosus* è presente sia nell'area delle Riserva che sul lago di Varese nel periodo primaverile ed estivo durante tutti gli anni di monitoraggio con un numero di individui da 3 a 9 (aprile 2011), in palude Brabbia la specie è stata osservata anche durante i mesi invernali. Durante i mesi estivi è stato osservato dal 2010, almeno un giovane, il che fa supporre una probabile nidificazione della specie all'interno dell'IBA, anche se non è stato ritrovato il sito di nidificazione. Questa risulterebbe la prima nidificazione della specie in provincia di Varese, essa infatti non è presente negli atlanti dei nidificanti 2003-2005 (Gagliardi *et al.* 2007) e 1983-1987 (Guenzani & Saporetto 1988).

#### RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano in primo luogo i volontari del GLC lago di Varese e palude Brabbia. Un ringraziamento anche a tutti coloro che hanno permesso la realizzazione di questi monitoraggi e supervisionato i lavori svolti. Grazie quindi a: Barbara Ravasio, Claudio Celada, Giorgia Gaibani, Massimo Soldarini.

Un grazie anche al personale di provincia di Varese e ai partner del progetto LIFE TIB Fondazione Cariplo e Regione Lombardia.

#### BIBLIOGRAFIA

- Gagliardi A., Guenzani W., Pratoni D.G., Saporetto F. & Tosi G. (a cura di), 2007 – *Atlante Ornitologico Georeferenziato della provincia di Varese. Uccelli nidificanti 2003-2005*. Provincia di Varese; Civico Museo Insubrico di Storia Naturale di Induno Olona; Università degli Studi dell'Insubria, sede di Varese, 295 pp.
- Guenzani W. & Saporetto F., 1988 - *Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Varese*. Edizioni Lativia.

# Il ruolo degli uccelli come vettori di dispersione durante le successioni secondarie

TOMMASO LA MANTIA<sup>1\*</sup>, BRUNO MASSA<sup>1</sup>, SERGIO PIPITONE<sup>1</sup>, JULIANE RÜHL<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento SAF -  
Viale delle Scienze, Ed. 4,  
Ingresso H, 90128 Palermo

\* Autore per la  
corrispondenza: [tommaso.lamantia@unipa.it](mailto:tommaso.lamantia@unipa.it)

## PAROLE CHIAVE

Pantelleria, Uccelli, semi,  
specie arbustive

## KEYWORDS

Pantelleria, Birds,  
secondary succession, seed  
dispersion

**SUMMARY** / Birds play an important role in the spread of seeds of shrubs and trees. The abandonment processes that characterized the European countries and in particular the countries of the Mediterranean have led to rapid processes of colonization by vegetation. The speed with which these processes occur depends in an essential way from the success of woody plants to colonize the abandoned areas and is influenced in an important way by birds. There are few quantitative data on the role played by birds. We started a study on the role played by birds in secondary successions in the island of Pantelleria, island affected by heavy phenomena of abandonment. The test was conducted by placing perches structured so you can collect the feces of birds. Preliminary results indicate that: 1) the amount of seeds of woody species dispersed by birds decreases with increasing distance of the mother plants; 2) dispersion of seeds by birds is the most important type for the colonization of abandonment field; 3) rats and rabbits also play an important role in the dispersion of the woody species, but only in the first few tens of meters from the mother plants.

## INTRODUZIONE

Nel XX secolo, l'Europa è stata caratterizzata da forti processi di abbandono dell'agricoltura. Nelle aree agricole abbandonate non soggette a disturbi (pascolo, incendio), le dinamiche della successione secondaria (cioè il processo di ricostituzione della vegetazione dopo che la copertura vegetale preesistente è stata distrutta da un disturbo) hanno portato alla formazione di comunità vegetali pre-forestali e forestali. La velocità con cui avvengono questi processi dipende in maniera essenziale dal successo delle piante legnose a colonizzare le aree abbandonate e viene influenzato in maniera importante dagli uccelli (Rühl & Schnittler 2011). Per valutare il ruolo degli uccelli è stato avviato uno studio in Sicilia, a Pantelleria, isola interessata da forti fenomeni di abbandono (La Mantia et al., 2008), attraverso la collocazione di posatoi per testare due ipotesi: 1) se la quantità di semi delle specie legnose della macchia dispersi dagli uccelli diminuisce con l'aumento della distanza della macchia; 2) se la dispersione ornitocora è più importante della dispersione non-ornitocora per la colonizzazione degli ex-coltivi.

## METODI

Nel febbraio 2011 sono state posizionate 7 repliche di coppie "posatoi" e "vaschetta a terra" in giovani ex-coltivi (vigneti-cappereti). In ogni replica, una coppia di posatoi e vaschette (distanza tra di loro 10 m) sono stati messi, rispettivamente, a 30, 60 e 120 m dal limite tra l'ex-coltivo e un'area di macchia mediterranea. Tra novembre 2011 e marzo 2012 sono stati effettuati quattro controlli nei posatoi e nelle vaschette e quindi raccolti i semi contenuti al loro interno che sono stati suddivisi in tre grandi gruppi: 1) arbusti della macchia (= *Pistacia lentiscus*, *Arbutus unedo*, *Phillyrea latifolia*, *Myrtus communis*, *Daphne gnidium*, *Teline monspessulana*); 2) piante un tempo coltivate (*Vitis vinifera*, *Capparis spinosa*); 3) altre piante legnose (*Rubus ulmifolius*, *Rubia peregrina*, *Prasium majus*). Sono stati raccolti in totale 2272 semi di specie legnose, la maggior parte tra novembre e dicembre. Nelle

vaschette sono stati trovati feci di ratti e conigli, e all'interno di queste erano presenti semi. Con riferimento agli arbusti della macchia, sono stati trovati molto più semi nei posatoi che nelle vaschette (ca. il doppio nelle distanze di 30 e 90 m, e ca. 10 volte di più a 60 m). Inoltre, solo nel caso dei posatoi vi è una diminuzione continua del numero dei semi con distanza crescente dalla macchia, mentre nel caso delle vaschette il numero dei semi a 30 m era uguale a quello a 90 m, e nel caso delle feci trovate dentro le vaschette, il numero dei semi era più alto a 30 m, basso a 60 m ed intermedio a 90 m. Per le piante un tempo coltivate, non sono state trovate delle differenze tra il numero di semi nei posatoi e nelle vaschette a 30 e 60 m, mentre a 90 m sono stati trovati molto più semi nelle vaschette che nei posatoi. Inoltre, sono stati quasi assenti i semi di vite e capperi nelle feci trovate all'interno delle vaschette. I semi delle "altre legnose" nelle vaschette aumentano in quantità con l'incremento della distanza della macchia, mentre quelli nelle feci nelle vaschette diminuiscono lungo il *transect*. In termini assoluti, solo a 60 m sono stati trovati più semi nei posatoi che nelle vaschette.

## CONCLUSIONI

I risultati del primo anno di raccolta indicano che: 1) la quantità di semi delle specie legnose della macchia dispersi dagli uccelli negli ex-coltivi diminuisce con l'aumento della distanza delle piante madri; 2) la dispersione ornitocora è la tipologia più importante per la colonizzazione degli ex-coltivi da parte delle specie della macchia; 3) anche i ratti e i conigli svolgono un ruolo importante di dispersione delle specie legnose della macchia, ma solo nelle prime decine di metri dalla macchia.

## RINGRAZIAMENTI

Ricerca condotta nell'ambito del progetto MIUR-PRIN "Strategie nazionali per la mitigazione dei cambiamenti climatici in sistemi arborei agrari e forestali (CARBOTREES)".

## BIBLIOGRAFIA

- La Mantia T., Rühl J., Pasta S., Campisi D. & Terrazzino G., 2008 - Structural analysis of woody species in Mediterranean old fields. *Plant Biosystems*, 142 (3): 462-471.
- Rühl J. & Schnittler M., 2011 - An empirical test of neighbourhood effect and safe-site effect in abandoned mediterranean vineyards. *Acta Oecol.*, 37: 71-78.



# La collezione ornitologica di Vincenzo de Romita

CRISTIANO LIUZZI<sup>1\*</sup>, FABIO MASTROPASQUA<sup>1</sup>, SIMONE TODISCO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Associazione Centro Studi de Romita, C. da Tavarello n. 362/A, Monopoli (BA)

\*Autore per la corrispondenza: [c.liuzzi@wufoasi.it](mailto:c.liuzzi@wufoasi.it)

**PAROLE CHIAVE**  
Bari, collezione ornitologica, de Romita

**KEYWORDS**  
Bari, ornithological collection, de Romita

**SUMMARY** / We report the results of a scientific review of V. de Romita ornithological collection. The collection includes 994 samples belonging to 318 different species, with an average of 3.1 specimens per species, collected mainly between 1871 and 1893 and coming mostly from the province of Bari (79%). All collected data were published in the book "Avifauna Puglia ... 130 years later".

## INTRODUZIONE

Si riportano i risultati del progetto "Museo de Romita" (finanziato dalla Regione Puglia), che ha previsto la revisione della collezione del Prof. de Romita, custodita presso l'IISS Vivante-Pitagora nel centro di Bari. Il Museo de Romita nasce per ospitare i reperti collezionati dal de Romita e da lui stesso donati al Regio istituto tecnico e nautico di Bari (oggi IISS Vivante-Pitagora). Con la supervisione scientifica dell'ISPRA e la collaborazione con l'Associazione Or. Me., è stato possibile programmare un piano d'analisi dei singoli reperti.

## METODI

La revisione è stata realizzata in un anno (09/2011-08/2012) da tre operatori; i reperti sono stati controllati secondo i numeri progressivi dell'inventario, effettuando un controllo incrociato tra il catalogo e quanto riportato sui cartellini apposti nel tempo dai diversi curatori della collezione, confrontando il tutto con gli scritti del de Romita (1884, 1889, 1899, 1900). I dati dell'inventario e i nuovi acquisiti sono stati informatizzati. I reperti, dopo essere stati classificati, sono stati sottoposti a un intervento di pulizia e suddivisi in base allo stato di conservazione in modo da esporre quelli integri e interessanti, e conservare i reperti danneggiati, nella speranza che possano un giorno essere riparati. Gli esemplari di difficile identificazione sono stati analizzati dettagliatamente e sottoposti in un secondo tempo anche al parere di esperti ornitologi.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Il Catalogo così ottenuto consta di 994 reperti, per un totale di 472 esemplari di non Passeriformi e 522 di Passeriformi, riferibili a 318 specie; tra queste, la più rappresentata è *Motacilla flava*, con 115 individui, mentre la media per specie è di 3,1.

La collezione comprende esemplari catturati dal 1869 al 1940. Gli anni più prolifici per la raccolta vanno dal 1871 al 1893, periodo durante il quale sono stati acquisiti 486 reperti (min. 27 nel 1871, max. 100 nel 1891), più del 50% del totale. Il 7,9% dei reperti elencati nel catalogo non è stato riscontrato durante la revisione; dei restanti, il 6,4% è conservato in pelle mentre l'85,7% è montato.

La maggior parte dei reperti è di origine pugliese (866; circa l'87%); tra le altre regioni italiane le più rappresentate sono: Piemonte (17), Friuli-Venezia Giulia (10) e Lombardia (7). Solo 4 esemplari provengono dall'estero. Infine 77 reperti sono di origine ignota (cartellini assenti, illeggibili ecc.). La provincia con il maggior numero di reperti è Bari, con 781 esemplari (79%).

Si segnalano tra le specie non riportate in precedenza dal de Romita: 1 ind. di *Charadrius pecuarius* proveniente da Bari (1908): sottoposta alla COI (se convalidata sarebbe la prima

per l'Italia); 1 ind. di *Phalaropus tricolor* proveniente da Bari (24 ottobre 1889), sottoposto al parere della COI; 1 ind. di *Turdus eunomus* proveniente da Bari (1901), prima segnalazione regionale. Inoltre sono stati sottoposti a parere della COI: 1 ind. di *Sylvia hortensis* con alcune caratteristiche riconducibili alla ssp. *crassirostris*; 1 ind. di *Ficedula hypoleuca* con alcune caratteristiche riconducibili alla ssp. *speculigera*.

Inoltre nella collezione sono presenti anche 1 ind. di *Cursorius cursor* (Gallipoli 1899), 1 ind. di *Charadrius asiaticus* (Bari 1898), 1 ind. di *Calidris maritima* (Bari 1904), 1 ind. di *Calandrella rufescens* (Bari 1875), 1 ind. di *Eremophila alpestris* (Bari 1877).

L'elenco completo della collezione è parte integrante del volume "Avifauna pugliese... 130 anni dopo" pubblicato al termine del progetto, ed è consultabile anche sul sito [www.museoderomita.it](http://www.museoderomita.it).

#### BIBLIOGRAFIA

- De Romita V., 1884 - Avifauna Pugliese, Catalogo sistematico degli uccelli. *Rist.anast. a cura di Arnaldo Forni Editore*, Bari.
- De Romita V., 1889 - Aggiunte all'ornitologia pugliese. *Annuario del Regio Istituto Tecnico Nautico di Bari*.
- De Romita V., 1899 - Nuove aggiunte all'ornitologia pugliese. *Annuario del Regio Istituto Tecnico Nautico di Bari*.
- De Romita V., 1900 - Materiali per una fauna barese. In: La Sorsa S. (a cura di). *La Terra di Bari sotto l'aspetto storico, economico e naturale, vol.III, Vecchi, Trani. pp. 245-338*, ried. Levante editori, Bari 1986.

# Conservazione della principale popolazione europea di berta maggiore mediterranea *Calonectris diomedea* e altri uccelli pelagici nelle isole Pelagie

BRUNO MASSA<sup>1\*</sup>, TOMMASO LA MANTIA<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Dipartimento SAF -  
Viale delle Scienze, Ed. 4,  
Ingresso H, 90128 Palermo

\* Autore per la  
corrispondenza:  
[bruno.massa@unipa.it](mailto:bruno.massa@unipa.it)

## PAROLE CHIAVE

*Calonectris diomedea*,  
*Puffinus yelkouan*,  
*Hydrobates pelagicus*  
*melitensis*, isole Pelagie,  
conservazione

## KEYWORDS

*Calonectris diomedea*,  
*Puffinus yelkouan*,  
*Hydrobates pelagicus*  
*melitensis*, Pelagic islands,  
conservation

**SUMMARY** / Authors report on the actions of the Life+ Project Nat/It 00093 "Pelagic Birds", aimed to the conservation of pelagic birds in the islands of Linosa and Lampedusa (Sicily, Italy). One aim of the project concerns the eradication of the black rat from the island of Linosa, where it causes a high loss of breeding success of the scopoli's shearwater *Calonectris diomedea*.

La Commissione Europea ha finanziato il progetto Life+ Nat/It 00093 "Pelagic Birds", ("Conservation of the main European population of *Calonectris d. diomedea* and other pelagic birds on Pelagic Islands") il cui capofila è il Dipartimento di Scienze agrarie e forestali dell'Università di Palermo e i cui partner beneficiari sono il Dipartimento Regionale Sviluppo Rurale e Territoriale (ex Azienda Foreste Demaniali della Regione Siciliana) e le associazioni ambientaliste Legambiente e Fare Ambiente (cfr. <http://www.pelagicbirds.eu/>). Il progetto ha come scopo principale la conservazione degli uccelli pelagici e in particolare dell'endemica berta maggiore mediterranea, *Calonectris diomedea*, nelle isole Pelagie.

L'isola di Linosa (Agrigento, Canale di Sicilia) ospita la maggiore colonia europea di berta maggiore mediterranea: circa 10.000 coppie stimate, pari a oltre il 60% della popolazione italiana e a oltre il 20% della popolazione europea; a livello globale, la colonia è seconda solo a quella di Zembra (Tunisia). La berta maggiore nidifica inoltre con una piccola popolazione nell'isola di Lampedusa e con circa 200 coppie nell'isolotto di Lampione. Le colonie si trovano nell'area *core* per la specie, in cui le azioni di conservazione possono incidere in modo determinante sullo stato di conservazione dell'intero taxon; le altre grandi colonie si ritrovano infatti tutte nel Canale di Sicilia: oltre che a Zembra (Tunisia), a Malta e Pantelleria (Sicilia). Il progetto prevede di intervenire sulle popolazioni di ratto nero *Rattus rattus*, una delle specie che più interferisce con la sopravvivenza delle berte nelle isole italiane (Baccetti *et al.* 2009), oltre che su due piante aliene: *Carpobrotus* spp. e *Nicotiana glauca*. Poiché si tratta di contesti territoriali circoscritti, e spesso semplificati, le isole appaiono di frequente vulnerabili all'invasione di organismi esotici, come osservato in molti casi su scala globale (Simberloff 1995) e nel Mediterraneo in particolare (Pretto *et al.* 2010; Pasta & La Mantia 2008). Diversi studi (D'Antonio 1990; Vilà & D'Antonio 1998; Bourgeois *et al.* 2005) hanno evidenziato come *Carpobrotus* spp. costituisca una risorsa trofica d'importanza cruciale per la dieta invernale del ratto nero. *N. glauca* colonizza esclusivamente ambienti soggetti a forte disturbo antropico, luoghi generalmente frequentati dai ratti. L'eradicazione di queste due piante potrebbe indirettamente ridurre l'habitat idoneo al ratto nero. Il progetto, della durata di 55 mesi (chiusura: 31 dicembre 2016), prevede la realizzazione di 22 azioni, di cui 3 preparatorie, tre di conservazione, 2 di monitoraggio, 7 di disseminazione e 7 di gestione.

## BIBLIOGRAFIA

- Baccetti N., Capizzi D., Corbi F., Massa B., Nissardi S., Spano G. & Sposimo P., 2009 - Breeding shearwaters on Italian islands: population size, island selection and co-existence with their main alien predator, the Black rat. *Riv. ital. Orn.*, Milano, 78 (2): 83-100.
- Bourgeois K., Suehs C.M., Vidal É. & Médail F., 2005 - Invasional meltdown potential: Facilitation between introduced plants and mammals on French Mediterranean islands. *Ecoscience*, 12: 248-256.
- D'Antonio C.M., 1990 - Seed production and dispersal in the non native, invasive succulent *Carpobrotus edulis* (Aizoaceae) in coastal strand communities of central California. *J. Appl. Ecol.*, 27: 693-702.
- Pasta S. & La Mantia T., 2008 - Le specie vegetali aliene in alcuni SIC siciliani: analisi del grado di invasività e misure di controllo. *Mem. Soc. it. Sci. nat. Mus. civ. Stor. nat. Milano*, Milano, 36 (1): 79.
- Pretto F., Celesti-Grapow L., Carli E. & Blasi C., 2010 - Influence of past land use and current human disturbance on non-native plant species on small Italian islands. *Plant Ecol.*, 210: 225-239; Simberloff D., 1995 - Why do introduced species appear to devastate islands more than mainland areas? *Pacific Science*, 49: 87-97.
- Vilà M. & D'Antonio C.M., 1998 - Fruit choice and seed dispersal of invasive vs. non-invasive *Carpobrotus* (Aizoaceae) in coastal California. *Ecology*, 79 (3): 1053-1060.

# Analisi delle presenze ornitiche del Centro recupero (CRAS) di Parcobaleno (Mantova) - periodo 2003/2012

SIMONE MASSARI<sup>1\*</sup>, NUNZIO GRATTINI<sup>2</sup>, ANDREA FIOZZI<sup>1</sup>, ELEONORA FERANDO<sup>1</sup>, ENRICO CVALETTI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Centro recupero fauna selvatica WWF

Parcobaleno -  
Parcobaleno, via Guerra  
4/B, 46100 Mantova

<sup>2</sup>Gruppo Ricerche  
Avifauna Mantovano  
(GRAM) - Centro visite  
del Parco San Lorenzo,  
Strada Falconiera, 46020  
Pegognaga (MN)

\* Autore per la  
corrispondenza:  
[simomassari@inwind.it](mailto:simomassari@inwind.it)

## PAROLE CHIAVE

Parcobaleno, Mantova,  
Lombardia, rapaci, Centro  
recupero

## KEYWORDS

Parcobaleno, Mantua,  
Lombardy, birds of prey,  
recovery

**SUMMARY** / The wildlife recovery centre Parcobaleno of Mantova (Lombardy), located in an abandoned municipal area, in the decade 2003-2012 hosted 865 individuals of 74 different species. Data underline a significant increase in the number of birds from 2003 to 2012, with a positive peak in the 2010. The annual average of recovered animals is of 86.5 individuals, with significant fluctuations. Standard deviation over years is higher for the number of individuals (35.75) than for the number of species (8,19). The most represented species are: *Athene noctua* (255 individuals), *Falco tinnunculus* (160 individuals), *Asio otus* (68 individuals) and *Strix aluco* (32 individuals), an interesting sample to be used for ornithological surveys. Crossing provenience data with soil use maps, it has been discovered a correlation between arrival frequency of birds from a particular area and the possible abundance of habitat suitable for their breeding and survival. The majority of little owl individuals come from the municipalities of Mantova and Roncoferraro where it is plenty of large old historical and rural buildings. The kestrel, instead, appears to be more uniformly distributed (Grattini 2008), even if it prefers rural landscapes (Grattini & Longhi 2010).

## INTRODUZIONE

Negli anni '90 il WWF locale di Mantova ha elaborato una proposta di gestione di un'area comunale abbandonata per garantire, tra le altre attività, la costituzione di un Centro di Recupero della Fauna Selvatica in difficoltà. Per attuare tale proposta ha costituito l'Associazione Anticittà, che ne è a tutt'oggi il gestore. Nasce così il centro di educazione ambientale di PARCOBALENO, situato in prossimità del Parco storico di Bosco Virgiliano e al confine con la riserva Naturale della "Vallazza". Un'area che si presta al reinserimento in natura degli animali riabilitati.

## METODI

In questo lavoro vengono presentati i dati delle presenze ornitiche ospitate al CRAS (Centro Recupero Animali Selvatici) di Parcobaleno, nel periodo 2003-12, analizzando l'andamento de: il numero di uccelli ricoverati nei 10 anni; il numero di specie totale; il numero di specie suddiviso per anno nonché una breve analisi territoriale per le specie più ricorrenti.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

In totale sono stati ricoverati 865 individui, appartenenti a 74 specie. I dati evidenziano l'aumento significativo del numero di uccelli ospitati dall'anno di apertura (2003) al 2012, con un numero massimo registrato nel 2010.

La media annua delle presenze è di 86,5 individui, anche se nel periodo analizzato, si sono manifestate delle oscillazioni significative. La d.s. misurata tra gli anni è maggiore per il valore del numero di individui (35,75) che per il valore del numero di specie (8,19).

Fra le specie più numerose si ricordano: civetta comune *Athene noctua*, gheppio *Falco tinnunculus*, gufo comune *Asio otus* e allocco *Strix aluco*, un interessante campione potenzialmente utilizzabile per eventuali studi ornitologici.

Nel corso dei 10 anni, sono giunti al Centro 255 civette, 160 gheppi, 68 gufi comuni e 32 allocchi. Incrociando i dati di provenienza con carte dell'uso del suolo si sono individuate delle correlazioni tra la frequenza dei ricoveri provenienti da una determinata area e la presenza di habitat adatti alla sopravvivenza e alla riproduzione della specie.

A titolo di esempio, dalle analisi dei ritrovamenti della civetta comune, il maggior numero di individui o nidiate della specie provengono maggiormente da Mantova e Roncoferraro (sono esclusi dall'elaborazione dei dati i soggetti provenienti dai comuni veronesi ed emiliani di cui non si dispongono dati sull'utilizzo del suolo). Ipotizziamo che questi territori forniscano numerosi siti adatti alla nidificazione per la presenza di centri storici di una certa dimensione (come a Mantova) o edifici rurali diffusi, come nel caso di Roncoferraro e nei Comuni di Suzzara, Bagnolo S. Vito e S. Benedetto Po; sembra invece che l'area morenica sia meno adatta alla presenza della civetta comune. Dai dati raccolti emerge tuttavia che la specie è presente in tutto il territorio provinciale.

Il gheppio *Falco tinnunculus*, rispetto alla civetta comune, risulterebbe omogeneamente distribuito (sono esclusi dall'elaborazione i comuni veronesi ed emiliani), probabilmente per la sua attitudine a nidificare in nidi abbandonati di *Corvidae*. Non si individua infatti un'area d'elezione, a conferma di quanto riscontrato recentemente nel mantovano (Grattini 2008). Anche per il gheppio tuttavia, sembrano essere privilegiati i contesti rurali (comuni come Marcaria, Suzzara, S. Benedetto Po, Marmirolo) che probabilmente offrono sia siti di nidificazione, sia importanti zone di alimentazione (Grattini & Longhi 2010).

Questa preliminare analisi, evidenzia come i CRAS possano contribuire, nel corso degli anni, alla costituzione di una buona base di dati ornitologici, che sono utilizzabili per studi sulle dinamiche di popolazione di alcune specie ornitiche di interesse conservazionistico (rapaci diurni e notturni *in primis*).

#### BIBLIOGRAFIA

- Grattini N., 2008 - Distribuzione, consistenza ed espansione territoriale del Gheppio *Falco tinnunculus* nidificante in Provincia di Mantova. *Alula*, Volume XV (1/2): 189-194.
- Grattini N. & Longhi D., 2010. - Avifauna del mantovano (Lombardia, Italia settentrionale). *Nat. Bresc.*, 37: 143-181.

# Monitoraggio del re di quaglie *Crex crex* nelle Prealpi venete orientali

FRANCESCO MEZZAVILLA<sup>1\*</sup>, GIANFRANCO MARTIGNAGO<sup>1</sup>, GIANCARLO SILVERI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Associazione Faunisti Veneti, Museo di Storia Naturale, S. Croce 1730, I-30135 Venezia

<sup>2</sup>LIPU Pedemontana Trevigiana

\*Autore per la corrispondenza:  
[f.mezza@libero.it](mailto:f.mezza@libero.it)

## PAROLE CHIAVE

*Crex crex*, Prealpi Trevigiane, monitoraggio popolazione

## KEYWORDS

*Crex crex*, Prealpi Trevigiane, population monitoring

**SUMMARY** / The corn crane *Crex crex* has been surveyed in eastern venetian Prealps since 1995. 615 singing males were detected within four macro-areas in a surface of 120.8 km<sup>2</sup>. The data analysis performed by the program TRIM 3.5, allowed us to detect a trend in strong decline of - 8.1% year.

## INTRODUZIONE

Il re di quaglie *Crex crex* in Veneto è stato poco indagato fino all'inizio degli anni Novanta del secolo scorso. Solo a partire dal 1995 ha preso avvio una campagna di monitoraggio che ha interessato il massiccio del monte Grappa (106 km<sup>2</sup>) e successivamente nel 1997 l'altopiano del Cansiglio (7,9 km<sup>2</sup>), nel 1999 i versanti meridionali del monte Cesen (3,5 km<sup>2</sup>) e nel 2000 il col Visentin (3,4 km<sup>2</sup>) (Basso *et al.* 1999). Il massiccio del monte Grappa e l'altopiano del Cansiglio sono stati censiti tutti gli anni, mentre nel col Visentin i censimenti non sono stati svolti nel 2002, 2003 e nel monte Cesen nel 2007, 2008 e 2011.

## METODI

Il monitoraggio è stato effettuato tutti gli anni nel mese di giugno e solo in pochi casi nella prima decade di luglio. Il censimento si è basato sulla ricerca dei maschi in canto spontaneo e in mancanza di alcun richiamo, dopo circa 10 minuti si è fatto ricorso al metodo del *play back*, con successivo ascolto delle eventuali risposte. Negli anni '90 sono stati effettuati duplici conteggi nei mesi di maggio e di giugno, ma avendo verificato che il massimo dell'attività canora dei maschi si aveva soprattutto in giugno, dal 2000 si è optato per una sola sessione da svolgere in questo secondo mese. Complessivamente i punti di ascolto sono stati 59, così suddivisi: monte Grappa 37, monte Cesen 4, monte Visentin 5, altopiano del Cansiglio 13. Nel corso del monitoraggio sono stati censiti complessivamente 615 maschi cantori.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

Il massiccio del monte Grappa con una media annuale di 23,6 maschi (N = 18 ; SD = 8,9) ha ospitato la popolazione più numerosa, contrapposta al monte Cesen che ha evidenziato la media annua più bassa di soli 2,2 (N = 11; SD = 0,6) maschi cantori. Il monte Visentin con una media di 9,6 maschi (N = 12 ; SD = 3,5) e il Cansiglio con 3,6 (N = 16 ; SD = 2,9) hanno evidenziato situazioni intermedie. Per valutare il trend delle presenze negli anni indagati è stato impiegato il programma TRIM 3.53 (TRENDS & INDICES FOR MONITORING data). Dall'analisi di ogni area monitorata, il suo status è risultato piuttosto vario, con diminuzioni comprese tra il -7,1 % anno del monte Visentin e -1,5 % anno del Cansiglio. In quest'ultima località però, tra il 2009 e il 2012, si è rilevato un forte calo delle presenze con un solo maschio in canto. Il trend complessivo nelle Prealpi venete, analizzato sul totale dei maschi cantori rilevati a partire dal 2000 nelle quattro macroaree, ha confermato un andamento negativo ("forte declino") con valori pari a -8,1 % anno (Fig. 1), simile alle tendenze rilevate in provincia di Trento (Pedrini *et al.* 2015) e in altri stati dell'Europa occidentale (Green *et al.* 1997).

I motivi della progressiva diminuzione del re di quaglie nelle Prealpi venete non sono del tutto chiari. In alcune aree fra quelle indagate, come la piana del Cansiglio, le modalità



di sfalcio primaverile dei prati hanno progressivamente modificato il suo habitat, così come la presenza massiccia di ungulati selvatici e domestici (caprini, ovini) al pascolo, potrebbe aver inciso sul grado di disturbo (Mezzavilla & Lombardo 2011). Considerato il forte livello di filopatria, caratteristico di questa specie (Schaffer 1999), in molti casi si è verificato che bastano 2-3 anni successivi di sfalcio precoce dei prati, perché in seguito non si insedi più nello stesso sito. Anche la progressiva espansione del bosco e l'abbandono dei prati e dei pascoli, ha diffusamente ridotto il suo spazio vitale. In alcuni siti del monte Grappa, in anni diversi è stato verificato il suo insediamento presso le stalle, dove l'abbondanza di liquami favoriva uno sviluppo molto esteso di *Urtica dioica*. La scomparsa di questa specie a causa di interventi dell'uomo, così come l'eliminazione di aree dominate da *Epilobium angustifolium*, collegate al pascolo ovino, caprino e bovino hanno completamente eliminato specifici habitat occupati in fase riproduttiva. Tutto ciò a fronte di incentivi comunitari erogati dal Piano di sviluppo rurale per il mantenimento degli habitat, che però non sono mai stati utilizzati in Veneto.

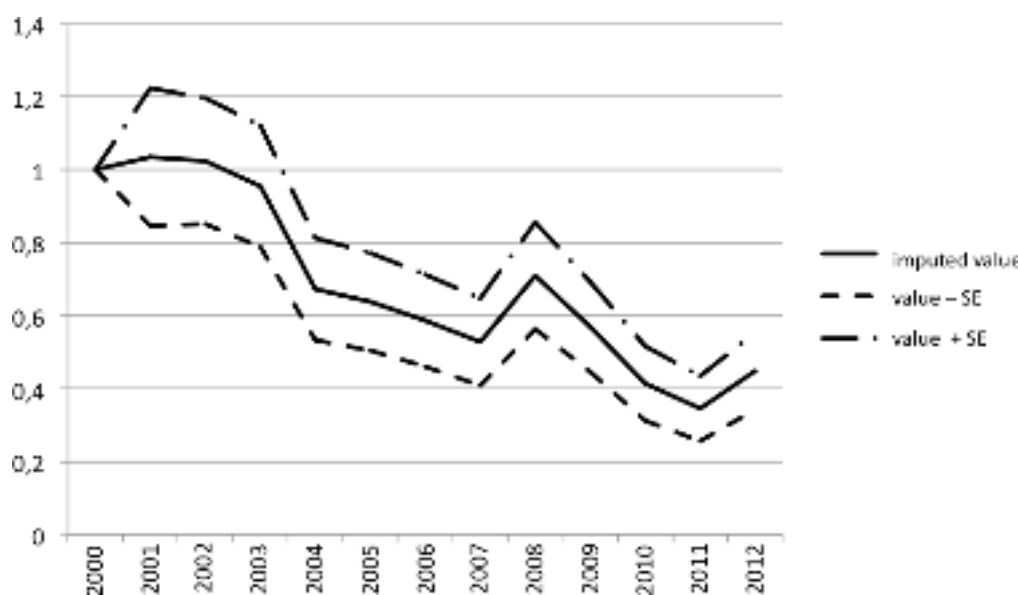


Figure 1: Trend del re di quaglie rilevato negli anni 2000-2012 nell'area di studio

## BIBLIOGRAFIA

- Basso E., Martignago G., Silveri G. & Mezzavilla F., 1999 - Censimenti del Re di quaglie *Crex crex* nelle Prealpi Venete Orientali. *Avocetta*, 23: 115.
- Green R., Rocamora G. & Schaffer N., 1997 - Populations, ecology and threats to the Corncrake *Crex crex* in Europe. *Vogelwelt*, 118:117-134.
- Mezzavilla F. & Lombardo S., 2011 - Censimenti del Re di quaglie *Cex crex*, in Consiglio (1997-2008). Atti 2° Convegno Aspetti naturalistici della provincia di Belluno. Tipografia Piave. Pp. 165-170.
- Schaffer N., 1999 - Habitatwahl und Partnerschaftssystem von Tupfelralle *Porzana porzana* und Wachtelkönig *Crex crex*. *Ökologie der Vogel (Ecol. Birds)*, 21:1-267.

# Atlante faunistico del comune di Senigallia (AN): monitoraggio dell'avifauna del centro urbano

NIKI MORGANTI<sup>1\*</sup>, FRANCESCA MORICI<sup>1\*</sup>, MAURO MENCARELLI<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Studio Naturalistico  
Diatomea, Senigallia

\* Autore per la  
corrispondenza: [info@  
studiodiatomea.it](mailto:info@studiodiatomea.it)

## PAROLE CHIAVE

Senigallia (AN), avifauna  
urbana, monitoraggio

## KEYWORDS

Senigallia (AN), urban  
bird, community,  
monitoring

**SUMMARY** / During the breeding season in 2013 was studied the bird community in the center of the city Senigallia (AN). There have been recorded 57 species of which 19 with some nesting and 17 non-nesting. There were surveyed nests of house martin: in the village were counted 33 active nests.

Il progetto “Atlante Faunistico del comune di Senigallia (AN)” è stato avviato nel 2009 con l'obiettivo di predisporre un database con dati sulla presenza, distribuzione e consistenza delle specie di Vertebrati Tetrapodi (Mencarelli *et al.* 2009). Grande attenzione è stata dedicata alla classe degli Uccelli, veri e propri “indicatori” in grado di fornire preziosi elementi sullo stato di salute dell'ambiente e sulla biodiversità.

Nella stagione riproduttiva 2013 è stata indagata l'avifauna nidificante nel centro urbano di Senigallia. L'area di studio comprende il centro storico di Senigallia, i quartieri residenziali i quali sono caratterizzati dalla presenza di aree verdi di modeste dimensioni (giardini privati, orti, ecc.), le aree verdi pubbliche, i centri sportivi e una zona industriale. Quest'ultima, localizzata a nord della città, è costituita da capannoni che ospitano attività commerciali, artigianali e uffici; sono inoltre presenti aree incolte e alcuni giardini privati. L'area è stata suddivisa in 15 quadranti di 1 km di lato ed in ogni unità di rilevamento sono stati individuati 4 punti di ascolto/osservazione, visitati tre volte, in cui applicare la metodologia I.P.A.

I monitoraggi sono stati avviati nel mese di marzo 2013 e sono terminati nel mese di luglio dello stesso anno. Per ogni stazione è stata effettuata una sosta di 15 minuti per rilevare le specie presenti. È stata compilata una scheda di rilevamento in cui registrare la presenza delle specie utilizzando dei codici che, per la stagione riproduttiva, indicano la categoria di nidificazione. Sono state censite 57 specie di cui 19 con nidificazione certa (piccione domestico, tortora dal collare, rondone, upupa, balestruccio, usignolo, codirosso comune, merlo, capinera, cinciarella, cinciallegra, gazza, taccola, storno, passera d'Italia, passera mattugia, verzellino, verdone, cardellino), 8 con nidificazione probabile (gheppio, torcicollo, pettirosso, cannaiola, codibugnolo, cornacchia grigia, fringuello, strillozzo) e 12 con nidificazione possibile (tortora selvatica, assiolo, civetta, rondine, ballerina bianca, scricciolo, codirosso spazzacamino, usignolo di fiume, canapino, lui piccolo, pigliamosche, zigolo nero); 17 invece le specie non nidificanti (fenicottero, garzetta, airone cenerino, falco pecchiaiolo, falco di palude, albanella reale, albanella minore, poiana, lodolaio, falco pellegrino, gabbiano comune, gabbiano reale, parrocchetto dal collare, gruccione, cutrettola, stiacchino, sterpazzolina).

Sono stati inoltre censiti i nidi di balestruccio delle colonie presenti nell'area del centro storico, il nucleo più antico della città, per un totale di almeno 17 nidi attivi. Le specie più presenti sono risultate: capinera (frequenza 0,86), cardellino (0,67), passera d'Italia (0,96), tortora dal collare (0,71), verdone (0,83) e verzellino (0,88). Risultano necessarie analisi più approfondite riguardo alla nidificazione di alcune specie di rapaci notturni (assiolo, civetta e barbagianni; relativamente al barbagianni nel periodo di studio è stato rilevato un individuo

morto investito), della specie naturalizzata parrocchetto dal collare (*Psittacula krameri*) e riguardo al censimento dei nidi balestruccio: complessivamente nel centro urbano sono stati contati 33 nidi attivi.

#### BIBLIOGRAFIA

- Mencarelli M., Morganti N. & Morici F., 2009 - Progetto atlante faunistico del comune di Senigallia: Avifauna primo anno di indagine. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere
- J.G., Fraticelli F., Giustin M., Sarrocco S. & Sorace A. (A cura di) Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. *Alula*, XVI (1-2): 680-682.

# Aggiornamento dell'avifauna presente nell'oasi faunistica di San Gaudenzio

NIKI MORGANTI<sup>1\*</sup>, MAURO MENCARELLI<sup>1\*</sup>, FRANCESCA MORICI<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Studio Naturalistico  
Diatomea, Senigallia (AN)

\*Autore per la  
corrispondenza: [info@  
studiodiatomea.it](mailto:info@studiodiatomea.it)

## PAROLE CHIAVE

Oasi di San Gaudenzio  
(AN), avifauna,  
monitoraggio

## KEYWORDS

Oasi di San Gaudenzio  
(AN), bird communities,  
monitoring

**SUMMARY** / Three years after the last survey, we have monitored wintering and breeding birds in the Oasi of San Gaudenzio (Marche, central Italy). The resulting check-list includes 125 species, but breeding species show an considerable decrease, except for the aquatic birds.

A distanza di tre anni dall'ultimo monitoraggio, sono stati condotti i rilevamenti dell'avifauna svernante e nidificante nell'Oasi faunistica di San Gaudenzio (Senigallia, AN). Inoltre, si è stata aggiornata la check-list dell'Oasi attraverso una ricerca bibliografica e la richiesta di dati in possesso di altri *birdwatcher* che frequentano l'area di studio.

La zona oggetto di indagine è l'Oasi faunistica di San Gaudenzio che si estende per 36 ettari nelle colline in destra orografica del fiume Misa, a pochi chilometri dall'abitato di Senigallia (AN). In passato la zona è stata sfruttata come cava di marna che, a seguito dell'abbandono dell'attività estrattiva, si è rinaturalizzata spontaneamente: attualmente insistono diverse tipologie ambientali: due laghetti di diverse dimensioni e profondità e la relativa vegetazione ripariale, scarpate rocciose nude, arbusteti con dominanza della Ginestra, piccole aree boschive costituite principalmente dalla Roverella e, infine, la struttura della fornace della cava oramai abbandonata da oltre 50 anni (Furlani & Morici 2006).

I rilevamenti sono stati condotti due volte al mese nel periodo compreso tra dicembre 2012 e luglio 2013. La metodologia utilizzata è stata quella dei punti di ascolto/osservazione con sosta di 15 minuti in ognuno, in linea con i monitoraggi precedenti in modo così da ottenere dati e risultati confrontabili col passato. Per l'elaborazione dei dati dei nidificanti è stato calcolato l'Indice Puntiforme di Abbondanza (IPA).

Nel periodo di ricerca sono state censite 77 specie, 11 in meno rispetto ai monitoraggi del 2009-2010. Di queste 77, 54 sono le specie nidificanti (69 nel 2009-2010); anche il valore IPA totale risulta nettamente inferiore rispetto alla precedente ricerca: 442,5 nel 2012-2013 e 725,5 nel 2009-2010. La check-list annovera 125 specie, di cui quattro (corriere piccolo, piro piro culbianco, topino e cincia mora), osservate nel 2013, non erano state censite prima.

L'Oasi faunistica di San Gaudenzio, pur se di limitata estensione, mostra una notevole ricchezza avifaunistica: la ragione principale di ciò può essere data dalla varietà di ambienti presenti al suo interno. Rispetto al 2009-2010, i dati mostrano una sensibile perdita della componente nidificante: le uniche specie che mostrano un aumento sono quelle che nidificano in habitat umidi (es. Folaga) e qualcuna di habitat boschivi, come il colombaccio. Tutte le altre, in particolare le specie di habitat arbustivi, sono in netto calo. Dal 2009 non si sono verificati cambiamenti nelle condizioni vegetazionali o infrastrutturali dell'area, pertanto le ragioni di questi mutamenti della componente avifaunistica potrebbero essere legate alle cattive stagioni primaverili e agli inverni rigidi verificatisi negli ultimi 2 anni: in conseguenza di ciò, non solo a San Gaudenzio ma anche a scala nazionale, sono scomparse alcune specie o drasticamente calate le loro dimensioni di popolazione, come il beccamoschino, lo strillozzo e il saltimpalo. Altre specie in netto calo sono rondine, rondone comune, passera d'Italia, passera mattugia, ma le cause sono probabilmente da ricercare a più vasta scala.

## BIBLIOGRAFIA

- Furlani M. & Morici F., 2006 – Caratteri naturalistici della cava di San Gaudenzio. In: Villani V. e Mauro F. (a cura di).
- L'Oasi di San Gaudenzio di Senigallia. Valori storici ed ambientali. Gruppo “Società e Ambiente”, Senigallia.

# Studio del disturbo alla nidificazione del fratino *Charadrius alexandrinus* e misure di protezione dei nidi lungo i litorali di Senigallia e Montemarciano (AN)

FRANCESCA MORICI<sup>1\*</sup>, MAURO MENCARELLI<sup>1\*</sup>, CLAUDIO SEBASTIANELLI<sup>2\*\*</sup>, NIKI MORGANTI<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Studio Naturalistico  
Diatomea, Senigallia  
[info@studiodiatomea.it](mailto:info@studiodiatomea.it)  
<sup>2</sup>A.R.C.A., Senigallia

\* Autore per la  
corrispondenza: [info@studiodiatomea.it](mailto:info@studiodiatomea.it)  
\*\* Autore per la  
corrispondenza: [info@as.sociazionearca.eu](mailto:info@as.sociazionearca.eu)

## PAROLE CHIAVE

Senigallia e  
Montemarciano,  
*Charadrius alexandrinus*,  
disturbo dei nidi, misure  
di conservazione,  
gabbiette di esclusione,  
perimetrazione dei nidi

## KEYWORDS

Senigallia and  
Montemarciano,  
*Charadrius alexandrinus*,  
nest disturbance,  
conservation measures,  
exclosure box, nest fencing

**SUMMARY** / We investigated the types of disturbance and their effects on kentish plover *Charadrius alexandrinus* nests, also analyzing the effectiveness of some protection measures. Individuals responded differently to disturbance returning to the nest on average after 10 minutes if disturbed by humans, after 60 minutes or abandoning the nest if disturbed by motor-vehicles. Nest protection operated by exclusion boxes against predators (dogs, crows) was not satisfying as 50% to 100% of the nests were abandoned because of disturbance determined by humans attracted by the presence of the box. Fencing operated by red and white strings around a small triangular area largely improved nest survival in tourist beaches.

Nella stagione riproduttiva 2013 abbiamo studiato i diversi tipi di disturbo che si osservano sui nidi di fratino e valutato i loro effetti sulla nidificazione analizzando anche l'efficacia delle azioni di tutela intraprese al fine di attuare nei prossimi anni misure di protezione mirate più efficaci. Attualmente la specie nidifica con regolarità nelle Marche lungo i litorali di Senigallia, Montemarciano e Fermo (Morganti *et al.* 2009) (Mencarelli *et al.* 2013). La ricerca ha interessato il litorale del Comune di Senigallia (AN) e Montemarciano (AN). Sono state individuate quattro aree distinte: Cesanella e Cesano (litorale Nord) caratterizzate da spiaggia sabbiosa e dune embrionali; Marzocca (litorale Sud) e Montemarciano caratterizzati da spiaggia ghiaiosa con vegetazione dunale rada. Per lo studio del disturbo sono stati monitorati 5 nidi con osservazioni dirette della durata variabile dai 15 ai 120 minuti, condotte tra le ore 10:00 e le ore 13:00. Sono state annotate le seguenti informazioni: tipologia di disturbo e distanza dal nido, risposta del fratino al disturbo e periodo in cui il nido rimane incustodito. Per la protezione dei nidi sono state adottate due strategie: 1. perimetrazione triangolare con nastro plastificato bianco e rosso per evitare il calpestio; 2. gabbiette di esclusione anti predazione con rete a maglia larga chiuse superiormente. Nel 2013 sono state adottate misure di protezione in 14 nidi con esiti differenti a seconda della zona in cui sono state utilizzate. L'utilizzo delle gabbiette ha visto per il litorale Nord il 50% dei nidi con esito positivo, per il litorale Sud il 100% dei nidi con esito negativo e per Montemarciano il 50% dei nidi con esito positivo. L'utilizzo della recinzione ha visto per il litorale Sud l'80% dei nidi con esito positivo e per Montemarciano il 100% dei nidi con esito positivo. Infine, l'utilizzo della recinzione con la gabbietta, adottata solo per un nido nella zona del litorale Sud, ha avuto esito negativo. L'analisi del disturbo ai nidi ha permesso di classificarne le tipologie e individuarne le più frequenti, determinare i tempi di allontanamento dal nido e identificare quelle che ne determinano l'abbandono. La tipologia di disturbo più ricorrente è stata la presenza antropica, con un disturbo medio di 10 minuti e un ritorno alla cova tra i 4 e i 20 minuti dopo la scomparsa del disturbo. I mezzi meccanici hanno creato un disturbo

medio di oltre 60 minuti e un ritorno al nido variabile da 60 minuti al non ritorno. Il prolungarsi di questi due disturbi ha causato l'abbandono di almeno 3 nidi. Le misure di protezione adottate non sono state utilizzate in maniera standard lungo il litorale. Mentre le gabbiette sono state efficaci nell'area del litorale Nord, al litorale Sud e Montemarciano la presenza delle gabbiette ha incuriosito i bagnanti che, avvicinandosi troppo al nido, ne hanno causato l'abbandono. In queste zone sono state utilizzate con maggiore successo le recinzioni che, delimitando più genericamente l'area di nidificazione, attirano meno l'attenzione dei bagnanti. L'utilizzo contemporaneo di recinzione e gabbietta lungo il litorale Sud ha comportato gli stessi problemi osservati con l'utilizzo della sola gabbietta. Dal 2014 verranno diversificate le tipologie di recinzioni in base alla zona del litorale in cui si trovano i nidi. I dati raccolti durante il monitoraggio del disturbo hanno fornito elementi utili alle future azioni di conservazione. Nonostante alcuni casi di predazione, non c'è stato abbandono della covata per presenza di cani o cornacchie: i fratini hanno risposto con la fuga, per poi fare ritorno al nido. In un caso è stata osservata un'interazione con un conspecifico: l'individuo in cova ha abbandonato per pochi minuti le uova per allontanare l'intruso. Preoccupa particolarmente il disturbo arrecato dai mezzi meccanici. Sarebbe necessario adottare misure di protezione condivise tra amministrazioni locali, operatori e coloro che si occupano della tutela della specie.

#### RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano Claudia Latini e Caterina Abbrugiati, tirocinanti della Facoltà di Scienze dell'UNIVPM di Ancona, che hanno partecipato al monitoraggio.

#### BIBLIOGRAFIA

- Mencarelli M., Morici F., Sebastianelli C. & Morganti N., 2013 - Il Fratino (*Charadrius alexandrinus*) nidificante sul litorale di Senigallia (AN) e Montemarciano (AN): distribuzione, problematiche e strategie di conservazione. Stagioni 2009-2012. U.D.I. XXXVIII: 67-76 (2013).
- Morganti N., Fusari M., Mencarelli M., Morici F., Pascucci M. & Marini G., 2009 - Aspetti ecologici della nidificazione di *Charadrius alexandrinus* lungo il litorale marchigiano. In: Brunelli M., Battisti C., Bulgarini F., Cecere J.G., Fraticelli F., Giustin M., Sarrocco S. & Sorace A. (A cura di). Atti del XV Convegno Italiano di Ornitologia. Sabaudia, 14-18 ottobre 2009. *Alula*, XVI (1-2): 252-254.



# Densità e *home range* di pollo sultano *Porphyrio porphyrio* in un'area protetta della Sardegna meridionale (Parco Naturale Regionale Molentargius Saline)

SERGIO NISSARDI<sup>1\*</sup>, CARLA ZUCCA<sup>1\*</sup>, FABIO CHERCHI<sup>2</sup>, JESSICA ATZORI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Anthus snc, Via Luigi Canepa 3, 09129 Cagliari (Italy), Fax 070496956

<sup>2</sup>Via del Trifoglio n. 10, 09045 Quartu S.E. (Italy)

\* Autore per la corrispondenza:  
[anthus@anthus.info](mailto:anthus@anthus.info)

## PAROLE CHIAVE

Parco naturale regionale Molentargius Saline, Sardegna, *Porphyrio porphyrio*, densità, *home range*

## KEYWORDS

Molentargius Saline natural regional Park, Sardinia, *Porphyrio porphyrio*, density, *home range*

**SUMMARY** / The aim of the study was to evaluate the density, abundance and home ranges of purple gallinule *Porphyrio porphyrio* in Molentargius natural regional Park. The overall abundance was estimated at 55-75 (through line transects and point counts), of which 30-40 in Ecosistema Filtro (a portion of 37 ha), where the density was evaluated at 0.8-1.1 pairs / ha. Through banding with color rings, research of the banded birds by visual census and radio-tracking we evaluated that the home range can be less than one hectare, suggesting a strong sedentariness, at least for adults, and confirming the density values obtained from the censuses.

Lo studio, svolto per conto del Parco naturale regionale Molentargius Saline (Sardegna), è stato finalizzato ad approfondire le conoscenze su densità e comportamento territoriale del pollo sultano *Porphyrio porphyrio*, all'interno di questa zona umida che comprende 150 ha di bacini ad acque dolci, fra cui un impianto di fitodepurazione di 37 ha (Ecosistema Filtro) nel quale si sono svolte le attività di cattura e marcatura degli animali. Data la particolare etologia di questa specie (si riproduce praticamente per tutto l'anno, con picchi di deposizioni a dicembre-gennaio e marzo-maggio (Schenk 1993; Grussu 1999), lo studio ha interessato un'intera annualità (da ottobre 2010 a settembre 2011), al fine di valutare eventuali variazioni intra-annuali nella densità (o nella contattabilità) o nel comportamento territoriale. Lo studio si è svolto grazie a: 1) censimenti periodici mediante transetti lineari e punti di osservazione/ascolto; 2) cattura e inanellamento (marcando gli animali anche con anello colorato per consentirne il riconoscimento mediante osservazione a distanza); 3) campagne di lettura per localizzare gli individui marcati; 4) *radio-tracking*.

I censimenti hanno evidenziato una stima prudenziale di 55-75 coppie/nuclei familiari in tutto il sistema di Molentargius, di cui 30-40 nel solo Ecosistema Filtro (densità pari a 0,8-1,1 coppie ha<sup>-1</sup> di superficie, inclusi gli specchi d'acqua). Il valore così ottenuto ammonta a oltre il 10% del totale di 450-600 coppie riportato da Andreotti (2001) per la popolazione sarda. È stato catturato e marcato un campione di 7 individui, di cui 6 equipaggiati con trasmettente. La ricerca di individui inanellati ha avuto modesti risultati in rapporto allo sforzo di rilevamento, dato che nel periodo di studio sono stati identificati 2 soli individui, di cui uno era stato inanellato precedentemente, il 6/09/2007, ed è stato osservato il 3/05/2011, quindi con un intervallo fra la marcatura e la rilettura di 1335 giorni. Il secondo, catturato e inanellato il 20 febbraio 2011, è stato osservato il 21/05/2011, con un intervallo fra la marcatura e la rilettura di 90 giorni. Un terzo individuo, inanellato il 12 settembre 2009, è stato osservato, dopo la conclusione del monitoraggio, il 9 giugno 2013 (1366 giorni dopo la cattura).

Per quanto concerne lo studio degli spostamenti individuali, dei 6 individui a cui è stata applicata la radio, solo 3 hanno l'hanno tenuta per un tempo superiore ai 3 giorni: l'individuo marcato con anello AC, catturato una prima volta il 30 dicembre 2010, ha perso la radio dopo 2 giorni; ripreso il primo ottobre 2011 è stato monitorato per 85 giorni, quindi fino a 359 giorni dalla prima cattura, sempre all'interno di una superficie valutabile in 0,17-0,71 ha (intervallo ottenuto considerando un possibile errore di circa 15 m nella localizzazione mediante radio-tracking); l'individuo AD marcato il 9 gennaio è stato seguito per 35 giorni con spostamenti in un'area di 0,24-0,81 ha; l'individuo AF, marcato il 20 febbraio, è stato seguito per 30 giorni fino alla perdita della radio e riosservato dopo 90 giorni dalla prima cattura, si è mosso in un'area di 0,29-0,69 ha. È da rilevare inoltre che gli individui AC e AD occupano territori in gran parte sovrapposti, la cui superficie complessiva è valutabile in circa un ettaro. Questo dato potrebbe indicare che si tratti di una coppia territoriale, essendo AC certamente maschio e AD probabilmente femmina, in quanto decisamente più piccolo, anche se con misure non discriminanti. Questi risultati sembrano confermare i valori di densità ottenuti attraverso i censimenti ed evidenziano un comportamento sostanzialmente sedentario, almeno degli adulti (tutti gli individui monitorati per un periodo significativo erano adulti) che si muovono entro territori ristretti, valutabili in meno di un ettaro, che possono essere frequentati dai medesimi individui durante l'intero ciclo annuale.

#### BIBLIOGRAFIA

- Andreotti A. (a cura di), 2001 - Piano d'azione nazionale per il Pollo sultano (*Porphyrio porphyrio*). Quad. Cons. Natura, 8, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Grussu M., 1999 - Status and breeding ecology of the Purple Swamp-hen in Italy. British Birds 4 (92): 183-192.
- Schenk H., 1993 - Pollo sultano. In: Meschini E., Frugis S.(eds), Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 107.

# Il progetto radiotelemetrico sul Gallo cedrone *Tetrao urogallus* nel Parco Naturale Paneveggio - Pale di San Martino

PIERGIOVANNI PARTEL<sup>1\*</sup>, LUCA ROTELLI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Parco Naturale  
Paneveggio Pale di San  
Martino

<sup>2</sup>Università di Friburgo

\* Autore per la  
corrispondenza: [piergio-  
vanni.partel@parcopan.  
org](mailto:piergio-<br/>vanni.partel@parcopan.<br/>org)

## PAROLE CHIAVE

Trentino, *Tetrao urogallus*,  
radiotelemetria, successo  
riproduttivo

## KEYWORDS

Trentino, *Tetrao urogallus*,  
radiotelemetry, breeding  
success

**SUMMARY** / The Paneveggio - Pale di San Martino Provincial Park has been carrying out a radiotelemetry project for four years. During this period 22 cocks and 6 hens were captured, tagged and intensively tracked. In the meanwhile counts were carried out both in spring, on the leeks, to determine the number of displaying cocks and thus the population size and structure and in summer, by means of pointing dogs, with the aim to determine the breeding success.

## INTRODUZIONE

Negli ultimi decenni le popolazioni alpine di gallo cedrone *Tetrao urogallus* hanno subito un'importante riduzione delle loro consistenze sulle Alpi italiane. Tra le principali cause di declino vengono indicate la perdita, il degrado e la frammentazione degli habitat, alcune pratiche selvicolturali, ma anche un aumento della pressione predatoria, i cambiamenti climatici e i disturbi causati da alcune attività antropiche come gli sport invernali (Storch 2000).

Nelle aree centrali e meridionali delle Alpi, le azioni di conservazione a favore della specie fino ad ora sisono basate prevalentemente su indicazioni generiche piuttosto che su solide conoscenze maturate nel corso di studi mirati. Mancano, infatti, conoscenze approfondite inerenti le relazioni esistenti tra il gallo cedrone e il suo habitat e quindi delle effettive cause che minacciano le popolazioni di questo Tetraonide.

Per questo motivo dal 2009 il Parco Naturale Paneveggio-Pale di San Martino ha avviato un progetto di ricerca sulla biologia ed ecologia della specie, condotto con l'ausilio della radiotelemetria.

La ricerca è stata realizzata in collaborazione con l'Università di Friburgo e il Servizio Foreste e fauna della Provincia autonoma di Trento.

## METODI

Dal 2009 al 2012, 22 maschi e 6 femmine sono stati catturati, marcati con radiocollari VHF del peso di 20 gr. e intensamente localizzati, per mezzo di *homing in* e triangolazione. Nello stesso periodo sono stati eseguiti censimenti primaverili sulle arene di canto, per conoscere la consistenza e la struttura della popolazione. Inoltre sono stati realizzati censimenti estivi, con l'ausilio di cani da ferma, al fine di determinare il successo riproduttivo della specie.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

La popolazione di gallo cedrone nell'area del Parco e nei territori limitrofi risulta essere vitale, con la presenza di arene di canto spesso ben strutturate, caratterizzate da un numero medio di maschi per arena di canto superiore a 2, con *lek* frequentati anche fino da 10 maschi. Tra i dati ottenuti risalta il basso successo riproduttivo (0,63 pulli per femmina), controbilanciato da un tasso di sopravvivenza piuttosto elevato degli adulti (68%). In media

solo il 35% delle femmine in estate è accompagnata da nidiata, mentre il numero medio di pulli per covata è di 1,85. Il 65% dei nidi viene perso durante la cova. Di questi l'80% risulta essere predato, mentre nel rimanente 20% dei casi i nidi vengono abbandonati dalle femmine a causa del disturbo antropico. Tra le cause di mortalità degli adulti, importante risulta essere soprattutto la predazione, la cui incidenza sulla popolazione può variare notevolmente di anno in anno, oltre a quella da collisione contro i cavi degli impianti di risalita (Rotelli 2012).

Questi primi risultati, anche se non ancora definitivi, tuttavia sono importanti per poter implementare misure di conservazione in grado di ridurre i fattori che influenzano in modo negativo il trend delle popolazioni di gallo cedrone nell'area meridionale delle Alpi.

#### BIBLIOGRAFIA

- Storch I., 2000 - Grouse Status Survey and Conservation Action Plan 2000-2004. WPA/BirdLife/SSC Grouse Specialist Group. IUCN, Gland. Switzerland and Cambridge, UK and the World Pheasant Association, Reading, UK. X+, 112 pp.
- Rotelli L., 2012 - Risultati dell'attività svolta nell'ambito del progetto sul Gallo cedrone nel Parco Naturale Paneveggio – Pale di San Martino nel periodo marzo 2011 – febbraio 2012 (con integrazioni fino al 31 marzo 2012). Dattiloscritto a cura del Dipartimento di Ecologia e Gestione della Fauna Selvatica dell'Università di Freiburg (Germania).

# "Silviphobia" and urban bird populations

GIANLUCA RASSATI<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>Via Udine 9, 33028  
Tolmezzo (UD)

\* Autore per la  
corrispondenza: *itas*  
*sar@tiscali.it*

## PAROLE CHIAVE

Alpi Carniche,  
selvicoltura, popolamento  
ornitico, area urbana,  
biodiversità, disturbo  
antropico

## KEYWORDS

Carnic Alps, silviculture,  
bird population, urban  
area, biodiversity, human  
disturbance

**RIASSUNTO** / "Selvifobia" e popolamenti ornitici urbani. Avendo constatato un impoverimento della diversità arborea urbana in zona alpina carnica, nel periodo compreso fra gli anni 1998-1999 e 2011-2012, se ne è voluto verificare l'effetto sui popolamenti ornitici di Tolmezzo. I valori dei parametri del secondo periodo (Tab. 1) sono risultati più bassi di quelli del primo, dimostrando un calo di diversità ornitica. Questo è stato determinato da specie legate agli alberi, non contattate nel secondo periodo o il cui IKA è diminuito talvolta fortemente.

In the last decades, the decrease of the Alpine human populations and the departure of the young from the rural world, together with the abandonment of the agricultural, silvicultural and pastoral activities, favoured the spread of idea that the forest is literally devouring the mountain urban agglomerations, causing a kind of "silviphobia" that brought to a rage against the trees within the urban agglomerations.

Based on such ideas, verified through analysis of what is happened in last years in the villages of Carnic Alps, we used temporal comparison data of the most extended urban area, Tolmezzo, to verify if the change in tree cover caused an impact on the bird populations. The comparison was realized using the linear transect method (Bibby *et al.* (2000), on a 1 km long transect in the years 1998 and 1999 and, 2011 and 2012. Each year, the transect was carried out once from 1<sup>st</sup> April to 15<sup>th</sup> May and a second time from 16<sup>th</sup> May to 30<sup>th</sup> June. During the survey only the individuals contacted within a belt of 25 m on both sides were considered. For each year, only the higher value between the two periods was considered. The monitored area (46°24' N, 13°01' E - 315 m a.s.l.) is flat and represented by an extensive residential zone. The arboreous and shrubby species are numerous, both native and alien. In the lapse of time included between the two periods in which the surveys were carried out several old trees were cut, also because of various restorations and enlargement and realization of construction works and many others, most of all of public property, were subjected to severe prunings especially regarding old branches. This latter operation led to the death of a further number of trees: we estimated a decrease of 30% of the total number of trees, of 40% of the total standing stock, of 70% of the number of trees with dead parts or with cavities.

Examining Tab. 1 we deduce a decrease of the value of the parameters between the first and the second period of the survey: number of species (-10.71%), KAI (-17.20%), number of dominant species (-40.00%) and relative percent frequency (-32.81%), percent of non-passerines species (-20.00%); also the diversity index (Shannon & Weaver 1963) and the equitability index (Magurran 1988) are lower in the second period.

If we analyse in details the populations, we observe that even in presence of a high value of similarity index (Sørensen 1948) of 0.83, there are some substantial differences. The first one is that the higher number of species in 1998-1999 is determined by *taxa* related to trees as sparrowhawk, wryneck, green woodpecker, goldcrest, marsh tit, short-toed treecreeper, not contacted in the second period. Secondly the higher KAI is determined not only by the above species but also by the decrease of the values of arboreal *taxa* contacted in both

periods as great spotted woodpecker (2.5 vs 0.5) and nuthatch (2.0 vs 0.5) but also chaffinch (7.0 vs 4.5) and greenfinch (7.0 vs 5.5). The species found only in the second period, on the other hand, are not closely related to trees, particularly the third one: cuckoo, magpie, starling. The magpie moreover began to use regularly the urban habitats exactly in the first decade of the XXI century. These differences contribute moreover to decrease the indexes and the diversity in the second period, indeed also the percentage of non-passerines species, due to the disappearance of some picid species, decreases, simplifying the composition of the populations.

What emerged shows that also in urban areas the silvicultural operations should be planned and managed by specialised technicians to avoid, as now often happens also in public field, that such operations might be used as a pretext to impoverish or eliminate the tree stands (e.g. substituting old trees and/or of native species with young trees of alien species). To obtain concrete results it is however necessary to debunk the beliefs mentioned at the beginning of this study, considering that also the actions carried out in the urban areas can substantially affect on biodiversity.

	S	KAI	Nd	Fd%	% nP	H'	E
1998-1999	28	125	5	17.86	25	2.24	0.80
2011-2012	25	103.5	3	12	20	2.05	0.76

**Table 1:** Structure of the bird population in the two considered periods. S = number of species, KAI = mean kilometric abundance index (ind/km), Nd = number of dominant species, Fd% = % frequency of dominant species, % nP = % of non-passerines species, H' = diversity index, E = equitability index

**BIBLIOGRAPHY**

- Bibby C.J., Burgess N.D. & Hill D.A., 2000 - *Bird census techniques*. Second Edition, Academic Press, London.
- Magurran A. E., 1988 - *Ecological diversity and its measurement*. University Press, Cambridge.
- Shannon C.E. & Weaver W., 1963 - *A mathematical theory of communication*. University of Illinois Press, Urbana.
- Sørensen T., 1948 - *A method of establishing groups of equal amplitude in plant sociology based on similarity of species content and its application to analysis of the vegetation on Danish commons*. Det. Kong. Danske Vidensk. Selsk. Biol. Skr., 5: 1-34.

# Status e distribuzione dell'aquila reale *Aquila chrysaetos* in provincia di Imperia

FABIANO SARTIRANA<sup>1\*</sup>, RUDY VALFIORITO<sup>2</sup>

<sup>1</sup>Via Don Minzoni 14/19,  
18100 Imperia

<sup>2</sup>Corso Verbone 199,  
18036 Soldano (IM)

\* Autore per la  
corrispondenza: [fabiano  
sartirana@libero.it](mailto:fabiano.sartirana@libero.it)

## PAROLE CHIAVE

*Aquila chrysaetos*, coppie  
territoriali, densità, sito  
riproduttivo, provincia di  
Imperia

## KEYWORDS

*Aquila chrysaetos*,  
territorial pairs, density,  
breeding site, province of  
Imperia.

**SUMMARY** / The most southern alpine *Aquila chrysaetos* population, located in the province of Imperia (Liguria, Italy), includes 8 territorial pairs (4.6 pairs/1000 km<sup>2</sup>). Between the 12 known eyries, the lowest is located at 380 m a.s.l., probably the minimum altitude recorded across the Italian Alps.

Il presente studio si pone come obiettivo l'aggiornamento dello status e della distribuzione dell'aquila reale (*Aquila chrysaetos*) nella provincia di Imperia (1156 km<sup>2</sup>), che ospita la popolazione più meridionale delle Alpi. L'area indagata è caratterizzata dalla presenza di un'estesa copertura boscosa e di ambienti tipicamente mediterranei, come macchia e gariga e da ridotte praterie alpine frammiste a estese zone rocciose calcaree. Di conseguenza i territori di caccia comprendono una varietà di habitat maggiore rispetto alle tipiche zone alpine, alla quale è verosimilmente associata un'alta diversità specifica di prede. Ciò è attestato anche dall'osservazione di numerosi atti di predazione, in particolare nei confronti di camoscio, capra domestica, cinghiale, marmotta, volpe, gatto domestico, lepre comune, fagiano comune e starna. Partendo da osservazioni di campagna e da dati pregressi di nidificazione, sono state effettuate delle uscite mirate a stabilire la distribuzione delle coppie territoriali e ad individuare i siti di nidificazione. La specie fino al 2013 era presente con 8 coppie territoriali (densità 4.6/1000 km<sup>2</sup>, calcolata sull'intera area occupata dai territori presunti delle coppie). In seguito a ripetute osservazioni sul campo si è ipotizzata una nona coppia tra i territori di Imperia e Sanremo (per una densità a 5.1 coppie/1000 km<sup>2</sup>). Questi valori risultano essere inferiori a quelli delle principali aree alpine (per es. nel Parco Naturale Dolomiti Friulane: 16.8/1000 km<sup>2</sup> n=10, Borgo 2009) e superiori a quelli appenninici (per es. nell'Appennino Umbro-marchigiano: 2.9/1000 km<sup>2</sup> n=13, Magrini *et al.* 2001). Sono stati individuati 18 nidi (2.2 per coppia, Min. 1 Max. 6), situati ad un'altitudine media di 1005 m (Min. 380 m, Max. 1720 m., N=14). Un sito riproduttivo - utilizzato sia nel 2012 che nel 2013 - è stato localizzato ad un'altitudine di 380 m, che rappresenta probabilmente la quota più bassa per le Alpi, nonché una delle minori per l'Italia. Dei 18 nidi noti, 15 (83.3%) ricadono in aree della Rete Natura 2000 (le ZPS sono pressoché sovrapposte ai SIC), 12 (66.7%) in aree a divieto di caccia e 8 (44.4%) si trovano all'interno del Parco Naturale Regionale delle Alpi Liguri. Uno solo dei nidi considerati si trova al di fuori dei confini provinciali.

## RINGRAZIAMENTI

Si ringraziano sia per il materiale fotografico che per le osservazioni sul campo le seguenti persone: Gian Pietro Pittaluga, Franco Bianchi e Daniele Chianea.



## BIBLIOGRAFIA

- Borgo A., 2009 - L'Aquila reale ecologia, biologia e curiosità sulla regina del Parco Naturale delle *Dolomiti Friulane*. Parco Naturale delle Dolomiti Friulane, 192 pp.
- Magrini M., Perna P., Angelini J. & Armetano L., 2001 - Tendenza delle popolazioni di Aquila reale *Aquila chrysaetos*, il Lanario *Falco biarmicus* e il Pellegrino *Falco peregrinus* nelle Marche e in Umbria. *Avocetta*, 25: 57.

# Il monitoraggio delle specie della Direttiva Uccelli (2009/147/CE) nel Lazio: stima dei parametri di alcuni *taxa* di interesse conservazionistico

STEFANO SARROCCO<sup>1\*</sup>, DARIO CAPIZZI<sup>1</sup>, IVANA PIZZOL<sup>1,2</sup>, MARCO SCALISI<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Agenzia Regionale  
Parchi, Area Biodiversità  
e Geodiversità  
<sup>2</sup>Università della Tuscia di  
Viterbo, DEB

\* Autore per la  
corrispondenza: [ssarrocco@regione.lazio.it](mailto:ssarrocco@regione.lazio.it)

**PAROLE CHIAVE**  
Lazio, Monitoraggio,  
Direttiva Uccelli, Modelli

**KEYWORDS**  
Latium, monitoring,  
Birds, modeling

**SUMMARY** / We modeled the regional (Latium, central Italy) suitability distribution of 14 breeding birds of European conservation concern by Maxent software. All the AUC values of the ROC curve obtained by Maxent are higher than 0,8. Some species showed a wide suitability distribution (e.g. honey buzzard, red-backed shrike), others less than 1000 km<sup>2</sup> (e.g. rock partridge, white-backed woodpecker).

## INTRODUZIONE

Le direttive europee “Habitat” e “Uccelli” prevedono il monitoraggio dello stato di conservazione degli habitat e delle specie, con l’obiettivo del loro mantenimento in uno stato favorevole. I principali parametri da misurare sono: *range* della specie e dell’habitat, consistenza della popolazione e variazioni nel tempo, ampiezza e qualità dell’habitat. La Regione Lazio per rispondere a questi obblighi normativi si è dotata di una Rete regionale di Monitoraggio della Biodiversità, organizzata in un centro regionale (*Focal Point*), alcuni centri tematici e una rete capillare di laboratori territoriali (presso le aree naturali protette). In questo contributo sono presentati i modelli predittivi, ottenuti con l’uso del software *Maxent* (Phillips *et al.* 2006), su 14 specie di interesse comunitario nidificanti nel Lazio: coturnice *Alectoris graeca*, falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, nibbio bruno *Milvus migrans*, biancone *Circus gallicus*, aquila reale *Aquila chrysaetos*, succiacapre *Caprimulgus europaeus*, picchio dalmatino *Dendrocopos leucotos*, calandra *Melanocorypha calandra*, calandrella *Calandrella brachydactyla*, tottavilla *Lullula arborea*, calandro *Anthus campestris*, balia dal collare *Ficedula albicollis*, averla piccola *Lanius collurio* e ortolano *Emberiza hortulana*. Obiettivi dell’uso di questi modelli sono la definizione dell’area di distribuzione potenziale e la stima delle consistenze delle popolazioni regionali.

## AREA DI STUDIO

L’area di studio coincide con il territorio della Regione Lazio, esteso 17.207 km<sup>2</sup>. I dati ambientali (*environmental data*) utilizzati sono costituiti da 13 strati informativi derivanti dall’uso del suolo (CUS della Regione Lazio, 2004), oltre a 9 strati relativi ad aspetti morfologici (DTM, pendenze, morfologia), idrografici e demografici (centri abitati e densità demografica); tutti gli strati sono stati trasformati in distanze minime di ogni punto dalla categoria considerata, ad eccezione degli aspetti morfologici che hanno mantenuto il valore originario.

## METODI

I dati di presenza delle specie (*samples*) provengono dal nuovo atlante regionale degli uccelli nidificanti (Brunelli *et al.* 2011), oltre a ulteriori dati raccolti nel 2011-2013 che hanno permesso di ottenere le densità di alcune specie lungo percorsi campione (*line transect method*:

Jarvinen & Vaisanen 1976). Per un confronto sullo stato di conservazione favorevole delle specie analizzate si è fatto riferimento ai valori di FRV (*Favourable Reference Value*) riportati da Gustin *et al.* (2009). I modelli sono stati prodotti in un formato *Raster ArcGis* con celle quadrate di 100 metri di lato; questi sono stati successivamente riclassificati in tre classi di idoneità attraverso la modalità del *natural break* (algoritmo di Jenks). Per il calcolo dell'area idonea di ogni specie non sono state considerate le celle ricadenti nella classe di idoneità minore.

## RISULTATI E DISCUSSIONE

In tabella 1 sono indicati i valori dell'area sotto la curva ROC (AUC) ottenuti nell'elaborazione dei modelli di idoneità: la soglia di efficienza dei modelli si attesta su valori superiori a 0,8 che dimostra una buona capacità dei modelli di predire la distribuzione della specie. L'estensione dell'area a media e alta idoneità evidenzia un gruppo di specie a distribuzione ristretta (*Aquila chrysaetos*, *Ficedula albicollis*, *Alectoris graeca* e *Dendrocopos leucotos*) con valori di idoneità minori di 1000 km<sup>2</sup> (va tenuto presente che le specie a distribuzione ristretta assumono valori di AUC maggiori rispetto a quelle a distribuzione ampia), un secondo gruppo costituito da specie ad ampia distribuzione. Nella tabella sono evidenziate le densità e le consistenze di alcune specie, registrate nel corso dei rilievi e riprese dalla bibliografia più recente (Sorace *et al.* 2011, cfr. Brunelli *et al.* 2011, Aradis *et al.* 2012), confrontate con i valori di FRV o le Indicazioni di Conservazione (Ind. Cons.) proposti da Gustin *et al.* (2009). In alcuni casi le densità medie regionali sono simili o superiori a quelle soglia (*Lanius collurio* e *Dendrocopos leucotos*), in altri casi inferiori (*Melanocorypha calandra*, *Calandrella brachydactyla* e *Lullula arborea*). Per alcuni valori di FVR la soglia è riferita all'intera popolazione peninsulare o appenninica, come nel caso della Balia dal collare; per questa specie, in questo lavoro, è stata effettuata una stima per estrapolazione della consistenza della popolazione: considerando la sola area ad alta idoneità e la densità minima registrata nella regione si ottiene una stima di oltre 1700 coppie, ben oltre il 50% di quella indicata per l'intera Italia peninsulare.

Specie	N	AUC	Media idoneità [km <sup>2</sup> ]	Alta idoneità [km <sup>2</sup> ]	Tot. Area idoneità [km <sup>2</sup> ]	Densità media cp/10 [ha]	Popol. Lazio coppie	FVR Cp. o cp/10 [ha]	Ind. Cons. cp/10 [ha]
<i>Aquila chrysaetos</i>	20	0,993	452,72	188,13	640,85	-	11	170*	-
<i>Lanius collurio</i>	546	0,805	8901,61	5735,64	14637,25	0,65	-	0,5	0,5
<i>Ficedula albicollis</i>	44	0,99	463,62	394,74	858,36	2,46	1718,3	3000*	2,5
<i>Circaetus gallicus</i>	144	0,91	5421,56	2586,8	8008,36	-	54-82	-	1,0 **
<i>Melanocorypha calandra</i>	53	0,966	1359,69	858,02	2217,71	3,15	-	6	3,5
<i>Calandrella brachydactyla</i>	45	0,949	2502,38	1213,15	3715,53	2,82	-	10	3,5
<i>Anthus campestris</i>	172	0,931	3593,46	1462	5055,46	1,32	-	2,5	1,5
<i>Alectoris graeca</i>	38	0,991	269,93	157,48	427,41	0,16	171-342	-	-
<i>Dendrocopos leucotos</i>	269	0,87	315,46	236,19	551,65	0,5	160-210	-	5-6
<i>Milvus migrans</i>	326	0,916	4275,44	1600,03	5875,47	-	77-117	700*	-
<i>Emberiza hortulana</i>	32	0,979	2646,45	1012,16	3658,61	-	-	-	8
<i>Pernis apivorus</i>	24	0,995	6644,65	3951,19	10595,84	2,00 **	-	-	0,2 **
<i>Caprimulgus europaeus</i>	116	0,94	5353,04	1582,33	6935,37	-	-	5,0 **	-
<i>Lullula arborea</i>	199	0,91	4542,39	1755,57	6297,96	0,58	-	3	1

\*\* = valori densità espressi in coppia/100km<sup>2</sup>

\* = popolazione Italia peninsulare

**Table 1:** Numero di dati, valori di AUC, dimensione delle aree a media e alta idoneità, densità media e consistenza della popolazione delle specie analizzate nel Lazio. Sono riportati i valori di FVR e le Indicazioni di Conservazione proposti da Gustin *et al.* (2009)

## BIBLIOGRAFIA

- Aradis A., Sarrocco S. & Brunelli M. 2012 - Analisi dello status e della distribuzione dei rapaci diurni nidificanti nel Lazio. Quaderni Natura e Biodiversità 2/2012 ISPRA, ARP Lazio, 139 pp.
- Brunelli M., Sarrocco S., Corbi F., Sorace A., Boano A., De Felici S., Guerrieri G., Meschini A. & Roma S. (a cura di), 2011 - Nuovo Atlante degli Uccelli Nidificanti nel Lazio. *Edizioni ARP (Agenzia Regionale Parchi)*, Roma, 464 pp.
- Gustin M., Brambilla M. & Celada C. (a cura di), 2009 - Valutazione dello Stato di Conservazione dell'avifauna italiana. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Lega Italiana Protezione Uccelli (LIPU), 1153 pp.
- Jarvinen O. & Vaisanen R.A., 1976 - Finnish Line Transect Censuses. *Ornis Fennica*, 53: 115-118.
- Phillips S. J., Anderson R. P. & Schapire R. E., 2006 - Maximum entropy modeling of species geographic distributions. *Ecological Modelling*, Vol 190 (3-4): 231-259.
- Sorace A., Properzi S., Guglielmi S., Riga F., Trocchi V. & Scalisi M., 2011 - La Coturnice nel Lazio: status e piano d'azione. *Edizione ARP*, Roma; 80 pp.



# Presenza invernale dello zigolo delle nevi *Plectrophenax nivalis* nel Parco della Lessinia (Verona, Veneto): relazione con l'innevamento al suolo

MAURIZIO SIGHELE<sup>1\*</sup>, ROBERTO LERCO<sup>1</sup>

<sup>1</sup>Associazione Verona Birdwatching, Via Lungolori, 5/A, 37127 Verona

\* Autore per la corrispondenza: [info@veronabirdwatching.org](mailto:info@veronabirdwatching.org)

## PAROLE CHIAVE

*Plectrophenax nivalis*, Lessinia, Verona, Veneto, svernamento, neve

## KEYWORDS

*Plectrophenax nivalis*, Lessinia, Verona, Veneto, wintering

**SUMMARY** / Snow bunting *Plectrophenax nivalis* has only been a regular visitor to the Natural Regional Park of Lessinia (Verona, Veneto) for the last eight winters. Authors compared data of bunting sightings to the presence of snow on the ground, suggesting that snow buntings have never been observed in absence of snow. No relation was found between number of buntings and amount of snow on the ground.

Nel XX secolo lo zigolo delle nevi (*Plectrophenax nivalis*) era segnalato assai raramente nel Parco Naturale Regionale della Lessinia (Verona, Veneto), con poche osservazioni note tra gli anni '60 e '80 per le quali era considerato migratore irregolare o, in modo più ottimistico, di presenza abituale (De Franceschi 1993; Sauro 1980). In realtà fino al 2001 si possono contare rare e sporadiche segnalazioni e non sono noti periodi di svernamento. A partire dall'inverno 2003/2004, invece, questo passeriforme artico è stato segnalato ogni anno nel territorio del Parco, anche se le osservazioni di un numero significativo di individui che si sono ripetute per alcune settimane sono state riscontrate solo negli ultimi 8 inverni, cioè dal 2005/2006 (Sighele & Parricelli 2007, 2009, 2010, 2011, 2012, 2013). La ragione del maggiore numero di segnalazioni dello zigolo delle nevi potrebbe essere correlata alla maggiore diffusione delle informazioni, cartacee o telematiche, e all'individuazione di una particolare località, Bocca di Selva, dove è più facile incontrare la specie negli inverni più rigidi, con conseguente aumento di visitatori e di *feedback*. In questi anni è sembrato che la presenza degli zigoli delle nevi in Lessinia fosse legata all'innevamento al suolo, ma questa ipotesi, avanzata anche 150 anni orsono (Perini 1858; De Betta 1863), fino ad ora non era mai stata suffragata da dati certi. Sono stati pertanto analizzati e confrontati i dati relativi alla presenza dello zigolo delle nevi e dell'innevamento in Lessinia nei 6 inverni tra il 2007/2008 e il 2012/2013. In questo periodo lo zigolo delle nevi è stato osservato ogni inverno, prevalentemente tra la prima decade di dicembre e la seconda decade di marzo; la data più precoce rilevata è il 3 dicembre (2012) e quella più tardiva il 12 aprile (2013). La media degli individui contati in questi 6 inverni è superiore a 20 ind. (20,3), con un conteggio massimo di 38 ind. nel marzo 2010. Confrontando le registrazioni dei periodi di osservazione di questa specie con la presenza di innevamento al suolo si osserva che gli zigoli non sono mai stati segnalati in caso di mancanza di neve (Fig. 1). Nell'unico inverno con poche precipitazioni considerato da questa ricerca (2011/2012), le osservazioni della specie sono coincise col periodo di presenza di neve al suolo. Quando il periodo di innevamento si è prolungato per tutto l'inverno, da dicembre a marzo, la durata delle osservazioni è solitamente risultata limitata a 6-10 settimane, con l'eccezione del 2012/2013, quando gli zigoli sono stati presenti tra dicembre e aprile. Non si sono invece evidenziati aspetti significativi legati all'entità dell'innevamento.

I risultati di questa analisi, pertanto, indicano che la presenza dello zigolo delle nevi nel Parco della Lessinia è strettamente legata alla presenza di neve al suolo, seppur non alla sua entità; vi è quindi una maggior difficoltà nell'osservare questa specie quando le precipitazioni nevose sono assenti.

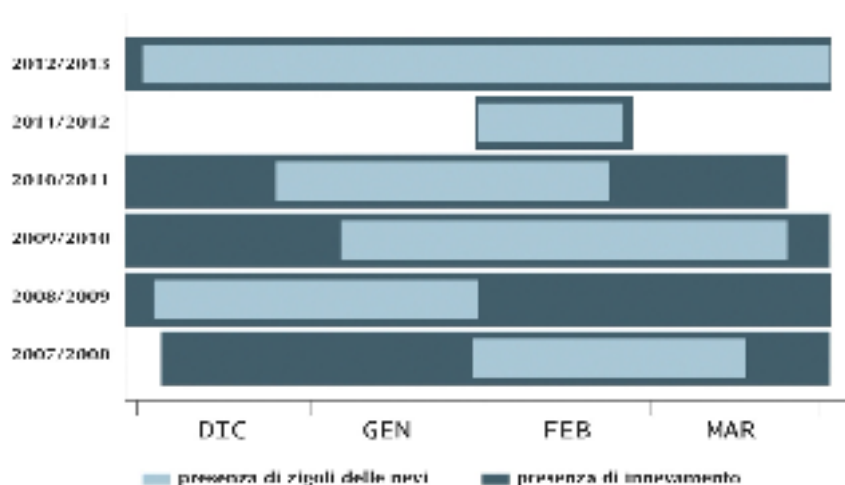


Figure 1: Zigoli delle nevi e innevamento nel Parco della Lessinia

## RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il Corpo Forestale dello Stato, Comando di Verona, per la concessione dei dati relativi all'innevamento al suolo.

## BIBLIOGRAFIA

- Arrigoni Degli Oddi E., 1899 - Note ornitologiche della provincia di Verona. Atti Soc. ital. Sc. Nat., 38 (1/2): 75-190.
- De Betta E., 1863 - Materiali per una fauna veronese. Tip. Vicentini e Franchini, 144 pp.
- De Franceschi P., 1993 - Parco Naturale Regionale della Lessinia - Piano ambientale: Zoologia – Vertebrati. Regione del Veneto e Comunità Montana della Lessinia.
- Perini G., 1858 - Uccelli Veronesi. Tip. Vicentini, 320 pp.
- Sauro E., 1980 - Alcune variazioni della flora e della fauna lessinica dal 1950 ad oggi. La Lessinia - Ieri oggi domani - Quaderno culturale: 25-26.
- Sighele M. & Parricelli P., 2007 - Resoconti ornitologici del Parco della Lessinia. Anno 2006. Parco Naturale della Lessinia & Verona Birdwatching, 24 pp.
- Sighele M. & Parricelli P., 2009 - Resoconti ornitologici del Parco della Lessinia. Anno 2008. Parco Naturale della Lessinia & Verona Birdwatching, 32 pp.
- Sighele M. & Parricelli P., 2010 - Resoconti ornitologici del Parco della Lessinia. Anno 2009. Parco Naturale della Lessinia & Verona Birdwatching, 32 pp.
- Sighele M. & Parricelli P., 2011 - Resoconti ornitologici del Parco della Lessinia. Anno 2010. Parco Naturale della Lessinia & Verona Birdwatching, 32 pp.
- Sighele M. & Parricelli P., 2012 - Resoconti ornitologici del Parco della Lessinia. Anno 2011. Parco Naturale della Lessinia & Verona Birdwatching, 32 pp.
- Sighele M. & Parricelli P., 2013 - Resoconti ornitologici del Parco della Lessinia. Anno 2012. Parco Naturale della Lessinia & Verona Birdwatching, 32 pp.



# L'avifauna nidificante nella Riserva naturale Regionale di Macchiatonda

ALBERTO SORACE<sup>1\*</sup>, AUGUSTO CORRADINI<sup>2</sup>, PATRIZIO DEMATRIS<sup>2</sup>, EMANUELE DE ZULIANI<sup>2</sup>, DONATELLA MAZZARANI<sup>2</sup>, ERNESTO MONACO<sup>1,2</sup>, SERGIO MURATORE<sup>1,2</sup>, RICCARDO PIROLI<sup>2</sup>

<sup>1</sup>SROP, Via Roberto Crippa 60 D/8 00125 Roma (Acilia)

<sup>2</sup>Riserva naturale Regionale di Macchiatonda, via del Castello 40 00050 Santa Severa (Roma)

\* Autore per la corrispondenza: [sorace@fastwebnet.it](mailto:sorace@fastwebnet.it)

## PAROLE CHIAVE

Riserva naturale Regionale di Macchiatonda, Roma, avifauna nidificante

## KEYWORDS

Macchiatonda Natural Regional Reserve, Roma, breeding species

**SUMMARY** / The territories of breeding birds were mapped during spring 2013, in Macchiatonda Natural Reserve. On the whole, 34 breeding species were observed. *Emberiza calandra* (1,68 cp/10 ha) and *Cisticola juncidis* (1,39 cp/10 ha) were the most abundant. Other 9 species breed near the Reserve and use this area for feeding. The richness of species was highest in agricultural areas, which also host most of species of conservation concern.

La Riserva Naturale regionale di Macchiatonda è un'area umida residuale del litorale tirrenico, 50 km a nord di Roma, in un territorio pianeggiante che si sviluppa tra il mare e i monti della Tolfa. L'area comprende circa 180 ha di campi coltivati estensivamente e 70 ha di lagune costiere, laureto e prati alofili. La presenza di questi particolari habitat unita a una ricca comunità ornitica acquatica e alla presenza di specie ornitiche parasteppiche nei coltivi ha promosso l'area a SIC e ZPS (IT6030019).

Nella primavera 2013 è stata avviata una ricerca per approfondire le conoscenze sull'avifauna nidificante. Lungo una serie di percorsi, ripetuti per quattro volte da aprile a giugno, è stata mappata la presenza delle diverse specie ornitiche all'interno dell'area protetta.

Sono state rilevate 34 specie nidificanti possibili, probabili o certe: *Cygnus olor*, *Anas platyrhynchos*, *Coturnix coturnix*, *Phasianus colchicus*, *Ardea purpurea*, *Tachybaptus ruficollis*, *Gallinula chloropus*, *Fulica atra*, *Columba livia* dom., *Streptopelia decaocto*, *Streptopelia turtur*, *Upupa epops*, *Melanocorypha calandra*, *Galerida cristata*, *Alauda arvensis*, *Hirundo rustica*, *Luscinia megarhynchos*, *Turdus merula*, *Cettia cetti*, *Cisticola juncidis*, *Acrocephalus scirpaceus*, *Hippolais polyglotta*, *Sylvia melanocephala*, *Sylvia cantillans*, *Sylvia atricapilla*, *Parus major*, *Corvus cornix*, *Pica pica*, *Corvus monedula*, *Sturnus vulgaris*, *Passer italiae*, *Passer montanus*, *Carduelis carduelis*, *Emberiza calandra*.

Altre 9 specie nidificano in aree vicine e frequentano la Riserva in periodo riproduttivo per scopi trofici: *Falco tinnunculus* e *Merops apiaster* (in passato nidificanti nella Riserva), *Falco peregrinus*, *Columba palumbus*, *Apus apus*, *Delichon urbicum*, *Cyanistes caeruleus*, *Serinus serinus* e *Carduelis chloris*. Nell'area protetta sono risultate dominanti le seguenti specie: *Emberiza calandra* (1,68 cp/10 ha; pi = 0,224), *Cisticola juncidis* (1,39 cp/10 ha; pi = 0,186), *Passer italiae* (0,66 cp/10 ha; pi = 0,087), *Luscinia megarhynchos* (0,57 cp/10 ha; pi = 0,077), *Cettia cetti* (0,53 cp/10 ha; pi = 0,071) e *Galerida cristata* (0,49 cp/10 ha; pi = 0,066).

Come atteso, la ricchezza di specie raggiunge il suo valore più elevato (23 specie) nella zona agricola, essendo l'estensione di questi ambienti maggiore rispetto agli altri. Nella zona degli stagni retrodunali sono state tuttavia osservate le più alte densità di coppie nidificanti (15,2 cp/10 ha) e la maggiore percentuale di non Passeriformi (38,2%), a conferma del loro valore conservazionistico ed ecologico.

A parte *Ardea purpurea*, le altre 11 specie a priorità di conservazione (All. I di Dir. 2009/147/CE; BirdLife International 2004, Peronace et al. 2012) presenti nella Riserva nidificano in ambienti agricoli, anche di elevato pregio conservazionistico. Tra le specie a

priorità di conservazione spicca la presenza di *Melanocorypha calandra* (0,16 cp/10 ha; pi = 0,022), specie inserita in All. 1 della Dir. 2009/147/CE, estremamente localizzata nel Lazio.

#### BIBLIOGRAFIA

- BirdLife International, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International. (BirdLife Conservation Series No.12), Cambridge.
- Peronace V., Cecere J.G., Gustin M. & Rondinini C., 2012. Lista Rossa 2011 degli Uccelli nidificanti in Italia. *Avocetta* 36: 11-58.

# Ulteriori dati sul successo alimentare del chiurlo maggiore *Numenius arquata* in periodo invernale nel Parco Nazionale del Circeo (Lazio, Italia Centrale)

MARCO TROTTA<sup>1\*</sup>

<sup>1</sup>SROP – Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Via Britannia 36, 00183 Roma, Italia

\* Autore per la corrispondenza:  
[marcotrot@gmail.com](mailto:marcotrot@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

Parco Nazionale del Circeo, Lazio, *Numenius arquata*, successo alimentare

## KEYWORDS

Circeo National Park, Latium, *Numenius arquata*

**SUMMARY** / The foraging success of the Eurasian curlew *Numenius arquata* in winter was studied in a coastal region of southern Latium. Comparing the data collected in the period 1997-98/2000-01 with the results of this study, an increase of the foraging attempts in contrast with a decrease in the feeding success was found. This result is probably caused by a decrease of the density of earthworms in the feeding areas.

Nel periodo 1/12/12-28/2/13 è stata condotta un'indagine sul successo di foraggiamento del chiurlo maggiore *Numenius arquata* in un sito di svernamento del Lazio meridionale. I rilievi sono stati effettuati in alcune aree adibite al pascolo situate all'interno del P.N. del Circeo ed utilizzate dalla specie per alimentarsi. Sono stati eseguiti, su soggetti in attività di foraggiamento, 66 campionamenti della durata di 3 minuti ciascuno. I dati raccolti sono stati confrontati con i risultati registrati nelle medesime aree di alimentazione in quattro stagioni invernali, nel periodo 1997-98/2000-01 (Trotta 2008). Il chiurlo maggiore ha effettuato 9.2 tentativi/minuto, il successo di foraggiamento è stato di 1.14 prede/minuto. Su 227 prede, il 93% è rappresentato da Artropodi e il 7% da lombrichi. Sulle coste tedesche del mar Baltico, in zone esposte a marea, Rippe & Dierschke (1997) registrano un successo di cattura fino a tre volte maggiore, sebbene le specie predate siano differenti; questo risultato è determinato dalla facilità con cui i chiurli riescono a individuare il polichete *Nereis diversicolor* nelle velme coperte da acqua a profondità compresa tra 3 e 15 cm. Nel presente studio, il successo di foraggiamento è più basso di quello rilevato da Berg (1993) in ambienti prativi della Svezia centrale e risulta inferiore anche alla media registrata nel P.N. del Circeo nel quadriennio 1997-98/2000-01 (Tab. 1), sebbene la frequenza di tentativi sia maggiore. Una chiave di lettura potrebbe essere rappresentata dal marcato decremento di lombrichi catturati, solo il 7% in questa indagine rispetto al 18% registrato nelle stesse aree di foraggiamento nel 1997-98/2000-01. Il decremento è ancora più evidente se si confrontano i dati raccolti nel 1998-99 in una indagine sui fattori di disturbo nelle aree di foraggiamento; su un campione di 70 prede i lombrichi rappresentano infatti il 42,7% del totale (Trotta 2003). Nella dieta del chiurlo maggiore, gli oligocheti della famiglia *Lumbricidae* occupano una porzione rilevante in termini di biomassa e rappresentano una risorsa di elevato valore nutrizionale (Camus *et al.* 2001). L'impiego di alcuni fertilizzanti e il ricorso a profonde lavorazioni annuali dei terreni sono tra gli interventi che possono causare una forte riduzione dei lombrichi (Chiarini & Conte 2010). Densità basse di questa preda potrebbero non consentire ai chiurli di soddisfare il fabbisogno energetico giornaliero, con gravi conseguenze sulla sopravvivenza degli individui; nei mesi invernali, infatti, è di fondamentale importanza per gli uccelli avere un'adeguata disponibilità trofica che permetta di accumulare le provviste energetiche per

fronteggiare le condizioni meteorologiche avverse (Owen 1980; Van Gils *et al.* 2006). Con future ricerche sarebbe interessante indagare il comportamento del chiurlo maggiore nelle ore successive al tramonto, in modo da comprendere se il modesto successo alimentare registrato nel P.N. del Circeo sia compensato da un'intensa attività trofica notturna.

	Successo/ minuto	Tentativi/ minuto	Lombrichi/ minuto	Minuti di campiona- mento
2012-13	1.14	9.2	0.08	198
1997-98/2000-01	1.41	7.3	0.26	298

**Table 1:** Tentativi di cattura e successo alimentare del chiurlo maggiore nel P.N. del Circeo; sono riportati in tabella, per comparazione, anche i dati raccolti nel quadriennio 1997-98/2000-01

## BIBLIOGRAFIA

- Berg Å., 1993 - Food resources and foraging success of Curlews *Numenius arquata* in different farmland habitats. *Ornis Fennica*, 70: 22-31.
- Camus A., Bernard J.L. & Granval P., 2001 - Bordi dei campi e lombrichi. A cura di ANUU Migratoristi, ZENEC A Sopra: 14-15.
- Chiarini F. & Conte L., 2010 - Avvicendamenti, consociazioni e fertilità del suolo in agricoltura biologica. Veneto Agricoltura, 56 pp.
- Owen M., 1980 - Wild geese of the world: their life history and ecology. Batsford, London, 236 pp.
- Rippe H. & Dierschke V., 1997 - Picking out the plum jobs: feeding ecology of curlews *Numenius arquata* in a Baltic Sea wind flat. *Mar. Ecol. Prog. Ser.*, 159: 239-247.
- Trotta M., 2003 - Alimentazione del Chiurlo maggiore *Numenius arquata* in periodo invernale e analisi dei fattori di disturbo nelle aree di foraggiamento. *Avocetta*, 27: 23.
- Trotta M., 2008 - Strategie di foraggiamento del Chiurlo maggiore *Numenius arquata* e differenze di successo alimentare tra sessi in un sito di svernamento dell'Italia centrale. *Avocetta*, 32: 41-46.
- Van Gils J.A., Spaans B., Dekinga A. & Piersma T., 2006 - Foraging in a tidally structured environment by Red Knots (*Calidris canutus*): ideal, but not free. *Ecol.*, 87 (5): 1189-202.

# La dieta del gheppio *Falco tinnunculus* nidificante in un paesaggio agricolo dell'Italia centrale

MARCO TROTTA<sup>1\*</sup>, MICHELE PANUCCIO<sup>2,3</sup>, GIACOMO DELL'OMO<sup>3</sup>

<sup>1</sup>SROPUP – Stazione Romana Osservazione e Protezione Uccelli, Via Britannia 36, 00183 Roma, Italia

<sup>2</sup>Ente Regionale Roma Natura

<sup>3</sup>*Ornis italica*, Roma

\*Autore per la corrispondenza:  
[marcotrot@gmail.com](mailto:marcotrot@gmail.com)

## PAROLE CHIAVE

*Falco tinnunculus*, Italia centrale, dieta, paesaggio agricolo

## KEYWORDS

*Falco tinnunculus*, Central Italy, diet, farmland

**SUMMARY** / In this study, we analysed the diet of breeding kestrels *Falco tinnunculus* in a Mediterranean area. The 46,3% of the biomass of preys is represented by birds and the rest is distributed among mammals, reptiles and insects. The results suggest a wider diet composition of the kestrels breeding in the study area, despite of other European populations show a predator-prey relationships with voles and other rodents.

Nella stagione riproduttiva 2012 abbiamo analizzato, attraverso la raccolta di borre e resti di prede, il regime alimentare del gheppio *Falco tinnunculus* in un contesto tipico della campagna agricola romana, quello della Riserva Naturale di Decima-Malafede (Lazio). La raccolta è stata effettuata ispezionando 20 cassette nido posizionate su tralicci dell'alta tensione. Sono state esaminate 91 borre integre, oltre a numerosi resti alimentari, per un totale di 228 prede. Il 46,3% della biomassa predata è rappresentato da uccelli, la restante parte è distribuita tra mammiferi (27,1%), rettili (19,1%) e insetti (7,6%, Tab.1). L'elevata frequenza di specie ornitiche associate ad ambienti agricoli e la presenza in tarda primavera di individui appena involati, quindi più inesperti, hanno probabilmente determinato, nel contesto ambientale indagato, una maggiore predazione di uccelli. Le preferenze alimentari sono indirizzate principalmente verso i Passeriformi di piccole dimensioni, tra cui il genere *Passer* è il più rappresentato (26,8% degli uccelli predati). Tra gli insetti catturati la specie dominante è il coleottero *Pentodon bidens* (60,0%), un ruolo importante è rivestito anche dagli ordini degli Odonati (8,8%) e degli Ortoteri (8,0%). I mammiferi sono rappresentati da *Microtus savii* e sporadicamente da alcuni individui di *Apodemus* spp.; l'apporto trofico dei Soricomorfi è irrilevante (0,4%). I Lacertidi costituiscono l'81,4% dei rettili, le cui catture sono ripartite tra *Podarcis* spp. (44,4%) e *Lacerta bilineata* (37,0%); tra le prede compaiono anche *Tarentola mauritanica* (1,3%) e *Chalcides chalcides* (0,9%). Precedenti studi hanno evidenziato come la dinamica delle popolazioni europee di gheppio sia influenzata dalla densità dei micro-Mammiferi (Korpimäki 1985; Village 1990; Korpimäki & Norrdahl 1991; Fargallo *et al.* 2009), che rappresentano quindi una componente dominante della dieta. Lo spettro alimentare rilevato dalla nostra indagine appare invece più diversificato. Si ritiene che tale risultato sia espressione della notevole plasticità ecologica del gheppio, in grado di sfruttare le risorse trofiche più abbondanti all'interno del proprio territorio di caccia (Ferguson-Lees 2001; Costantini *et al.* 2005).

## RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia Giulio Fancello e l'Ente Regionale RomaNatura nonché TERNA per l'installazione e il mantenimento delle cassette nido sui tralicci della rete elettrica e per il continuo supporto alle attività di monitoraggio durante la nidificazione dei gheppi.

Taxa	Tot. prede	Biomassa %
<i>Crocidura spp.</i>	1	0.3
<b>Soricomorpha</b>	1	0.3
<i>Apodemus spp.</i>	2	2.2
<i>Microtus savii</i>	6	4.6
<i>Rodentia ind.</i>	26	20.0
<b>Rodentia</b>	34	26.8
<b>Mammalia</b>	35	27.1
<i>Motacilla alba</i>	2	1.5
<i>Troglodytes troglod.</i>	1	0.3
<i>Turdus merula</i>	3	9.9
<i>Luscinia megarhynchos</i>	1	0.8
<i>Sylvia atricapilla</i>	2	1.4
<i>Sturnus vulgaris</i>	3	8.8
<i>Passer italiae</i>	3	3.3
<i>Passer spp.</i>	8	7.8
<i>Carduelis carduelis</i>	5	2.9
<i>Passeriformi ind.</i>	13	9.5
<b>Aves</b>	41	46.3
<i>Lacerta bilineata</i>	10	12.8
<i>Podarcis siculus</i>	3	1.4
<i>Podarcis muralis</i>	5	1.6
<i>Podarcis spp.</i>	4	1.5
<i>Tarentola mauritanica</i>	3	0.9
<i>Chalcides chalcides</i>	2	0.9
<b>Reptilia</b>	27	19.1
<i>Pentodon bidens</i>	75	5.5
<i>Coccinellidae ind.</i>	3	0.1
<i>Anacridium aegyptium</i>	8	0.6
<i>Gryllotalpa gryllotalpa</i>	1	0.1
<i>Orthoptera ind.</i>	1	0.0
<i>Odonata ind.</i>	11	0.4
<i>Lepidoptera ind.</i>	2	0.0
<i>Insecta ind.</i>	24	0.9
<b>Insecta</b>	125	7.6
<b>Totale</b>	<b>228</b>	<b>100.0</b>

**Table 1:** Dieta della popolazione di gheppio nidificante nella R.N.R. di Decima-Malafede

## BIBLIOGRAFIA

- Costantini D., Casagrande S., Di Lieto G., Fanfani, A. & Dell'Omo G., 2005 - Consistent differences in feeding habits between neighbouring breeding kestrels. *Behaviour*, 142: 1409-1421.
- Fargallo J.A., Martinez-Padilla J., Vinuela J., Blanco G., Torre I, Vergara P. & De Neve L., 2009 - Kestrel-Prey Dynamic in a Mediterranean Region: The Effect of Generalist Predation and Climatic Factors. *PLoS one* 4 (2): e4311.
- Ferguson-Lees J. & Christie D.A., 2001 - *Raptors of the world*. London: Christopher Helm, 320 pp.
- Korpimäki E., 1985 - Diet of the Kestrel *Falco tinnunculus* in the breeding season. *Ornis Fenn.*, 62: 130-137.
- Korpimäki E. & Norrdahl K., 1991 - Numerical and functional responses of kestrels, short-eared owls, and long-eared owls to vole densities. *Ecology*, 72: 814-826.
- Village A., 1990 - *The Kestrel*. T & AD Poyser, Londra, 352 pp.







## INDICE ANALITICO DEGLI AUTORI





## A

Alemanno Simone	13
Altea Tiziana	23, 93
Aluigi Antonio	19, 81
Andreini Federica	37
Angelini Jacopo	83
Assandri Giacomo	85
Azafzat Hichem	95

## B

Baccetti Nicola	95
Balestrieri Rosario	23, 93
Baroni Daniele	87
Basile Marco	23, 89, 93
Bassi Enrico	27, 49, 71
Becciu Paolo	33
Bedini Gianluca	95
Bettega Chiara	101
Bionda Radames	71
Biondi Massimo	97, 99
Boano Aldo	99
Boano Giovanni	103
Bouagina Adel	95
Brambilla Mattia	61
Brunelli Massimo	99
Buoninconti Francesca	93

## C

Calandri Simone	37
Campioni Letizia	101
Campobello Daniela	43
Capizzi Dario	147
Capobianco Giovanna	93
Caprio Enrico	57, 103
Casola Daniela	53
Cavaletti Enrico	129
Ceccherelli Renato	95
Cento Michele	99
Comparato Laura	103
Corradi Augusto	153
Cottalasso Renato	19

## D

De Giacomo Umberto	107
De Santis Emiliano	99
De Zuliani Emanuele	153
Del Mar Delgado Maria	101
Dell'Omo Giacomo	33, 157
Demartis Patrizio	153
Di Maggio Rosanna	43
Diana Francesca	27, 49
Dragonetti Marco	97

## F

Fabio Cherchi	139
---------------	-----

Fasano G. Sergio	19, 81
Fasola Mauro	53
Ferando Eleonora	129
Ferloni Maria	71
Fiozzi Andrea	129
Florit Fabrizio	61, 111
Fratlicelli Fulvio	99
Fusari Maurizio	115

## G

Gagliardi Alessandra	53
Galli Loris	27, 49
Galli Silvia	95
Gheraridi Riccardo	95
Giacchini Paolo	119
Giovacchini Pietro	97
Grattini Nunzio	129
Guerrieri Gaspare	107

## H

Huetting Steven	99
-----------------	----

## J

Jessica Atzori	139
----------------	-----

## L

La Mantia Tommaso	123, 127
Laddaga Lorenzo	121
Lerco Roberto	151
Liuzzi Cristiano	125
Luoni Federica	121

## M

Marotto Paolo	85
Martignago Gianfranco	61, 131
Martinoli Adriano	53
Martinoli Alessio	121
Mascara Rosario	43
Masoero Giulia	57
Massa Bruno	33, 65, 123, 127
Massari Simone	129
Mastropasqua Fabio	125
Matteucci Giorgio	23, 93
Mazzarani Donatella	153
Mencarelli Mauro	133, 135, 137
Meschini Angelo	99
Mezzavilla Francesco	61, 131
Monaco Ernesto	153
Montagnani David	95
Morganti Niki	115, 133, 135, 137
Morici Francesca	133, 135, 137
Muratore Sergio	153

## N

Nissardi Sergio	139
Nuti Fabio	95

## P

Panuccio Michele	157
Paoli Federica	95
Partel Piergiovanni	141
Pedrini Paolo	61
Pedrotti Luca	27, 49
Penteriani Vincenzo	101
Pietrelli Loris	97
Pipitone Sergio	123
Piroli Riccardo	153
Pizzol Ivana	147
Posillico Mario	23, 93
Preantoni Damiano	53
Purificato Giovanni	99

## R

Rühl Juliane	123
Ragni Bernardino	13, 37
Rapetti Carla	87
Rassati Gianluca	61, 111, 143
Rolando Antonio	103
Rotelli Luca	139, 141
Rubolini Diego	71

## S

Sarà Maurizio	43
Sarrocco Stefano	99, 147

Sartirana Fabiano	27, 49, 145
Scalisi Marco	147
Scotti Massimiliano	83
Scrocca Roberto	99
Sebastianelli Claudio	137
Sighele Maurizio	151
Silveri Giancarlo	61, 131
Soldato Giovanni	121
Sorace Alberto	153
Stanzione Viviana	33

## T

Tamietti Alberto	57
Termine Rosa	65
Todisco Simone	125
Toffoli Roberto	19
Trotta Marco	155, 157
Trotti Paolo	27, 49, 71

## V

Valfiorito Rudy	145
Verza Emiliano	75

## W

Wauters Lucas	53
---------------	----

## Z

Zintu Paola	95
-------------	----









Con il patrocinio di



PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO

Si ringraziano



Servizio Conservazione della Natura e  
Valutazione Ambientale



SERVIZIO FORESTE E FAUNA  
DIREZIONE REGIONALE DELLO SVILUPPO ECONOMICO



PARCO NATURALE  
ADAMELLO BRENTA  
*Geopark*



PARCO NATURALE  
PANEVEGGIO  
PALE DI SAN MARTINO



PARCO NAZIONALE  
DELLO STIVOLO

REGIONE  
TRENTO  
SOUTH  
TIERCE

ISBN 978-88-531-0041-2