Centro Naturalistico Sammarinese
Istituto di Studi, Ricerche e Documentazione
Museo di Storia Naturale

Atti del XVI Convegno Italiano di Ornitologia

ASOER

CENTRO ITALIANO STUDI ORNITOLOGICI
CISO

Atti
XVI Convegno Italiano di Ornitologia

Cervia 21-25 settembre 2011

a cura di
Roberto Tinarelli, Alessandro Andreotti, Nicola Baccetti,
Luca Melega, Franco Roscelli, Lorenzo Serra, Marco Zenatello

ASOER

Il logo del XVI Convegno Italiano di Ornitologia e l'immagine di copertina sono stati realizzati da Maria Elena Ferrari - www.artebio.it

Progetto grafico di Guido Sardella

Disegni di Adriano De Faveri e Guido Sardella

Citazione raccomandata per il volume
Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L., Zenatello M. (a cura di), 2014. Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia (RA), 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino.

Citazione raccomandata per gli articoli
Bassi E., Ferloni M., Gugiatti A., Pedrotti L., Di Giancamillo M. & Grilli G., 2014. Il rischio di saturnismo negli uccelli necrofagi in relazione alle attuali modalità di caccia degli Ungulati. In: Tinarelli R., Andreotti A., Baccetti N., Melega L., Roscelli F., Serra L., Zenatello M. (a cura di). Atti XVI Convegno Italiano di Ornitologia. Cervia (RA), 22-25 settembre 2011. Scritti, Studi e Ricerche di Storia Naturale della Repubblica di San Marino: 450-457.

XVI Convegno Italiano di Ornitologia

Cervia 21-25 settembre 2011

Centro Congressi di Milano Marittima

Comitato Scientifico
Alessandro Andreotti, Emiliano Arcamone, Nicola Baccetti, Fausto Barbagli, Giovanni Boano, Pierandrea Brichetti, Lino Casini, Lorenzo Fornasari, Fulvio Fraticelli, Bruno Massa, Luca Melega, Francesco Mezzavilla, Lorenzo Serra, Fernando Spina, Guido Tellini, Roberto Tinarelli, Francesco Velatta, Carlo Violani, Marco Zenatello

Comitato Organizzatore AsOER – Associazione Ornitologi dell'Emilia-Romagna ONLUS: Roberto Tinarelli (Coordinatore), Mario Bonora, Fabrizio Borghesi, Lino Casini, Massimiliano Costa, Alessio Farioli, Ugo Foscolo Foschi, Stefano Gellini, Carlo Giannella, Fausta Lui, Marco Mastrorilli, Luca Melega, Federico Montanari, Menotti Passarella, Franco Roscelli, Giuseppe Rossi, Andrea Suzzi Valli, Ciro Zini

Segreteria Organizzativa TorriAcquaBudrio *www.letorridellacqua.it*
Segreteria Editoriale Simone Pirrello

Con il patrocinio di: Regione Emilia-Romagna - Parco Regionale del Delta del Po Emilia-Romagna - Provincia di Ravenna - Provincia di Rimini - Comune di Cervia - Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) - Centro Naturalistico Sammarinese

RegioneEmiliaRomagna

PARCO DELTA DEL PO
EMILIA-ROMAGNA

Provincia di Ravenna **Comune di Cervia** **Provincia di Rimini**

REPVBBLICA ITALIANA

ISPRA

Repubblica di San Marino
CENTRO NATURALISTICO SAMMARINESE

BeNatur

SOUTH EAST EUROPE

PREFAZIONE

Dal 1981 si tiene ogni due anni il Convegno Italiano di Ornitologia, la più importante occasione di ritrovo per chi si interessa di ornitologia e l'evento più rappresentativo della variegata realtà ornitologica italiana, a cui partecipano con pari dignità ricercatori professionisti, ricercatori amatoriali, tecnici di amministrazioni pubbliche, appassionati di birdwatching e studenti.

Il XVI Convegno Italiano di Ornitologia è stato organizzato a Cervia-Milano Marittima dal 21 al 25 settembre 2011 da AsOER (Associazione Ornitologi dell'Emilia-Romagna ONLUS), in collaborazione con il CISO (Centro Italiano Studi Ornitologici), con il patrocinio di Regione Emilia-Romagna, Parco Regionale del Delta del Po Emilia-Romagna, Provincia di Ravenna, Provincia di Rimini, Comune di Cervia, Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e Centro Naturalistico Sammarinese.

Per lo svolgimento del convegno è stata scelta Cervia, nota località balneare in provincia di Ravenna e nel Parco del Delta del Po Emilia-Romagna, ma soprattutto meta ornitologicamente famosa e attraente per la vicina salina.

I temi trattati, sotto forma di relazioni e poster in nove sessioni, sono stati quelli classici, come "Ecologia", "Comportamento", "Migrazione", "Ricerca ornitologia applicata", quelli ritenuti d'attualità come "Monitoraggio e gestione nei parchi e nei siti Natura 2000", "Risultati e prospettive dei progetti di monitoraggio a scala nazionale", "Conservazione dell'avifauna in ambiente urbano" e due di particolare interesse ma mai trattati in precedenza quali "Avifauna e attività venatoria" e "I Centri Recupero Avifauna Selvatica in Italia". Sono state organizzate anche otto tavole rotonde, che hanno riguardato prevalentemente l'attivazione e la gestione di gruppi di ricerca su specie di particolare interesse conservazionistico ma anche "Fotografia naturalistica ed etica" e "Atlante italiano degli uccelli nidificanti e svernanti". Quest'ultimo tema è stato oggetto anche di una partecipata riunione tecnica dei coordinatori dell'Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti e dei validatori di Ornitho.it. Come in altre edizioni del CIO, è stato organizzato un concorso di disegno ornitologico a cui hanno partecipato 29 disegnatori, che hanno esposto 45 opere: vincitrice è risultata Egluge Curti (BO), secondo Andrea Ambrogio (PC), terzo Stefano Torriani (BG), mentre il primo posto per il bianco e nero è andato a Claudia Donati (AR).

Il convegno ha avuto una notevole affluenza di partecipanti. Gli iscritti sono stati 360 e sono stati presentati 270 contributi di cui 207 sono confluiti nel presente volume per un totale di 514 autori.

Al fine di poter presentare al meglio le ricerche svolte, sono state messe a disposizione degli Autori sei pagine per i contributi esposti come comunicazione orale e tre per quelli presentati come poster. Questa scelta e l'elevato numero di contributi hanno determinato un notevole lavoro di editing e un allungamento dei tempi per la stampa degli Atti.

È stato il primo Convegno Italiano di Ornitologia organizzato da AsOER, una organizzazione non lucrativa di utilità sociale che non ha personale dipendente e che svolge attraverso i propri soci e simpatizzanti attività di promozione, organizzazione e realizzazione di ricerche scientifiche ed attività divulgative sull'avifauna e sulla sua conservazione in Emilia-Romagna. Quindi, l'organizzazione e la gestione del convegno e degli atti sono state effettuate per la quasi totalità come attività di volontariato, in modo da contenere i costi.

Un grande ringraziamento va, pertanto, ai membri del comitato organizzatore che hanno lavorato con passione ed entusiasmo per la realizzazione del convegno. Tra i membri del comitato scientifico, Alessandro Andreotti, Nicola Baccetti, Lino Casini, Luca Melega, Lorenzo Serra, Fernando Spina, Roberto Tinarelli e Marco Zenatello hanno definito il programma del convegno, selezionato i contributi e invitato relatori e *chairmen*.

Un ringraziamento speciale è dovuto ai membri del comitato editoriale, e in particolare a Franco Roscelli e Marco Zenatello per la tenace e preziosa dedizione.

Roberto Tinarelli – Presidente AsOER

PROGRAMMA

Mercoledì 21 Settembre
Apertura segreteria - Registrazione partecipanti - Allestimento poster

Giovedì 22 Settembre
Sessione "Ecologia"
(Chairmen: Giorgio Malacarne & Diego Rubolini)
Sessione "Comportamento"
(Chairmen: Dimitri Giunchi & Matteo Griggio)
Sessione "Migrazione"
(Chairmen: Leonida Fusani & Lorenzo Serra)
Tavola rotonda "Piano d'Azione per la Gallina prataiola in Italia" (*responsabile Sergio Nissardi*)
Riunione tecnica coordinatori Atlante e validatori Ornitho

Venerdì 23 Settembre
Sessione "Monitoraggio e gestione nei parchi e nei siti Natura 2000"
(Chairmen: Eugenio Dupré & Franca Zanichelli)
Sessione "Ricerca ornitologica applicata: specie, comunità, habitat"
(Chairmen: Giuseppe Bogliani & Jacopo Cecere)
Sessione "Avifauna e attività venatoria"
(Chairmen: Fernando Spina)
Assemblea CISO

Sabato 24 Settembre
Sessione "Risultati e prospettive dei progetti di monitoraggio a scala nazionale"
(Chairmen: Nicola Baccetti & Bruno Massa)
Sessione "Conservazione dell'avifauna in ambiente urbano"
(Chairmen: Marco Dinetti & Alberto Sorace)
Sessione "I CRAS (Centri Recupero Avifauna Selvatica in Italia) "
(Chairmen: Fulvio Fraticelli & Gabriella Vaschetti)
Tavola rotonda "Conservazione e monitoraggio del Fratino in Italia: attività svolte nel 2010-2011" *(responsabile Roberto Tinarelli)*
Tavola rotonda "Il genere *Asio*: evoluzione della distribuzione del Gufo comune e del Gufo di palude in Italia e prospettive per la conservazione" *(responsabile Marco Mastrorilli)*
Tavola rotonda "Il programma EURAPMON per il monitoraggio delle popolazioni di rapaci in Europa" *(responsabile Alessandro Andreotti)*
Tavola rotonda "La Cicogna nera in Italia. Status e problemi di conservazione della popolazione nidificante" *(responsabile Lucio Bordignon)*
Tavola rotonda "Atlanti nazionali" *(responsabile Roberto Lardelli)*
Tavola rotonda "Fotografia naturalistica ed etica" *(responsabile Massimiliano Costa)*
Tavola rotonda "Presentazione Coracias. Gruppo Italiano Ghiandaia Marina. Obiettivi, collaborazioni e strutturazione del gruppo" *(responsabile Angelo Meschini)*
Premiazione concorso di disegno, discussione e approvazione risoluzioni

Domenica 25 Settembre
Gite sociali: Escursione in mare per l'osservazione di uccelli marini - Visita guidata al Centro Naturalistico di San Marino - Visita guidata ai biotopi di Punte Alberete e Valle Mandriole, e parte delle Valli di Comacchio meridionali

INDICE

ECOLOGIA

23 *Mattia Brambilla, Irene Negri, Riccardo Falco & Paolo Pedrini* - Variazioni intra-stagionali nelle preferenze ambientali e nella distribuzione delle specie ornitiche di ambienti agricoli e implicazioni per la conservazione

26 *Letizia Campioni, Maria del Mar Delgado, Rui Lourenço, Giulia Bastianelli, Nestor Fernandez & Vincenzo Penteriani* - Eterogeneità dell'habitat e sesso determinano l'uso dello spazio nelle coppie riproduttrici di Gufo reale *Bubo bubo* (L.) nel sud-ovest della Penisola Iberica

32 *Angelo Meschini, Fabio Scarfò, Alessandro Quatrini, Felice Simmi & Sarah Gregg* - Modelli distributivi, uso dell'habitat riproduttivo e di foraggiamento dell'Averla piccola *Lanius collurio* alla Riserva Naturale del Lago di Vico (Central Italy)

40 *Daniele Bocchiola & Andrea Pirovano* - Impact of climate change upon Black Grouse *Tetrao tetrix* in the Italian Alps

42 *Tommaso Campedelli, Guglielmo Londi, Simonetta Cutini, Andrea Suzzi Valli, Sandro Casali, Riccardo Santolini, Fabio Pruscini & Guido Tellini Florenzano* - Ecologia e distribuzione degli uccelli nella Repubblica di San Marino: l'atlante delle specie nidificanti (2007-2011)

44 *Amalia Castaldi & Gaspare Guerrieri* - Gregarismo, uso dell'habitat e dipendenza dal bestiame nel trofismo dell'Airone guardabuoi *Bubulcus ibis* nel Lazio costiero

46 *Francesco Ceresa, Giuseppe Bogliani, Paolo Pedrini & Mattia Brambilla* - Importanza di elementi marginali del paesaggio rurale nelle preferenze ambientali dell'Averla piccola *Lanius collurio* in un contesto alpino

48 *Enrico Cordiner & Riccardo Di Paola* - Nidificazione di Falco pellegrino *Falco peregrinus* nella città di Perugia

50 *Marco Dragonetti, Fausto Corsi, Fabrizio Farsi, Pietro Giovacchini, Michele Lamberti, Luca Passalacqua, Giacomo Radi & Andrea Santi* - Presenza invernale degli Strigiformi in provincia di Grosseto

52 *Paolo Galasso, Renzo Ientile & Alessandro Andreotti* - Il Pollo sultano *Porphyrio porphyrio* nell'invaso artificiale di Ponte Barca (Paternò - CT)

55 *Gaspare Guerrieri & Amalia Castaldi* - Sovrapposizione spaziale e segregazione ecologica dell'Averla piccola *Lanius collurio* e dell'Averla capirossa *Lanius senator* in un'area di simpatria del Lazio

58 *Gaspare Guerrieri, Umberto de Giacomo & Aleandro Tinelli* - Associazioni boschive e presenza riproduttiva di *Picidae* sedentari in ambienti forestali eterogenei del Lazio costiero

60 *Roberto Guglielmi, Roberto Dell'Orso & Giovanni Carmignani* - Diversità di ornitocenosi nidificanti in due Oasi WWF del Litorale Pisano (PI): un'analisi comparativa

62 *Angelo Meschini & Sarah Gregg* - Caratteristiche strutturali e vegetazionali dei siti riproduttivi di Sterpazzolina comune *Sylvia c. cantillans* in provincia di Viterbo (Central Italy)

65 *Rocco Sorino, Marco Gustin, Giuseppe Giglio, Alberto Sorace & Giuseppe Corriero* - Influenza della struttura dell'habitat e dell'uso del suolo sulla comunità ornitica nei sistemi agro-pastorali del SIC-ZPS Murgia Alta (Puglia, Italia)

COMPORTAMENTO

71 *Francesca Morici, Mauro Mencarelli, Claudio Sebastianelli, Niki Morganti & Gabriele Angeletti* - Aspetti inconsueti nella nidificazione di Fratino *Charadrius alexandrinus* lungo il litorale di Senigallia (Ancona, Marche)

MIGRAZIONE

75 *Rita Ventim, Javier Pérez-Tris, Jaime A. Ramos* - Can hemoparasites identify the origin of migratory Reed Warblers *Acrocephalus scirpaceus* and Great Reed Warblers *A. arundinaceus*?

78 *Gabriele Angeletti, Pierfrancesco Gambelli, Gabriella Malanga, Claudio Sebastianelli, Eniko Anna Tamas, Nemeth Akos & Karcza Zsolt* - Progetto italo - ungherese sulla migrazione del Forapaglie castagnolo Ac*rocephalus melanopogon*

80 *Paola Bressan, Andrea Corso & Marco Mastrorilli* - Considerazioni sulla fenologia del Gufo di palude *Asio flammeus* in Sicilia

82 *Gianpasquale Chiatante, Pietro Chiatante & Simone Todisco* - La migrazione delle Averle in Puglia

84 *Andrea Corso & Marco Gustin* - Raptor migration at Pantelleria Island (Trapani, Sicily): results of "Progetto rapaci migratori – LIPU" 2004-2011

87 *Santino Di Carlo* - La migrazione post riproduttiva del Nibbio bruno *Milvus migrans* nella discarica di Bracciano (Roma, Italia Centrale)

89 *Marco mastrorilli & Paola Bressan* - Influenza delle modifiche ambientali, nel corso di un secolo, nella selezione di possibili aree di sosta migratoria del Gufo di palude *Asio flammeus*

91 *Michele Panuccio, Nicolantonio Agostini & Giuseppe Bogliani* - Mount Olympus: a new raptor migration bottleneck in Northern Greece

94 *Dario Pistone, Massimo Pajoro, Massimo Fabbi, Claudio Bandi, Domenico Conti, Walter Sassi, Paola Magnani. & Matteo Montagna* - Bacterial pathogens in Ticks (*Acarina: Ixodidae*) collected on migratory birds, preliminary results

96 *Simone Tenan, Marco Girardello, Fernando Spina & Paolo Pedrini* - Modellizzazione di trend non lineari: il caso dei migratori in transito sulle Alpi Italiane

MONITORAGGIO E GESTIONE NEI PARCHI E NEI SITI NATURA 2000

101 *Martin Angel Rodriguez* - Monitoraggio dell'avifauna nel Parco Nazionale di Monfragüe e nella zona periferica di protezione (Estremadura - Spagna)

105 *Renato Carini, Silvia Adorni & Claudia Gasparini* - La conservazione della Sterna comune *Sterna hirundo* tramite l'utilizzo di zattere galleggianti

109 *Guido Tellini Florenzano, Guglielmo Londi, Simonetta Cutini & Tommaso Campedelli* - Gli uccelli nidificanti nelle Foreste Casentinesi. Venti anni di Parco Nazionale

117 *Mauro Bernoni & Roberta Latini* - Dati preliminari sulla Coturnice *Alectoris graeca* nel Parco Nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise

124 *Nevio Agostini, Davide Alberti, Mario Bonora, Maurizio Casadei, Carlo Ciani, Pier Paolo Ceccarelli & Stefano Gellini* - Status di alcune specie di rapaci rari nidificanti nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna

126 *Davide Alberti, Nevio Agostini, Mario Bonora, Pier Paolo Ceccarelli, Elena Fabbri, Massimo Milandri & Ettore Randi* - Il Picchio nero *Dryocopus martius* (Linnaeus, 1758): situazione nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna e caratterizzazione genetica delle popolazioni italiane
129 *Antonio Aluigi, Sergio G. Fasano & Roberto Toffoli* - Densità riproduttiva del Succiacapre *Caprimulgus europaeus* in aree della Rete Natura 2000 in Liguria
131 *Rosario Balestrieri, Marcello Giannotti & Ilaria Cammarata* - Interessanti dati ornitologici ottenuti mediante inanellamento scientifico all'Oasi WWF Lago di Conza (AV)
133 *Antonio Borgo* - Effetti a lungo termine della protezione dell'Aquila reale *Aquila chrysaetos*: il caso della popolazione del Friuli Occidentale
136 *Antonio Borgo & Silvano Mario Mattedi* - Habitat di specie e conservazione del Gallo cedrone *Tetrao urogallus* in Friuli Venezia Giulia e nel Parco Naturale Dolomiti Friulane
139 *Mattia Brambilla, Enrico Bassi, Valentina Bergero, Giuseppe Bogliani, Marco Chemollo, G. Matteo Crovetto, Riccardo Falco, Violetta Longoni, Irene Negri, Fabrizio Reginato, Severino Vitulano & Fabio Casale* - Piano per il monitoraggio delle specie di interesse comunitario e conservazionistico in Lombardia
141 *Giuseppe Campanella, Pietro Politi, Andrea Schiavano & Luciana Carotenuto* - Basi teoriche e pratiche per una surveillance a lungo termine dei Picidi: il caso di studio della Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone (VT, Italia Centrale)
144 *Tommaso Campedelli, Guglielmo Londi, Egidio Fulco, Simonetta Cutini & Guido Tellini Florenzano* - Avifauna nidificante in un'area montana della Basilicata
146 *Giovanni Capobianco & Rosario Balestrieri* - Il ruolo ecologico del Lago Matese (CE) nella migrazione di andata per i Passeriformi transahariani, con particolare riferimento alla Rondine *Hirundo rustica* - Risultati preliminari
148 *Stefano Costa, Cinzia Fiorino, Ilario Manfredo & Giuseppe Ranghino* - Censimenti degli uccelli acquatici svernanti nel Lago di Viverone dal 1979 al 2011
150 *Simonetta Cutini, Guglielmo Londi, Tommaso Campedelli, Paolo Bonazzi, Gianpiero Calvi, Enrico Benussi, Alessandro Rucli, Fabrizio Florit & Guido Tellini Florenzano* - Atlante degli uccelli nidificanti nella ZPS IT3341002 "Aree carsiche della Venezia Giulia" (2010-2013), risultati del primo anno
152 *Lorenzo De Lisio, Marco Carafa, Andrea Corso, Davide De Rosa, Mirko Di Marzio, Carlo Fracasso & Anna Loy* - Primi risultati del censimento dell'avifauna in dieci siti della Rete Natura 2000 in Molise
157 *Davide De Rosa, Marco Carafa, Andrea Corso, Lorenzo De Lisio, Mirko Di Marzio & Carlo Fracasso* - Status e distribuzione dei rapaci diurni in dieci siti della Rete Natura 2000 in Molise
160 *Augusto De Sanctis, Yvan Bouroullec, Marie Parachout, Flavia Ranalli, Susana Tapia & Marie Thiberville* - Biologia riproduttiva di Cinciarella, Cinciallegra e Cincia bigia nella Riserva Naturale Regionale e Oasi WWF Gole del Sagittario, Italia Centrale
162 *Fabrizio Florit & Gianluca Rassati* - Distribuzione del Re di quaglie *Crex crex* in Friuli Venezia Giulia in relazione alla rete regionale di aree naturali tutelate

165 *Maurizio Fraissinet* - La ricerca ornitologica nelle aree naturali protette. I lavori ornitologici nelle aree naturali protette dal 1981 al 2010
168 *Lorenzo Gaudiano, Manuel Marra , Ventura Talamo , Rocco Sorino & Giuseppe Corriero* - Contributo alla conoscenza dello status e distribuzione del Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius* nel Parco Nazionale del Gargano (Puglia, Italia)
171 *Paolo Giacchini, Maurizio Saltarelli, Erberto Cecchini, Christian Cavalieri & Chiara Tagnani* - L'Airone cenerino *Ardea cinerea*, nella provincia di Pesaro e Urbino: il caso della garzaia di Calmazzo
173 *Dalila Giacobbe & Salvatore Restivo* - Avvistamento di Pollo sultano *Porphyrio porphyrio* durante il monitoraggio dell'avifauna acquatica nella R.N.O. "Laguna di Capo Peloro" (ME)
175 *Carlo Giannella & Raffaele Gemmato* - Risultati di tre anni (2009-2011) di monitoraggio nella Zona a Protezione Speciale 404014 - Valli Mirandolesi
177 *Carlo Giannella & Raffaele Gemmato* - Risultati di tre anni (2009-2011) di monitoraggio nella Zona a Protezione Speciale 404018 - Le Meleghine
179 *Riccardo Groppali, Idrissa Ndiaye & Boucar Ndiaye* - avifauna e biodiversità nel Senegal Settentrionale: importanza internazionale del Parco Djoudj
181 *Daniele Iavicoli, Carmine Romano, Stefano Laurenti & Giuseppina Lombardi* - Ciclo annuale della comunità ornitica in un agroecosistema della Rete Natura 2000
183 *Stefano Laurenti* - Dieci anni di censimenti mensili al Lago di Alviano (TR): prime analisi e considerazioni
185 *Mario Lo Valvo, Alberto Sorace & Gabriele Giacalone* - Censimento di Coturnice di Sicilia nella ZPS ITA010029 Monte Cofano, Capo San Vito e Monte Sparagio
188 *Mario Lo Valvo, Alberto Sorace, Francesco Adragna & Gabriele Giacalone* - Avifauna nidificante nella ZPS ITA010029 Monte Cofano, Capo San Vito e Monte Sparagio (Trapani)
191 *Guglielmo Londi, Tommaso Campedelli, Simonetta Cutini, Enrico Benussi, Andrea Pirovano, Umberto Fattori & Guido Tellini Florenzano* - Monitoraggio della popolazione di *Picus canus, Dryocopus martius* e *Picoides tridactylus* nella ZPS IT3321001 "Alpi Carniche"
193 *Rosario Mascara* - Nidificazione di *Falconiformes* e valore ornitologico dei siti di Rete Natura 2000 della provincia di Caltanissetta
195 *Niki Morganti, Mauro Mencarelli & Francesca Morici* - Check-list dell'avifauna nell'area floristica protetta di Montedoro (Senigallia, AN - Marche)
198 *Mariella Nicastro, Giampiero Calvi, Andrea Galimberti, Francesco Ornaghi, Dante Spinelli & Matteo Barattieri* - I SIC del Parco Regionale della Valle del Lambro: indagini avifaunistiche e piani di gestione
200 *Massimo Pellegrini, Augusto De Sanctis, Tiziana Altea, Claudio Allegrino, Stefano Civitarese, Nicoletta Di Francesco, Mirko Di Marzio, Luciano Di Tizio, Marco Liberatore, Vanessa Ponziani & Filomena Ricci* - Il monitoraggio del Nibbio reale *Milvus milvus* nella Rete Natura 2000 della Regione Abruzzo
203 *Giulio Piras , Stefano Bottazzo & Aldo Tonelli* - Indagine sulla nidificazione del Falco pellegrino *Falco peregrinus* nel Parco Regionale dei Colli Euganei

205 *Andrea Pirovano, Roberto Sacchi, Anna Vidus Rosin, Giorgio Trespioli & Guido Pinoli* - Monitoraggio e selezione dell'habitat del Succiacapre *Caprimulgus europaeus* nel Parco Pineta di Appiano Gentile - Lombardia
207 *Alessandro Quatrini , Fabio Scarfò & Marzio Zapparoli* - Progetto atlante degli uccelli nidificanti nella Riserva Naturale Regionale Lago di Vico (Lazio, Viterbo): sintesi dei risultati
210 *Andrea Rocco & Tarcisio Zorzenon* - Attività di inanellamento nella Riserva Naturale Regionale della Valle Cavanata (Grado - Friuli Venezia Giulia). Primi dati e prospettive future
212 *Andrea Rocco & Paolo Utmar* - Isolotti artificiali: sviluppo di una colonia di Larolimicoli *Charadriformes* nella Riserva Naturale Regionale della Valle Cavanata, Grado, Friuli Venezia Giulia
214 *Flavio Roppa, Lino Casini, Gabriele Facchin, Fabrizio Florit & Lorenzo Serra* - Composizione quali-quantitativa dell'avifauna acquatica di due cicli annuali nel complesso di zone umide costiere del Friuli Venezia Giulia
216 *Giovanni Salvo* - La Valle dei Templi di Agrigento: parco archeologico ma anche ornitologico
219 *Giovanni Salvo* - L'avifauna nidificante e svernante nella Riserva Naturale di Torre Salsa (Agrigento)
223 *Francesco Scarton, Francesco Mezzavilla & Emiliano Verza* - Andamenti recenti degli Ardeidi nidificanti nella Regione Veneto: anni 1998-2010
226 *Maurizio Sighele* - L'avifauna della ZPS "Basso Garda" inclusa nella "Direttiva Uccelli"
229 *Cecilia Soldatini, Yuri V. Albores-Barajas, Cristina Dabalà, Patrizia Torricelli & Natale Emilio Baldaccini* - Trade off tra esigenze di conservazione di siti Natura 2000 e il monitoraggio dei cantieri del MOSE
232 *Alberto Sorace, Corrado Battisti, Emanuela Lorenzetti, Marzia Mirabile, Paolo Monti, Stefano Petrella, Daniele Taffon, Corrado Teofili & Marco Trotta* - L'atlante degli uccelli nidificanti nella Riserva Naturale di Decima Malafede
235 *Marco Trotta* - La comunità ornitica invernale in ambiente di macchia mediterranea nella Riserva Naturale di Decima-Malafede: analisi dei dati 2000-01/2010-11
237 *Emiliano Verza, Francesco Scarton, Mauro Bon & Danilo Trombin* - Confronto dei popolamenti di specie acquatiche di interesse conservazionistico nidificanti nel complesso Laguna di Venezia - Delta del Po (Veneto)
240 *Andrea Viganò & Luca Moiana* - PLIS e conservazione dell'avifauna: il Parco del Bosco del Rugareto (VA - MI)

RICERCA ORNITOLOGICA APPLICATA: SPECIE, COMUNITÀ, HABITAT

249 *Clara Tattoni & Paolo Pedrini* - Ruolo dei dati LiDAR nell'elaborazione di modelli di idoneità ambientale per l'avifauna
255 *Guido Ceccolini, Anna Cenerini, Matteo Baini, Valentina Falchi, Luca Passalacqua & Sergio Vignali* - Restocking del Nibbio reale *Milvus milvus* in Toscana meridionale. Metodi e primi risultati

261 *Guglielmo Londi, Tommaso Campedelli, Simonetta Cutini & Guido Tellini Florenzano* - Stima dell'impatto cumulativo di una serie di impianti eolici: un caso di studio nella Toscana centrale
268 *Paolo Pedrini, Mattia Brambilla, Franco Rizzolli, Clara Tattoni & Valeria Fin* - Il Re di quaglie *Crex crex* in Trentino e il PSR provinciale: dalla ricerca ornitologica alla definizione di misure agroambientali per la tutela di una specie minacciata
273 *Marco Armanini, Mauro Buganza, Roberta Chirichella, Simonetta Chiozzini, Andrea Mustoni, Filippo Zibordi & Ruggero Giovannini* - Dalla caratterizzazione ambientale delle arene di canto del Gallo cedrone *Tetrao urogallus* all'individuazione di nuove strategie di conservazione
278 *Valeria Amatiello & Laurent Sonet* - I nidi artificiali per il Gheppio *Falco tinnunculus* nel Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo
281 *Jacopo Angelini* - Status del Gracchio corallino *Pyrrhocorax pyrrhocorax* e del Gracchio alpino *Pyrrhocorax graculus* nella Regione Marche-Italia Centrale
283 *Enrico Bassi, Radames Bionda, Paolo Trotti, Mariagrazia Folatti & Maria Ferloni* - Mitigazione dell'impatto delle linee elettriche per la conservazione del Gufo reale *Bubo bubo* in provincia di Sondrio
286 *Paolo Becciu, Bruno Massa & Giacomo Dell'Omo* - Variazione della massa corporea nella Berta maggiore *Calonectris diomedea* durante la riproduzione a Linosa
289 *Roberto Biello, Giorgio Riccarducci, Antonio De Marco & Valerio Sbordoni* - Genetic characterization of a captive stock of Eurasian Eagle-Owl *Bubo bubo*
292 *Massimo Biondi, Loris Pietrelli & Roberto Scrocca* - Parametri riproduttivi del Corriere piccolo *Charadrius dubius* nidificante in aree industriali della provincia di Roma
295 *Massimo Biondi, Loris Pietrelli, Angelo Meschini , Roberto Scrocca & Stefano De Vita* - Lo svernamento dell'Occhione *Burhinus oedicnemus* nel Lazio: dati preliminari (2005-2011)
298 *Marco Bonanni, Carlo Catoni & Giacomo Dell'Omo* - Il Gabbiano reale *Larus michahellis*: da uccello marino a pendolare urbano. Uno studio con registratori GPS a Roma
301 *Piero Bonvicini* - Prime analisi sulla popolazione di uccelli acquatici svernanti nella provincia di Como
304 *Lucio Bordignon & Marcello Grussu* - Incrementare le popolazioni degli uccelli tramite la ricostruzione dell'ambiente: il caso della miniera di Monte Mamas a Florinas (SS - Sardegna)
306 *Massimo Brunelli & Stefano Sarrocco* - Aspetti di biologia riproduttiva e status del Falco pellegrino *Falco peregrinus* nel Lazio
308 *Alessandra Buscemi & Paola Tuccinardi* - Stima della popolazione di Cornacchia grigia nidificante nella Riserva di Decima Malafede
311 *Alessandra Buscemi & Paola Tuccinardi* - Sperimentazione di tre metodi per limitare i danni in agricoltura provocati dalla Cornacchia grigia in un'area protetta di Roma-Natura
314 *Sandro Casali & Andrea Suzzi Valli* - Il Passero solitario *Monticola solitarius* nella Repubblica di San Marino

316 *Sandro Casali, Claudio Lotti, Stefano Longhi, Andrea Suzzi Valli, Glauco Busignani & Davide Santi* - Nidi e rifugi artificiali a tutela del biologico e della biodiversità a San Patrignano
318 *Pier Paolo Ceccarelli & Stefano Gellini* - Atlante degli uccelli nidificanti nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (2004-07)
321 *Filippo Ceccolini, Fausto Barbagli & Guido Tellini Florenzano* - L'avifauna di un'area umida artificiale in provincia di Arezzo: le vasche abbandonate dello zuccherificio di Castiglion Fiorentino
324 *Roberto Ceccucci, Jacopo Angelini, Mauro Mencarelli , Niki Morganti & Francesca Morici* - Svernamento di *Circus cyaneus* lungo la Valcesano (Marche)
326 *Pietro Chiatante & Gianpasquale Chiatante* - Svernamento di Piviere tortolino *Charadrius morinellus* in Puglia
328 *Alberto Chiti Batelli & Barbara Cursano* - Stima delle possibili collisioni degli uccelli in un impianto eolico. Proposte per una uniformità di applicazione in Italia
331 *Alberto Chiti Batelli & Barbara Cursano* - Monitoraggio dell'avifauna per un impianto eolico in progetto. Proposte per una uniformità di applicazione in Italia
333 *Andrea Corso & Marco Gustin* - L'avifauna dell'Isola di Pantelleria (TP): note sulle specie nidificanti di recente colonizzazione
335 *Vincenzo Costantini, Antonio Ciro Guaricci, Guido Ceccolini, Anna Cenerini, Alessandro Andreotti & Giovanni Michele Lacalandra* - Determinazione genetica neonatale del sesso da membrana testacea nel Capovaccaio *Neophron percnopterus* per programmi di conservazione *ex situ*
337 *Maria Crespi, Alessandra Gagliardi, Rosa De Marco, Eugenio Carlini, Alberto Tenconi & Guido Tosi* - Il monitoraggio dei Corvidi in provincia di Lodi
339 *Simonetta Cutini ,Egidio Fulco, Tommaso Campedelli, Guglielmo Londi & Guido Tellini Florenzano* - Monitoraggio della comunità ornitica in un'area calanchiva della Basilicata
342 *Elisabetta de Carli, Lia Buvoli, Gianpiero Calvi, Laura Cucè, Lorenzo Fornasari & Vittorio Vigorita* - Indicatori di qualità ambientale in ambiente agricolo: il *Farmland Bird Index* in Lombardia
345 *Lorenzo De Lisio, Andrea Corso, Marco Carafa & Davide De Rosa* - Trend della popolazione nidificante di Lanario *Falco biarmicus feldeggii* e Pellegrino *Falco peregrinus brookei* in Molise e dati sulle interazioni interspecifiche
348 *Davide De Rosa, Lorenzo De Lisio, Stefano Mazzoleni & Assunta Esposito* - Censimento dell'avifauna nidificante nella Serra del Corticato (SA) in un'area sottoposta alla pratica del fuoco prescritto
351 *Sergio G. Fasano & Antonio Aluigi* - Variazioni interannuali ed interstagionali nella densità della Magnanina comune *Sylvia undata* nel Parco del Beigua e nella ZPS Beigua-Turchino (GE-SV)
354 *Antonio Fasciolo, Monica Blasi, Bruno Massa & Giacomo dell'Omo* - Spostamenti di foraggiamento delle Berte maggiori nidificanti nelle Isole Eolie
357 *Viviana Ferrazzi, Ana Moreno, Daniele Gallazzi & Guido Grilli* - Monitoraggio sanitario del Cormorano P*halacrocorax carbo sinensis* in provincia di Varese

360 *Mauro Ferri, Fausto Minelli, Mauro Villani, Stefano Sirotti, Giuseppe Rossi, Romano Benassi, Carlo Giannella & Barbara Contiero* - Variazioni nel numero di nidiate di Rondone comune *Apus apus* in una rondonara storica, nel Parco dei Sassi di Roccamalatina (Guiglia, MO), nel periodo 1991-2011
362 *Alessio Franceschi, Emiliano Arcamone, Roberto Mainardi & Enrico Meschini* - Uccelli acquatici nidificanti in ambienti artificiali: l'esempio del porto di Livorno
365 *Egidio Fulco* - Densità riproduttiva del Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius* in una cerreta della Basilicata e rapporti di abbondanza con le altre specie di *Piciformes*
367 *Egidio Fulco, Matteo Visceglia & Antonio Sigismondi* - Censimento di *roost* invernali del Nibbio reale *Milvus milvus* in Basilicata. Dati preliminari
370 *Angela Gaggi & Andrea Maria Paci* - Dieta invernale del Gufo comune *Asio otus* in un'area dell'Umbria (Montefalco, Italia Centrale)
373 *Alessandra Gagliardi, Eugenio Carlini, Barbara Chiarenzi, Laura Cucè, Silvia Macchi, Adriano Martinoli, Elisa Masseroni, Damiano Preatoni, Martina Spada, Vittorio Vigorita, Lucas Wauters & Guido Tosi* - I Galliformi alpini in Lombardia: risultati dei primi due anni di monitoraggio su scala regionale
377 *Alessandra Gagliardi, Simone De Tomasi, Silvia Gandolla, Adriano Martinoli, Damiano Preatoni, Lucas Wauters, Guido Tosi & Roberto Lardelli* - Caratterizzazione dei *roost* di cormorano *Phalacrocorax carbo* nella regione insubrica e analisi delle strategie alimentari
380 *Riccardo Groppali* - Avifauna, coltivazioni e paesaggio agrario in cinque aziende pavesi
382 *Marco Gustin, Michele Bux, Pino Giglio, Marcello Grussu, Maurizio Sarà, Laura Zanca; Rosario Mascara, Stefania Caterina Pellegrino & Maurizio Ravasini* - Aggiornamento delle conoscenze sul Grillaio *Falco naumanni* in italia. Presentazione del Gru.Gri. (Gruppo Grillaio Italia)
385 *Alfonso Lenzoni, Michele Sorrenti, Mario Spagnesi & Giancarlo Mariani* - Risultati dei censimenti mensili degli uccelli acquatici nell'oasi di Canneviè-Porticino
387 *Cristiano Liuzzi & Giuseppe La Gioia* - Indagine preliminare sulla composizione dei gruppi di grandi Laridi svernanti in Puglia
390 *Stefano Lo Presti, Lorenza Panunzi, Elisabetta de Carli, Lia Buvoli, Alberto Sorace, Francesco Luci, Alessandra Timarco, Laura Cucè & Vittorio Vigorita* - Valutazione delle misure agroambientali del PSR Lombardia a favore della biodiversità
393 *Marco Mastrorilli, Alice Cipriani, Paola Bressan & Silvia Gariboldi* - Ciclo ornitico annuale in un comprensorio agricolo e collinare in Val Tidone (Piacenza)
395 *Mauro Mencarelli, Niki Morganti & Francesca Morici* - Atlante faunistico del Comune di Senigallia (AN): utilizzo del B.B.S. nel monitoraggio dell'avifauna
397 *Francesco Mezzavilla, Andrea Favaretto, Francesco Scarton & Ugo Battistella* - Monitoraggio invernale di Cigno reale *Cygnus olor*, Tuffetto *Tachybaptus ruficollis*, Gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* e Folaga *Fulica atra* nel fiume Sile. Anni 1999-2011

399 *Fausto Minelli, Mauro Ferri, Mauro Villani, Stefano Sirotti, Giuseppe Rossi & Romano Benassi* - Attività di inanellamento in colonie di Rondone comune *Apus apus* in tre rondonare artificiali storiche nell'area del Parco Regionale dei Sassi di Roccamalatina (Modena), 1991-2011

401 *Niki Morganti, Pierfrancesco Gambelli, Mauro Mencarelli , Francesca Morici & Claudio Sebastianelli* - Gli uccelli svernanti lungo il litorale di Senigallia (AN)

403 *Francesca Morici, Mauro Mencarelli & Niki Morganti* - Avifauna nidificante del basso corso del fiume Cesano (Marche)

405 *Sergio Nissardi, Carla Zucca, Cristiano Pontecorvo & Mauro Casti* - Piano d'azione per la conservazione della Gallina prataiola *Tetrax tetrax* e dei suoi habitat in Sardegna

407 *Sergio Nissardi & Carla Zucca* - Risultati del primo censimento completo dei maschi territoriali di Gallina prataiola *Tetrax tetrax* in Sardegna (2009-2011)

409 *Paolo Pedrini, Clara Tattoni, Franco Rizzolli & Mattia Brambilla* - Ricchezza potenziale di specie nelle aree agricole del Trentino

411 *Paolo Perna, Riccardo Santolini, Claudio Zabaglia, Nicola Felicetti, Giovanni Pasini & Fabio Pruscini* - Analisi dell'ornitofauna della Regione Marche propedeutica alla realizzazione della rete ecologica (REM)

414 *Nadia Pieretti & Almo Farina* - Bird song and airplane noise: the soundscape approach

415 *Roberto Pollo, Luigi Bazzani, Elvio Balasso, Cristina Vicenzi,Francesco Sestili & David Birchall* - Tassi di sopravvivenza e dinamica di popolazione dell'Usignolo di fiume *Cettia cetti* nella Palude Brusà - Vallette (VR)

417 *Gianluca Rassati* - Comparison between two methods used to census the *Picidae*

419 *Gianluca Rassati* - Expansion of the range of the Ural Owl *Strix uralensis* in Italy

421 *Fabio Saporetti, Silvio Colaone, Walter Guenzani & Tonino Zarbo* - Habitat e biologia riproduttiva del picchio nero *Dryocopus martius* in provincia di Varese (Lombardia)

423 *Dino Scaravelli, Pamela Priori, Raimondo Testoni, Claudio Ibba, Mauro Tremolada & Stefano Gellini* - Comunità ornitica nidificante in siti alterati della Sardegna

424 *Massimiliano Scotti & Jacopo Angelini* - Check-list dell'avifauna nidificante, migratrice e svernante come strumento base per la conservazione e la gestione della comunità ornitica del Parco Gola della Rossa e di Frasassi (AN) Italy

427 *Claudio Sebastianelli, Mauro Mencarelli, Niki Morganti & Francesca Morici* - Nidificazione di Fratino *Charadrius alexandrinus* lungo il litorale di Senigallia (AN - Marche): alcuni parametri riproduttivi

430 *Claudio Sebastianelli, Gabriele Angeletti, Costanza Matricardi, Nazzareno Polini, Maurizio Fusari, Giorgio Marini, Mauro Mencarelli, Niki Morganti, Francesca Morici & Mina Pascucci* - Primi dati sull'inanellamento di individui di Fratino *Charadrius alexandrinus* nelle Marche

433 *Alberto Sorace, Stefano Lo Presti, Francesco Luci, Lorenza Panunzi, Luca Sattin, Maurizio Sighele, Alessandra Timarco & Danilo Trombin* - Valutazione delle misure agroambientali del PSR Veneto a favore della biodiversità.

435 *Marco Trotta* - Dati preliminari sul successo alimentare di Pavoncella *Vanellus vanellus* e Piviere dorato *Pluvialis apricaria* in periodo invernale nel Parco Nazionale del Circeo (Lazio, Italia Centrale)
437 *Giuseppe Vecchio, Francesca Oliviero, Marco Bagliacca, Riccardo Petrini & Daniele Scarselli* - Realizzazione di miglioramenti ambientali con l'impiego di wild flowers in provincia di Pisa
441 *Marta Visentin, Alberto Sorace, Renzo Ientile & Alberto Fanfani* - Specie a priorità di conservazione presenti in alcuni campi da golf italiani

AVIFAUNA E ATTIVITÀ VENATORIA

445 *Michele Sorrenti, Gabriele Fasoli & Alfonso Lenzoni* - Il prelievo venatorio di anatidi in Italia
450 *Enrico Bassi, Maria Ferloni, Alessandro Gugiatti, Luca Pedrotti, Mauro Di Giancamillo & Guido Grilli* - Il rischio di saturnismo negli uccelli necrofagi in relazione alle attuali modalità di caccia degli Ungulati
458 *Alfonso Lenzoni & Michele Sorrenti* - Stime del Porciglione in due aree umide della Regione Toscana mediante studio dei carnieri e relazione con alcuni parametri meteorologici
461 *Michele Sorrenti & Alfonso Lenzoni* - Andamento del prelievo di Pavoncelle da parte di cacciatori specialisti in Italia
463 *Roberto Tinarelli, Renzo Ientile, Mario Lo Valvo & Francesco Velatta* - Effetti dell'attività venatoria sugli uccelli acquatici in tre aree italiane

RISULTATI E PROSPETTIVE PROGETTI DI MONITORAGGIO A SCALA NAZIONALE

473 *Marco Gustin, Mattia Brambilla, Claudio Celada* - Valutazione dello stato di conservazione dell'avifauna nidificante in Italia
478 *Fabrizio Borghesi, Alessandro Andreotti, Nicola Baccetti, Nicola Bianchi, Manfred Birke, Francesca Migani & Enrico Dinelli* - Valutazione della biodisponibilità di metalli ed elementi potenzialmente tossici mediante l'analisi delle penne di Fenicottero *Phoenicopterus roseus* di sei colonie del Mediterraneo
483 *Stefano Volponi & il Gruppo di Lavoro "Colonie Cormorani in Italia"* - Censimento nazionale delle colonie di Cormorano *Phalacrocorax carbo sinesis*: Anno 2011

CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA IN AMBIENTE URBANO

489 *Maurizio Fraissinet* - Conservazione dell'avifauna in ambiente urbano. Uno sguardo d'insieme
491 *Alberto Cardillo, Michele Cento, Steven Hueting & Fulvio Fraticelli* - Atlante degli uccelli di Roma in inverno (2007-2011)
494 *Mauro Ferri* - La tutela delle ultime rondonare e passerere artificiali storiche, tra eredità storico-architettoniche e suggerimenti gestionali per la conservazione e le attività di ricerca su Rondoni *Apus sp.* e Passeri *Passer sp.*
500 *Antonio Gelati, Mauro Ferri, Maurizio Ferraresi, Andrea Domenichini, Giuseppe Zannetti, Luca Ravizza & Rossella Cadignani* - Esclusione selettiva del Colombo dalle buche pontaie degli edifici storico-monumentali, a vantaggio di Rondoni comuni *Apus apus* e Chirotteri *Chiroptera*

506 *Matteo Barattieri, Gaetano Nava, Raffaella Sala, Luigi Villa, Luigi D'Amato, Paolo Rovelli & Dario Porta* - La Vasca Volano: oasi naturalistica in ambiente perturbano. Un progetto tra conservazione, riqualificazione del territorio e didattica in Agrate Brianza (MB)
510 *Maria F. Caliendo, Lucilla Fusco & Valerio Mele* - Analysis of the bird community before and after a dump opening in the Park of Naples Hills (South Italy)
513 *Maria F. Caliendo, Maria Giuseppa Di Matteo, Milena de Stefano & Lucilla Fusco* - Studio dell'ornitofauna nel biennio 2009-2011 in un comune limitrofo al termovalorizzatore di Acerra (NA)
516 *Roberto Guglielmi* - Probabili fattori influenzanti il successo riproduttivo nella colonia di Taccole *Corvus monedula* di Vicopisano (PI): risultati preliminari
518 *Federico Morelli, Yanina Benedetti, Nadia Pieretti & Almo Farina* - Biodiversità ornitica nella città di Urbino - Il ruolo degli spazi edificati
522 *Giulio Piras & Carlotta Fassina* - Un intervento di restauro rispettoso della colonia di Rondone *Apus apus* presente
524 *Francesco Sottile, Giuseppe Arcidiacono, Domenico Bevacqua, Giuseppe Camelliti, Paolo Bulzomì & Antonio Mancuso* - Indagine preliminare sulla presenza della Tortora dal collare *Streptopelia decaocto* in Calabria

I CRAS IN ITALIA

529 *Alessia Mariacher, Riccardo Gherardi, Marco Mastrorilli & Davide Melini* - Sopravvivenza di Gufo comune A*sio otus* e Allocco *Strix aluco* ricoverati nei CRAS
535 *Michele Benfatto & Paolo Vasca* - Centri per il recupero della fauna selvatica, l'importanza dei monitoraggi post-liberazione nell'avifauna; inanellamento scientifico e radiotraking. Risultati preliminari di otto anni di attività del C.R.F.S. della Provincia di Gorizia.
542 *Nicola Maggi, Chandra Brondi, Viviana Stanzione, Alessio Franceschi, Renato Ceccherelli, Riccardo Gherardi & Gianluca Bedini* - Gestione e successive osservazioni in natura di giovani di Gabbiano reale *Larus michahellis* nati nella stagione riproduttiva 2010, ricoverati presso il Centro Recupero Uccelli Marini e Acquatici di Livorno e rilasciati con anelli colorati in PVC
547 *Michele Benfatto, Paolo Vasca, Damiano Barade &, Stefano Pesaro* - Centro per il Recupero della Fauna Selvatica della Provincia di Gorizia, esperienze di chirurgia veterinaria su alcuni esemplari di avifauna e successo reintroduttivo post-liberazione.
549 *Matias Conoscente & Eleonora Gallo* - Studio dei dati relativi agli individui del genere *Apus* ricoverati presso il Centro Recupero Animali Selvatici di Bernezzo (Cuneo)
552 *Fabio Dall'Osso & Dino Scaravelli* - Primo soccorso a Faenza: 10 anni di attività
554 *Guido Grilli, Stefano Raimondi, Andrea Franchi, Luigi Migliavacca, Francesca Ciccarelli, Viviana Ferrazzi & Marco Rondena* - Reperti autoptici e di laboratorio eseguiti su avifauna proveniente dal C.R.A.S. di Vanzago nell'anno 2010
556 *Mina Pascucci & Monica Barcaioni* - Recupero dell'avifauna nella provincia di Macerata durante il decennio 2000-2010. Analisi dei dati

560 *Stefano Raimondi, Luigi Migliavacca, Viviana Dall'Ora, Andrea Longo & Guido Grilli* - Analisi dei ricoveri presso il C.R.A.S. di Vanzago (MI) negli anni 2000-2010
562 *Sergio Tralongo & Massimo Salvarani* - Il contributo dei Centri recupero animali selvatici alla ricerca ornitologica

ARGOMENTI VARI

567 *Rosario Balestrieri, Francesco Riccio, Massimo Sacchi, Silvio D'Alessio & Giuseppe Monaco* - I rapaci notturni in un area campione della provincia di Campobasso (risultati preliminari)
570 *Marco Basso & Ferruccio Lucio Panzarin* - Primo insediamento di due colonie di Gabbiano corallino *Larus melanocephalus* in laguna di Venezia
572 *Francesca Buoninconti, Marco Basile & Maurizio Fraissinet* - Monitoraggio della nidificazione della Cicogna nera *Ciconia nigra* in Campania nel biennio 2010-2011
575 *Giovanni Capobianco, Rosario Balestrieri & Ottavio Janni* - Monitoraggio della prima nidificazione accertata di Airone cenerino *Ardea cinerea* in Campania
577 *Mario Cozzo, Gerolamo Ferro, Guido Giovara & Domenico Marinetto* - La stazione di inanellamento invernale del Centro di Recupero per la Fauna Selvatica della Provincia di Asti: primi risultati
580 *Edo D'Agaro & Marco Cimolino* - Sessaggio di alcune specie di uccelli (Pettirosso *Erithacus rubecula* e Beccafico *Sylvia borin*) con un metodo molecolare
582 *Nunzio Grattini, Daniele Longhi & Achille Peri* - Roost collettivi invernali di Gazza *Pica pica* in provincia di Mantova
584 *Cristiano Liuzzi, Simone Todisco & Fabio Mastropasqua* - Dati preliminari sulla nidificazione di Fratino *Charadrius alexandrinus* lungo il litorale sud di Bari (Puglia)
586 *Giuseppe Lucia, Michele Panuccio, Nicolantonio Agostini & Giuseppe Bogliani* - A two-year study of wintering raptors in Basilicata (Southern Italy)
588 *Giorgio Marini & Costanza Matricardi* - Il Gabbiano reale *Larus michahellis* e comune *Chroicocephalus ridibundus* in provincia di Ascoli Piceno
591 *Rosario Mascara* - Stato dell'Aquila di Bonelli *Hieraaetus fasciatus* nella Sicilia centro-meridionale
593 *Danila Mastronardi & Elio Esse* - Primi dati sull'avifauna degli ambienti costieri di Cuma (Campi Flegrei - NA)
596 *Angelo Nardo & Francesco Mezzavilla* - Progetto atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nel comune di Treviso 2010-2011
599 *Angelo Nardo & Ursula Martina Veken* - Le comunità ornitiche in cinque città venete - Analisi comparativa
602 *Salvatore Restivo & Dalila Giacobbe* - La collezione ornitologica del Distaccamento Forestale di Colle S. Rizzo (Messina), patrimonio del Corpo Forestale della Regione Siciliana
605 *Cristina Rieppi, Michele Benfatto, Stefano Pesaro & Stefano Filacorda* - Lesioni predatorie e consumi alimentari su predazioni di Aquila reale *Aquila chrysaetos*

607 *Alessio Rivola* - Specie alloctone o introdotte in Roma, inverni 2008-2011
609 *Franco Roscelli* - La bibliografia ornitologica parmense 1772-2010
611 *Valentina Satta, Santino Cherchi, Andrea Rotta, Mirko Ugo, Angela Pira, Sergio Nissardi, Giovanna Spano, Augusto Navone, Sara Succu, Fiammetta Berlinguer, Giovanni G Leoni & Salvatore Naitana* - Analisi genetica delle colonie di Marangone dal ciuffo *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* presenti nel nord/est della Sardegna
613 *Fabio Scarfò, Riccardo Caccia, Marco Gasponi, Roberto Orlandini, Tito Pelliccioni & Paolo Verucci* - Check-list dell'avifauna della Riserva Naturale Regionale Monterano (Lazio)
616 *Roberto Scrocca, Massimo Biondi, Loris Pietrelli & Angelo Meschini* - Limicoli nidificanti in ambienti antropizzati della provincia di Roma (2008-2010)
618 *Rosa Termine* - Nidificazione di Pollo sultano *Porphyrio porphyrio* (Linnaeus, 1758) nella Riserva Naturale Speciale del Lago di Pergusa, Enna
620 *Lorenzo Vanni, Natale Emilio Baldaccini, Vito Mazzarone, Ilaria Gemelli, Giuseppe Vecchio & Dimitri Giunchi* - Colombi urbani e agricoltura: il caso della provincia di Pisa

APPENDICI

625 La Cicogna nera in Italia. Status e problemi di conservazione della popolazione nidificante
629 Tavola rotonda "Etica della fotografia naturalistica"
634 Risoluzione sul bando del piombo nelle munizioni da caccia
635 Tavola rotonda "Il monitoraggio delle popolazioni di uccelli da preda"
637 Tavola rotonda "Piano d'azione per la Gallina prataiola in Italia"
640 Risoluzione sul ruolo scientifico dei centri recupero dell'avifauna selvatica
641 Tavola rotonda sulla conservazione dell'avifauna in ambiente urbano
642 Risoluzione sulla salvaguardia delle torri rondonaie e passerere
644 Tavola rotonda "Presentazione Coracias - Gruppo Italiano Ghiandaia Marina"
647 Indice degli autori

Sessione prima

ECOLOGIA

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

VARIAZIONI INTRA-STAGIONALI NELLE PREFERENZE AMBIENTALI E NELLA DISTRIBUZIONE DELLE SPECIE ORNITICHE DI AMBIENTI AGRICOLI E IMPLICAZIONI PER LA CONSERVAZIONE

MATTIA BRAMBILLA[1,2], IRENE NEGRI[2], RICCARDO FALCO[2] & PAOLO PEDRINI[1]

[1]Museo delle Scienze, Sezione di Zoologia dei Vertebrati, Via Calepina 14, 38122 Trento, brambilla.mattia@gmail.com; [2]Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore biodiversità e aree protette, Piazza Diaz 7, 20123 Milano

Key Words: conservation; *Crex crex*; elevation; habitat association; farmland birds; mid-season; Passeriformes

Summary *A poorly investigated topic in bird conservation is the intra-seasonal variation of ecological needs and distribution of multi-brooded species. Changes in ecological conditions taking place during the breeding season could affect habitat selection, especially in species occurring along an altitudinal gradient and/or occupying habitats undergoing large modifications. We believe that farmland species in hilly/mountain areas might be especially involved and this focused on species breeding in this kind of landscapes. We combined habitat selection studies and analyses of intra-seasonal variation in local abundance, considering them as a function of habitat type, period and elevation, for corncrake, woodlark, skylark, cirl and corn bunting. Significant within-season changes in habitat association, mean elevation and/or local abundance were found in all species. Simulations and trend assessments showed how monitoring and conservation plans based on ecological requirements of a single brood may be insufficient for those species performing intra-seasonal ecological and/or distributional shifts.*

Nella conservazione dell'avifauna, la variazione intra-stagionale delle esigenze ecologiche e della distribuzione locale delle specie, dovute ai cambiamenti nelle condizioni ecologiche che avvengono durante la stagione riproduttiva, rappresenta un elemento poco considerato ma potenzialmente rilevante (Brambilla & Rubolini, 2009; Gilroy *et al.*, 2010). Tuttavia, diversi esempi suggeriscono un potenziale ruolo di rilievo nel determinare ecologia e distribuzione locale per le specie che depongono due o più covate per anno. Esempi in tal senso sono stati riportati per l'allodola *Alauda arvensis* (Wilson, 1997; Eraud & Boutin, 2002; Donald *et al.*, 2002), la cutrettola *Motacilla flava* (Stiebel, 1997; Gilroy *et al.*, 2010; Kragten, 2011), la ballerina gialla *Motacilla cinerea* (Klemp, 2003), il ciuffolotto *Pyrrhula pyrrhula* (Newton, 2000).

Le specie che si rinvengono in ambienti soggetti a grandi variazioni (es. ambienti agricoli) o lungo gradienti altitudinali possono essere particolarmente interessate da questo fenomeno. Abbiamo perciò analizzato alcune specie di ambienti agricoli in aree collinari e montane che ospitano importanti popolazioni di interesse conservazionistico ed hanno un clima sufficientemente mite da consentire a molte specie di deporre più di una covata per anno.

In una serie di differenti studi condotti su specie agricole su Alpi e Appennini, abbiamo associato studi di selezione dell'habitat ad analisi della variazione intra-stagionale dell'abbondanza delle specie target, in funzione di tipologie di habitat, periodo della stagione e quota, selezionando come specie target re di quaglie *Crex crex*, allodola, tottavilla *Lullula arborea*, zigolo nero *Emberiza cirlus* e strillozzo *Emberiza calandra*.

Area di studio e Metodi

Gli studi di campo utilizzati all'interno del presente lavoro sono stati svolti in Trentino, dove sono stati condotti censimenti dei maschi cantori di re di quaglie all'interno di sei aree campione distribuite presso le principali estensioni di ambienti prativi della provincia, in provincia di Piacenza (Valtrebbia), dove è stato svolto uno studio specifico sulla tottavilla attraverso mappaggio dei territori in aree campione, ed in provincia di Pavia (Oltrepò pavese), dove da censimenti di allodola, tottavilla, zigolo nero e strillozzo lungo transetti lineari sono stati poi costruiti modelli di distribuzione potenziale.

Nei vari lavori sono state analizzate preferenze ambientali (tutti i passeriformi) e variazioni nella densità o abbondanza nelle diverse aree e quote (re di quaglie, tottavilla) considerando per ciascuna specie due distinti periodi, grossomodo corrispondenti ai periodi della prima e della seconda covata.

Risultati e discussione

Cambiamenti importanti nelle preferenze ambientali, nella quota media di presenza e/o nell'abbondanza locale sono emersi in tutte le specie; il pattern più comune mostra un progressivo spostamento verso le quote superiori con il progredire della stagione riproduttiva, spesso associato ad uno spostamento da habitat più o meno intensamente coltivati ad altri meno sfruttati.

Nel caso della tottavilla nell'Appennino piacentino, si assiste ad una variazione nella densità riproduttiva tra i due periodi fortemente legata alla quota (diminuzione in basso, stabilità a quote intermedie, aumento in alto) e ad un cambiamento deciso nelle preferenze ambientali: se nel primo periodo sono preferite le coltivazioni foraggere miste, nella seconda parte della stagione risultano più importanti medicai, aree rocciose, cespugli e aree al margine di tessere boschive (Brambilla & Rubolini, 2009).

Per il re di quaglie si registra un simile cambiamento nell'abbondanza relativa, con le aree a quota relativamente più bassa che ospitano numeri maggiori nella prima parte della stagione, mentre in quelle a quote superiori si registra un picco di abbondanza nella seconda parte della stagione (Brambilla & Pedrini, 2010). Per un individuo inanellato è noto uno spostamento di 40 km tra Veneto (fine maggio) e Trentino (fine giugno) nell'ambito della stessa stagione (Spina & Volponi, 2008).

Apposite simulazioni ed elaborazione di trend demografici condotti utilizzando separatamente diversi censimenti svolti nella stessa stagione mostrano come sia i piani di monitoraggio che le azioni di conservazione (Brambilla & Rubolini, 2009) per queste specie dovrebbero tener conto di questo importante fenomeno, dal momento che basare gli uni o gli altri su quanto rilevabile in una sola parte della stagione rischia di non essere sufficiente per rilevare i trend o per garantire un'efficace strategia di conservazione.

Gli ambienti a mosaico ambientale a piccola scala sono quelli che offrono habitat più idonei nel corso dell'intera stagione. Nel caso della tottavilla, solo i territori che includono un mix di habitat in grado di soddisfare le esigenze ecologiche di entrambi i periodi (stagione precoce: prima covata; stagione tardiva: seconda covata) risultano occupati stabilmente nel corso dell'intero periodo aprile-luglio (Brambilla & Rubolini, 2009).

Questi fenomeni di cambiamento intra-stagionale nelle preferenze ambientali e nella distribuzione potrebbero essere molto diffusi nelle specie che depongono più covate e avere implicazioni critiche per la loro conservazione, soprattutto in ambienti agricoli dislocati lungo gradienti altitudinali.

Ringraziamenti

Desideriamo ringraziare per l'aiuto A. Battaglia, V. Bergero, M. Girardello, M. Gustin, F. Rossi, F. Rizzolli, D. Rubolini, S. Vitulano.

Bibliografia

BRAMBILLA M, PEDRINI P 2010. BIRD CONSERVATION INTERNATIONAL DOI:10.1017/S0959270910000572; BRAMBILLA M, RUBOLINI D 2009. ANIMAL CONSERVATION 12:72-79; DONALD PF ET AL. 2002. IBIS 144: 652-664; ERAUD C, BOUTIN JM 2002. 49: 287-296; GILROY JJ ET AL. 2010. IBIS 152: 90-104; KLEMP S 2003. IBIS 145: 509-511; KRAGTEN S 2011. JOURNAL OF ORNITHOLOGY 152: 751-757; NEWTON I 2000. BIRD STUDY 47: 372-767; SPINA F, VOLPONI S 2008. MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE E ISPRA; STIEBEL H 1997. VOGELWELT 118: 257-268; WILSON JD ET AL. 1997. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 34: 1462-1478.

Strillozzo

ETEROGENEITÀ DELL'HABITAT E SESSO DETERMINANO L'USO DELLO SPAZIO NELLE COPPIE RIPRODUTTRICI DI GUFO REALE *Bubo bubo* (L.) NEL SUD-OVEST DELLA PENISOLA IBERICA

Letizia Campioni[1], Maria del Mar Delgado[1,2], Rui Lourenço[1,3], Giulia Bastianelli[4], Nestor Fernandez [1] & Vincenzo Penteriani[1,5]

[1]Department of Conservation Biology, Estación Biológica de Doñana, C.S.I.C., c/Americo Vespucio s/n, 41092 Seville, Spain; [2]Metapopulation Research Group, Department of Biosciences, FI-00014, University of Helsinki, Finland; [3]LabOr, Laboratory of Ornithology and Institute of Mediterranean Agricultural and Environmental Sciences, University of Évora, 7002-554 Évora, Portugal; [4]Dipartimento di Biologia e Biotecnologie "Charles Darwin", Università La Sapienza, P.le A. Moro 5, 00185 Roma, julia132@gmail.com; [5]Finnish Museum of Natural History, Zoological Museum, University of Helsinki, FI-00014 Helsinki, Finland

Key Words: spatial ecology, territoriality, *Bubo bubo*, sex, edge density

Summary *In wildlife studies, it is important to understand the processes and find out the factors that determine animal space use behaviour. The eagle owl (*Bubo bubo*) is an excellent biological model to investigate this topic because of its site fidelity, territoriality and longevity. We studied the influence of both internal and external factors on home range behaviour of radiotagged eagle owl breeders. The space use was characterised as home range and core area sizes. Females had home ranges and core areas larger than males, probably due to issues related to asymmetric parental cares and intra-specific male territoriality. Furthermore, both home range and core area sizes decreased in heterogeneous landscapes (i.e. with higher density of ecotones), where there were greater probability to find species requirements (food and nesting resources) within short distances.*

Introduzione

La comprensione delle modalità di uso dello spazio e dei fattori che lo influenzano è importante nell'ambito degli studi ecologici sulla fauna selvatica tanto per la ricerca teorica quanto per la conservazione e gestione delle popolazioni animali.

La maggior parte delle specie animali ha la tendenza a limitare le proprie attività ad un'area chiamata home range. Poiché questa deriva da processi scala-dipendenti (ciascun movimento è il risultato dinamico delle interazioni tra lo stato individuale dell'animale e le caratteristiche dell'ambiente esterno), l'interesse di analisi ricade sui fattori intrinseci ed estrinseci all'individuo che si ipotizza possano influenzare dimensione e caratteristiche dell'home range a differenti scale spazio-temporali (Börger *et al.*, 2008). Nonostante l'aumento esponenziale degli studi su tale comportamento spaziale sotto aspetti teorici, analitici e tecnologici (Börger *et al.*, 2008; Kie *et al.*, 2010), i fattori che influenzano il comportamento di home range rappresentano una questione ancora irrisolta per molte specie animali (Hays, 2008).

In questo studio, seguendo un approccio integrativo (Börger *et al.*, 2006), abbiamo analizzato l'effetto di fattori esterni ed interni sulla variazione del comportamento di home range in individui riproduttori di gufo reale, *Bubo bubo* (L., 1758), una specie longeva, territoriale, generalista e notturna, ai vertici della catena alimentare (Penteriani, 1996). In particolare, essendo il gufo reale una specie territoriale per l'intera durata del ciclo biologico, e fortemente selettiva nei confronti dei parametri ambientali legati alla scelta del sito di nidificazione, abbiamo ipotizzato che l'uso dello spazio sia influenzato da fattori esterni quali: (a) disponibilità di risorse trofiche quali l'abbon-

danza del coniglio selvatico in quanto principale specie preda; (b) disponibilità e struttura delle tipologie di habitat fondamentali per la sopravvivenza e la riproduzione. Inoltre l'uso dello spazio riflette stato e combinazione di fattori interni all'individuo. In particolare, poichè i due sessi assolvono funzioni differenti durante il ciclo biologico e dal momento che la capacità di movimento è fortemente legata alle condizioni fisiologiche e nutrizionali individuali, abbiamo ipotizzato che l'uso dello spazio presenti variazioni intersessuali e interindividuali.

Area di studio e metodi

Lo studio è stato realizzato nella Sierra Norte (massiccio della Sierra Morena) situata a 20 Km a nord di Siviglia (Spagna). L'area comprende un lago artificiale (Embalse del Gergal, 250 ha) e le colline circostanti dove risiedono numerosi latifondi privati in cui viene realizzata un'intensa attività venatoria. Il paesaggio è dominato da boschi sparsi (dominati da specie del genere *Quercus*), dalla dehesa (ecosistema antropico caratterizzato da alberi sparsi del genere Quercus presenti con una densità di 40-50 alberi/ha ed utilizzato per il pascolo del bestiame) e da estensioni limitate di coltivi di grano, girasole e olivo.

Da marzo 2003 a maggio 2009 sono stati trappolati e radiomarcati 29 individui adulti riproduttori (22 maschi e 7 femmine) da un totale di 24 nidi. Prima di rilasciare l'individuo trappolato è stato prelevato un campione di sangue per le analisi biochimiche e la determinazione del sesso. Durante le notti di radio-monitoraggio (n=296; durata radio-monitoraggio = 3333 ore) sono stati seguiti in modo continuo i movimenti e le attività di un individuo focale da un'ora prima del tramonto ad un'ora dopo l'alba. Le dimensioni degli home range e delle core area (Kernel fisso - estensione Animal Movement 2.04, Arcview 3.2) sono state stimate considerando l'intero periodo di radio-monitoraggio dell'individuo.

Attraverso modelli di regressione lineare sono stati verificati l'effetto singolo e gli effetti additivi sulle dimensioni degli home range e delle core area, dei seguenti fattori: (1) indice di abbondanza relativa del coniglio selvatico (rappresenta il 60% della dieta; Penteriani. *et al.*, 2008) negli home range degli individui radio-monitorati, stimata attraverso il conteggio di latrine (Palomares, 2001); (2) percentuale delle tipologie di habitat rilevanti per il gufo reale [macchia arborea dispersa e foresta e macchia arborea densa (Bastianelli, 2010)]; (3) eterogeneità dell'habitat misurata come densità degli ecotoni all'interno dell'home range e delle core area; (4) sesso dell'individuo; (5) ematocrito, utilizzato come indicatore della condizione fisica (Costa & Macedo, 2005). Sono stati quindi formulati diversi modelli concorrenti, dal modello nullo (solo con l'intercetta) al modello più complesso che conteneva tutti i fattori. Le analisi statistiche sono state effettuate utilizzando il software statistico R v. 2.13 (R Development Core Team, 2010). I modelli sono stati validati e selezionati attraverso l'Akaike Information Criterion, calcolando i valori di AICc (alternativo all'AIC quando il rapporto tra dimensione del campione e numero dei parametri del modello è minore di 40), di ΔAIC e di AICw che indicano la probabilità che il modello selezionato sia il modello migliore. In particolare, sono stati selezionati come modelli migliori quelli con un ΔAIC ≤ 2 (Anderson *et al.*, 2000). Le analisi relative alle caratteristiche del paesaggio sono state realizzate in ambiente GIS utilizzando ArcView 3.2 e la sua estensione Patch Analyst (Elkie *et al.*, 1999).

Risultati e discussione

Considerando le dimensioni di un gufo reale, un home range medio di 229 ha (Tab.1) è un valore sorprendentemente ristretto, se lo si confronta sia con quello presentato da altri grandi rapaci iberici (ad esempio l'aquila imperiale iberica, Aquila adalberti, circa 20000 ha: Fernández *et al.*, 2009; l'aquila minore, Hieratus pennatus, circa 15000 ha: Martínez *et al.*, 2007; o l'aquila del Bonelli Aquila fasciata, 830 ha: Bosch *et al.*, 2010) che con quello presentato da altre popolazioni

europee della nostra specie modello (Austria: 13800 ha, Lediztnig, 1996; Germania: 2500 ha, Dalbeck *et al.*, 1998). L'elevata densità della popolazione [40 coppie riproduttrici per 100 km^2 e una distanza media fra i nidi occupati di circa 1 km (Mora *et al.*, 2010)], suggeriscono un'elevata saturazione dell'ambiente in cui risiede la popolazione, considerato che si tratta di una specie territoriale durante l'intero ciclo biologico.
Dai risultati ottenuti si osserva che le dimensioni degli home range e delle core area (Tab. 1, Fig. 1) sono maggiormente influenzati dal sesso dell'individuo e dalla densità di ecotoni (Tab. 2 e Tab. 3). Gli home range e le core area delle femmine sono più grandi di quelli dei maschi (home range: ß = - 0.60 ± 0.30; core area: ß = -0.33±0.37). Le femmine seguono e curano i giovani involati

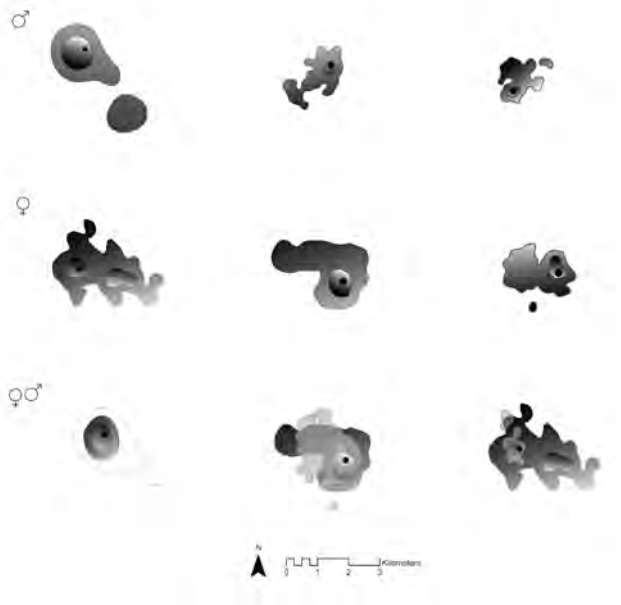


Figura 1 - Esempi di home range *e* core area *di maschi, femmine e membri della stessa coppia stimati nell'intero periodo di studio. Da sinistra a destra sono mostrati l'*home range *e la* core area *massima, media e minima tra i gufi radiomarcati. Quando sono presentati membri della stessa coppia, il grigio scuro ed il grigio chiaro rappresentano, rispettivamente, il maschio e la femmina*

dal nido fino all'inizio della dispersione quando le abilitá motorie di quest'ultimi gli permettono notevoli spostamenti (~700 m dal nido) all'interno dell'home range materno (Delgado *et al.*, 2009). Questo potrebbe spiegare almeno in parte le maggiori dimensioni dell'home range femminile. Tali differenze fra i sessi potrebbero anche essere ricondotte a restrizioni sociali causate dalla forte territorialità mostrata dai maschi di questa specie (Penteriani *et al.*, 2007). In particolare si è osservato come i maschi riproduttori sono notevolmente meno aggressivi verso le femmine che intrudono i loro territori (Penteriani *et al.*, 2007; Campioni *et al.*, 2010). I maschi appaiono, quindi, più vincolati nei movimenti (cioè hanno home range piú piccoli) probabilmente per la forte aggressività intrassessuale.

Inoltre, all'aumentare della densità di ecotoni le dimensioni di home range e core area tendono a diminuire (home range: ß = -0.01 ± 0.00; core area: ß = -0.01 ± 0.00). Come dimostrato in studi precedenti su altre specie (Kie *et al.*, 2002; Saïd & Servanty, 2005), la dimensione dell'home range può essere necrisaetgativamente correlata con la densità di ecotoni. L'alta densità di ecotoni ha la potenzialità di aggregare diversi tipi di habitat in uno spazio ridotto (Tufto *et al.*, 1996; Revilla *et al.*, 2004) determinando, quindi, una distribuzione più raggruppata di diverse risorse (posatoi, siti di nidificazione e aree di caccia). Infatti, trattandosi di una specie generalista, avere a disposizione un ambiente eterogeneo può consentire di effettuare spostamenti ridotti per soddisfare i bisogni energetici giornalieri, risparmiando energia che può essere investita in altre attività (es. riproduzione). Un pattern simile si osserva anche a livello delle core area, dove si realizzano le attività di alimentazione e riproduzione. La densità di ecotoni è considerata un buon predittore di aree idonee alla riproduzione di alcuni predatori mediterranei (in primis Aquila reale, *Aquila chrysaetos* e Lince iberica, *Lynx pardinus*) specializzati nella caccia al coniglio selvatico. Probabilmente le core area più eterogenee (che risultano più piccole in dimensioni) sono le migliori in termini di disponibilità trofica, in quanto é proprio in ambienti di margine che si riscontrano le migliori condizioni ambientali per il lagomorfo [i conigli trovano rifugio nella macchia e si alimentano nel pascolo raggiungendo densità elevate (Lombardi *et al.*, 2003)].

I risultati ottenuti mettono in evidenza la necessità di considerare l'effetto sia di fattori interni sia di fattori esterni all'individuo per studiare un processo complesso come l'uso dello spazio. Inoltre, visto l'elevato valore di densità presentato dalla suddetta popolazione, riteniamo necessario approfondire aspetti legati al ruolo delle interazioni competitive tra riproduttori per poter interpretare in maniera piú completa le modalità di uso dello spazio presentate dalla specie.

Tabella 1 - Statistica descrittiva degli home range e core area di individui riproduttori di gufo reale in un'area a SW della Spagna (i valori sono espressi in ha, ES = ± errore standard; N = dimensione del campione)

	Home range			Core area		
Sesso	Media	ES	N	Media	ES	N
Femmine	324.82	±84.51	7	63.51	±18.34	6
Maschi	194.02	±28.38	19	34.06	±6.65	19
TOT	229.23	±31.94	26	41.13	±6.97	25

Ringraziamenti
Si ringrazia per il contributo al lavoro: P. Bartolommei, C. Maggio, C. Bettega e B. Fant. Questo studio è stato finanziato da due progetti di ricerca del Ministero Spagnolo della Scienza e Innovazione (CGL2004-02780/BOS e CGL2008-02871/BOS; con il cofinanziamento della FEDER), da una borsa del Ministero dell' Educazione e della Scienza - C.S.I.C. (Proyectos Intramurales Especiales, DG-2606-PC) e della Junta de Andalucía (Excellence Project, RNM-5090) ed infine da una borsa di studio per tesi all'estero dell'Università degli Studi di Roma "La Sapienza".

*Tabella 2 - Modelli di regressione lineare relativi alla dimensione degli home range negli individui riproduttori di gufo reale.. Sono riportati i valori di AICc, la differenza nel valore di AICc rispetto al primo modello (ΔAICc), il peso relativo del modello (AICw) e i valori di R^2. Per ciascun modello il nome corrisponde alle variabili esplicative facenti parte del modello stesso: solo intercetta = modello nullo, ika = numero latrine incontrate per km di transetto percorso; ed90 = densità di ecotoni dell'*home range*; mdi = % di macchia arborea dispersa nell'*home range*; fmd = % di foresta e macchia densa di querce nell'home range; sex = sesso; gbr = valore dell'ematocrito. I migliori modelli sono indicati in grassetto.*

Codice Modello	Variabili esplicative	AIC	AICc	ΔAICc	AICw	R^2	Graduatoria
M1	solo intercetta	57.87	58.41	3.97	0.06	-	5
M2	ika	58.77	59.32	4.88	0.04	0.00	7
M3	**ed90**	**55.45**	**56.00**	**1.55**	**0.19**	**0.13**	**2**
M4	mdi	57.74	58.28	3.84	0.06	0.04	4
M5	mdi + fmd	58.80	59.95	5.50	0.03	0.03	8
M6	mdi + fmd + ika + ed90	60.52	63.68	9.24	0.00	0.03	11
M7	sex	56.02	56.57	2.12	0.14	0.10	3
M8	gbr	59.77	60.32	5.88	0.02	0.00	10
M9	sex + gbr	57.96	59.10	4.66	0.04	0.07	6
M10	**sex + ed90**	**53.30**	**54.44**	**0.00**	**0.41**	**0.23**	**1**
M11	sex + gbr + ed90 + ika	57.07	60.23	5.79	0.02	0.16	9
M12	sex + gbr + ika + ed90 + mdi +fmd	60.98	67.57	13.13	0.00	0.07	12

Tabella 3 - Modelli di regressione lineare relativi alla dimensione delle aree centrali negli individui riproduttori di gufo reale. Sono riportati i valori di AICc, la differenza nel valore di AICc rispetto al primo modello (ΔAICc), il peso relativo del modello (AICw) e i valori di R^2. Per ciascun modello il nome corrisponde alle variabili esplicative facenti parte del modello stesso: solo intercetta = modello nullo, ika = numero latrine incontrate per km di transetto percorso; ed50 = densità di ecotoni dell'area centrale; mdi = % di macchia arborea dispersa nell'area centrale; sex = sesso; gbr = valore dell'ematocrito. I modelli migliori sono indicati in grassetto.

Codice modello	Variabili esplicative	AICc	ΔAICc	AICw	R^2	Graduatoria
N1	solo intercetta	71.20	10.12	0.00	-	9
N2	ika	69.98	8.91	0.01	0.10	5
N3	**ed50**	**61.07**	**0.00**	**0.61**	**0.37**	**1**
N4	mdi	70.19	9.12	0.01	0.09	6
N5	ika + ed50 + mdi	65.28	4.20	0.07	0.34	3
N6	sex	70.50	9.43	0.01	0.08	7
N7	gbr	72.95	11.88	0.00	0.00	11
N8	sex + gbr	71.93	10.86	0.00	0.04	10
N9	**sex + ed50**	**62.79**	**1.72**	**0.26**	**0.36**	**2**
N10	ika + ed50 + sex + gbr	67.56	6.49	0.02	0.33	4
N11	ika + ed50 + mdi + sex + gbr	70.99	9.91	0.00	0.30	8

Bibliografia

ANDERSON DR ET AL. 2000. JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 64(4): 912-923; BASTIANELLI G 2010.TESI DI LAUREA. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI ROMA "LA SAPIENZA"; BÖRGER L ET AL. 2006. AMERICAN NATURALIST 168: 471–485; BÖRGER L ET AL. 2008. ECOLOGY LETTERS 11: 637-650; BOSCH R ET AL. 2010. IBIS 152:105-117; CAMPIONI L ET AL. 2010. IBIS 152: 569–579; CARRETE M ET AL. 2000. JOURNAL OF RAPTOR RESEARCH 34: 48-52; COSTA FJV & MACEDO RH 2005. ANIMAL BEHAVIOUR 70: 1401–1409; DALBECK L ET AL.1998. VOGELWELT 119: 337-344; DELGADO MM ET AL. 2009. ARDEA 97: 7-15; ELKIE P ET AL. 1999. ONT. MIN. NATUR. RESOUR NORTHWEST SCI AND THECNOL. THUNDER BAY, ONTARIO (HTTP://FLASH.LAKEHEADU.CA/_RREMPE/PATCH/); FERNÁNDEZ N ET AL. 2003. ECOLOGICAL APPLICATIONS 13: 1310–1324; FERNÁNDEZ M ET AL. 2009. ACTA ORNITHOLOGICA 44 (1): 17-26; HAYS G 2008. VIRTUAL ISSUE: JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY 77; KIE JG ET AL. 2002. ECOLOGY 83: 530-544; KIE JG ET AL. 2010. PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY B: BIOLOGICAL SCIENCES 365: 2221–2231; LEDITZNIG C 1996. ABHANDLUNG ZOOLOGIE-BOTANIK GES. ÖSTERREICH 29:47-68. LOMBARDI L ET AL. 2003. JOURNAL OF MAMMALOGY 84: 26-36; MARTÍNEZ JE ET AL., 2007. BIODIVERSITY AND CONSERVATION 16: 3481-3488; MORA O ET AL. 2010. JOURNAL OF RAPTOR RESEARCH 44 (1):62–65; PALOMARES F 2001. WILDLIFE SOCIETY BULLETIN 29: 578–585; PENTERIANI V 1996. CALDERINI EDITORE, BOLOGNA; PENTERIANI V ET AL. 2007. BEHAVIORAL ECOLOGY 18: 143-147; REVILLA E ET AL. 2004. AMERICAN NATURALIST 164: 130–153; TUFTO J ET AL. 1996. JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY 65: 715–724.

MODELLI DISTRIBUTIVI, USO DELL'HABITAT RIPRODUTTIVO E DI FORAGGIAMENTO DELL'AVERLA PICCOLA *Lanius collurio* ALLA RISERVA NATURALE DEL LAGO DI VICO (CENTRAL ITALY)

ANGELO MESCHINI*, FABIO SCARFÒ**, ALESSANDRO QUATRINI*, FELICE SIMMI*** & SARAH GREGG****

**SROPU c/o Lynx Natura e Ambiente srl, Via Britannia 36, 00183 Roma, a.meschini@gmail.com; **Riserva Naturale Monterano, Piazza Tubingen, 100060 Canale Monterano (RM); ***Riserva Naturale Lago di Vico, SP Cassia Cimina km 12, 01032 Caprarola (VT); ****Via Stratico 9, 00122 Lido di Ostia (RM)*

Key Words: density, breeding habitat, habitat selection, conservation, *Lanius collurio*

Summary *During the years 2009/10, a study was carried out on* Lanius collurio *in the IT 6010057 Lake Vico - Mount Venere and Mount Fogliano SPA aimed at examining the population distribution models and use of breeding and foraging habitats. In the area known as "Le Pantanacce", 26 nesting pairs were recorded with a density of 1 pair/ha. All breeding sites were georeferenced for detailed ecological analyses. These breeding densities demonstrated that the study area represented a hot spot for the Red-backed Shrike. The Nearest Neighbour Distance (N.N.D.) was 112.97 m. The G index of 0.89 indicated a homogeneous "nesting area" distribution model. The most frequently used environment type was the grazed pasture with scrub. The* χ^2 *test = 121.07 indicated that the preference for this environment type was statistically significant (P<0.01). The Index of Environmental Preference for grazed pasture with scrub (1.092) supported the previous result regarding the habitat selection of* Lanius collurio *which was shown to be associated with a matrix of actively grazed pasture with a discontinuous presence of bushes of* Crataegus sp. *and* Prunus sp. *In 2010, the mean height of the 12 hunting perches sampled was 2.75 m (SD=1.87).*

L'averla piccola è specie politipica a corologia eurasiatica (Brichetti & Gariboldi, 1997), nidifica in tutta Europa con la sottospecie nominale *Lanius c. collurio*, ad esclusione delle aree più settentrionali. E'assente in Irlanda e nel sud della Spagna. Lanius collurio è inserita in Europa tra le SPEC categoria 3 perché in moderato declino nel periodo 1990-2000, successivamente considerata "depleted species", caratterizzazione utilizzata per le specie che hanno evidenziato ampio declino storico, non compensato da successive riprese demografiche (BirdLife International, 2004); ora su scala globale, valutata "least concern" (BirdLife International, 2009). Sicuro merito della maggiore attenzione riservata alle specie ornitiche degli ambienti agricoli e degli agro-ecosistemi si attribuisce a (Tucker & Heat, 1994).
Gli autori evidenziano che circa 120 specie dell'avifauna europea minacciata sono rappresentate dalle "lowland farmland species", che includono taxa di tipologie ambientali quali aree a conduzione agricola intensiva, zone aride e pseudo-steppe, coltivi e pascoli arborati. La categoria ambientale con maggiori problemi di conservazione in Europa è quindi costituita dalle "aree aperte". Il 42% delle specie in declino, classificate a diversi livelli come SPEC, evidenziano come fattore principale di minaccia demografica l'intensivizzazione agricola.

In Italia, nello stesso rapporto, il trend di popolazione è valutato "negativo". La popolazione nazionale di averla piccola è stimata in 30.000-60.000 coppie (Brichetti & Gariboldi, 1997), mentre il suo stock europeo oscilla tra un minimo di 6.300.000 ed un massimo di 13.000.000 di coppie, delle quali più del 30 % localizzate in Romania (BirdLife International, 2004). La popolazione

italiana è compresa tra il 2% e l'8% della popolazione dell'Unione Europea e rappresenta circa l'1-2% della popolazione europea complessiva. Il progetto MITO2000 ha segnalato densità massime al confine tra la regione continentale e la sottoregione mediterranea peninsulare e la presenza dei nuclei di maggiore abbondanza in corrispondenza dei rilievi collinari a cavallo della sottoregione alpina settentrionale e della regione continentale (Gustin *et al.*, 2009). La situazione demografica italiana quindi, riflette in modo sostanziale quella europea: se l'areale rimane sostanzialmente invariato nell'intervallo 1990-2005, le abbondanze in numerosi settori (soprattutto di pianura) hanno evidenziato diminuzioni spesso drammatiche. In Lombardia è stato registrato un decremento annuo del 10,2% tra il 1992 e il 2007 (Casale & Brambilla, 2009). Nel Lazio, la sua diffusione è limitata dallo sviluppo urbano ed industriale, dagli inquinamenti ambientali, in particolar modo generati dall'uso in agricoltura di insetticidi e pesticidi. Guerrieri e Castaldi (2005) hanno riscontrato per il Lazio una diminuzione di densità riproduttiva secondo un gradiente di mediterraneità. La situazione in provincia di Viterbo è critica: nel ventennio 1990-2010, si è riscontrata la scomparsa del 50% dello stock dei nidificanti e il calo ha interessato maggiormente le metapopolazioni distribuite nel settore più termofilo della provincia (Meschini, ined.).

Solo l'analisi di dettaglio della biologia ed eco-etologia delle specie può fornire strumenti robusti per la conservazione su diversa scala geografica. A questo riguardo, il presente contributo riporta i dati del biennio di ricerca 2009-10, relativi ad uno studio triennale su Lanius collurio nella Riserva Naturale del Lago di Vico, ZPS IT 6010057 Lago di Vico-Monte Venere e Monte Fogliano.

Faunistica, modelli distributivi, uso dell'habitat e nicchia di foraggiamento sono i settori di indagine in cui si è articolato il nostro lavoro. Il terzo anno di rilevamento (2011) ha interessato aspetti della dieta e della conservazione; questi ultimi risultati sono in fase di elaborazione.

Area di studio e metodi

Il complesso vulcanico di Vico, posto immediatamente a Sud del vulcano Cimino è uno strato vulcano con caldera centrale di sprofondamento, oggi occupata dal lago omonimo e dalle sue adiacenze vegetali, con un cono più giovane Monte Venere, sorto all'interno della caldera stessa. La storia del vulcano di Vico è però strettamente connessa a quella del suo substrato sedimentario, la cui natura litologica ha condizionato la localizzazione dell'apparato centrale e la natura chimico-petrografica dei magmi. Alla fase esplosiva seguì una serie effusiva costituita da lave trachitiche a leucite, successivamente una fase a tefriti fonolitiche e alla fine della serie effusioni di lave fonolitiche. (De Rita in Olmi & Zapparoli, 1992).

La vegetazione dell'area di studio comprende: prati umidi a *Holcus lanatus* ed *Alopecurus rendlei*; prati nitrofili a *Urtica dioica* e *Conium maculatum*, pascoli e prati da sfalcio a *Bromus hordeaceus*, *Hordeum murinum* e *Lolium perenne*; cespuglieti di *Cytisus scoparius* e *Rubus ulmifolius*; prati aridi a *Vulpia muralis* e *Rumex acetosella*: prati pascoli a *Holcus lanatus* e *Galega officinalis*; prati a *Carex acutiformis* ed *Equisetum palustre* (Azzella & Scarfò, 2010).

Nei due anni di lavoro si è utilizzato un G.P.S. (Global Positioning System), ai fini di georeferenziare tutte le coppie censite ed effettuare il confronto delle modalità distributive nell' Area delle "Pantanacce" nelle due stagioni riproduttive 2009-2010.

I metodi utilizzati sono stati modulati in relazione agli scopi di ricerca. Per il conteggio delle coppie nidificanti si è adottato il Metodo del Mappaggio (Pough, 1947), seguendo le raccomandazioni dell'IBCC (1969), realizzando due griglie di sentieri distanziate 50 metri circa. Ad ogni due fix di un maschio in difesa territoriale attiva sullo stesso posatoio, è stato assegnato il valore di una coppia nidificante (area nido). Rilievi vegetazionali di dettaglio sono stati effettuati nell'area delle Pantanacce, prendendo in esame parametri fisionomici, strutturali e botanici dell'intorno

dell'area nido per un diametro di 10 metri. Per il conteggio e la localizzazione dei posatoi di caccia e dei territori di foraggiamento sono state effettuate osservazioni dirette.

Risultati e discussione

Nella stagione di nidificazione 2009, sono state censite un totale di 33 coppie nidificanti di averla piccola. Si riporta in Fig. 1, la georeferenziazione dei siti riproduttivi in località "Le Pantanacce", che rappresenta la "core area" con 26 coppie e dove sono state effettuate le analisi di dettaglio sulla modalità della distribuzione e selezione dell'habitat.

La densità riproduttiva in località "Le Pantanacce" è di 8.6 cp/ 10 ha qualora si consideri la distanza minima congiungente le aree nido e 4.33 cp/10 ha inglobando un buffer di 60 m dal centro delle aree nido. Queste sono densità decisamente alte, paragonate, con quanto riportato nella letteratura italiana ed europea (Cramp & Perrins, 1993). Gli autori citano per l'Hampshire, ad esempio densità di 7.8-10.9 coppie/Km^2, mentre in Bulgaria in habitat sub-ottimale, massimo 16.9 coppie/Km^2.

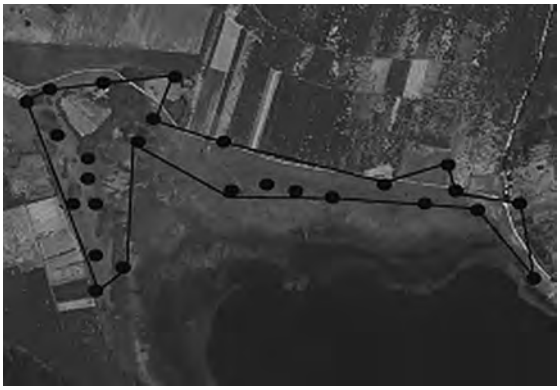


Figura 1 - Spacing di Lanius collurio *nidificanti in Località Le Pantanacce.*

Densità appena più elevate a quelle dell'area di studio sono state riscontrate localmente e su un campione più piccolo da Casale e Brambilla (2009) in Lombardia, in comune di Livo (Co): 1 cp/ha; n=10; questi valori rappresentano le densità maggiori finora accertati per questa specie nel Paleartico occidentale. Per il Lazio, sono note densità di 0.49 cp/10 ha in ambiente mediterraneo e 1.66 cp/10 ha in ambiente temperato (Guerrieri & Castaldi, 2005) e 1.07 cp/10 ha (Papi, ined.) a Barbarano Romano (VT).

Habitat selection. Le tipologie ambientali utilizzate per la nidificazione sono: prato pascolo cespugliato, giuncheto con *Carex riparia*, prato cespugliato, prato da sfalcio, giovane castagneto, cespugli a *Prunus sp*. Il test del χ^2_7 con valore pari a 121.07, evidenzia che la preferenza per il prato pascolo cespugliato è statisticamente altamente significativa ($P<0.01$). La DS=8.44 è molto elevata ed irrobustisce in modo sostanziale il risultato precedente sull'habitat selection di *Lanius collurio* che, nell'area in esame, si dimostra estremamente legata ad una matrice di prato pascolo con presenza discontinua di cespugli. *Crataegus sp*., *Prunus sp*., *Malus sp*. e *Pyrus sp*., sono gli arbusti maggiormente rappresentati nell'area di studio ed utilizzati, spesso come substrato per la collocazione delle strutture nido dall'averla piccola.

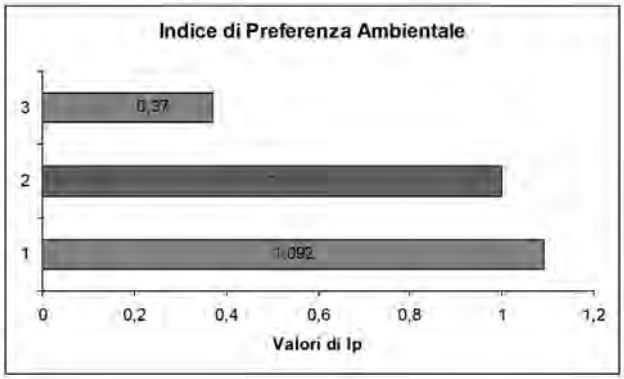


Figura 2 - Indice di Preferenza Ambientale: 1 = prato-pascolo cespugliato; 2 = prato cespugliato; 3 = prato da sfalcio.

In Figura 2 sono riportati gli Indici di Preferenza Ambientale per prato-pascolo cespugliato, prato cespugliato e prato da sfalcio. Questo indice assume valori <1 se l'ambiente è utilizzato al di sotto delle disponibilità, pari ad 1 se l'ambiente è utilizzato proporzionalmente alla disponibilità e >1 se l'ambiente è selezionato positivamente. I prati da sfalcio sono sottoutilizzati (Ip3= 0.37), mentre i prati cespugliati sono selezionati in modo pari rispetto alla disponibilità ambientale. I valori relativi all'uso dei prato-pascoli cespugliati (1.092) enfatizzano la preferenza di *Lanius collurio* per i prato-pascoli cespugliati con pascolamento attivo, tipologia ambientale che viene selezionata positivamente.

Questo risultato è in relazione con le maggiori potenzialità di foraggiamento per il Lanidae, offerte dalle deiezioni del bestiame (bovino e suino) che rappresentano il substrato riproduttivo di numerose specie di Artropodi, come si desume dall'analisi preliminare dei risultati della terza stagione di rilevamento (2011).

Sempre nel 2009, la Nearest Neighbour Distance (N.N.D.), intesa come la distanza più breve tra i centri delle "aree nido" confinanti (Newton *et al.*, 1977) è di 112.97 m. L'indice G (Brown, 1975), calcolato dividendo la media geometrica della N.N.D. delle aree nido al quadrato per il quadrato della media aritmetica della N.N.D. è pari a 0.89 evidenziando un modello di distribuzione delle "aree nido" quasi omogeneo. Il valore di tale indice assume valori pari a 0.65 per spacing casuali, valori prossimi all'unità indicano invece spacing omogenei.

Per il 2010 i risultati si riferiscono all'area "Le Pantanacce" dove sono state reperite lo stesso numero di coppie dell'anno precedente (26). Confrontando le N.N.D 2009 vs .2010 si ottiene r di Pearson = 0.29 altamente significativo P<0.01. La spaziatura delle aree nido nei due anni evidenzia quindi filopatria anche su scala di singolo territorio.

La ZPS IT 6010057 Lago di Vico-Monte Venere e Monte Fogliano, si conferma quindi come hot spot a livello nazionale per Lanius collurio in funzione della fisionomia e struttura dell'habitat, con abbondante presenza di mosaici costituiti da mescolanza di aree cespugliate, pascoli ed aree aperte a vegetazione bassa e frammentata, caratteristica questa tipica dell'habitat elettivo della specie anche in altri settori del suo areale riproduttivo paleartico-occidentale (Olsson, 1995; Pons *et al.*, 2003).

Per analizzare le scelte dell'habitat a scala di paesaggio della specie (Tab.1), si è proceduto realizzando su GIS una carta dell'uso del suolo della Riserva, in particolare individuando tutti gli ambienti potenzialmente idonei, ossia tutti quelli con copertura della vegetazione arborea inferiore al 30%.

Sono stati esclusi i noccioleti di giovane impianto, ambiente che non viene utilizzato dall'averla piccola. Gli ambienti aperti (esclusi i fragmiteti inondati) della Riserva coprono un'area di circa 270 ha (meno del 10% del totale), di cui oltre la metà (castagneti a bassa copertura e seminativi) sono scarsamente idonei all'averla piccola.

L'analisi della scelta dell'habitat a scala di paesaggio è stata effettuata con i dati raccolti nel 2009. Ad ogni sito georeferenziato puntualmente, è stato attribuito un territorio circolare del raggio di 60 m, pari ad una superficie di circa un ettaro. Tale raggio è stato desunto dalla distanza media tra i siti riproduttivi (112.97 m; DS=42.05) e conferma i risultati in bibliografia (Casale & Brambilla, 2009; Casale *et al.*, 2009).

Per ogni territorio è stata calcolata la superficie delle diverse categorie di uso del suolo. L'analisi tramite test del chi-quadro indica un uso differenziale delle tipologie rispetto alla disponibilità in modo altamente significativo ($\chi^2_5 = 30.31$; $p < 0.001$); il metodo degli intervalli fiduciali di Bonferroni permette di individuare una selezione positiva per il prato pascolo e una selezione negativa per il castagneto a bassa copertura (Tab. 2).

L'Ampiezza di nicchia, utilizzando gli stessi dati di Tab.2 e misurata con la formula normalizzata di Feisinger (1981) presenta valori di B= 0.28, risultato che dà conto della elevata specializzazione dell'averla piccola nella selezione dell'habitat riproduttivo. Nell'area di studio, la presenza di cespugli copre circa il 20% della superficie, valore di copertura che rientra nel range (15-35%) considerato ottimale per la specie (Casale *et al.*, 2009). La specie si mostra legata al pascolamento attivo di ovini, circa il 90% della superficie dei territori (sia nel 2009 che nel 2010) è pascolata. Il pascolamento esplica effetti positivi per *Lanius collurio* non solo in relazione alla aumentata disponibilità di prede, ma anche come fattore di edificazione d'habitat specifico, in funzione del calpestio e la susseguente creazione di chiari nella compagine erbacea, fattori che favoriscono questa specie che caccia da posatoi e rileva la preda tramite la vista.

La bassa pressione selettiva dei Corvidae sembra influenzare positivamente i livelli di abbondanza nell'area di studio: 1-2 coppie di Gazza *Pica pica*, una popolazione non stimata di Ghiandaia *Garrulus glandarius* che tuttavia non si discosta dal margine dei castagneti e delle formazioni forestali e una presenza di Cornacchia grigia *Corvus cornix* con densità di 0.5- 0.67 cp/10 ha (Gaetani, 2005) e che sembra avere un impatto non irrilevante sulle specie acquatiche e in misura molto inferiore sulla guild specifica delle "aree aperte". Questo è in accordo con Peterson *et al.* (1992) che affermano che la predazione influenza abbondanze e modelli di selezione dell'habitat e la relativa distribuzione spaziale delle specie. Più specificatamente, per l'averla piccola sono stati osservati modelli di spacing e di abbondanza negativamente correlati con l'elevata presenza di Corvidae (Roos & Part, 2004).

Analisi della tipologia vegetazione, della struttura e della flora dei nidi e delle aree nido. I 5 nidi attivi controllati nel 2010, erano collocati ad una altezza media di 1.92 m. (D.S= 0.77), l'80% su *Prunus sp*. e il 20% (un caso) su *Adenocarpus sp*. Questo risultato è in accordo con Guerrieri e Castaldi (2005) che hanno valutato lo stesso parametro in aree laziali più termofile, riscontrando in 1.77 m l'altezza media dei nidi di averla piccola. In tabella 3 sono riportate per esteso le specie vegetazionali utilizzate da *Lanius collurio* come siti di nidificazione (nidi attivi ed aree nido).

Tabella 1 - Aree aperte della Riserva del Lago di Vico: categorie di uso del suolo, loro descrizione e superficie.

Uso del suolo	Descrizione	ha
Area agricola	Aree con margini, anche relativamente ampi, di coltivazioni di nocciolo, dove è presente un prato permanente mantenuto; sono stati inclusi anche piccoli impianti di nocciolo di 1-2 anni con vegetazione erbacea	10
Area agricola a bassa gestione	Aree agricole marginali in cui la vegetazione erbacea cresce fino al massimo sviluppo	5
Aree ricreative	Aree aperte con frequente utilizzo a fini ricreativi (es. aree prossime al ristorante Bella Venere)	1
Castagneto da frutto b.c.	Castagneti giovani e/o radi con copertura arborea inferiore al 30%	101
Cespuglieto	Cespugli con larghezza maggiore di 10 m.	25
Giuncheto	Giuncheti emersi nel periodo primaverile estivo	13
Prato pascolo	Ambienti prativi generalmente con cespugli, incluse aree analoghe non pascolate	65
Salici/pioppi	Vegetazione igrofila a dominanza di salici e pioppi, a portamento spesso arbustivo e ridotta estensione	1
Seminativo	Seminativi, talvolta pascolati in periodo invernale	48
Totale		269

Tabella 2. - Analisi della selezione dell'habitat tramite gli intervalli fiduciali di Bonferroni (33 osservazioni, $p < 0,1\%$)

	Area agricola a bassa gestione	Castagneto da frutto	Cespuglieto	Giuncheto	Prato pascolo	Salici/pioppi
Freq. oss.	0,012	0,021	0,181	0,040	0,740	0,005
Freq. att.	0,025	0,479	0,118	0,060	0,313	0,006
Min.	-0,048	-0,058	-0,030	-0,067	0,500	-0,034
Max.	0,073	0,100	0,392	0,147	0,980	0,043
	-	uso <	-	-	uso >	-

Tabella 3 - Nicchia di foraggiamento. Analisi della tipologia e della struttura dei posatoi di caccia

Numero nidi ed aree nido di rilevamento	Siti Nido Composizione Flora	Aree vitali Composizione Flora
1		*Prunus, Euonymus, Sambucus, Rubus*
2	*Rubus*	
3	*Crataegus*	
4		*Prunus*
5	*Rubus*	
6	*Prunus, Rubus*	
7		*Prunus, Rubus*
8	*Rubus, Prunus*	
9	*Malus, Rubus*	
10		*Prunus, Rubus*
11		*Crataegus, Adenocarpus, Rubus*
12	*Adenocarpus*	
13		*Rubus, Prunus*
14		*Rubus, Pteridium aquilinum*
15		*Prunus, Rubus, Crataegus*
16		*Rubus, Prunus, Salix capraea*
17	*Prunus, Rubus, Crataegus*	
18		*Corylus, Prunus, Rubus, Crataegus*

Nell'anno di indagine 2010, l'altezza media di 12 posatoi misurati è di 2,75m (D.S.=1.87), di cui il 93.33% su essenze vegetali e il 6.66% (un solo caso) su un paletto di recinzione interpoderale. Questo risultato dà conto dell'elevata naturalità dell'area di studio. *Prunus sp*. con il 46.66 dei casi è stata la specie più utilizzata, seguita da *Rubus sp.* con il 26.66% rispetto al totale. La distanza media tra i posatoi di caccia e l'area nido più prossima è di 84.3 m (DS=61.97; n=12).

Caratteristiche vegetazionali e strutturali delle aree di caccia In un buffer di 30 metri di diametro dai posatoi di caccia, sono state analizzate, su un campione di dieci casi, le caratteristiche strutturali fisionomiche e strutturali delle aree di foraggiamento.

Le macro-aree di foraggiamento sono state scelte delle dimensione di 1/ha e classificate come quelle in cui c'era l'osservazione simultanea di caccia di più di 5 ind. in periodo riproduttivo (cova attiva o presenza di pulli al nido). L'averla piccola è stata osservata in alimentazione in strutture di pascolo o giuncheto discontinuo, ecotoni e margini quando l'altezza media dello strato erbaceo non era superiore ai 10 cm. Le strutture continue vengono utilizzate, qualora ci sia presenza di chiarìe (di origine naturale, antropica o di pascolamento). Per misurare la significatività tra altezza vegetazione e abbondanza degli individui in caccia sono stati effettuati 14 rilievi nel mese di agosto 2010. L'analisi del t-test= 2.13 (g.l.=13) si è dimostrata significativa ($p<0.005$) e dà conto della selezione differenziale dell'averla piccola per la struttura delle aree di foraggiamento.

La media delle altezze misurate è 7.2 cm su un campione di n=37 (D.S= 0.40). Il pattern dei posatoi e delle aree di caccia influenza sia il pattern distributivo, sia le abbondanze di *Lanius collurio* (Karg & Ryszkowski, 1996). Golawski e Meissner (2008) affermano che la presenza di bestiame al pascolo favorisca l'averla piccola più in funzione della maggiore visibilità della preda che dell'effettivo aumento di biomassa bruta. Nel nostro studio, ciò risulta più evidente con il procedere della stagione riproduttiva e nella fase di dispersione giovanile di *Lanius collurio*. Nell'area in esame, in agosto, c'è una abbondante fioritura di Leguminosae ed in particolare di *Gallega officinalis* e solo il pascolamento intenso di ovini e bovini crea le condizioni strutturali idonee per il trofismo di questa specie, svolgendo quindi un importante ruolo per la sua conservazione. Per le macro-aree di foraggiamento queste, a differenza di quanto atteso, non presentavano sovrapposizione e la spaziatura delle aree si è rilevata omogenea con Indice G=0.92. Il baricentro delle 5 macro-aree non ha mai superato i 50 m di distanza da un sentiero di pascolamento di bovini: media 46.02 m; DS=4.49. Sovrapposizione degli home range di coppia comunque, seppur non quantificati nel presente lavoro, sono stati osservati e ciò in accordo con Fornasari *et al.* (1995).

Ringraziamenti

Si ringrazia il personale della Riserva Regionale del Lago di Vico, M. Bruno, D. Capizzi, R. Papi e C. Zucca.

Bibliografia

AZZELLA M, SCARFÒ F 2010. ARP-ROMA; BRICHETTI P, GARIBOLDI A 1997. EDAGRICOLE; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. STATE OF THE WORLD'S BIRDS: CAMBRIDGE, UK; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2009. DISP.HTTP://WWW.BIRDLIFE.ORG/DATAZONE/SPECIES/INDEX.HTML; BROWN D 1975. WILDFOWL 26: 102-103; CASALE F ET AL. 2009. ALULA. VOL. XVI; CASALE F, BRAMBILLA M 2009. REGIONE LOMBARDIA, MILANO; CRAMP S, PERRINS CM 1993. OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD; DE RITA D 1992. UNION PRINTING. VITERBO; FORNASARI L ET AL. 1995. RIC. BIOL. SELVAGGINA, XXII: 81-90; GAETANI F 2005. TESI UNIV. TUSCIA, VITERBO; GOLAWSKI A, MEISSNER W 2008. ACTA ORNITHOL., 41 (1): 15-20; GUERRIERE G, CASTALDI A 2005. AVOCETTA, 29: 5-11; GUSTIN M ET AL. 2009. MIN AMB; IBCC 1969. BIRD STUDY. 16: 249-255; KARG J, RYSZKOWSKI L 1996. PWRIL, POZNAŃ: 138-172; OLSON J 1995. ORNIS SVECICA 5: 101-110; PETERSON AG 1992. JOURNAL OF HERPETOLOGY, 26: 142-146; PONS P ET AL. 2003. BIODIVERSITY AND CONSERVATION 12: 1843-1860; POUGH R 1947. AUDOBON: 290-297; ROOS S, PART T 2004. JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY, 73: 117-127.

IMPACT OF CLIMATE CHANGE UPON BLACK GROUSE *Tetrao tetrix* IN THE ITALIAN ALPS

DANIELE BOCCHIOLA[1] & ANDREA PIROVANO[2]

[1]Dipartimento di Ingegneria Idraulica, Ambientale, Infrastrutture Viarie, Rilevamento – Politecnico di Milano, P.zza Leonardo da Vinci 32, 20133 Milano; [2]Progetto Natura, Cascinello Mako, 20087 Robecco sul Naviglio (MI), andreapirovano@progetto-natura.eu

Key Words: Black Grouse, climate change, Italian Alps

Riassunto *Si studia qui la dinamica di una popolazione di Gallo forcello* Tetrao tetrix *in provincia di Sondrio, utilizzando 15 anni di censimenti realizzati nel versante retico del Comprensorio Alpino di Caccia di Sondrio, dal Servizio Caccia e Pesca e dal Corpo di Polizia della Provincia in collaborazione con i cacciatori. I risultati indicano dipendenza dalla densità areale e da alcune variabili climatiche. Il successo dipende positivamente dal numero di nevicate invernali e dalla temperatura estiva e negativamente dalle piogge estive. Il tasso di sopravvivenza invernale dipende negativamente dalla densità areale e dalla durata del manto nivale primaverile. Si è realizzato un modello dinamico della popolazione per produrre una proiezione della dinamica futura (2010-2100) della popolazione, utilizzando gli scenari forniti da modelli globali di circolazione (GCM) disponibili in letteratura, secondo le linee guida dell'Intergovernmental Panel on Climate Change (IPCC). I risultati mostrano che i) i cambiamenti climatici attesi di per se non dovrebbero influenzare negativamente la dinamica della popolazione, ii) un modello che definisca il supporto spaziale delle proiezioni (cioè la perdita di habitat) è necessario per discriminare in maniera più accurata le tendenze future.*

We investigated here the impact of climate on the dynamics of a hunted population of Black Grouse *Tetrao tetrix*, on the basis of 15 years (1995-2009) of census data. We used data provided by the Sondrio Province authority. Since 1995 the number of males at spring leks is counted yearly by patrols of Province rangers and hunters in early May in a variable number of arenas (16-28, 22 on average) in the area. Also, summer census is carried out in late August (number of individuals, either male, female, undetermined, young) by the same kind of patrols, with aid of trained dogs. Harvesting is carried out in fall (October-November). The Province authority is investigating population dynamics in the area and made the data base available. We used the total number of males divided by number of arenas M [males/arena] as an index of . Late summer census data were used to assess the reproductive success, or ratio of young to adults, l = JUV/AD. We used meteorological data from an automatic weather stations AWS (Bernina AWS, 2014 masl) of the Lombardia Regional Agency for Environmental Protection ARPA. We used daily air temperature (mean, minimum, maximum), precipitation, snowpack depth. According to our results λ displays a significant positive correlation with the number of snowfalls during fall and winter, and with summer temperature, and a negative dependence from precipitation during summer. The survival rate ν depends negatively from density or number of males per arena M and duration of thick snow crust during the pre-mating season. We then developed a simple demographic model, driven by density and significant climate variables.

We used this model to i) carry out Population Viability Analysis PVA under present climate, reported in Figure 1, and ii) investigate prospective (2010-2060) PVA under modified climate conditions. Climate change conditions are obtained using ensemble simulations of climate scenarios from three General Circulation Models GCMs (NCAR-PCM, NCAR-CCSM3, and HA-

DCM3, A2 IPCC storyline). The projected population patterns (see Figure 2, NCAR-PCM) we obtained, consistently indicate that λ may increase, due to beneficial effects of increased temperature, and ν will remain approximately constant, due to the tradeoff between density dependence and shorter duration of deep snowpack. The projected population displays increase under each of our scenarios, to an extent depending upon the relative variation of temperature and precipitation. According to our findings climate warming per se is unlikely to negatively affect Black Grouse population dynamics in the near future, and possible reasons of the decline of this species may be possibly charged upon modified land use, harvesting, and other casual effects, which need be investigated hereon. Our results suggest that coupling with a model defining the spatial support of the projections (i.e. habitat availability) will be required to sharply discriminate future trends.

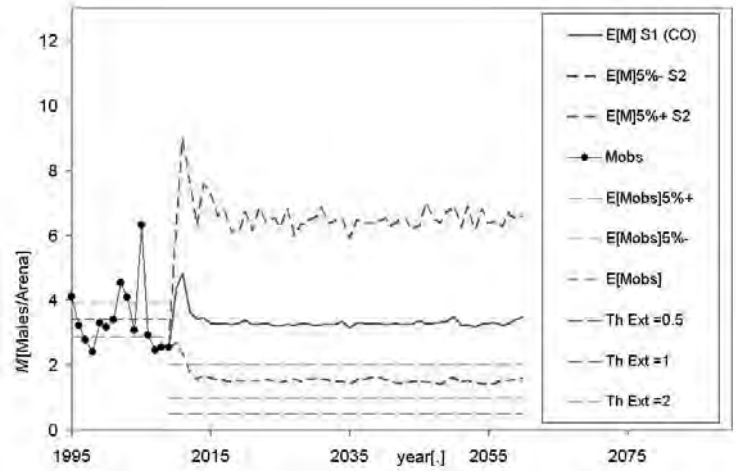


Figure 1 - Population dynamics until 2060, stationary climate.

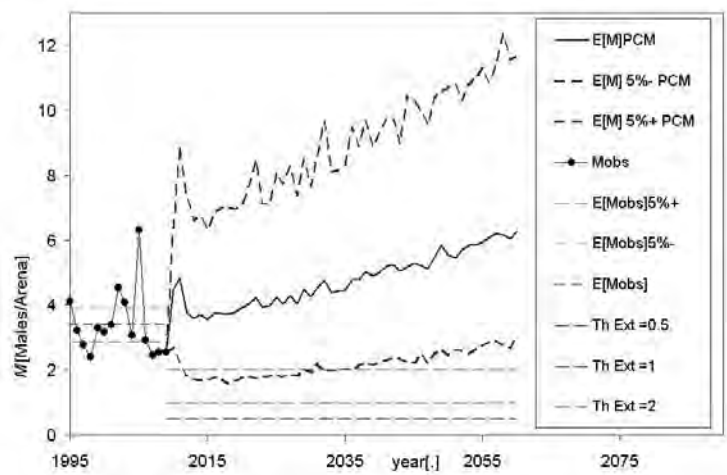


Figure 2 - Population dynamics until 2060, A2 scenario according to NCAR-PCM.

ECOLOGIA E DISTRIBUZIONE DEGLI UCCELLI NELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO: L'ATLANTE DELLE SPECIE NIDIFICANTI (2007-2011)

TOMMASO CAMPEDELLI[1], GUGLIELMO LONDI[1], SIMONETTA CUTINI[1], ANDREA SUZZI VALLI[2], SANDRO CASALI[2], RICCARDO SANTOLINI[3], FABIO PRUSCINI[3] & GUIDO TELLINI FLORENZANO[1]

[1]DREAM Italia, Via Garibaldi 3, 52015 Pratovecchio (AR), tellini@dream-italia.it; [2]Centro Naturalistico Sammarinese, via Valdes De Carlis 21, 47893 Borgo Maggiore, Repubblica di San Marino; [3]Dipartimento di Scienze della Terra, della Vita e dell'Ambiente (DiSTeVA), Università di Urbino, Campus Scientifico Sogesta, 61029 Urbino (PU)

Key Words: Atlas of the Breeding Birds, Republic of San Marino, MaxEnt

Summary *Using over 13000 records, most of them (>10000) gathered through a standardized method (point counts), we produced standard atlas maps showing the presence of species in a 1 km grid and a suitability map, through MaxEnt presence-only method. The breeding avifauna is quite rich (82 species), due to high habitat diversity and biogeographic factors. Pooling together the suitability maps coming from MaxEnt analysis it was possible to define the most important areas for all bird species and, separately, for farmland and woodland species. It is clear that only low-fragmented landscapes hold rich and diverse bird assemblages and it is also clear that the main threats come from the urban sprawl that dramatically depresses the suitability, and actually the presence, for the majority of species.*

Il territorio sammarinese è stato oggetto negli ultimi anni di numerosi studi di ambito naturalistico; tra questi alcuni riguardanti gli uccelli sono confluiti nell'Atlante degli Uccelli nidificanti nella Repubblica di San Marino. Il progetto, durato complessivamente cinque anni (2007-2011) è il risultato di due principali ricerche: la prima condotta dal Centro Naturalistico Sammarinese con l'obiettivo di definire la presenza e la distribuzione dei rapaci diurni e notturni nella Repubblica di San Marino (Casali & Suzzi Valli, 2009), la seconda condotta dall'Università di Urbino con l'obiettivo di utilizzare gli uccelli come indicatori utili a definire lo stato dell'ambiente (Campedelli *et al.,* 2009). I dati utilizzati per l'atlante sono oltre 13000; circa 10000 di questi sono stati raccolti col metodo delle stazioni di ascolto, distribuite in tutto il territorio (con una densità superiore a una ogni 28 ha) che, in parte (80%) già ripetute nel corso della ricerca, possono costituire la base per un regolare monitoraggio.

I dati sono stati utilizzati per produrre a) per ogni specie mappe di presenza con una griglia di un km e b) per le 72 specie con più di tre localizzazioni, mappe di idoneità ambientale tramite modelli di massima entropia (MaxEnt; Phillips *et al.,* 2006). Questi modelli hanno anche messo in evidenza i fattori ambientali che determinano la distribuzione di ciascuna specie.

Le specie nidificanti sono 82 (75 certe, due probabili, cinque possibili) cui vanno aggiunte *Phasianus colchicus* e *Alectoris rufa* presenti in seguito a introduzioni. Per quattro specie (*Pernis apivorus*, *Falco subbuteo*, *Charadrius dubius* e *Colomba palumbus*) la nidificazione nella Repubblica di San Marino non era nota prima del 2007, e per altre due (*Circus pygargus* e *Alcedo atthis*) mancavano notizie di nidificazione nell'ultimo decennio. Due specie non segnalate in precedenza (*Circaetus gallicus* e *Ptyonoprogne rupestris*) sono state osservate in periodo riproduttivo senza tuttavia alcun indizio di nidificazione, e anche per altre 21 specie la cui nidificazione era stata accertata o ipotizzata in passato (Suzzi Valli, 2008), la ricerca non ha fornito alcuna conferma in tal senso. La relativa ricchezza di specie, su poco più di 61 km^2, è dovuta ad una certa variabilità ambientale, favorita a sua volta dalla complessità morfologica, e a motivi biogeografici trovandosi il territorio

sammarinese a cavallo tra le bioregioni continentale e mediterranea. Le analisi ecologiche eseguite con MaxEnt evidenziano l'importanza generale di alcuni fattori ecologici come il bosco e i seminativi, che influenzano la distribuzione di molte specie, ma anche habitat come le pareti rocciose e i calanchi sono molto importanti per diverse specie rare (ad esempio *Falco peregrinus*, *Monticola solitarius*, *Carduelis cannabina*, *Sylvia subalpina*). Un fattore tuttavia altrettanto importante è la superficie urbanizzata, che influenza in maniera molto importante e spesso negativa la distribuzione di molte specie tanto che i fenomeni connessi all'espansione urbana rappresentano la maggiore minaccia per l'avifauna.

La mappa della somma delle idoneità totali (Fig. 1c) conferma questa tesi individuando, con pochissime eccezioni, le zone meno urbanizzate, quasi tasso di urbanizzazione e idoneità generale per gli uccelli appunto, fossero tra loro complementari. Solo le aree meno frammentate (cioè meno interessate dall'"urban sprawl") sostengono comunità ornitiche ricche e diversificate che indicano ambienti in buona salute ed elevati valori di biodiversità. L'effetto non è tuttavia lo stesso su tutte le specie: se consideriamo la somma delle idoneità per i soli uccelli agricoli (sensu Campedelli *et al.* 2009b), è ancora più evidente come questa sia più elevata non solo, com'è ovvio, in corrispondenza delle maggiori estensioni coltivate, ma anche, cosa meno scontata, lontano dalle zone maggiormente urbanizzate (Fig. 1a). Diversamente, nella carta della somma delle idoneità delle specie forestali (sensu Londi *et al.,* 2009), l'antropizzazione mostra un ruolo secondario, risultando molto idonee zone prossime ad aree urbane (comunque poco disturbate per via della morfologia accidentata) e mediamente idonee anche aree boscate di estensione relativamente limitata (Fig. 1b).

Bibliografia

CAMPEDELLI T ET AL. 2009. SCRITTI, STUDI E RICERCHE DI STORIA NATURALE DELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO 2: 153-184; CAMPEDELLI T ET AL. 2009B. AVOCETTA 33 (2): 87-91; CASALI S, SUZZI VALLI A 2009. ALULA 16 (1-2): 715-717; PHILLIPS SJ ET AL. 2006. ECOLOGICAL MODELLING 190: 231-259; LONDI G ET AL. 2009. AVOCETTA 33 (2): 107-114; SUZZI VALLI A 2008. SCRITTI, STUDI E RICERCHE DI STORIA NATURALE DELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO 1: 489-501.

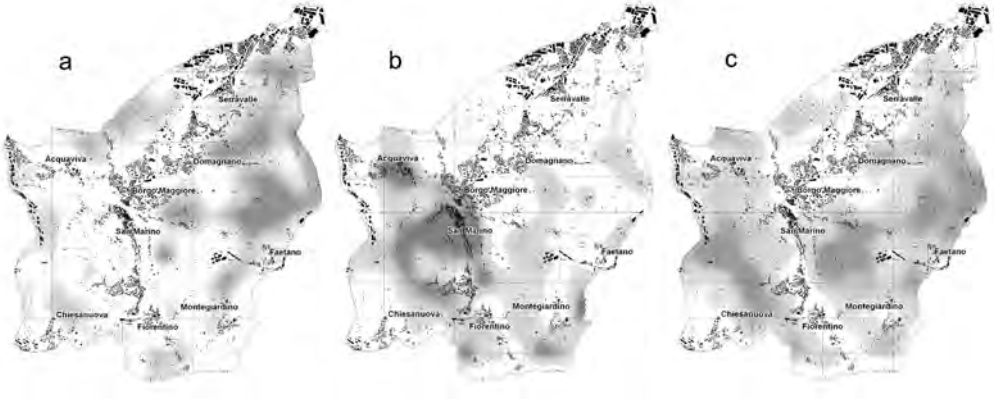


Figura 1 - Somma dei valori di idoneità per le specie di ambiente agricolo (a), di ambiente forestale (b) e per tutte le specie (c) ottenuti con i modelli di massima entropia (Phillips et al. 2006).

GREGARISMO, USO DELL'HABITAT E DIPENDENZA DAL BESTIAME NEL TROFISMO DELL'AIRONE GUARDABUOI *Bubulcus ibis* NEL LAZIO COSTIERO

AMALIA CASTALDI[1] & GASPARE GUERRIERI[1]

[1]*GAROL, Via Villabassa 45, 00124 Roma amaliacastaldi@gmail.com*

KEY WORDS: CATTLE EGRET, GREGARIOUSNESS, HABITAT USE, FORAGING BEHAVIOUR, CATTLE DEPENDENCE, LATIUM COAST.

Summary *The Cattle Egret is well adapted to frequent different environments. In May, it occurs mostly in pastures, whereas in the following months it prefers other environments, even characterized by high human impact. The species positively selects the presence of herds (ovines, bovines, buffaloes and equines) and the commensalism with cattle, which is the highest in June and the lowest in winter. Trophic plasticity and opportunism are regulated by flexible gregariousness that varies in relation to environments, season, time of day and number of cattle, with a marked ability to feed on waste areas and near human settlements.*

Presente lungo le coste del Lazio tutto l'anno, l'airone guardabuoi *Bubulcus ibis*, si riproduce nella regione dal 2008 (Biondi *et al.,* 2008). Nidifica in colonie miste e ricerca il cibo in nuclei costituiti da un numero variabile di individui. Il gregarismo, studiato dal 1999 al 2011 in 10 aree costiere ubicate tra la foce del Marta (VT) e Terracina (LT), è stato analizzato su un campione di 2588 gruppi (individui 34548) osservati in tutti i mesi dell'anno lungo itinerari campione percorsi in auto 3 volte al mese (lunghezza 332 km). I tracciati, realizzati in aree frequentate dalla specie, sono stati effettuati dall'alba al tramonto. Uso dell'habitat e dipendenza dal bestiame sono stati indagati dal primo aprile 2009 al 31 marzo 2011 su 1131 gruppi. Di ciascun gruppo è stata rilevata posizione, numero di individui, attività (riposo-ricerca trofica) e habitat. Sono stati contati separatamente anche i gruppi e il numero di individui osservati in volo. In caso di bestiame associato sono stati registrati specie, numero di capi, attività (riposo-alimentazione) e ambiente di pascolo.

Le differenze tra numero medio di individui/gruppo ± DS (deviazione standard) sono state confrontate mediante test t per dati indipendenti e trasformazione logaritmica dei dati, mentre le variazioni giornaliere di attività sono state testate mediante regressione quadratica. Le correlazioni e le dipendenze tra variabili sono state analizzate con il test di Spearman e mediante regressione lineare. Le variabili di categorie nominali sono state raffrontate con il test del χ^2. Le analisi sono state eseguite con il programma SPSS 14.0.

La consistenza dei nuclei in cerca di cibo, più modesta in maggio, aumenta in giugno (individui/gruppo maggio=3.4±2.87 DS, N=39; individui/gruppo giugno=5.13±4.26 DS, N=40; valori trasformati: t=2.39, P<0.02, g.l. = 77), è massima in settembre (numero medio/individui gruppo=18.5±33.3 DS, N=116; max. individui/gruppo = 254), tende a ridursi in ottobre e novembre e si mantiene costante da dicembre a febbraio. Il numero di individui/gruppo in cerca di alimento, più elevato al mattino e alla sera, si riduce nelle ore centrali (regressione quadratica: R^2=0.887, F=39.17, P<0.001). In queste ore è più frequente l'osservazione di gruppi che si spostano in volo (regressione quadratica: R^2=0.794, F=19.97, P<0.001) ma questi sono composti da un numero minore di individui (regressione quadratica: R^2=0.795, F=17.48, P<0.001).

In periodo riproduttivo l'airone guardabuoi frequenta per lo più i pascoli (72%, N=79), sia quelli dove viene allevato il bestiame brado (52%, N=79), sia quelli seminati per la sua alimentazione (20%); minore importanza hanno i foraggi falciati (9 %) e gli acquitrini (2 %). L'uso delle tipologie aumenta da maggio a dicembre (ρ_S=0.994, P<0.01, N=8), mantenendosi costante in

inverno. La specie, osservata in 34 tipologie di riferimento (71% del totale, N=48), esplora, soprattutto in autunno-inverno, ambienti ad elevato impatto umano come giardini pubblici e privati, margini di autostrade, aree industriali, discariche e aree stressate da incendi. Nel corso dell'anno, la frequenza percentuale d'uso dei pascoli è massima in giugno (84%), mentre in autunno (novembre 50%, dicembre 51%) le frequenze sono più basse (giugno vs novembre: χ^2_1=14.4, P<0.001).

Il 53% dei gruppi (N=1131) era associato al bestiame, il 3% seguiva macchine agricole e il 44% esplorava il terreno in assenza di animali domestici. La dipendenza dal bestiame variava tra mesi, essendo più elevata in giugno e diminuendo fino a marzo (ρ_S =-0.936, P<0.01, N=10). In alcuni mesi, l'uso dei pascoli in assenza di bestiame era superiore a quello dei gruppi osservati al seguito di animali domestici in gennaio, febbraio e marzo (gruppi associati ai pascoli vs gruppi associati al bestiame; gennaio:χ^2_1=4.84, P<0.05; febbraio: χ^2_1=10.17, P<0.01; marzo: χ^2_1=20.22, P<0.001). L'associazione con macchine agricole era più elevata in ottobre e in febbraio e in questo caso il numero medio di individui/gruppo era più elevato (43.8 ± 59.9 DS, N = 34), di quello rilevato nella fase di massimo gregarismo (18.5±33.3, N=116; valori trasformati: t=2.81, P<0.01). È stata registrata una diversa preferenza rispetto al bestiame (χ^2_3=48.9, P<0.01); la specie seleziona positivamente gli allevamenti di bufale, sotto utilizza quelli di equini e di ovini e si associa ai bovini secondo la disponibilità. La consistenza dei gruppi al seguito del bestiame è influenzata dal numero di animali al pascolo, sia nel caso di bovini ed equini (Regressione lineare: R^2=0.337, F= 112.9, P=0.000, N=350), che in quello di ovini (Regressione lineare: R^2=0.456, F=131.6, P=0.000, N=248). L'attività di ricerca trofica è condizionata dal comportamento degli animali al pascolo. Su un campione di 598 mandrie e greggi di animali domestici osservati, 177 erano in riposo e 421 pascolavano. I gruppi di aironi che assumevano lo stesso comportamento erano 116 (66%) nel caso di bestiame in riposo e 369 (88 %) nel caso di bestiame in movimento. Il condizionamento della specie nei confronti del bestiame in movimento era più elevato (χ^2_1=39.4, P<0.001).

Il gregarismo, più marcato nelle migrazioni, è minimo durante la deposizione. Piccoli gruppi si osservano nel corso dell'allevamento, forse perché pochi individui, assicurando i vantaggi di una ricerca collettiva, riducono il rischio di aggressività intraspecifica (Brockmann & Barnard, 1979). In questo periodo la specie frequenta per lo più i pascoli e il commensalismo con il bestiame è più stretto. Una diversa tendenza gregaria si manifesta durante il giorno. In autunno-inverno la specie cerca alimento nelle colture a riposo, nei maggesi e nei foraggi da sfalcio anche dove viene fatto massiccio uso di agrofarmaci, in parchi, giardini, margini di autostrade e discariche, dove si alimenta di rifiuti. In inverno la specie, necessitando di più lunghi tempi di ricerca, esplora i pascoli anche in assenza di animali in movimento. Il bestiame, non influenzato da variazioni di biomassa vegetale, impiega meno tempo per alimentarsi, essendo favorito anche dall'immissione di foraggi negli stessi stazzi. La specie predilige le mandrie di bufale, forse perché allevate nei pressi di zone umide e il controllo del gregarismo si realizza anche nel regolare il numero di individui in rapporto alla quantità di animali al pascolo. L'espansione della specie sembra collegata all'adattabilità rispetto agli ambienti (Kushlan & Hafner, 2000) e ad un gregarismo che varia in rapporto alla stagione, all'ora del giorno, alla numerosità del bestiame, alla capacità di nutrirsi di rifiuti e alla ridotta diffidenza nei confronti dell'uomo.

Bibliografia

BIONDI M ET AL. 2008. GLI UCCELLI D'ITALIA XXXIII: 86-92; BROCKMANN HJ, BARNARD CJ 1979. ANIMAL BEHAVIOUR, 27: 487-514; KUSHLAN JA, HAFNER H 2000. HERON CONSERVATION. ACADEMIC PRESS. LONDON.

IMPORTANZA DI ELEMENTI MARGINALI DEL PAESAGGIO RURALE NELLE PREFERENZE AMBIENTALI DELL'AVERLA PICCOLA *Lanius collurio* IN UN CONTESTO ALPINO

FRANCESCO CERESA[1], GIUSEPPE BOGLIANI[2], PAOLO PEDRINI[1] & MATTIA BRAMBILLA[1,3]

[1]Museo delle Scienze, Sezione di Zoologia dei Vertebrati, Via Calepina 14, 38122 Trento, francesco.ceresa01@gmail.com; [2]Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale, Via Ferrata 1, 27100 Pavia; [3]Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore Biodiversità e Aree Protette, Piazza Diaz 7, 20123 Milano

Key Words: Red-backed Shrike, *Lanius collurio*, farmland birds, marginal feature

Summary *A fine-scale model obtained from territory-mapping and detailed habitat variables highlighted the importance of some marginal features for breeding red-backed shrikes. These factors (bushes, hedgerows, non mowed/grazed grassland) have been selected despite of their extreme scarcity in the study area. The results confirm the importance of these key factors for farmland birds and the need to maintain and increase their availability in farmed landscapes.*

L'intensificazione dell'agricoltura e parallelamente l'abbandono di vaste zone rurali hanno portato ad una forte perdita in termini di biodiversità e al declino di molte specie di uccelli tipiche degli ambienti aperti (Donald *et al.,* 2001; Pain & Pienkowsky, 1997). Spesso queste specie sono legate ad elementi marginali del paesaggio come cespugli, siepi e zone incolte considerati improduttivi nell'ambito dell'agricoltura meccanizzata (Heikkinen, 2007; Brambilla, 2008, 2009). L'obiettivo di questo lavoro è verificare l'importanza di questi ambienti chiave in un contesto in cui la loro disponibilità è molto limitata, attraverso lo studio delle preferenze ambientali dell'averla piccola *Lanius collurio*, specie a status di conservazione sfavorevole (BirdLife International, 2004) e inclusa nel I allegato della direttiva Uccelli (79/409/CEE).

L'area di studio è costituita da 14 aree campione in Provincia di Trento (min 18.8 ha, max 116.9 ha), rappresentative dei principali ambienti adatti alla specie e distribuite in un ampio range altitudinale (200-1800 m s.l.m.). Il rilevamento dei territori riproduttivi della specie, effettuato nei mesi di giugno e luglio 2009 e 2010, è stato effettuato attraverso il *territory mapping* (Sutherland, 2006), visitando ripetutamente ogni sito e riportando le osservazioni su foto aeree dettagliate.

I dati ambientali di dettaglio, non disponibili sulla cartografia GIS esistente, sono stati rilevati sul campo in celle di presenza di 1 ha (dimensione media del territorio riproduttivo della specie, Brambilla *et al.* 2007, 2009) e in altrettante celle di controllo di uguali dimensioni.

Sono stati rilevati in totale 75 territori (33 nel 2009 e 42 nel 2010). Confrontando tramite t-test le caratteristiche ambientali delle celle di presenza e di controllo, sono emerse le seguenti differenze: i) celle di presenza: maggior estensione di prato non falciato/pascolato (2009: $t = -2.59$, $P = 0.014$; 2010: $t = -2.53$, $P = 0.014$) e di arbusti isolati (2010: $t = -4.03$, $P = 0.000$); ii) celle di controllo: maggior estensione di bosco (2009: $t = 1.55$, $P = 0.042$), strade sterrate (2010: $t = 2.10$, $P = 0.041$) e loro lunghezza (2010: $t = 2.27$, $P = 0.027$).

Inoltre a partire dai dati 2009 è stato sviluppato un modello a scala fine, confrontando i risultati di tre differenti approcci statistici (analisi di regressione logistica, multimodel inference e hierarchical partitioning). In base ai risultati, la copertura di prati non falciati o pascolati, arbusti, arbusti isolati e siepi influenza positivamente la presenza della specie, mentre la copertura di bosco influisce negativamente. La validazione è stata effettuata sui dati 2010 (raccolti in 8 nuove aree di

studio). Ricalcolando i coefficienti delle 5 variabili sull'intero data set, si è ottenuto un modello con buona capacità di discriminazione in base ai valori di AUC (0.824 su dati 2009 e 0.821 su dati 2010).

Le densità riproduttive sono risultate piuttosto basse (min 0.45, max 2.22 coppie/10 ha), anche in confronto a dati relativi a zone limitrofe come la Lombardia (Casale & Brambilla, 2009). Densità riproduttive leggermente più elevate sono state riscontrate nelle aree a pascolo, anche se non in modo statisticamente significativo (medie: 1.52 vs. 1.01 coppie/10ha; $t = -2.06$, $P = 0.061$).

I risultati di questo lavoro mettono in evidenza l'importanza di alcuni fattori dal chiaro significato biologico: le fasce a prato non falciato costituiscono zone sorgente per molte specie preda (Casale & Brambilla, 2009) mentre arbusti e siepi sono indispensabili alla specie come zone di nidificazione e posatoi. La copertura del bosco ha un chiaro effetto negativo nonostante la precauzione di scegliere le celle di controllo in modo da includerne estensioni non ampie (media di 7.25% nelle celle di controllo). Gli elementi marginali con effetto positivo risultano importanti anche se presenti in modo scarso, infatti tra questi solo le zone a prato non falciato/pascolato coprono in media un'area abbastanza estesa (11.62%), mentre gli elementi indispensabili alla nidificazione e come posatoi (arbusti e siepi) coprono, sommati, una media di 9.87% nelle celle di presenza. Una ridotta disponibilità di questi fattori chiave è quindi sufficiente a permettere la presenza di popolazioni nidificanti di averla piccola, seppure a basse densità. Questi risultati confermano la necessità di conservare la residua presenza di questi elementi del paesaggio e suggeriscono l'importanza di interventi anche limitati per aumentarne la disponibilità in contesti rurali molto semplificati.

Ringraziamenti

Si ringraziano F. Rizzolli, C. Tattoni e M. Segata per il prezioso aiuto e V. Fin e L. Sottovia per il supporto organizzativo. Questo studio è stato in parte finanziato dalla Provincia Autonoma di Trento nell'ambito del Piano di Sviluppo Rurale e della Rete Natura 2000.

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE INTERNATIONAL, CAMBRIDGE; BRAMBILLA M ET AL. 2007. BIRD STUDY. 54: 160-167; BRAMBILLA M ET AL. 2009. BIOLOGICAL CONSERVATION. 142: 2033-2042; CASALE F, BRAMBILLA M 2009. FONDAZIONE LOMBARDIA PER L'AMBIENTE E REGIONE LOMBARDIA, MILANO; DONALD PF ET AL. 2001. PROC. R. SOC. LOND. B. 268: 25-29; HEIKKINEN RK ET AL. 2004. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 41: 824-835; PAIN DJ, PIENKOWSKY MW 1997. ACADEMIC PRESS, LONDON; SUTHERLAND WJ 2006. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE.

NIDIFICAZIONE DI FALCO PELLEGRINO *Falco peregrinus* NELLA CITTÀ DI PERUGIA

ENRICO CORDINER[1] & RICCARDO DI PAOLA[2]

[1]*Laboratorio di Ecologia Applicata, Via del Cortone 31, 06121 Perugia, cordiner@libero.it;*
[2]*Via Dicomano 43, 00189 Roma*

Key words: peregrine falcon; urban habitat

Summary *In 2010 and 2011, a pair of the Peregrine falcon bred in the bell tower of a medieval church located at Perugia city. The first observations of this species in the urban area of Perugia occurred in October 2006. Because of the works for the church restoration, which started in February 2007, the species never tried to nest until the breeding season in 2010.*

La nidificazione del falco pellegrino in ambiente urbano è nota in alcune città italiane. Certamente la specie ha conosciuto, dopo un periodo di declino nei decenni 1960 – 70, una fase di incremento della popolazione che la ha portata a raddoppiare gli effettivi nidificanti (Fasce & Fasce, 1992; Allavena & Brunelli, 2003; Magrini & Perna, 2007), e a colonizzare nuovi territori, anche in ambiente urbano (Dinetti & Fraissinet, 2001).

In particolare, negli ultimi 20 anni, in Italia sono noti eventi di nidificazione del falco pellegrino a Bologna (Ceccarelli *et al*., 2003), Ferrara, Firenze, Genova, Milano (Pirovano 1995), Napoli (Guglielmi *et al*., 2006), Piacenza, Roma (www.birdcam.it, 2011), Torino, Venezia.

Nel 2010 una coppia di falchi pellegrini ha nidificato con successo anche nella città di Perugia, utilizzando il campanile di una chiesa monumentale edificata in epoca medioevale.

Le prime osservazioni della specie risalgono all'ottobre 2006, quando una coppia si era stabilmente insediata nell'area della chiesa. Essa utilizzava abitualmente tetto, sottotetto, cornicioni e pietre sporgenti del campanile come posatoi e dormitori ed è stata ripetutamente avvistata, anche in attività di caccia, nello spazio aereo adiacente la basilica.

Probabilmente la nidificazione si sarebbe potuta verificare già nella primavera del 2007, se non fossero iniziati nel mese di febbraio lavori di restauro della chiesa (comprendenti l'intero campanile), che hanno comportato una situazione di continuo disturbo antropico. La coppia si è di conseguenza allontanata e per alcuni anni se ne sono perse le tracce.

Nel giugno 2010, dopo un periodo di sporadiche segnalazioni, è stata nuovamente avvistata una coppia di adulti insieme ad un giovane individuo non ancora indipendente. La nidificazione, della quale è stato accertato il sito a posteriori (una nicchia all'interno del campanile), ha avuto luogo nonostante fosse ancora presente l'impalcatura utilizzata per i lavori (seppure smantellata del piano superiore).

Nel 2011, a partire dal mese di giugno, i falchi pellegrini sono stati costantemente osservati nel medesimo sito dell'anno precedente e la presenza di almeno un nuovo giovane involato fa ritenere portata a termine la nidificazione per il secondo anno. I pellegrini, oltre ad utilizzare i consueti posatoi in pietra sul campanile, hanno anche sporadicamente utilizzato la impalcatura dei lavori di restauro lasciata parzialmente montata. Inoltre, sembrano ben sopportare il forte rumore delle campane (anche se proveniente da altoparlanti e non naturale).

Tra le prede cacciate dai falchi pellegrini nello spazio aereo adiacente la basilica si rilevano principalmente colombi, ma anche taccole e passeri d'Italia.

Bibliografia

ALLAVENA S, BRUNELLI M 2003. AVOCETTA 27 (1): 20-23; CECCARELLI P ET AL. 2003. AVOCETTA, 27 (1): 92; DINETTI M, FRAISSINET M 2001. CALDERINI EDAGRICOLE, BOLOGNA; FASCE P, FASCE L 1992. EDIZIONI CALDERINI, BOLOGNA: 682-693; GUGLIELMI R ET AL. 2006. PICUS, 32 (61): 31-35; MAGRINI M, PERNA P 2007. ATTI DEL CONVEGNO. SERRA S. QUIRICO (AN), 26-28 MARZO 2004. PARCO REGIONALE DELLA GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI: 133-139; PIROVANO A 1995. RIV. ITAL. BIRDW., 3: 60-66.

Adriano De Faveri

Grillaio

PRESENZA INVERNALE DEGLI STRIGIFORMI IN PROVINCIA DI GROSSETO

MARCO DRAGONETTI, FAUSTO CORSI, FABRIZIO FARSI, PIETRO GIOVACCHINI, MICHELE LAMBERTI, LUCA PASSALACQUA, GIACOMO RADI & ANDREA SANTI

Gruppo Ornitologico Maremmano, strada Corsini 5, 58100 – Grosseto Email: dragom1@alice.it

Key Words: wintering owls, strigiformes, owl presence

Summary *Here we presented the results of winter observations of Strigiformes in the Grosseto province. Data concern 294 observations that occurred in 7 consecutive winters, from 2004 to 2010. The most contacted species were the Little Owl, the Barn Owl and the Tawny Owl. The Long-eared Owl was found in farmland and urban areas near to the coast. Interestingly, we found a wintering Scops Owl, which indicates that some birds of this species do not migrate.*

I dati sulla presenza degli Strigiformi sono spesso carenti, a causa delle abitudini notturne ed elusive di questi uccelli; in particolare quelli riguardanti la loro presenza invernale sono i più scarsi. Lo scopo di questo lavoro è di fornire un quadro aggiornato sullo svernamento dei rapaci notturni nell'area della provincia di Grosseto. Nel periodo 2004-2009, durante un'indagine sulla presenza invernale dell'occhione (con uso di playback), sono stati effettuati rilievi notturni sistematici in 144 località diverse del territorio provinciale a dicembre e gennaio (Giovacchini *et al.,* in stampa). Ciò ha permesso di raccogliere 111 dati di presenza invernale di Strigiformi. A questi sono stati aggiunti 183 dati raccolti dagli autori e da esperti birdwatchers negli anni 2004-2010, nel periodo 20 novembre/10 febbraio. Inoltre, un dormitorio invernale di gufo comune è stato studiato per 7 anni con rilievi settimanali. I risultati nelle figure indicano il numero massimo di uccelli osservati *contemporaneamente* durante lo stesso rilievo in una determinata località. Il gufo comune (Fig. 2) frequenta zone aperte, coltivate e urbane, prossime alla costa. Sono noti due dormitori. I dati riferiti al roost di Grosseto indicano una tendenza alla diminuzione della presenza. Il gufo di palude è molto raro. Vi sono solo quattro segnalazioni a noi note in zone costiere (Orbetello e Diaccia-Botrona). L'allocco è meno comune della civetta e del barbagianni, ma è diffuso in tutta la provincia in modo abbastanza regolare (Fig. 1), con una predilezione per le zone interne boscose di media collina. Evita le zone costiere, tranne nel Parco della Maremma. Il barbagianni è comune in inverno (Fig. 1). La piana dell'Albegna, dell'Osa, quella grossetana e di Scarlino sono le zone più frequentate. E' presente inoltre nelle zone interne boscose, in particolare tra il Monte Labbro e il Monte Amiata. La civetta (Fig. 1) è la specie più comune, distribuita su tutto il territorio, anche nelle zone interne. Predilige zone aperte, coltivate e aree urbane. La mancanza di dati in una piccola zona a nord è dovuta a difetto di copertura e alla presenza di zone boscate, dove è probabilmente assente. L'assiolo è specie a presenza abbastanza diffusa, anche se forse con un contingente numericamente limitato rispetto alla popolazione nidificante (Fig. 1). Interessante la concentrazione di molte segnalazioni nell'area urbana di Grosseto. La Tabella 1 mostra il numero totale di osservazioni per ogni specie, le osservazioni fatte fuori dal periodo gennaio-dicembre e le risposte a playback eterospecifico (occhione) che appaiono numericamente importanti per l'allocco e la civetta . In conclusione i nostri dati mostrano una presenza invernale ben diffusa di civetta, barbagianni e allocco, con una localizzazione più costiera per la seconda specie. Più difficile valutare la distribuzione del gufo comune, ma i singoli dati e il rinvenimento di due roost a sud e al centro non lontani dalla costa, fa supporre una buona presenza nella fascia pianeggiante costiera. Molto interessante la presenza accertata dell'assiolo, sia in aree urbane che rurali. La consistenza numerica di questo

contingente svernante dovrebbe essere stimata con più approfondite indagini.

Bibliografia

GIOVACCHINI P, DRAGONETTI M, CORSI F, FARSI F. IN STAMPA. ATTI XIV C.I.O.

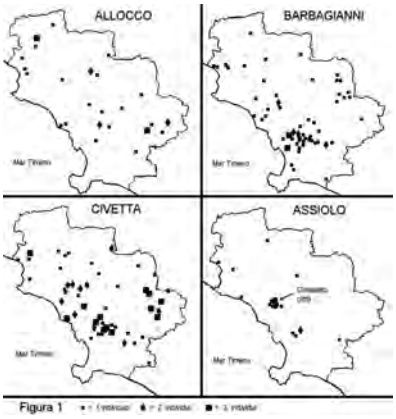


Figura 1 - Siti di presenza invernale di allocco, barbagianni, civetta e assiolo

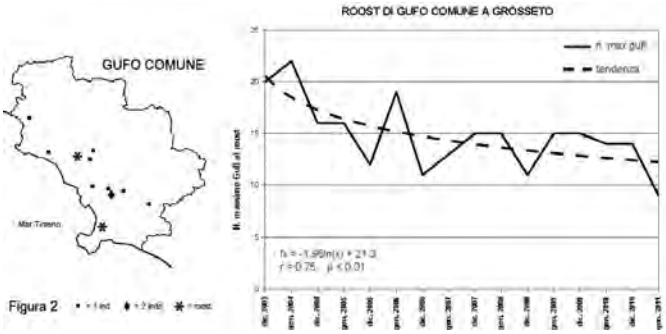


Figura 2 - Siti di presenza invernale di gufo comune e conteggi ai dormitori

Tabella 1 - Osservazioni di Strigiformi nel corso della ricerca

	n. osservazioni totali	risposta playback eterospecifico	dati novembre e febbraio
allocco	36	10	1
assiolo	27	1	7
barbagianni	84	4	12
civetta	107	32	18
gufo comune	36	2	2
gufo di palude	4	0	0

IL POLLO SULTANO *Porphyrio porphyrio* NELL'INVASO ARTIFICIALE DI PONTE BARCA (PATERNÒ - CT)

PAOLO GALASSO*, RENZO IENTILE* & ALESSANDRO ANDREOTTI**

**Dipartimento di Biologia Università di Catania, Via Androne 81, 95124 Catania, paolo_galasso@hotmail.com; **ISPRA, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO)*

Key Words: Purple Swamphen, Porphyrio porphyrio, monitoring, Ponte Barca (CT), Sicily

Summary *The Purple Swamphen became extinct in Sicily in the mid 50s. As a result of a reintroduction programme started in 2000, a new population was re-established in the wetlands around the Simeto mouth. From here, many birds dispersed, colonising new areas. The reservoir of Ponte Barca, created by a dam in the middle course of the Simeto river, was one of the first sites reached by the Purple Swamphen. The reservoir is 35 km from the mouth and is characterised by low shores where a thick belt of* Thypa *and* Phragmites *can thrive if water levels are adequate. A monitoring activity carried out since the beginning of the reintroduction programme allowed to follow the colonisation process. The first sightings were recorded in 2004, but breeding was confirmed only in 2006, when 8-10 nests were estimated. Nesting was ascertained every year until 2009. In 2008, the ecological conditions were optimal and very high densities of breeding pairs were observed (1,5-1,7 clutch/ha of riparian vegetation; n clutches = 15-17). In the breeding season 2010 and 2011 the reservoir was deserted, owing to the low water level and the lack of an adequate habitat, but in September 2011 the Purple Swamphen was sighted again, soon after the growth of a new fringe of helophytic vegetation.*

Il Pollo sultano *Porphyrio porphyrio*, un tempo diffuso nella maggior parte delle zone umide siciliane, è andato incontro alla totale scomparsa dall'isola verso la metà degli anni '50 (Andreotti, 2001). In seguito alla fase esecutiva del progetto di reintroduzione avvenuta in Sicilia tra il 2000 e il 2003, durante la quale sono stati effettuati i rilasci di 104 esemplari provenienti dalla Catalogna, si è ricostituita una popolazione nidificante. In breve tempo gli individui hanno colonizzato le aree di rilascio, le Riserve naturali dell'Oasi del Simeto (CT), del Fiume Ciane e delle Saline di Siracusa e del Biviere di Gela (CL), riproducendosi pochi mesi dopo la reintroduzione (Ientile & Andreotti, 2003). Un nucleo riproduttivo consistente, stimato in 41 coppie nel 2007, (Ientile, 2008). si è insediato presso le zone umide alla foce del Simeto. Inoltre, alcuni individui hanno compiuto spostamenti che hanno portato alla colonizzazione di altre zone umide siciliane. Tale processo, nella sua dinamicità, è ad oggi ancora in corso. L'attività di monitoraggio, condotta regolarmente ogni anno sin dall'inizio del progetto, ha confermato l'andamento positivo della popolazione e ha permesso di individuare e verificare le aree che fino ad ora sono state occupate dalla specie. Uno dei primi siti stabilmente colonizzati dal Pollo sultano al di fuori dei luoghi di rilascio è stato l'invaso di Ponte Barca. Si tratta di un bacino artificiale originatosi in seguito alla costruzione di una diga realizzata lungo il tratto del fiume Simeto, in territorio di Paternò (CT), a circa 35 km dalla foce. La realizzazione della traversa di contenimento risale alla prima metà degli anni '80. L'azione frenante della diga permette l'accumulo di una riserva idrica che viene utilizzata per scopi irrigui.

L'invaso si estende per circa 25 ha e ha una profondità variabile da poche decine di centimetri a 5-6 metri, in base alla gestione del sistema di chiuse. Le rive sono caratterizzate da una debole pendenza e pertanto, in presenza di adeguati livelli idrici, permettono la crescita di un'estesa fascia di vegetazione elofitica, con abbondante presenza di *Thypa* e *Phragmites*.

Figura 1 - Vista panoramica dell'invaso di Ponte Barca, Paternò (CT); il sito è stato spontaneamente colonizzato dal Pollo sultano (Foto di P. Galasso).

Figura 2 - Esemplare di Pollo sultano fotografato nei pressi dell'invaso di Ponte Barca (Foto di Toni Puma).

L'invaso di Ponte Barca è stato attentamente monitorato sin dalle prime fasi del progetto di reintroduzione per la sua vicinanza alla foce del Simeto. Le osservazioni sono state condotte da maggio a settembre da punti di stazionamento utilizzando il playback. L'attività di rilevamento è stata intensificata nel corso del 2008 ed è stata estesa all'asta fluviale e ad una serie di zone umide di minori dimensioni presenti in un raggio di 4 km (Galasso, 2009). Nel 2009 è stata accertata la nidificazione, ma non è stato effettuata una stima delle coppie presenti.

I primi avvistamenti di Pollo sultano a Ponte Barca risalgono al 2004, mentre le prime nidificazioni sono state accertate nel 2006, quando sono state individuate 8-10 coppie territoriali. Le presenze hanno subito forti variazioni, da un anno all'altro, oscillando da un minimo di 5 coppie nel 2007 a un massimo di 15-17 nel 2008. Nel 2008 sono state calcolate densità pari a 1,5-1,7 coppie per ettaro di canneto/tifeto. Dal 2010 al 2011 non si sono registrate nidificazioni nell'area, tuttavia, a partire dall'estate 2011, la specie è tornata nel sito. La quantità d'acqua presente nell'invaso, influenzando lo sviluppo e l'estensione della fascia ripariale (canneto e tifeto), ha condizionato il numero di coppie ospitate: il basso numero di coppie nel 2007 e la scomparsa della specie nel 2010 sono stati determinati da concomitanti abbassamenti dei livelli idrici.

Il Pollo sultano ha dimostrato di adattarsi rapidamente al mutare delle condizioni ambientali, abbandonando l'area e tornandovi non appena le condizioni si sono rese nuovamente favorevoli.

E' presumibile che, in relazione all'abbassamento del livello dell'acqua, alcuni individui abbiano colonizzato temporaneamente zone umide limitrofe, come il tratto del fiume sottostante l'invaso, probabilmente già utilizzato in passato come corridoio ecologico per raggiungere Ponte Barca. I polli sultani possono avere frequentato anche ambienti umidi minori, come piccoli invasi artificiali, che possono fungere da stepping stones utilizzati nelle fasi di dispersione verso altri siti.

È ipotizzabile che la crisi ambientale registrata nel 2010 a Ponte Barca abbia favorito il processo di colonizzazione di altre zone umide quali ad esempio il lago di Pergusa (EN), che ospita oggi diverse coppie nidificanti (Termine, 2014).

I dati raccolti dimostrano come le zone umide artificiali con finalità irrigue possano contribuire in maniera significativa all'incremento di popolazioni di uccelli acquatici di elevato valore conservazionistico. In questi ambienti la gestione dei livelli idrici appare di fondamentale importanza per preservare la biodiversità ornitica.

Bibliografia

ANDREOTTI A (ED.) 2001. QUAD. CONS. NATURA, 8, MIN. AMBIENTE - IST. NAZ. FAUNA SELVATICA; GALASSO P 2009. TESI DI LAUREA IN SCIENZE AMBIENTALI, ANNO ACCADEMICO 2008-2009, UNIVERSITÀ DI CATANIA; IENTILE R, ANDREOTTI A 2003. RIV. ITAL. ORN., 73: 83-86; IENTILE R 2008. PROGETTO DI REINTRODUZIONE DEL POLLO SULTANO IN SICILIA: RAPPORTO ATTIVITÀ DI MONITORAGGIO, ANNO 2007. - IST. NAZ. FAUNA SELVATICA, REPORT INTERNO; TERMINE R 2014. ATTI XVI CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA: 618-619.

SOVRAPPOSIZIONE SPAZIALE E SEGREGAZIONE ECOLOGICA DELL'AVERLA PICCOLA *Lanius collurio* E DELL'AVERLA CAPIROSSA *Lanius senator* IN UN'AREA DI SIMPATRIA DEL LAZIO

GASPARE GUERRIERI & AMALIA CASTALDI

GAROL, Via Villabassa 45, 00124 Roma, amaliacastaldi@gmail.com

KEY WORDS: RED-BACKED SHRIKE, WOODCHAT SHRIKE, SPATIAL AND ECOLOGICAL SEGREGATION, LATIUM COAST.

Summary *We investigated which are the main variables that affect the reproductive choices of the Woodchat Shrike and the Red-backed Shrike in a sympatric area of the Latium coast. The Red-backed Shrike prefers to colonize the ridges of lower slope, close to the sea and to meadows that can be mowed. The Woodchat Shrike prefers the margin of woods, in areas rich of bramble bushes and high grass. The two species showed little tolerance towards roads and permanent human settlements.*

In diminuzione nelle aree costiere del Lazio, l'averla piccola *Lanius collurio* e l'averla capirossa *Lanius senator*, si riproducono in simpatria in vasti territori destinati al pascolo brado dei Monti della Tolfa (Guerrieri & Castaldi, 2010). Monitorate dal 1992, le due specie occupano territori inseriti in paesaggi simili distanti tra loro anche poche decine di metri. Nel contributo si analizzano le variabili che più influenzano le scelte riproduttive e si individuano i descrittori rispetto ai quali le due specie tendono a segregarsi. La ricerca è stata condotta su un'area campione di 34.4 km^2 (altitudine 0-498 m s.l.m.; distanza dalla linea di costa 0.2-10 km). Il comprensorio, urbanizzato in prossimità del mare (0-2 km), è caratterizzato da sistemi collinari disabitati utilizzati per il pascolo brado (bovini ed equini). Le tipologie vegetali sono costituite da boschi di caducifoglie e misti (20.6%), da pascoli xerici con arbusti sparsi e alberi isolati (60%), da colture cerealicole frammiste ad aree di prateria xerica non coltivabili (5.9%), da foraggiere da sfalcio a Graminaceae (3.5%), da aree semi urbanizzate separate da incolti, colture orticole, vigneti, uliveti, frutteti e serre per la floricoltura (10%).

Le caratteristiche del macrohabitat sono state rilevate su superfici di 200 m di raggio e centro il nido (12.6 ha). La struttura vegetale è stata indagata lungo due transetti (lunghezza 100 m), tra loro perpendicolari, aventi per intersezione il nido e orientati secondo i punti cardinali. Le misurazioni sono state effettuate al termine della riproduzione. Le variabili relative all'habitat sono state valutate su un campione di 60 territori occupati tra il 2005 e il 2010. I parametri relativi alle aree utilizzate più volte nel corso degli anni sono stati analizzati una sola volta per evitare fenomeni di pseudoreplica. In Tabella 1 sono riportate le variabili impiegate nelle analisi. I confronti tra medie ± DS (deviazione standard) sono stati effettuati con il test t per dati indipendenti dopo normalizzazione dei dati di origine mediante trasformazione logaritmica [$x' = (\log x+1)$] o mediante arcoseno nel caso si dovessero comparare delle percentuali medie. Le relazioni tra variabili di categorie nominali sono state raffrontate con il test del χ^2 e correzione di Yates nel caso di confronto di due categorie. I rapporti esistenti tra descrittori e presenza o assenza della specie sono stati esplorati mediante regressione logistica binaria metodo forward Wald Stepwise applicata su 60 aree di presenza del nido di averla piccola e in altrettante di averla capirossa. La significatività dell'analisi è stata testata con il Wald test e solo le variabili con significatività $P<0.05$ sono state incluse nel modello. Per ridurre la collinearità le variabili intercorrelate ($r>0.6$), considerate aspetti di uno stesso descrittore, sono state eliminate ed è stata inserita solo quella più esplicativa. Le analisi sono state

effettuate con il programma SPSS 14.0.

Usi diversi dell'habitat sono stati rilevati rispetto a 5 variabili, mentre i descrittori del paesaggio vegetale registrati a minore distanza dal nido e diversi nelle due specie sono stati 6 (Tabella 1). La regressione logistica binaria, applicata alle variabili che soddisfano i criteri di inserimento e che individuano le caratteristiche del paesaggio, classifica correttamente il 91.5% dei casi (test omnibus dei coefficienti del modello: χ^2=110.64, df=8, P<0.001) e trattiene 8 variabili. Distanza dal mare (B=1.62, Wald=7.02, P=0.008), pendenza del crinale (B=2.11, Wald=12.94, P=0.000), distanza da un corpo idrico (B= 2.27, Wald=11.79, P=0.001), presenza di prati falciabili (B=1.56, Wald=6.68, P=0.010), densità dell'arboreo (B=3.71, Wald=10.66, P=0.001), altezza media degli arbusti (B=1.16, Wald=5.00, P=0.025), altezza della componente erbacea (B=1.12, Wald=4.25, P=0.039) e presenza del rovo (B=3.09, Wald=12.06, P=0.001; B per la costante=1.52, Wald=5.51, P=0.019) sono il gruppo di variabili che più contribuiscono alla segregazione delle due specie. In condizioni di contiguità riproduttiva, l'averla capirossa, rispetto alla congenere, tende ad insediarsi lungo i crinali con pendenze più modeste, poste ad una minore distanza dalla costa e dove sussistano microambienti più xerici. L'averla capirossa tende a segregare l'averla piccola a margine dei boschi e degli arbusteti, dove la predazione è più elevata (Guerrieri & Castaldi, 2005).

Bibliografia

GUERRIERI G, CASTALDI A 2005. AVOCETTA 29: 5-11; GUERRIERI G, CASTALDI A 2010. RIV. ITAL. ORN. 80 (1): 35-56.

Tabella 1 - Variabili utilizzate per analizzare l'habitat riproduttivo di Lanius collurio e di Lanius senator. L'asterisco evidenzia le variabili inserite nell'analisi di regressione logistica binaria.

Caratteristiche del paesaggio sulle superfici circolari di 12.6 ha	*L. collurio*	*L. senator*	test T	P
altitudine media sul livello del mare in m	228 ± 88.9	228 ± 81.4	0.32	n.s.
*distanza media dalla linea di costa in km	6.81 ± 1.88	6.12 ± 1.55	2.07	0.05
*esposizione del crinale misurata in gradi come deviazione dal nord	178 ± 95.2	181 ± 78.3	1.60	n.s
*pendenza del crinale % (trasformazione arcsen x)	23.7 ± 12.6	18.8 ± 10.5	1.77	n.s
*distanza media del nido da un corpo idrico (fontanile, fosso, risorgiva) in m	201 ± 116	297 ± 173	3.54	0.01
*terreno privo di vegetazione in ha	0.38 ± 0.36	0.60 ± 0.58	2.23	0.05
*distanza media da una formazione boschiva in m	265 ± 254	448 ± 301	4.37	0.001
*superficie media occupata da pascoli attivi in ha	9.97 ± 3.99	9.72 ± 3.81	0.57	n.s
*superficie media occupata da prati falciabili in ha	1.04 ± 2.85	1.76 ± 3.43	1.20	n.s
*superficie media occupata da pascoli inattivi in ha	1.22 ± 3.27	0.77 ± 2.54	0.87	n.s
superficie media occupata da frutteti in ha	0.01 ± 0.04	0.1 ± 0.34	1.67	n.s
distanza da un'abitazione in m	2368 ± 1135	2442 ± 1107	0.10	n.s
*distanza da una strada carrozzabile, anche sterrata, in m	361 ± 362	599 ± 499	3.75	0.01
Variabili vegetali misurate lungo i transetti di 100 m orientati secondo i punti cardinali				
*numero medio di alberi	7.03 ± 8.05	1.73 ± 2.64	4.85	0.001
altezza media degli alberi in m	10.9 ± 3.51	9.81 ± 2.81	3.44	0.01
numero medio di arbusti	23.5 ± 12.1	14.8 ± 6.31	4.66	0.001
*altezza media degli arbusti in m	3.39 ± 0.87	3.52 ± 0.80	1.28	n.s
altezza media dell' erbaceo in m	0.26 ± 0.17	0.29 ± 0.26	0.01	n.s
*numero medio di arbusti di *Pyrus pyraster*	11.00 ± 7.51	9.71 ± 4.41	0.60	n.s
*numero medio di arbusti di *Rubus ulmifolius* o di P*yrus pyraster* invasi da *Rubus*	8.64 ± 5.67	3.24 ± 2.44	6.72	0.001
*numero medio di arbusti di *Crataegus monogyna*	0.92 ± 1.49	0.46 ± 0.97	2.06	0.05
*numero medio di arbusti invasi da *Rosa* spp	2.42 ± 2.55	1.17 ± 1.7	2.83	0.01
*numero medio di arbusti di *Prunus spinosa*	0.49 ± 1.62	0.49 ± 0.89	0.54	n.s

ASSOCIAZIONI BOSCHIVE E PRESENZA RIPRODUTTIVA DI PICIDAE SEDENTARI IN AMBIENTI FORESTALI ETEROGENEI DEL LAZIO COSTIERO

GASPARE GUERRIERI[1], UMBERTO DE GIACOMO[1] & ALEANDRO TINELLI[2]

[1]GAROL, Via Villabassa 45, 00124 Roma, umberto.degiacomo@tiscali.it; [2]Tenuta Presidenziale di Castelporziano, Via Pontina 690, 00128 Roma

KEY WORDS: FOREST ASSOCIATIONS, SEDENTARY *PICIDAE*, USE OF THE SPACE, ENVIRONMENTAL PREFERENCES.

Summary *We analyzed the distribution of the Green Woodpecker, the Great spotted Woodpecker and the Lesser spotted Woodpecker in the estate of Castelporziano. On large surfaces the Great spotted Woodpecker is influenced by the coverage and heterogeneity of woods, which do not affect the presence of the Green Woodpecker. The two species occupy oak, ilex and pine forests. While the Green Woodpecker has no preferences, the Great spotted Woodpecker prefers plain oak forests. Considering a reduced scale of the landscape, the Great spotted Woodpecker selects highly covered and heterogeneous forests. The Lesser spotted Woodpecker is influenced by the forest coverage and by the presence of hygromesophile woods. The Green Woodpecker has no preferences.*

Costituita da un complesso mosaico di ambienti, la Tenuta Presidenziale di Castelporziano è caratterizzata da boschi maturi intimamente intrecciati originari della costa tirrenica e da impianti di specie alloctone. Al suo interno si riproducono il picchio verde *Picus viridis*, il picchio rosso maggiore *Dendrocopos major* e il picchio rosso minore *Dendrocopos minor*, specie diversificate per sensibilità alla frammentazione e alla maturità dei boschi (Wilcove *et al.,* 1986). Scopo dell'indagine è stato individuare i descrittori che più condizionano l'uso dello spazio durante la riproduzione. L'influenza del tipo di bosco è stata indagata in 6 tipologie (Della Rocca *et al.*, 2001). La presenza delle specie è stata accertata mediante emissioni registrate sostando per 10 min, una sola volta, in 985 superfici quadrate (UR) aventi lato di 250 m (6.25 ha). I rilievi sono stati effettuati tra il primo febbraio e il 31 marzo (2004-2006). Le risposte sono state riportate su cartografia georeferenziata della vegetazione 1/10.000 di griglia corrispondente sulla quale è stata calcolata la superficie di ciascuna tipologia. L'uso degli ambienti è stato indagato su superfici di 100 ha e di 6.25 ha. I rapporti tra paesaggio e specie sono stati esplorati, a scala di 100 ha, mediante regressione multipla (metodo stepwise), realizzata inserendo come variabili indipendenti la copertura boschiva, il numero di associazioni vegetali e la superficie di ogni tipologia e, come variabile dipendente, il numero di risposte per specie. A scala di 6.25 ha, la presenza è stata analizzata mediante regressione logistica binaria metodo forward Wald Stepwise. L'analisi è stata applicata nelle aree dove era stata registrata la presenza di almeno una delle specie, utilizzando le stesse variabili e la risposta binaria presenza-assenza come variabile dipendente. La significatività è stata testata con il Wald test e solo le variabili con significatività $P<0.05$ sono state incluse nel modello. Nelle UR di 6.25 ha, i confronti tra ambienti e specie sono stati effettuati con il test del χ^2. È stato esplorato il 99.3% (N=978) delle UR di 6.25 ha e di queste il 43.0% era colonizzato da almeno una specie.

Picchio verde - In UR di 6.25 ha dove era presente almeno una specie, il picchio verde era la sola accertata nel 46.6% (N=163), era associata con il picchio rosso maggiore nel 37.4%, con il picchio rosso minore nel 9.8% e con le due specie nel 6.1%. Su superfici di 100 ha le risposte del picchio verde erano positivamente influenzate dalla copertura e dalla presenza di boschi mesoigrofili e negativamente dai boschi a bassa densità di farnetto e sughera (29 % della varianza). In UR di 6.25 ha i contatti in aree del tutto boscate sono stati il 62.2% (N=164), di cui il 44.5% è stato registrato

in boschi puri, mentre il 55.5% in ambienti misti. In 94 UR di querceto di caducifoglie e in 52 di pineta la presenza del picchio verde è stata accertata nel 36.2 e nel 26.9% dei casi; le frequenze non sono diverse (χ^2_1=1.37, n.s.). La regressione logistica, applicata sulle UR di 6.25 ha, classifica correttamente il 61.6% dei casi e non trattiene alcuna delle variabili considerate.

Picchio rosso maggiore - In UR di 6.25 ha dove aveva risposto almeno una specie, il picchio rosso maggiore era la sola presente nel 69.6% (N=286), era associata con il picchio verde nel 21.3%, con il picchio rosso minore nell'11.5 % e con le 2 specie nel 3.5 %. Le UR, nelle quali il picchio rosso maggiore era la sola specie presente, erano più elevate di quelle registrate per il picchio verde (χ^2_1=23.0, P<0.001). Su superfici di 100 ha, la quantità di risposte era influenzata dalla copertura e dalla eterogeneità boschiva (54 % della varianza) e negativamente dalle formazioni a bassa densità di farnetto e sughera e dai boschi puri di sughera. Nelle UR di 6.25 ha le risposte ottenute in aree del tutto boscate (63.7%, N=328) non erano diverse da quelle rilevate per il picchio verde (χ^2_1=0.11, n.s.), così come non differiva la percentuale di contatti avuti in boschi monospecifici (39.6%; χ^2_1= 0.36, n.s.). Nelle UR di 6.25 ha del tutto boscate a cerro e farnetto e nelle pinete, la presenza del picchio rosso maggiore è stata accertata nel 57.5 % (N=94) e nel 40.4 % (N=52) dei casi; le frequenze sono diverse (χ^2_1=3.93, P<0.05). I contatti registrati nel primo di questi ambienti sono più elevati di quelli registrati per il picchio verde (χ^2_1=8.57, P<0.01). Il picchio rosso maggiore, in particolare, era l'unica specie rilevata in boschi puri di sughera. La regressione logistica binaria applicata alle UR di 6.25 ha classifica correttamente il 71.3% dei casi (test omnibus dei coefficienti del modello: χ^2=13.58, P=.001) e trattiene le variabili copertura boschiva ed eterogeneità vegetale.

Picchio rosso minore - In UR di 6.25 ha dove era presente almeno una specie, il picchio rosso minore era la sola presente nel 35.2% (N = 88) dei casi, era associata con il picchio verde nel 20.4%, con il picchio rosso maggiore nel 29.5% e con le 2 specie nel 14.8%. Le UR, nelle quali il picchio rosso minore era isolato, non differivano da quelle dove era presente il solo picchio verde (χ^2_1=3.07, n.s.), mentre erano più modeste di quelle dove era isolato il picchio rosso maggiore (χ^2_1=33.38, P<0.001). Sulle superfici di 100 ha le risposte erano influenzate dalla eterogeneità dei boschi e negativamente dalle sugherete; nessuna delle associazioni, invece, incideva sulla quantità di risposte. Nelle UR di 6.25 ha i contatti avuti in aree di bosco (41.8%, N=9), erano più bassi di quelli registrati per il picchio verde (χ^2_1=9.87, P<0.01) e per il picchio rosso maggiore (χ^2_1=14.12, P<0.01), mentre non differiva la percentuale di contatti rilevata in boschi monospecifici (44.0%, N=91), né rispetto al picchio verde, né al picchio rosso maggiore (χ^2_1=0.03, n.s.; χ^2_1=0.55, n.s.). Nelle UR di 6.25 ha boscate a cerro e farnetto e nelle pinete la presenza del picchio rosso minore è stata accertata nel 10.6% (N=94) e nel 9.6 % (N=52) dei rilievi; le frequenze non sono diverse (χ^2_1=0.14, n.s.). I contatti registrati in questi ambienti erano più modesti di quelli rilevati per il picchio verde (χ^2_1=17.12, P<0.001; χ^2_1=5.28, P<0.05) e per il picchio rosso maggiore (χ^2_1=45.9, P<0.0001; χ^2_1=13.18, P<0.001). La regressione logistica binaria applicata alle UR di 6.25 ha classifica correttamente il 78.8% dei casi (test omnibus dei coefficienti del modello: χ^2= 17.9, P=0.000) e trattiene le variabili copertura boschiva e boschi igromesofili.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano la Direzione della Tenuta di Castelporziano per aver consentito lo svolgimento dell'indagine.

Bibliografia

DELLA ROCCA AB ET AL. 2001. SEGR. GEN. DELLA PRES. DELLA REPUBBLICA, ROMA: 709-747; WILCOVE DS ET AL. 1986. CONSERV. BIOL., MASSACHUSSETS: 237-256.

DIVERSITÀ DI ORNITOCENOSI NIDIFICANTI IN DUE OASI WWF DEL LITORALE PISANO (PI): UN'ANALISI COMPARATIVA

ROBERTO GUGLIELMI, ROBERTO DELL'ORSO, & GIOVANNI CARMIGNANI

Comitato Oasi WWF Litorale Pisano, Via Betti c/o Complesso Concetto Marchesi, Pisa, robertorni@libero.it

Key Words: diversity, breeding birds community, WWF Oasis, littoral, Pisa

Summary *In 2009 and 2010, we studied the community of breeding birds in two Oasis of the WWF, located in the Tuscan littoral near Pisa. The Oasis "Dune di Tirrenia" is composed mainly by young pines, while the Oasis "Bosco di Cornacchiaia" is a wet woodland characterized by old trees. We compared the breeding bird communities in terms of species richness, equitability, number of foraging and trophic niches. Although the two Oasis are only 4 km apart, there are clear differences between their bird communities. In the "Bosco di Cornacchiaia" we recorded many insectivorous species that feed from insects and larvas living inside old trees, such as Picidae, Sittidae and Certhidae, which were absent in the "Dune di Tirrenia". Indeed, in the "Dune di Tirrenia" the wood is young and there are not useful holes for these species to nest or to capture preys. In the "Bosco di Cornacchiaia" there are, respectively, 7 and 8 trophic and foraging niches, while in the "Dune di Tirrenia" only 2 trophic and foraging niches are present.*

Lungo il Litorale Pisano si trovano due Oasi WWF di recente istituzione, che tutelano due biotopi facenti parte dell'area di protezione esterna del Parco Regionale di Migliarino-San Rossore. I due biotopi, pur distanti solo 4 km circa l'uno dall'altro, sono caratterizzati da dimensioni, età della vegetazione, struttura di habitat, e livelli di disturbo antropico, molto differenti. Poiché è noto che l'aumentata diversità delle comunità biologiche è dovuta alla più grande età e stabilità (Sanders, 1968) o alla più grande complessità strutturale degli habitat (MacArthur *et al.*, 1966), negli anni 2009-10 sono state studiate, rispettivamente, le ornitocenosi nidificanti nelle due Oasi: "Dune di Tirrenia", e "Bosco di Cornacchiaia". Si è proceduto quindi, a posteriori, ad un'analisi comparativa di alcuni parametri misuranti la diversità delle due ornitocenosi. Il presente lavoro riporta i risultati di questa comparazione. A integrazione dello studio, nell'inverno 2010-11, per aumentare la ricchezza di specie di una delle due Oasi, è stato realizzato un progetto di installazione di cassette-nido, che ha già fornito dei risultati incoraggianti.

Le due Oasi del WWF, "Dune di Tirrenia" e "Bosco di Cornacchiaia" occupano, rispettivamente, aree di 25 e 87 ha. La prima si estende lungo un tratto di costa caratterizzato da una successione di habitat: dalla linea di costa, verso l'interno, si hanno infatti, rispettivamente, lembi di duna litoranea, aree a macchia bassa - con leccio, fillirea, mirto, corbezzolo, *Juniperus spp*., e un bosco a pino marittimo, con esemplari coetanei e giovani. L'Oasi è interessata, nel periodo estivo, da intenso disturbo antropico. Il "Bosco di Cornacchiaia", invece, è caratterizzato da boschi mesofili, con presenza di farnia, acero, carpino bianco, olmo, frassino ossifillo, pioppo bianco, ontano nero, obliterati da settori a bosco di leccio e pino domestico, con quest'ultimo rappresentato da esemplari di aspetto "monumentale". All'interno dell'Oasi, inoltre, è presente anche un piccolo lago, e il disturbo antropico è minimo.

La raccolta dei dati in campo è avvenuta da marzo-aprile a luglio, effettuando almeno una visita al mese per sito. Le visite sono state compiute dalla ore 06:00 alle 09:00, quando è più intensa l'attività canora delle specie ornitiche. Per il rilevamento delle specie, sono state usate tecniche di censimento miste, basate sul transetto (Jarvinen & Vaisanen, 1977) e sui punti di ascolto (Bibby *et al.*, 2000). Il riconoscimento delle specie è avvenuto a vista, oppure mediante ascolto dei can-

ti territoriali dei maschi adulti. Le osservazioni sono state compiute con binocolo 10x36. I dati derivanti dai transetti e dai punti di ascolto sono stati trattati separatamente e successivamente elaborati ottenendo i valori dei seguenti parametri: ricchezza di specie (S); indice di diversità di Shannon ($H' = -\Sigma (p_i \ln. p_i)$) (Shannon & Weaver, 1963); indice di equiripartizione (J) (Lloyd & Ghelardi, 1964; Pielou, 1966); nicchie trofiche e categorie di foraggiamento, desunte da Ehrlich *et al.*, 1994; similarità faunistica, mediante l'indice di Sorensen (QS = 2c/a+b);

La Tabella 1 riporta un sintetico confronto di parametri utili a definire la diversità delle due ornitocenosi nidificanti nelle due Oasi. L'indice di Similarità faunistica di Sorensen è uguale a 0,5.

Le specie nidificanti al Bosco di Cornacchiaia, che non nidificano alle Dune di Tirrenia, sono – tra le altre - il picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*, il picchio verde *Picus viridis*, il rampichino ***Certhia brachydactyla***, e il picchio muratore *Sitta europea*.

Nonostante la stretta vicinanza topografica, le due comunità ornitiche nidificanti presentano delle differenze significative, come dimostra il basso valore dell'indice di similarità di Sorensen. Queste differenze riguardano essenzialmente la composizione di specie, che si presenta più ricca e diversificata a Cornacchiaia. Nell'Oasi del Bosco di Cornacchiaia sono presenti infatti quelle specie (*Picidae*, *Sittidae*, *Certhidae*) che, nutrendosi di insetti raccolti dalla superficie di tronchi e rami, o di larve di insetti xilofagi, necessitano di boschi maturi, dotati di alberi vetusti e marcescenti, nel cui tronco sia agevole l'escavazione di cavità da utilizzare per la nidificazione, o comunque già ricchi di cavità naturali da utilizzare per lo stesso scopo, e con una maggiore varietà di nicchie trofiche da occupare.

La nidificazione di una coppia di Cinciallegre, in una delle 20 cassette-nido messe a dimora nella pineta giovane dell'Oasi di Tirrenia, per indurre la nidificazione di piccoli Passeriformi, assenti come nidificanti nell'Oasi per mancanza di siti idonei, dimostra l'iniziale, anche se parziale, successo dell'iniziativa.

Tabella 1 - Elenco comparato dei principali parametri di diversità delle ornitocenosi delle due Oasi WWF del Litorale Pisano

Parametri di diversità	Dune di Tirrenia	Bosco di Cornacchiaia
Ricchezza di specie	11	25
Indice di Shannon (valore medio)	2,11	2,46
Equiripartizione (valore medio)	0,88	0,90
Numero di nicchie trofiche	2	7
Numero di nicchie di foraggiamento	2	8

Bibliografia

BIBBY C, BURGESS ND, HILL DA, MUSTOE SH 2000. ACADEMIC PRESS; EHRLICH PR, DOBKIN DS, WHEYE D, PIMM SL 1994. OXFORD UNIVERSITY PRESS; JARVINEN O, VAISANEN RA 1977. POL. ECOL. STUD. 3 (4): 11-15; MACARTHUR RH, RECHER H, CODY M 1966. THE AMERICAN NATURALIST, 100: 319-332; LLOYD M, GHELARDI RJ 1964. JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY, 33: 217-225; PIELOU EC 1966. JOURNAL OF THEORETICAL BIOLOGY, 13: 131-144; SANDERS HL 1968. THE AMERICAN NATURALIST, 102: 243-282; SHANNON CE, WEAVER W 1963. PRESS, URBANA, ILLINOIS.

CARATTERISTICHE STRUTTURALI E VEGETAZIONALI DEI SITI RIPRODUTTIVI DI STERPAZZOLINA COMUNE *Sylvia c. cantillans* IN PROVINCIA DI VITERBO (CENTRAL ITALY)

ANGELO MESCHINI* & SARAH GREGG**

**SROPU c/o Lynx Natura e Ambiente srl, Via Britannia 36, 00183 Roma, a.meschini@gmail.com; **Via Simone Stratico 9, 00122 Lido di Ostia (RM)*

KEY WORDS: *SYLVIA C. CANTILLANS*, HABITAT STRUCTURE, FLORA, BREEDING SITE.

Summary *In this study the reproductive habit of the subalpine warbler in the Viterbo province was analyzed. There was a positive relationship between the presence of* Sylvia c. cantillans *and the presence of trees (> 4m) used as song perches and on landscape scale with "farmland mosaics"* $\chi^2_5 = 28,5$. *The species was found to be unaffected by the floristic composition of the shrubs and the width and length of the hedge where the nest is sited. Maintenance or creation of small strips of natural vegetation with shrubs and small trees (< 4m) is therefore a positive factor for the conservation of this species.*

La sterpazzolina comune è specie del Mediterraneo occidentale (isoterme 23°-30° di luglio). Il gruppo delle sterpazzoline è tuttora soggetto a revisione sistematica (Brambilla *et al.,* 2008) ed occupa un ampio spettro di tipologie di habitat mediterranei (Shirihai *et al.,* 2001).

Nella stagione riproduttiva 2010 è stato condotto uno studio sulla sottospecie nominale di sterpazzolina comune *Sylvia c. cantillans* in provincia di Viterbo, con lo scopo di ottenere informazioni sulle caratteristiche strutturali, fisionomiche e floristiche dei siti riproduttivi. Siti riproduttivi o "aree nido" sono state considerate quelle nelle quali si effettuavano osservazioni di almeno due canti territoriali dei maschi dallo stesso posatoio. Lo studio ha interessato i comuni di Viterbo, Tuscania, Vetralla e Monte Romano, tutti in provincia di Viterbo. I rilevamenti sono stati effettuati dal 15/03 al 15/06 ed hanno interessato un campione di 48 aree nido. Nel periodo di indagine e per la bibliografia disponibile *Sylvia c. cantillans* è risultata essere l'unica sterpazzolina nidificante nel Lazio, mancando allo stato attuale, evidenze della nidificazione di sterpazzolina di Moltoni *Sylvia moltonii* (sin. *Sylvia subalpina*), osservata invece con regolarità in fase di migrazione e che presenta un areale riproduttivo parapatrico (Brambilla *et al.,* 2006).

Il periodo di massima contattabilità dei maschi territoriali si situa tra il 15 marzo al 15 aprile, fase nella quale, all'intensa attività vocale dei maschi si accompagna una frequente ostentazione fisica prescrittiva per la definizione e difesa dei territori di nidificazione. Nel periodo seguente l'attività di canto procede regolarmente, ma i maschi diventano meno osservabili, vocalizzando soprattutto schermati dalla vegetazione. Si è rilevato che l'inizio delle emissioni del canto generalmente non inizia prima delle 07 (ora solare) mentre le vocalizzazioni si attenuano dopo le 10.30, riprendendo con maggiore frequenza dopo le 17.30.

La difesa dei territori è rivolta ai conspecifici; in un caso sono state osservate interazioni aggressive eterospecifiche nei confronti di *Sylvia atricapilla*, già osservate da Cody e Walter (1976).

I siti riproduttivi, tutti georeferenziati in ambiente GIS (sistema di riferimento UTM, datum WGS 84) e tutti riconducibili a siepi, sono stati analizzati attraverso i seguenti parametri: altitudine (m s.l.m.), lunghezza della siepe, larghezza della siepe, composizione floristica e altezza degli arbusti. E' stata studiata anche presenza e composizione delle specie arboree (>4 m) in un buffer di 15 m di raggio dall'area nido. E'stata valutata la matrice ambientale su scala di paesaggio in un raggio di 50 m dal sito di nidificazione, misurata attraverso le categorie di Corine Land Cover per

ottenere informazioni territoriali omogenee e confrontabili.

In Tabella 1 si riportano i risultati delle variabili ambientali misurate. La presenza di alberi si è verificata nel 56,25% dei casi, che arrivano al 64,6% considerando forme arbustive tra i tre e i quattro metri. Gli alberi vengono utilizzati come posatoi di canto dai maschi o come piattaforma per i voli nuziali e non per la collocazione della struttura nido. Una caratterizzazione "etologica" influenza quindi la selezione dell'habitat riproduttivo, in accordo con Cramp (1992) e con Brambilla *et al.* (2007) che hanno messo in luce per la sterpazzolina di Moltoni analoghe caratteristiche bio-fisiche delle aree riproduttive, associate ad un modello comportamentale.

Nell'area di studio, tra gli arbusti prevale nettamente la presenza di *Rubus* (77% dei casi), seguita da *Clematis* (25%) e *Cytisus* (23%). "Lunghezza siepe" e "Larghezza siepe", all'analisi del χ^2, non mostrano relazione statisticamente significativa con la presenza della specie. Più interessanti sono i valori minimi che assumono questi due parametri. In un sottocampione (n=43), nel 38,63% dei casi, la "Larghezza siepe" risultava < 2m. Per la "Lunghezza siepe", il 43,75% dei casi ha dato valori ≤ 20 m (n=48). Il grado di correlazione tra le due variabili $\rho = 0{,}24$ è basso, evidenziando l'elevata eterogeneità delle formazioni arbustive aggregate.

Tabella 1 - Parametri strutturali dell'habitat riproduttivo di Sylvia c. cantillans *(n=48).*

Parametro	M	DS	MAX	MIN
ALTITUDINE m slm	207,54	41,95	283	130,6
LUNGHEZZA SIEPE m	27,5	10,99	50	2,5
LARGHEZZA SIEPE m	2,97	1,58	8	0,5
ALTEZZA ARBUSTI m	2	0,62	4	0,7
ALTEZZA ALBERI m	5,82	2,31	15	4,2

In Figura 1, si riporta la composizione delle specie vegetali arboree a livello di genere che hanno caratterizzato il campione di studio. Il test del $\chi^2_5 = 8{,}33$ non mostra nessun livello di significatività con riferimento alla relazione specie arborea/presenza di sterpazzolina comune, in accordo con le asserzioni di Wiens (1992) che enfatizzano il ruolo della struttura della vegetazione e non della composizione floristica come elemento di segregazione spaziale negli Uccelli.

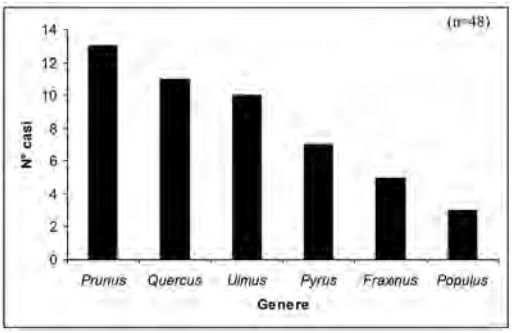


Figura 1 - Presenza degli alberi nei siti riproduttivi di sterpazzolina comune Sylvia c. cantillans. *Anno 2010. (n=48)*

Per le matrici ambientali, misurate attraverso Corine Land Cover, la specie ha utilizzato sei categorie: Mosaici agrari, Macchia bassa e gariga, Macchia alta, Mosaici colture agrarie e incolti, Specie igrofile, Praterie discontinue. Scomponendo l'apporto delle singole componenti al valore del χ^2_5 28,5, si evidenzia che la matrice ambientale "Mosaici agrari" è altamente associata alla presenza della sterpazzolina comune nell'area di studio.

L'insieme di questi risultati mette in risalto l'importanza del mantenimento degli agroecosistemi a mosaico attraverso una gestione razionale e naturalistica. La presenza di piccolissime porzioni di vegetazione naturale in stadi seriali evolutivi favorisce, con evidenza, la conservazione della sterpazzolina comune.

Ringraziamenti.
Si ringraziano M. Brambilla e C. Zucca.

Bibliografia

BRAMBILLA M ET AL. 2007. ORNIS FENNICA 84: 91-96; BRAMBILLA M ET AL. 2008. MOLECULAR PHYLOGENETICS AND EVOLUTION 48: 461-472; CRAMP S 1992. OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD; CODY ML, WALTER H 1976. OIKOS VOL. 27, NO. 2, PP. 210-238; SHIRIHAI H ET AL. 2001. HELM, LONDON; WIENS JA 1992. UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE.

Culbianco

INFLUENZA DELLA STRUTTURA DELL'HABITAT E DELL'USO DEL SUOLO SULLA COMUNITÀ ORNITICA NEI SISTEMI AGRO-PASTORALI DEL SIC-ZPS MURGIA ALTA (PUGLIA, ITALIA)

ROCCO SORINO[1], MARCO GUSTIN[2], GIUSEPPE GIGLIO[2], ALBERTO SORACE[2] & GIUSEPPE CORRIERO[1]

[1]Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Bari, via Orabona 4, 70125 Bari, r.sorino@biologia.uniba.it; [2]LIPU, Dipartimento Conservazione, via Trento 49, 43100 Parma

Key Words: Mediterranean steppe, Apulia Murgia Alta, heterogeneous landscapes, steppe passerine species

Summary *The main goals of this study were to investigate the influence of habitat structure and land use on the ornithological community in agro-pastoral systems of SCI-SPA Murgia Alta (Apulia, Italy). The number of bird species was positively related to the richness of herbaceous plant species in the steppe habitat. The presence of the natural steppe near extensive sown lands supports high abundance values of many birds typical of the steppe habitat.*

Nei sistemi agricoli e pastorali le attività antropiche sono responsabili della disponibilità e della qualità degli habitat naturali e/o seminaturali e, in un contesto paesaggistico a mosaico, le specie animali possono trarre vantaggio anche nell'utilizzo di habitat alternativi a quelli naturali (Blondel, 1980; Debinski & Holt, 2000; Dunning *et al.*, 1992; Law & Dikman, 1998).

Lo scopo del nostro lavoro è stato quello di descrivere le relazioni tra la struttura e composizione della vegetazione erbacea, l'uso del suolo, la matrice di paesaggio dei sistemi agro-pastorali del SIC-ZPS Murgia Alta (IT9120007) e la struttura di comunità della calandra *Melanocoripha calandra*, calandrella *Calandrella brachidactyla*, tottavilla *Lullula arborea*, calandro *Anthus campestris*, allodola *Alauda arvensis*, cappellaccia *Galerida cristata* e strillozzo *Miliaria calandra*.

Sulla base dei valori di abbondanza delle specie, in relazione al diverso rapporto steppa/seminativo, sono state testate le seguenti ipotesi: *Habitat compensation hypothesis* (Norton *et al.*, 2000); *Landscapes supplementation hypothesis* (Dunning *et al.*,1992); *Landscapes complementation hypothesis* (Dunning *et al.*, 1992).

Nel periodo aprile-giugno 2008 sono state effettuate due sessioni di censimento utilizzando la tecnica dei punti di ascolto in 198 plot circolari con raggio di 100 m.

Ventiquattro plot sono stati descritti in base alla composizione e struttura della vegetazione erbacea; 113 plot in base all'uso del suolo, al grado di frammentazione (numero di patch) e alla complessità della forma delle patch (perimetro P/area A); queste variabili sono state misurate all'interno di buffer concentrici di 100 e 500 metri.

Le specie maggiormente distribuite sono risultate la calandra con l'80.8% dei plot di presenza, lo strillozzo (70%) e la cappellaccia (64.6%); le specie con distribuzione limitata sono risultate l'allodola e il calandro, rispettivamente con il 3.5 e il 2%. Nelle aree con un cotico erboso caratterizzato da un elevato numero di specie erbacee sono stati ottenuti i maggiori contatti delle specie ornitiche (R^2=0.78, t=3.5, P=0.003) purchè l'altezza erbacea risulti poco sviluppata (R^2=0.78, t=-2.4, P=0.025).

Nei 100 m di raggio le colture legnose influenzano negativamente il numero di specie S, mentre l'abbondanza N è condizionata positivamente da estensioni di seminativo (R^2=0.07, t=3, P=0.004) e di steppa (R^2=0.07, t=2.8, P=0.006).

Nella figura 1A e B (specie adattate alle aree aperte) si evidenzia come i valori più elevati di abbondanza media della calandra sono stati raggiunti nella steppa e nel seminativo, evidenziando come il pattern segue l'ipotesi habitat compensation, la cappellaccia è più abbondante dove prevale il seminativo, l'allodola sembra dipendere dalla steppa, mentre per la calandrella si registrano abbondanze più elevate dove prevale il seminativo rispetto alla steppa, con un picco massimo nei settori di copresenza steppa-seminativi.

Nei 500 m S è influenzato positivamente dall'estensione dei seminativi (R^2=0.14, t=2.3, P=0.007), mentre elevati valori del rapporto medio P/A delle patch hanno un'influenza negativa (R^2=0.14, t=-3.2, P=0.002); valori elevati di N sono condizionati sia dai seminativi (R^2=0.12, t=2.7, P=0.007) che dalla steppa (R^2=0.12, t=2.3, P=0.025). La calandra, la cappellaccia (Fig. 2A) e la calandrella (Fig. 2B) raggiungono il picco massimo di abbondanza nei settori di copresenza steppa-seminativo, con picco nei seminativi rispetto alla steppa. L'allodola è favorita dalla steppa nonché dai settori in cui la steppa interagisce con i seminativi, suggerendo un adattamento della specie in linea con l'ipotesi landscapes supplementation (Fig. 2B).

Questo studio ha evidenziato come un elevato numero di specie dipenda dalla presenza di pascoli diversificati in termini di ricchezza floristica. Molte specie ornitiche traggono vantaggio sia dalla steppa che dai seminativi, ad eccezione dell'allodola, rinvenuta soprattutto nei settori caratterizzati da maggiori estensioni di steppa. Pertanto le specie sembrano utilizzare anche le aree a seminativo ed in particolare risulta essenziale l'interazione steppa-seminativo purché nella matrice di paesaggio siano favorite le estensioni di patch rispetto alla complessità di forma, dovuta a porzioni con superfici limitate e perimetri articolati.

Azioni future tese alla conservazioni dei sistemi agro-pastorali della Murgia Alta devono limitare i cambiamenti di destinazione d'uso del territorio che vedono attualmente i seminativi soppiantati da colture arboree e garantire il recupero delle attività pastorali finalizzate al mantenimento delle aree steppiche in termini di struttura e composizione del cotico erboso.

Ringraziamenti

Progetto finanziato dal Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione Protezione Natura. Graziana Antolino e Luigi Forte per i rilievi fitosociologici.

Bibliografia

BLONDEL J 1980. ACTA OECOL. 1: 91-100; DEBINSKI DM, HOLT RD 2000. CONSERV. BIOL. 14: 342-355; DUNNING JB ET AL. 1992. OIKOS 65: 169-175; LAW BS, DIKMAN CR 1998. BIODIVERS. CONSERV. 7: 323-333; NORTON MR ET AL. 2000. ECOGRAPHY 23, 209-223.

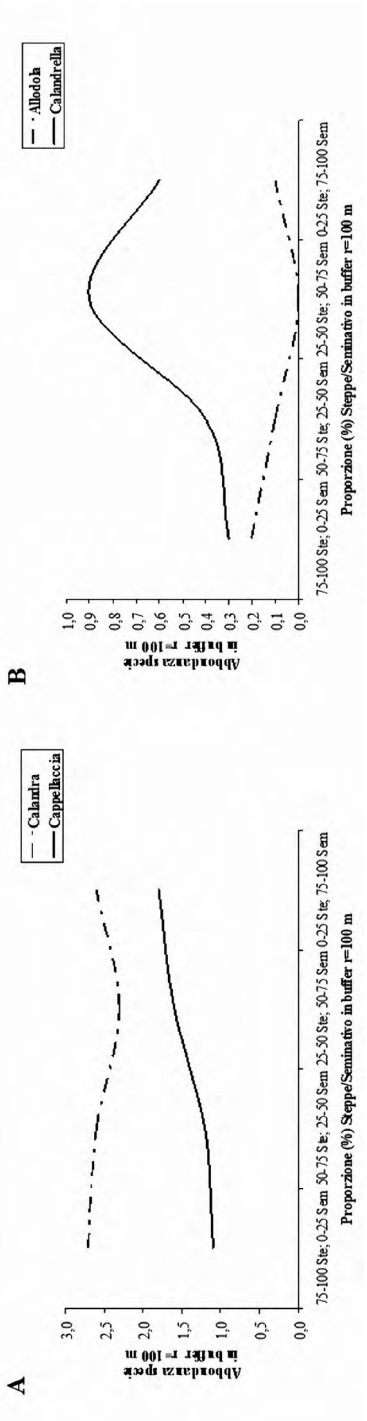


Figura 1 - Andamento dell'abbondanza media delle specie in funzione del rapporto steppe/seminativi in plot con r=100 m.

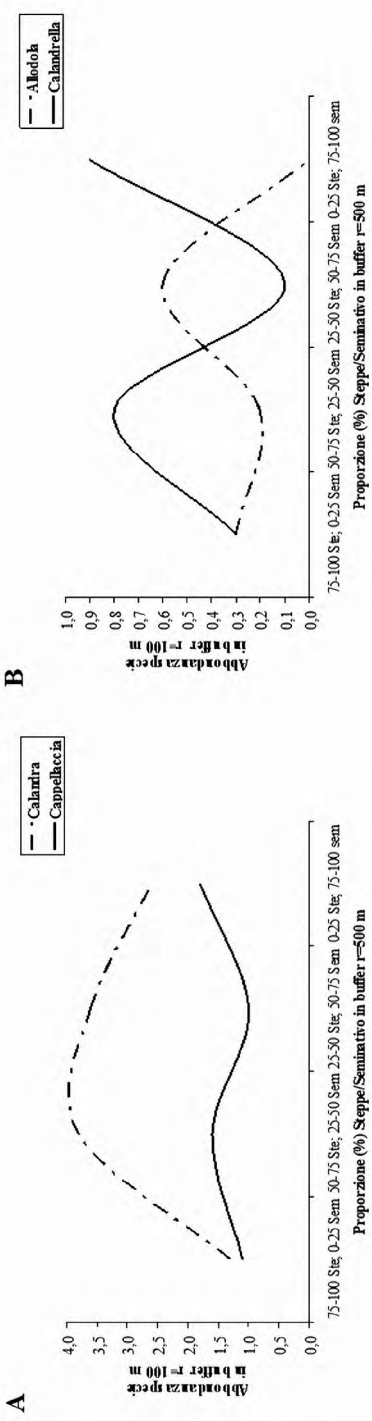


Figura 2 - Andamento dell'abbondanza media delle specie in funzione del rapporto steppe/seminativi in plot con r=500 m.

Sessione seconda

COMPORTAMENTO

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

ASPETTI INCONSUETI NELLA NIDIFICAZIONE DI FRATINO *Charadrius alexandrinus* LUNGO IL LITORALE DI SENIGALLIA (ANCONA, MARCHE)

FRANCESCA MORICI, MAURO MENCARELLI, CLAUDIO SEBASTIANELLI, NIKI MORGANTI & GABRIELE ANGELETTI

Studio Naturalistico Diatomea, Via Guercino 3, Senigallia (AN), info@studiodiatomea.it

KEY WORDS: KENTISH PLOVER, BREEDING, INDUSTRIAL AREA, NESTING ON ROOFS

Summary *This study reports on some aspects of the breeding biology of a small population of Kentish plover* Charadrius alexandrinus *which have emerged in 2011. In Senigallia (AN), this species usually breeds only in three coastal areas: Cesano, Cesanella and Marzocca. In 2011, for the first time, two pairs nested in Montemarciano, south of Senigallia. We recorded two unusual nest locations. Six pairs nested on the roofs of some bathing huts on a sandy beach. The huts, about 3.5 meters tall, had a flat, concrete roof. The second unusual nesting location refers to an abandoned industrial area, located at about 250 meters from the shore, separated from the beach by a street and a line of residencial buildings. Birds nested on a concrete pavement with scattered ruderal vegetation. We also found a nest with 3 eggs on 18 February, the earliest laying date reported for Italy and Europe so far.*

Dal 2007 studiamo con regolarità la popolazione di Fratino *Charadrius alexandrinus* presente nel litorale di Senigallia: con questo lavoro si evidenziano alcuni comportamenti insoliti osservati nella stagione riproduttiva 2011. Nelle Marche la specie è considerata nidificante, migratrice e svernante irregolare (Giacchini, 2003); attualmente il Fratino nidifica irregolarmente lungo il litorale, ad eccezione dei siti di Senigallia e Fermo, che rappresentano le uniche due aree in cui la specie è regolarmente presente tutto l'anno (Morganti *et al.*, 2009).

La ricerca interessa il litorale del Comune di Senigallia (AN), per un tratto di 10 km. Su di esso sono state individuate tre aree distinte in cui è stata rilevata la specie: Cesanella, Cesano e Marzocca. Cesanella e Cesano sono aree contigue caratterizzate da spiaggia sabbiosa e presenza di dune embrionali. Le due aree sono monitorate dal 2007. Il sito di Marzocca è invece caratterizzato da spiaggia ghiaiosa con vegetazione dunale rada. I primi nidi qui individuati risalgono al 2008. Dalla stagione riproduttiva 2011 la ricerca è stata estesa fino al Comune di Montemarciano, a sud di Senigallia, in cui la specie ha nidificato per la prima volta.

Si è proceduto a rilevamenti in periodo riproduttivo mediante osservazione diretta con attrezzature ottiche. L'area è stata percorsa a piedi con cadenza settimanale, allo scopo di individuare le coppie nidificanti ed i nidi. Georeferenziati i nidi, è stata compilata una scheda di rilevamento riportante data di deposizione (esatta o presunta), tipologia di nido, numero di uova e, nel caso di distruzione del nido, la causa che l'ha determinata, distinguendo tra fattori antropici e naturali. È stata inoltre definita una caratterizzazione ecologica ed ambientale dei siti di nidificazione (substrato, distanza dal mare o da eventuali fossi, vicinanza con altri nidi, densità delle coppie).

Durante la stagione riproduttiva 2011 sono state registrate alcune particolarità.

1) Deposizione precoce: il 18 febbraio è stata osservata una femmina in cova sulla spiaggia del litorale nord (Cesanella). Il nido, con 3 uova, è risultato abbandonato dopo 2 settimane.

2) Nidificazioni presso un'area industriale abbandonata, verificatesi in aprile e giugno su una superficie con porzioni di lastricato in cemento e vegetazione ruderale, distante dal litorale circa 250 metri e separata da questo da numerose infrastrutture, tra le quali una fascia residenziale ed una strada statale. Si tratta di due nidificazioni di una stessa coppia che non hanno portato però

all'involo nessun pullo (Fig. 1).

3) Nidificazioni sui tetti di alcuni stabilimenti balneari: osservate in 6 casi presso Marzocca (Fig. 2). In un caso le uova sono state deposte su copertura ghiaiosa, negli altri 5 direttamente sullo strato bituminoso di isolamento dei tetti dove gli adulti hanno circondato le uova con materiale raccolto dalla spiaggia. In 4 casi le covate hanno avuto esito positivo, ma solo in 3 i pulli sono riusciti ad arrivare all'involo.

4) Probabili tentativi di "annessione" di pulli, osservati in almeno 4 casi, da parte di individui esterni alla coppia.

In quest'ultima stagione riproduttiva sono stati evidenziati aspetti inconsueti per le conoscenze eco-etologiche della specie. Un periodo di condizioni climatiche particolarmente favorevoli ha probabilmente favorito la deposizione osservata in febbraio. A conoscenza degli autori, in bibliografia, non sono state rilevate date così precoci di nidificazione. Le deposizioni sui tetti e nell'area industriale abbandonata inducono a pensare ad un tentativo di "sfuggire" all'eccessivo disturbo sulla spiaggia dovuto a bagnanti, cani e pulizie meccaniche dell'arenile. Simili nidificazioni sono state osservate su manufatti nel Golfo di Cagliari (Mascia *et al.*, 2011). Considerando solo il successo di schiusa, le deposizioni sui tetti sono state positive per il 66,6%; il fallimento della riproduzione nell'area industriale è probabilmente imputabile a predazione da gatto sui pulcini.

Bibliografia

GIACCHINI P., 2003. RIV. ITAL. ORN. 73 (1): 25-45. MASCIA F., GRUSSU M., 2011. IN: BIONDI M., PETRELLI L. (A CURA DI). LE SCIENZE (13), 125-127. MORGANTI N., FUSARI M., MENCARELLI M., MORICI F., PASCUCCI M. & MARINI G., 2009. IN: BRUNELLI M., BATTISTI C., BULGARINI F., CECERE J.G., FRATICELLI F., GIUSTIN M., SARROCCO S. & SORACE A. (A CURA DI). ALULA (1-2): 252-254.

Figura 1 - Nidificazione nell'area industriale

Figura 2 - Esempio di nidificazione su tetto

Sessione terza

MIGRAZIONE

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

CAN HAEMOPARASITES IDENTIFY THE ORIGIN OF MIGRATORY REED WARBLERS *Acrocephalus scirpaceus* AND GREAT REED WARBLERS *A. arundinaceus*?

RITA VENTIM[1], JAVIER PÉREZ-TRIS[2] & JAIME A. RAMOS[1]

[1]*Institute of Marine Research (IMAR/CMA), Department of Life Sciences, University of Coimbra, Apartado 3046, 3001-401 Coimbra, Portugal, ritaventim@gmail.com;* [2]*Departamento de Zoología y Antropología Física, Facultad de Biología, Universidad Complutense, 28040 Madrid, Spain*

Key Words: European flyways, haemoparasites, *Haemoproteus*, migratory connectivity, *Plasmodium*.

Riassunto *Le rotte di migrazione di molti uccelli sono difficili da determinare e molti metodi sono stati utilizzati per cercare di comprendere i modelli migratori. La presenza di parassiti differenti è stata proposta come mezzo per identificare l'origine degli individui di specie ornitiche con alta connettività migratoria. Il presente lavoro analizza gli emoparassiti (generi* Haemoproteus *e* Plasmodium*) di Cannaiola e Cannareccione (*Acrocephalus scirpaceus *e* A. arundinaceus*) catturati in diversi siti europei, per verificare se esiste una differenza tra le combinazioni di emoparassiti lungo le due principali rotte migratorie in Europa. Campioni di sangue raccolti da 458 uccelli in quattro siti del Portogallo (rotta occidentale) contenevano 16 ceppi parassitari, mentre 32 sono stati reperiti nella letteratura riguardante tutta l'Europa. 14 di questi 32 ceppi sono stati rinvenuti esclusivamente nella rotta migratoria orientale, mentre 3 sono esclusivi di quella occidentale, indicando una certa strutturazione geografica delle combinazioni di emoparassiti in Europa. Tuttavia, quando i siti vengono confrontati due a due, le rotte migratorie cui i siti appartengono non sono sufficienti a caratterizzare la combinazione parassitaria del sito. Di conseguenza, i ceppi emoparassitari sono di limitata utilità nel determinare la connettività migratoria in queste specie.*

Knowledge of the migratory patterns of birds is important to understand the life history and evolution of migratory species and to identify threats to their conservation. However, these patterns are very difficult to study due to the huge number of migrating individuals and the vast areas that their movements encompass, which may include zones that are not accessible to investigators (Bairlein, 2003). Many methods have been developed to study bird migration, including ringing and recapturing, colour-banding, application of geo-positioning systems (GPS) or determining the isotopes present in feathers. All these methods have their limitations and none can be applied to all species or in all situations (Bairlein, 2003).

Migratory connectivity is the extent to which individuals from the same breeding area migrate to the same non-breeding area, and vice versa (Webster *et al.,* 2002). In Europe, many migratory species flying to Africa try to avoid important geographical barriers (the Alps, the Mediterranean Sea and the Sahara Desert) by flying around them, following one of two main routes: the Eastern flyway or the Western flyway. The reed warbler (*Acrocephalus scirpaceus*) and the great reed warbler (*A. arundinaceus*) are two passerine species known to follow both routes (Cramp, 1992) and to have high migratory connectivity (Yohannes *et al.,* 2008; Procházka *et al.,* 2009).

It has been suggested that the analysis of internal parasites can be used to study a bird's migratory connectivity, since the parasites travel along with their hosts (Webster *et al.,* 2002). Haemoparasites of the genera *Haemoproteus* and *Plasmodium* (protists transmitted by the byte of a dipteran vector) are distributed all over the world and in birds of almost all families (Valkiūnas, 2005), but the occurrence of different lineages in different places and host species makes distinct parasite assemblages. Therefore, they are possible candidates to be used as indicators of migratory

connectivity. In this study, we investigated if the haemoparasite assemblages of reed and great reed warblers have any geographical structure in Europe, and if haemoparasite presence can be used to study migratory connectivity in those species.

Study area and methods

Reed and great reed warblers were ringed and blood-sampled in four coastal reedbeds of Portugal: Montemor, Tornada, Santo André and Vilamoura, along a small-scale distance of 370 Km. There sites were considered representative of the Western flyway.

421 reed warblers and 37 great reed warblers were captured with mist nets and blood-sampled during their reproductive and migratory seasons (March to October), from 2007 to 2009. From the blood samples, DNA was extracted with ammonium acetate and haemoparasite infections were diagnosed using a nested polymerase chain reaction (nested PCR) that amplifies a portion of the parasite's cytochrome b gene (Waldenström *et al.,* 2004). Variation in this genetic sequence defines parasite lineages, which may be considered as separate species (Bensch *et al.,* 2004; Pérez-Tris *et al.,* 2007).

A list of all parasite lineages discovered in these species in Europe was obtained from the MalAvi database of avian haemosporidians (Bensch *et al.,* 2009). Three sites were selected to represent the Eastern flyway: Kvismaren (Sweden), Rybachy (Kaliningrad) and Kalimok (Bulgaria), for which we found records of 157 reed warblers and 1358 great reed warblers sampled for haemosporidians. These sites have 1844 Km maximum distance to each other and are, on average, 2900 Km away from the considered Western sites.

The list of parasites found in each site (both eastern and western) is the site's parasite assemblage. To check if any two sites were more similar if they were situated in the same flyway, all sites were compared two by two. The similarity between a site and each of the other sites was measured with Sorensen similarity indexes (SSI):

$SSI = 2C / (A+B)$

where A and B are the number of parasites found in each of the two sites and C is the number of shared parasites between those two sites. Random parasite assemblages (with the same number of parasites found in each site) were simulated 1000 times. The real similarities between sites were compared with the similarities between these random simulations.

An analysis of co-variance (ANCOVA) was performed to measure the effect on site similarity of the distance between two sites (covariate) and the flyway they belong to (both East, both West, or different flyways). The p-value was corrected for lack of independence with a Monte-Carlo procedure.

Results and discussion

We recovered 15 lineages of haemoparasites from the four Western study sites: six lineages of *Haemoproteus sp*. and nine of *Plasmodium sp*. In the whole of Europe, a total of 32 parasite lineages (18 *Haemoproteus sp*. and 14 *Plasmodium sp*.) were recorded for these bird species. From these 32 lineages, 14 were exclusively found in the Eastern flyway and 3 were exclusive for the Western flyway. The remaining 15 were common to both flyways: 12 of them could be found in these same host species and the remaining 3 were listed in MalAvi for different host species and different European sites. The fact that some lineages are exclusive of one of the flyways suggest that the haemoparasite distribution has some geographic structure.

Simulations showed that any pair of sites situated in the Western flyway was more similar than random ($p<0.01$), but the same was not true for a pair of sites in the Eastern flyway ($p=0.239$).

In the ANCOVA, the flyway had a significant effect on the similarity between two sites (F=4.61, p=0.025, corrected p=0.031), while the effect of distance was not significant (1 d.f., F=3.37, p=0.084, corrected p=0.055).

This also implies that the flyway has some effect on the structure of parasite assemblages, but is not enough to characterize the assemblage. Therefore, haemoparasites are not good geographical markers and are not adequate as indicators of migratory connectivity. The same was found for other species both in Europe (Pagenkopp *et al.,* 2008) and in America (Fallon *et al.,* 2006).

Acknowledgements,

This study was funded by the Fundação para a Ciência e Tecnologia (RV, grant nr. SFRH/BD/28930/2006). The Instituto da Conservação da Natureza e Biodiversidade provided logistic support, permits for bird capture and help in the ringing sessions (by Vítor Encarnação, Paulo Encarnação, Nuno Grade and Paulo Tenreiro). The authors would also like to thank the help of several volunteers in the lab and field work.

References

BAIRLEIN F 2003. BIRD STUDY 50 (3): 243-253; BENSCH S ET AL. 2009. MOLECULAR ECOLOGY RESOURCES 9 (5): 1353-1358; BENSCH S ET AL. 2004. EVOLUTION 58 (7): 1617-1621; CRAMP S 1992. OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD; FALLON SM ET AL. 2006. BIOLOGY LETTERS 2 (2): 213-216; PAGENKOPP KM ET AL. 2008. CONSERVATION GENETICS 9 (6): 1577-1588; PÉREZ-TRIS J ET AL. 2007. PLOS ONE 2 (2); PROCHÁZKA P ET AL. 2009. JOURNAL OF ORNITHOLOGY 149: 141-150; VALKIŪNAS G 2005. CRC PRESS, BOCA RATON, FL, USA; WALDENSTRÖM J ET AL. 2002. TRENDS IN ECOLOGY AND EVOLUTION 17 (2): 76-83; YOHANNES E ET AL. 2008. OECOLOGIA 158 (2): 299-306.

PROGETTO ITALO - UNGHERESE SULLA MIGRAZIONE DEL FORAPAGLIE CASTAGNOLO *Acrocephalus melanopogon*

GABRIELE ANGELETTI[1], PIERFRANCESCO GAMBELLI[1], GABRIELLA MALANGA[1], CLAUDIO SEBASTIANELLI[1], ENIKO ANNA TAMAS[2], NEMETH AKOS[3] & KARCZA ZSOLT[4]

[1]Associazione ARCA, Via Bonopera 88, 60019 Senigallia (AN) info@associazionearca.eu; [2]MME BirdLife Hungary; [3]Kolon-lake Bird Ringing Station; [4]Hungarian Bird Ringing Centre

Key Words: Carpatic basin, crossing, Adriatic Sea, direct recoveries

Summary *In order to better understand autumn migration routes of the Moustached warbler originating from Carpatic basin and to detect its stop-over sites, simoultaneous ringing activities were carried out at sites located along the Eastern (Vrana lake, Neretva delta – Croatia) and Western (Jesi, AN – Italy) Adriatic coastline during the second half of October, in 2009 and 2010. One Hungarian and one Croatian team worked in Croatia, while an Italian team worked in Jesi. Our goal was also to understand if Hungarian Moustached warblers cross the Adriatic Sea during autumn migration. We focused on ringing-recoveries data, especially on recovered vs. total ringed ratio, and on the time elapsed between ringing date and first direct recovery date. Till now there is no evidence of direct Adriatic crossing, but some data (concentration of Italian recoveries on mid East Adriatic sites, higher percentage of recoveries in Jesi than in Croatian sites), indicate that direct crossing is highly possible. We aim at involving more ringing stations on the East Adriatic coast in a near future.*

Tra il 2008 e il 2010 sono state condotte campagne di inanellamento in cooperazione internazionale con lo scopo di analizzare la migrazione della popolazione carpatica del forapaglie castagnolo *Acrocephalus melanopogon*. Nella ricerca sono stati coinvolti inanellatori di Ungheria, Italia e Croazia. Il valore naturalistico della specie è confermato dall'inserimento all'interno della Rete Natura 2000 come rappresentativa dell'avifauna dell'ecosistema palustre ungherese, dove le popolazioni più ampie si ritrovano nella zona nordoccidentale dei laghi Fertö e Kolon, quest'ultimo tra i fiumi Danubio e Tibisco, oltre che nel Parco Nazionale di Hortobagy. Il forapaglie castagnolo sverna nei residui canneti delle aree umide mediterranee in cui in inverno gli specchi d'acqua non ghiacciano.

Lo studio si proponeva di implementare le informazioni sulla rotta migratoria seguita dalla specie e capire se nella sua rotta migratoria attraversi o meno l'Adriatico. Da qui l'opportunità di coinvolgere più stazioni di inanellamento che agiscano in contemporanea, nella parte italiana e croata.

Le attività sono state realizzate da inanellatori italiani ed ungheresi, utilizzando un protocollo comune che prevedeva cattura mediante reti mist-net, con metodo attivo (richiami acustici) ed attività marcaggio svolte secondo il protocollo euring. Le sessioni di inanellamento si sono protratte quotidianamente per la maggior parte della giornata e sono state effettuate nelle ultime due decadi del mese di ottobre. Le stazioni di cattura sono state: per l'Italia l'impianto di Fitodepurazione del Comune di Jesi, per l'Ungheria il lago Kolon, per la Croazia lago Vransko e il fiume Neretva (Fig. 1). In fase questo studio sono stati analizzati soltanto i dati di cattura delle stazioni interessate al progetto negli anni 2009 e 2010, in quanto raccolti con sufficiente standardizzazione. Nel periodo indicato sono stati catturati oltre 1600 esemplari con 76 ricatture da Slovacchia, Serbia, Croazia, Germania, Ungheria e Italia, relative a 48 diversi individui. Da una prima analisi dei dati, la percentuale delle ricatture nella stazione di Jesi è il 5.5% del totale di individui catturati, più che doppia rispetto ai siti croati. Le ricatture "dirette" nei siti croati sono in totale 26 nel biennio di studio, con un intervallo minimo di 9 giorni tra inanellamento in territorio ungherese e ricattura

in Croazia, contro 1 sola del sito di Jesi a distanza di 26 giorni.

In conclusione, allo stato dei nostri risultati, poiché le ricatture dirette sono comprese in un lasso temporale troppo ampio, non è possibile affermare che la specie attraversi l'Adriatico durante la migrazione autunnale. D'altro canto, le ricatture provenienti dall'area carpatica sono percentualmente molto maggiori nelle stazioni costiere adriatiche rispetto al resto di Italia, suggerendo la possibilità di attraversamento diretto in analogia a molte altre specie di passeriformi. La conferma che la specie sia fisiologicamente in grado di coprire in un solo giorno la distanza di 160 km è testimoniata da un esemplare inanellato presso la stazione di inanellamento della diga di Alanno nel mese di novembre, ripreso il giorno successivo presso l'impianto di fitodepurazione di Jesi. Diverse ricatture autunnali dirette sembrano inoltre confermare l'attraversamento, anche se alcune ricatture in Friuli di individui ungheresi suggeriscono l'esistenza anche di una possibile strategia di aggiramento della barriera (Spina & Volponi, 2008). L'obiettivo per il futuro è quello di estendere le attività di cattura e inanellamento, per quanto possibile, ad altre stazioni italiane dell'area adriatica per ottenere conoscenze più approfondite sui movimenti migratori e sull'uso dei siti di stop-over di questo passeriforme.

Bibliografia

SPINA F, VOLPONI S 2008. MINISTERO DELL'AMBIENTE E ISPRA. TIPOGRAFIA SCR-ROMA. 632 PP.

Figura 1 - Sono indicate le stazioni di inanellamento e i siti di ricattura (sono evidenziate anche le stazioni che, pur non coinvolte direttamente nel progetto, hanno fornito dati).

CONSIDERAZIONI SULLA FENOLOGIA DEL GUFO DI PALUDE *Asio flammeus* IN SICILIA

PAOLA BRESSAN [1], ANDREA CORSO[2] & MARCO MASTRORILLI[1]

[1]Noctua S.r.l. Piazza Visconti 11, 29020 Grazzano Visconti (PC); [2]GROIS - Gruppo Ricerche Ornitologiche Isole Siciliane, Via Camastra 10, 96100 Siracusa

Key Words: Short eared Owl, phenology, wintering, migration

Summary *Sicily is one of the most important area for the Short-eared Owl* Asio flammeus*. In this article, we highlight the prey preferences of this species through the analysis of 142 data. The small islands are important stop-over areas during migration but they are also very important coastal areas where there are about 93% of the overall data within 15 km from the sea.*

La Sicilia per la sua posizione geografica centrale nel Mediterraneo, la sua latitudine, le caratteristiche climatiche e ambientali, risulta un'area prioritaria per il Gufo di palude *Asio flammeus* a livello continentale, sia per la migrazione che per lo svernamento (Mastrorilli & Bressan, 2011).

La Sicilia, inoltre, preserva svariati habitat e condizioni climatiche che possono trattenere il gufo di palude sia durante l'inverno che, potenzialmente, nel periodo riproduttivo.

Per realizzare un lavoro così esteso su una specie molto elusiva, abbiamo fatto affidamento su un database nazionale (www.flammeus.it) costruito grazie al fondamentale apporto di birdwatchers, ornitologi e naturalisti.

Dai dati raccolti a livello nazionale provenienti da collezioni museali, CRAS, mailing-list ornitologiche, osservazioni dirette e riferimenti bibliografici, emergono interessanti informazioni che ci permettono di comprendere al meglio la fenologia di questo predatore.

Risultati e discussione

Nel complesso sono stati raccolti e catalogati 142 dati di presenza: 127 con un riferimento geografico preciso e 101 con una finestra temporale definita. Considerando le aree di provenienza, abbiamo rinvenuto il gufo di palude con maggiore frequenza nelle province di Siracusa (n=29; 22,83%), Agrigento (n=25; 19,68%) e Palermo (n=20; 15,75%), mentre sono molto scarse le segnalazioni dalla provincia di Enna e dalle aree più centrali dell'isola. Tuttavia, altri comprensori provinciali possono essere interessati da presenze della specie e si può ritenere che la mancanza di osservatori ed indagini possano essere la causa del deficit di informazioni in queste aree.

Dall'analisi si evince che il 93% delle segnalazioni è stato effettuato lungo i litorali (entro 15 km dal mare) e nondimeno risultano frequenti le osservazioni sulle piccole isole (n=32; 25,2%), utilizzate regolarmente dai gufi di palude durante la migrazione, con il maggior numero di segnalazioni provenienti dalle Pelagie (n=23; 71,9%).

Tra le aree interessanti, relative ai movimenti interni, segnaliamo il lago di Pergusa con osservazioni in data 29 settembre 2003 e 12 ottobre 2006 (Termine *et al.*, 2008). La necessità di cercare questi animali in fasce orarie crepuscolari e la mancanza di rilevatori, rende tuttavia necessario un differente approccio, al fine di comprendere se le aree interne siano frequentate regolarmente oppure se siano caratterizzate da transiti irregolari e poco consistenti.

Tra le curiosità del passo post-nuziale ricordiamo il rinvenimento di un soggetto abbattuto a Lampedusa il 15 novembre 2000, inanellato precedentemente in Moravia (Repubblica Ceca) il 17 ottobre dello stesso anno (Epak *et al.*, 2003; Mastrorilli & Barattieri, 2007).

Il passo primaverile è stato studiato su scala nazionale e locale (Mastrorilli & Bressan, 2004;

2005), ma in Sicilia si evidenzia un flusso davvero elevato (20,79% sui dati dell'Isola) tra la II decade di marzo e la II di aprile, mentre la migrazione post-nuziale ha un picco tra la II decade di ottobre e la II di novembre (31,68%).

La Sicilia è una delle aree più importanti per lo svernamento in Italia (Mastrorilli & Festari, 2001a, 2001b; Corso, 2005; Bressan & Mastrorilli, 2011) e dall'analisi dei dati in nostro possesso è stato possibile evidenziare che tra l'inizio di dicembre e la fine di febbraio si registra il 23,76% dei dati (max 11,88% I dec. dicembre).

Le occasionali nidificazioni a Malta, nelle Baleari o quella più recente in Corsica (Mastrorilli & Bressan, 2011), permettono di comprendere il potenziale delle isole del Mediterraneo come aree di vocazione per la nidificazione sporadica della specie, grazie anche alla presenza di una buona disponibilità trofica e ambientale.

La Sicilia risulta una delle regioni idonee alla riproduzione a livello nazionale: occasionali deposizioni nell'arcipelago maltese durante il mese di marzo sull'isola di Comino (Mastrorilli & Bressan, 2004; Mastrorilli & Bressan, 2011) e dati storici di nidificazione nelle cartiere a maggio nel palermitano (Giglioli, 1890; Mastrorilli & Bressan, 2011) favoriscono ipotesi di nidificazione, prestando particolare attenzione all'osservazione di individui in habitat potenzialmente idonei.

Le aree maggiormente vocate sull'isola sono le Saline di Trapani, lo Stagnone di Marsala e la Riserva Naturale di Vendicari, in sovrapposizione al periodo di migrazione primaverile.

Nel complesso, la Sicilia risulta una delle tre regioni più importanti d'Italia, unita all'Emilia Romagna e alla Toscana, per la conservazione di questo Strigide ed è auspicabile che in futuro si possano eseguire alcuni monitoraggi specifici in periodi definiti dell'anno, in momenti importanti per la loro fenologia (es. svernamento, migrazione) o in relazione alla loro distribuzione (piccole isole e interno).

Bibliografia

CORSO A 2005. L'EPOS. PALERMO PP. 323; EPAK J, SKOPEK J, ZARYBNICKY J 2003. ZPRAVY CSO 56, APPENDIX, 16 PP; GIGLIOLI E 1891. AVIFAUNA ITALICA; MASTRORILLI M, FESTARI L 2001A. AVOCETTA 25: 6; MASTRORILLI M, FESTARI L 2001B. ATTI III CONVEGNO FAUNISTI VENETI SUPPL. BOLL. MUS. CIV. ST. NAT. VENEZIA 51: 69-72; MASTRORILLI M, BRESSAN P 2004. QUADERNI DI BIRDWATCHING ANNO VI. VOL. 12 OTTOBRE 2004; MASTRORILLI M, BRESSAN P 2005. RIASSUNTI CONVEGNO: RICERCA ORNITOLOGICA IN ITALIA SETTENTRIONALE: ATTORI E STRATEGIE PER LA CONSERVAZIONE DELLA BIODIVERSITÀ, 27 NOVEMBRE 2004; MASTRORILLI M, BARATTIERI M 2007. ATTI CONVEGNO "RAPACI NOTTURNI: RICERCA E DIVULGAZIONE!" TREVIOLO: 26-32; MASTRORILLI M, BRESSAN P 2011. GRAFICHE CESINA. PIACENZA. PP. 208.

LA MIGRAZIONE DELLE AVERLE IN PUGLIA

GIANPASQUALE CHIATANTE*, PIETRO CHIATANTE** & SIMONE TODISCO***

**via Antonio Gramsci 17, 74015 Martina Franca (TA), harrier84@libero.it; **SERAPIA Soc. Coop. A R. L., via Stefano Quartulli 3, 72017 Ostuni (BR); ***c.da Tavarello 362/A, 70043 Monopoli (BA)*

KEY WORDS: SHRIKES, MIGRATION, SOUTHERN ITALY

Summary *The few observations of shrikes (*Lanius senator*,* L. minor*,* L. collurio*) in spring either regard local individuals or are due to Western populations which follow an anticlockwise loop-migration and cross Apulia in spring. To the other hand, autumn sightings of shrikes are very frequent, probably due to the passage of Italian and few Western populations that use this region as a natural bridge to migrate towards the southern Balkans.*

Le averle sono migratori transahariani considerati in declino dalla comunità internazionale (Yosef, 1994; Yosef *et al.,* 1995; Yosef *et al.,* 1998; Yosef *et al.*, 2000). In Puglia migrano l'averla capirossa *Lanius senator*, l'averla piccola *Lanius collurio* e l'averla cenerina *Lanius minor* (La Gioia *et al.,* 2010). Sono state raccolte le osservazioni occasionali effettuate dal 1997 al 2010.
In Puglia le averle migrano dall'8 aprile al 9 giugno in primavera e dal 16 luglio al 28 novembre in autunno, con il 90% delle osservazioni effettuate durante la migrazione autunnale (χ^2=333.8, g.l.=1, P<0.001). In primavera la maggior parte degli individui si osserva nella seconda decade di aprile (χ^2=26.1, g.l.=6, P<0.001). L'averla capirossa è la specie più comune (χ^2=57.0, g.l.=2, P<0.001), con l'82.7% delle osservazioni. Migra in anticipo rispetto alle altre due specie (χ^2=37.2, g.l.=12, P<0.001), così come in Israele (Yosef, 1998). In autunno la maggior parte degli individui transita nella seconda decade di agosto (χ^2=586.8, g.l.=11, P<0.001). L'averla capirossa è la specie più numerosa (43.5%), seguita dall'averla piccola (39.5%) e dall'averla cenerina (17.1%) (χ^2=57.1, g.l.=2, P<0.001). L'averla cenerina e l'averla capirossa migrano contemporaneamente (χ^2=9.6, g.l.=6, P=0.14), in anticipo rispetto all'averla piccola (*Lm* vs *Lc*, χ^2=64.4, g.l.=11, P<0.001; *Ls* vs *Lc*: χ^2=136.5, g.l.=11, P<0.001).

L'averla capirossa è più frequente in autunno rispetto alla primavera (χ^2=104.9, g.l.=1, P<0.001). In primavera migra tra l'8 aprile e il 4 giugno, così come nel resto d'Italia (Spina *et al.,* 2008), con il 39.5% degli individui che passa nella seconda decade di aprile (χ^2=33.0, g.l.=6, P<0.001). Dato che le principali rotte migratorie dell'averla capirossa interessano gli estremi del bacino del Mediterraneo (Penisola Iberica e Penisola Balcanica), che alcune popolazioni occidentali compiono una migrazione ad arco, ossia con rotta primaverile più orientale rispetto a quella autunnale (Lefranc *et al.,* 1997), che in Italia la maggior parte degli individui inanellati transita lungo le coste e le isole tirreniche (Pilastro *et al.,* 1998; Spina *et al.,* 2008) e visto lo scarso numero di individui in migrazione in Puglia, si può supporre che gli individui osservati in primavera appartengano alla popolazione locale o ad alcune popolazioni occidentali. In autunno l'averla capirossa si osserva dal 16 luglio al 30 settembre, con un picco nella terza decade di luglio e uno nella seconda decade di agosto (χ^2=149.6, g.l.=6, P<0.001). Il primo picco potrebbe essere dovuto ad una dispersione post-riproduttiva (Lefranc *et al.,* 1997). Gli adulti sono risultati più numerosi rispetto ai giovani (136 vs 59, χ^2 = 30.41, g.l. = 1, P < 0.001) ed entrambi migrano nello stesso periodo (χ^2 = 8.11, g.l. = 6, P = 0.229). Dato che le popolazioni dell'Europa centrale in autunno seguono una rotta WSW o SW e considerato il fatto che le popolazioni italiane seguono una rotta SE (Cramp *et al.,*

1993; Lefranc *et al.,* 1997; Harris *et al.,* 2000), si suppone che la regione funga da ponte per la migrazione verso il Sud Est Europa dove è molto comune in autunno (Cramp *et al.,* 1993; Lefranc *et al.,* 1997; Harris *et al.,* 2000).

L'averla piccola è rara durante la migrazione primaverile, con solo 5 osservazioni. Considerato che l'averla piccola compie una migrazione di ritorno ad arco (Cramp *et al.,* 1993; Lefranc *et al.,* 1997; Harris *et al.,* 2000) e considerate le scarse osservazioni primaverili, si può supporre che gli individui in transito in Puglia siano solo quelli nidificanti nella stessa o in altre aree del Sud Italia. Durante la migrazione autunnale l'averla piccola migra dal 21 luglio al 28 novembre. La maggior parte degli individui transita nella seconda e nella terza decade di agosto (χ^2=230.1, g.l.=10, P<0.001). Gli adulti sono più numerosi rispetto ai giovani (χ^2=105.8, g.l.=1, P<0.001), con i primi che passano in anticipo rispetto ai secondi (χ^2=57.2, g.l.=10, P<0.001), così come osservato anche in altre aree (Harris *et al.,* 2000; Tryjanowski *et al.,* 2002). Tutti gli adulti sono stati sessati, con nessuna differenza significativa tra il numero dei maschi e quello delle femmine (χ^2=1.7, g.l.=1, P=0.19) e nessuna differenza tra i sessi nel periodo del passaggio (χ^2=15.0, g.l.=8, P= 0.06). Data la frequenza con la quale la specie viene osservata in Puglia e considerato che le popolazioni dell'Europa centro-occidentale seguono una rotta verso SE o SSE (Cramp *et al.,* 1993), è probabile che la Puglia sia un ponte verso i Balcani meridionali per il transito di individui della popolazione italiana e dell'Europa occidentale.

L'averla cenerina è rara durante la migrazione primaverile con solo 3 osservazioni. Considerate la tipica migrazione di ritorno ad arco (Cramp *et al.,* 1993; Lefranc *et al.,* 1997; Harris *et al.* ,2000) cioè con una rotta pre-riproduttiva più orientale rispetto a quella autunnale e le scarse osservazioni della specie nella regione, si potrebbe ipotizzare che gli individui nidificanti in Italia meridionale, Puglia compresa, possano giungere da Oriente, così come ipotizzato per la Sicilia (Corso, 2005), mentre la gran parte di quelli nidificanti nel Centro-Nord Italia potrebbero giungere attraverso una rotta settentrionale, evitando quindi la Puglia. In autunno l'averla cenerina migra dal 16 luglio al 6 settembre. La maggior parte degli individui passa nella seconda decade di agosto (χ^2=26.1, g.l.=5, P<0.001). Per 31 soggetti è stato possibile individuare l'età, sicché gli adulti sono stati osservati in egual numero rispetto ai giovani (χ^2=0.8, g.l.=1, P=0.37). Non risulta alcuna differenza tra età e periodo di migrazione (χ^2=6.0, g.l.=4, P=0.20). Dato che la specie è considerata rara in Sicilia durante la migrazione post-riproduttiva (Cramp *et al.,* 1993; AA.VV., 2008) e considerata la frequenza con la quale viene, invece, osservata in Puglia, si presume che nel territorio regionale transiti la popolazione italiana, ipotesi avvalorata dall'abbondante presenza della specie lungo le coste greche e sulle isole dell'Egeo (Cramp *et al.,* 1993; Lefranc *et al.,* 1997; Harris *et al.,* 2000).

Bibliografia

AUTORI VARI 2008. STUDI E RICERCHE, 6, ARPA SICILIA, PALERMO; CORSO A 2005. SOCIETÀ EDITRICE L'EPOS, PALERMO; CRAMP S ET AL. 1993. OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD; HARRIS T ET AL. 2000. CRISTOPHER HELM, A&C BLACK. LONDON; LA GIOIA G ET AL. 2010. RIV. ITAL. ORN. 79: 107-126; LEFRANC ET AL. 1997. PICA PRESS, EAST SUSSEX; PILASTRO ET AL. 1998. IBIS 140: 591-598; SPINA ET AL. 2008. MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE, ISTITUTO SUPERIORE PER LA PROTEZIONE E LA RICERCA AMBIENTALE (ISPRA). TIPOGRAFIA SCR, ROMA; TRYJANOWSKI ET AL. 2002. ACTA ORNITHOLOGICA 37: 73-78; YOSEF R 1994. THE AUK 111(1): 228-233; YOSEF R 1998. PROC. 2ND INT. SHRIKES SYMP. INTERNATIONAL BIRDWATCHING CENTER, EILAT, ISRAEL; YOSEF R ET AL. 1995. PROC. OF THE WESTERN FOUNDATION OF VERTEBRATE ZOOLOGY 6: 1-343; YOSEF R ET AL. 1998. IBCE TECH. PUBLIC. 7: 1-119; YOSEF R ET AL. 2000. RING 22: 1-217.

RAPTOR MIGRATION AT PANTELLERIA ISLAND (TRAPANI, SICILY): RESULTS OF "PROGETTO RAPACI MIGRATORI - LIPU" 2004-2011

ANDREA CORSO[1] & MARCO GUSTIN[2]

[1]MISC, Via Camastra 10, 96100 Siracusa, voloerrante@yahoo.it; [2] Dipartimento Conservazione LIPU, via Trento 49, 43100 Parma

Key Words: raptor migration, Pantelleria, Sicily, 2004-2011

Riassunto *Dal 2004 al 2011 nell'isola di Pantelleria sono stati osservati 28.593 rapaci e 46 cicogne, con un minimo di 1.624 rapaci nel 2005 e un massimo di 8.809 nel 2009 (media 3.575). La specie più abbondante é risultata il Falco pecchiaiolo con 26.215 individui (min-max: 1.326-8.550; media 3.277).*

We present the results of the study "Progetto Rapaci migratori - LIPU" carried out at the island of Pantelleria, northern Sicilian Channel (Trapani, Sicily) between spring 2004 and 2011. Data regarding pre-breeding migration are given, while only a single year data on post-breeding movements has been collected (2008) but not included in this preliminary work. We present here preliminary data, while a more extensive paper will be published in the future.

Data have been collected each year from 20th April to 20th of May. Data on sex and age of raptors have been also collected and are here reported for some sample species, as well data on altitude of arrival, direction of arrival and of disappearing from the observation posts, weather condition, wind direction and intensity and so on. However, only a summary of the most relevant data is presented here. Data were collected from 5 main observatory depending on wind direction and weather condition: i) Aeroporto di Pantelleria - piani di Rukhia; ii) Acropoli Pantelleria; iii) Kuddia di Mida; iv) Punta Fram; v) Scauri. When there is NW wind, cloudy day or a rain front over the Sicilian Channel, raptors are observed entering the island from W/NW/N, having decided not to cross the channel directly (Premuda et al., 2007), with sunny day and light N/NW/NE wind Kuddia di Mida is the best observation spot while with more or less strong SE wind Scauri and Punta Fram are the best spots.

We recorded all the flocks compositions, plumage details, individual variations in order to avoid double counting; for the same reason we only recorded raptors arriving from the same "entering path" into the island of any single day migration flow. From the data we excluded the following species: *Buteo buteo*, *B.b. vulpinus*, *Buteo rufinus*. In fact, on the island there are breeding or summering *Buteo buteo* and *Buteo rufinus cirtensis*, plus hybridisation between these species has been proven (Corso, 2009); therefore, it was evaluated too difficult to distinguish between local birds and passing birds. Same has been done with *Falco tinnunculus*. *Aquila pennata* also breed on the island with a single pair at least since 2004, but the individual birds of the pair are known and the moult pattern, age and plumage characters helped to distinguish them from the passing birds.

We recorded a total of 28593 raptors and 46 storks, minimum of 1624 raptors on 2005 and a maximum of 8809 in 2009, with an average of 3575 during the eight pre-breeding migrations considered (Tab.1). The most common species is Honey Buzzard *Pernis apivorus* with a total of 26215 (min.- max.: 1326-8550; average 3277): about 75% of the 12000 aged birds were full adults with 25% being in their 3rd cy; a single juv. returning in its 2nd cy has been identified (Corso, in prep.). Marsh Harrier *Circus aeruginosus* is the second most common species with 1007 birds in total (min.- max.: 51-265; average 126); Black Kite *Milvus migrans* is the 3rd species in order of abundance with 605 birds (min.-max.: 16-199; average 76); Montagu's Harrier *Circus pygargus* is also common with 303 birds (min.-max.; 3-186; average 38): during the spring 2011 we counted

186 but some other 300+ birds were counted by some birders from early April till 20th when we started, in fact a major influx of this species, as in the year 2000, was noticed in Central Mediterranean during April 2011 with no less than 200 birds in a day nearby Siracusa on 16th April (Corso & Small, ined.), and hundreds at the Eolian islands in the same days. Lesser Kestrel *Falco naumanni* has been also counted in good number: 159 (min.max.: 1-42; average 20), mainly resting and hunting into the Airport area. Among the rarest species, we recorded 4 Lesser Spotted Eagle *Aquila pomarina* which is in our opinion a regular though very scarce migrant, 1 Eastern Imperial Eagle on May 2010, 1 adult male North African Lanner *Falco biarmicus erlangeri* on 2006 (one of the very few Italian records – Corso, 2005). For what concern storks, White Stork *Ciconia ciconia* is a very scarce migrant during pre-breeding movement (many more during the post-breeding – Corso, ined.), with 21 birds in total in only 2 years, Black Stork *Ciconia nigra* is more regular with few birds every spring (but in 2004) and a total of 25.

Acknowledgements - We are particularly grateful to LIPU-UK for funding at this project.

References

CORSO A 2005. AVIFAUNA DI SICILIA. L'EPOS, PALERMO; CORSO A 2009. DUTCH BIRDING 31: 224-226, 2009; CORSO A. IN PREP. HOW MANY 2ND CALENDAR-YEAR HONEY BUZZARD MIGRATE IN SPRING OVER MEDITERRANEAN AND WESTERN PALEARCTIC?; PREMUDA G 2007. RIV. ITAL. ORN. 77 (2): 143-146.

Table 1 - Raptor migration data (2004-2011) at Pantelleria island during "Progetto rapaci migratori LIPU".

SPECIES	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Mean/yearly	Total
Pandion haliaetus	1	1	1	1	0	0	0	0	0,5	4
Pernis apivorus	5413	1326	2032	2448	2679	8550	1923	1844	3277	26215
Circus aeruginosus	54	51	96	80	116	131	214	265	126	1007
Circus pygargus	30	32	3	14	4	6	28	186	38	303
Circus macrourus	5	2	0	3	2	4	4	8	3,5	28
Circus pyg/mac	2	4	2	3	0	0	0	3	1,75	14
Milvus migrans	21	199	129	127	23	54	36	16	76	605
Milvus milvus	0	0	0	0	0	1	0	0	-	1
Aquila pennata	1	6	12	16	4	4	1	6	6,2	50
Aquila pomarina	0	1	1	0	0	1	1	0	0,5	4
Aquila heliaca	0	0	0	0	0	0	1	0	-	1
Neophron percnopterus	0	0	1	0	0	0	0	0	-	1
Circaetus gallicus	10	2	0	0	0	1	1	1	1,87	15
Falco naumanni	0	0	1	35	18	42	25	38	20	159
Falco vespertinus	13	0	7	19	12	3	11	9	9,2	74
Falco eleonorae	3	0	8	7	11	7	5	12	6,6	53
Falco subbuteo	1	0	0	8	14	5	4	4	4,5	36
Falco peregrinus calidus	1	0	0	0	0	0	0	1	-	2
Falco biarmicus erlangeri	0	0	1	0	0	0	0	0	-	1
Ciconia nigra	0	6	4	1	1	8	2	3	3,1	25
Ciconia ciconia	20	0	0	0	0	0	0	1	2,6	21
Total	5575	1624	2294	2761	2883	8809	2254	2393	3575	28593

LA MIGRAZIONE POST RIPRODUTTIVA DEL NIBBIO BRUNO *Milvus migrans* NELLA DISCARICA DI BRACCIANO (ROMA, ITALIA CENTRALE)

SANTINO DI CARLO

SROPU - ALTURA, Via Amerigo Vespucci 1/B, 00061 Anguillara Sabazia (RM), milvus_dk@yahoo.it

KEY WORDS: BLACK KITE, CENTRAL ITALY, DUMP, POST-BREEDING MIGRATION

Summary *During August 2010, a daily counting of the Black kite* Milvus migrans *was carried out at the Bracciano (Rome) garbage dump. Peak numbers were observed between 19 and 23 August. Unlike the garbage dumps of Rome, the garbage dump of Bracciano is used as a stop-over site during migration along the Tyrrenian migratory corridor.*

Il nibbio bruno *Milvus migrans* è specie a distribuzione paleartico-paleotropicale-australasiana, la popolazione europea è stimata in 72.000-98.000 coppie. La sottospecie migrans è presente in Italia come migratrice regolare e nidificante con una consistenza di 700-1.200 coppie. Nel versante tirrenico è presente in Toscana, Lazio e Campania. L'attuale popolazione laziale è stimata in 77-117 coppie (Guerrieri & De Giacomo, 2009). Un precedente studio teso ad accertare la popolazione locale esistente nello storico sito del promontorio di Vigna di Valle (comune di Anguillara Sabazia, RM) ha consentito di stimare la popolazione in 10 coppie nidificanti (Valori *et al.,* 2009). Durante la migrazione post riproduttiva la specie migra lungo la penisola ed utilizza alcune discariche come aree di stop-over, ma il fenomeno non sembra interessare la discarica di Roma (De Giacomo & Guerrieri, 2008). Scopo del presente monitoraggio è stato quello di valutare quale fosse il ruolo della discarica di Bracciano durante la migrazione post riproduttiva. La discarica di Bracciano (RM) ubicata in località Cupinoro (riportata in tavoletta IGM come "Quarto di Cupinaio" 228 m slm) ha una superficie di 53 ettari (coordinate 12° 10' 9.10" E / 42° 02' 46,21" N) ed è gestita dalla "Bracciano Ambiente SpA" di proprietà del comune medesimo, detto sito di conferimento viene utilizzato da 25 comuni della zona ed è in ZPS. Il monitoraggio è stato eseguito con la visione diretta del sito dal 1° Agosto al 4 Settembre 2010. Per l'osservazione è stata scelta una postazione che consentiva il totale controllo visivo del sito. Le osservazioni sono state effettuate alle ore 10.00 antimeridiane, orario di maggior concentrazione della specie. Nei conteggi sono stati inseriti individui in sorvolo basso sulla discarica (alimentazione) e quelli che transitavano sul sito a grandi altezze senza soffermarsi. L'attrezzatura tecnica di ausilio era composta da binocolo Leica 10x42, cannocchiale Kowa TSN-2, bussola digitale Digital Compass, bussola ad ago magnetico Compass Lensatic, carta topografica IGM scala 1:25.000 Castel Giuliano, foglio 143.

Come si evince dal grafico (Fig. 1) nelle prime due settimane di agosto il numero medio di nibbi presenti era uguale a 43 ± 20 DS individui (N = 14). A partire dal 15 del mese, il numero giornaliero di presenze è aumentato pressoché costantemente, raggiungendo il massimo di presenze il 21 agosto (288 indd.). Dal 24 agosto i nibbi osservati sono diminuiti significativamente e la specie è scomparsa dall'area dal 1 settembre. Durante il periodo di indagine gli individui che non sostavano nella discarica sorvolavano l'area provenendo da nord-nord-est e svanendo nelle direzioni comprese tra sud-sud-ovest e sud-sud-est. In base ai risultati la presenza del nibbio bruno durante la migrazione post riproduttiva sembra differire notevolmente da quanto rilevato nella discarica di Roma, come evidenziato dai più bassi valori registrati in agosto in questo impianto (De Giacomo & Guerrieri, 2008) e dalla sparizione della specie nella Tenuta di Castelporziano dalla prima

decade di agosto (Guerrieri *et al.,* 2009). E' possibile ritenere pertanto che la discarica di rifiuti di Bracciano, sebbene poco distante, possa invece comportarsi come area di stop-over posta lungo un corridoio migratorio tirrenico. La direzione di svanimento degli individui in sorvolo migratorio, coincidendo all'incirca con la posizione della discarica di Roma, farebbe ipotizzare che i nibbi bruni sorvolino questo impianto a grande altezza senza sostare e non sarebbero perciò facilmente osservabili. La scelta della discarica di Bracciano quale area di sosta potrebbe essere influenzata dalla presenza del lago omonimo e dalle estese aree boschive e di pascolo esistenti, contigue con quelle dei Monti della Tolfa. La discarica di Roma è inserita, invece, in un paesaggio molto frammentato nel quale, oltre a frammentazioni boschive, sono presenti ampie urbanizzazioni e vaste aree industriali e commerciali.

Ringraziamenti

A seguito del prematuro evento luttuoso avvenuto dopo la consegna della ricerca ma prima della stampa degli "Atti" desidero ringraziare in modo particolare il compianto amico Gaspare Guerrieri per tutti i pomeriggi passati insieme ad esaminare i numerosi dati e per i preziosi consigli elargiti, senza la sua partecipazione (ed incoraggiamento) il presente lavoro ben difficilmente avrebbe visto la luce. Ringrazio gli amici Umberto De Giacomo e Brendan Doe per la fattiva collaborazione, mio figlio Valerio per l'assistenza grafica e mia moglie Giuseppina per l'infinita pazienza.

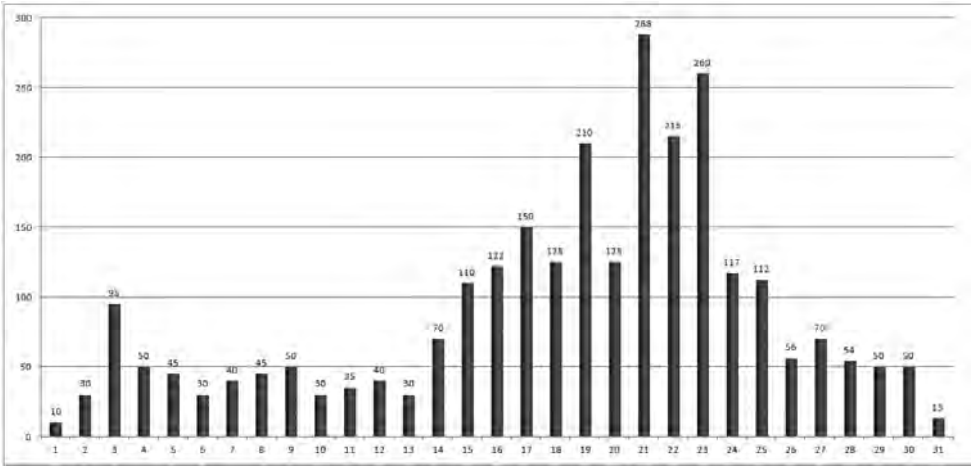


Figura 1 - Numero di individui rilevati giornalmente

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2003. ALBERTO PERDISA EDITORE. BOLOGNA; DE GIACOMO U, GUERRIERI G 2008. JOURNAL OF RAPTOR RESAERCH 42 (2): 110-118; GUERRIERI G, DE GIACOMO U, TINELLI A, FANFANI A 2009. GLI UCCELLI D'ITALIA. N. SPEC. XXIV: 33-40; GUERRIERI G, DE GIACOMO U 2009. ALULA XVI (1-2): 234-236; VALORI M, BORLENGHI F, CINTIO L, DI CARLO S, SCARFÒ F, ZAPPAROLI M, CECERE J, BOITANI L 2009. ALULA XVI (1-2): 390-392.

INFLUENZA DELLE MODIFICHE AMBIENTALI, NEL CORSO DI UN SECOLO, NELLA SELEZIONE DI POSSIBILI AREE DI SOSTA MIGRATORIA DEL GUFO DI PALUDE *Asio flammeus*

MARCO MASTRORILLI & PAOLA BRESSAN

Noctua S.r.l., Piazza Visconti 11, 29020 Grazzano Visconti (PC)

Key Words: Short-eared Owl, historical migration, Italy, vocation habitat.

Summary *The analysis of 1087 observations of Short-eared Owl* Asio flammeus *collected between 1880 and 2010 allowed us to describe the phenology of this species and to identify the main stop-over sites. Some historical changes in the use of the sites are recorded.*

L'Italia, nel corso dell'ultimo secolo, ha assistito ad eclatanti cambiamenti ambientali, un'evoluzione dinamica sospinta dal progresso tecnologico, che ha costretto molte specie ornitiche a modificare le proprie abitudini migratorie. Alcuni di questi taxa sono stati ampiamente monitorati nel corso di decenni ed è stato possibile prevedere e programmare interventi di tutela, come ad esempio nel caso delle garzaie in Piemonte e Lombardia. Per gli uccelli più elusivi, le misure di tutela e salvaguardia sono subordinate a ricerche e monitoraggi che stentano ad essere realizzati e per questo motivo sono considerati in marcato declino. In Italia il gufo di palude *Asio flammeus*, trova un'importante area di svernamento e migrazione, ma la sua presenza è ancora ben lontana dall'essere conosciuta con un discreto grado di affidabilità (Mastrorilli & Festari, 2001). Questo studio, realizzato attraverso l'analisi di un database di 1087 record di presenza della specie, si basa su dati messi a disposizione da ornitologi e birdwatchers, provenienti da collezioni museali, riferimenti bibliografici e CRAS, in un periodo compreso tra il 1880 e il 2010. Lo scopo è stato quello di analizzare i picchi migratori durante i due passi, nuziale e post-nuziale e di, evidenziare molteplici fenomeni di modifiche ambientali di aree frequentate dal gufo di palude negli ultimi 130 anni. Uno studio su una finestra temporale così ampia, offre dei quadri fenologici e distributivi molto interessanti per la specie.

Il gufo di palude, nel corso di un secolo, si è trovato a dover fronteggiare la progressiva rarefazione, nonché scomparsa, di alcune delle aree di sosta migratoria, mentre altre risultano fortemente modificate e antropizzate, impedendogli così di sfruttare alcuni comprensori come siti di approvvigionamento trofico. Le disamine eseguite hanno permesso di rilevare frequenze significative in siti paludosi o agricoli all'inizio del 1900, prima di alcune gravi e profonde modifiche che hanno portato questo Strigide a cambiare le proprie abitudini migratorie, in particolare in Piemonte, Lombardia, Veneto, Emilia Romagna, Toscana, Lazio e Sicilia. Il 26,5 % dei dati raccolti è rappresentato da quelli storici, che ci hanno permesso di localizzare alcune situazioni di notevole interesse per la specie, inoltre, è stato possibile effettuare delle considerazioni in merito a modifiche e cambiamenti dei territori, nelle diverse regioni italiane, che sembrano in alcuni casi aver agevolato il gufo di palude e in altri averne compromesso la vocazione come area di sosta temporanea o prolungata. In generale, nell'Italia settentrionale si registra una buona presenza di gufi di palude nel periodo compreso tra il 10 aprile e il 10 maggio, dimostrando che i principali spostamenti, durante la migrazione primaverile, avvengono da sud a nord, in un periodo compreso tra la II decade di marzo e la II decade di aprile. Una situazione interessante emerge in Lombardia, poiché alcune segnalazioni storiche, oltre ad avere date mediamente più precoci (la maggior parte dei dati compresi tra il 1937 e il 1945 sono riferiti al mese di marzo), sono localizzate nel milanese, in aree un tempo

meno antropizzate. Nello stesso periodo, le zone palustri e non bonificate, limitrofe al capoluogo lombardo, erano assai gradite non solo al gufo di palude ma anche alla cicogna nera *Ciconia nigra*, oggi questo comprensorio è diventato "off limits" per entrambi questi migratori (Bordignon & Mastrorilli, 2003; Mastrorilli & Bressan, 2011). Questo status di pessima conservazione ambientale, del territorio lombardo, si denota maggiormente durante la migrazione post-nuziale, ove abbiamo riscontrato che il mese di ottobre è il periodo di maggior flusso. In questo mese il fenomeno, rilevato in primavera negli areali del passato ormai disertati, diviene ancora più forte, infatti, dai dati storici museali di Milano e da quelli di Moltoni si delineano alcuni comprensori milanesi e pavesi un tempo utilizzati con regolarità e che oggi sono totalmente inadatti ad ospitare il gufo di palude. Situazioni simili sono state rilevate anche in altri comprensori regionali come la Toscana, attraverso numerosi carteggi e confronti con informazioni storiche, si è riusciti a formulare qualche considerazione sui cambiamenti ambientali anche in questa regione. Un esempio è fornito da due aree toscane, Tombolo nel Pisano e lo Stagno di Colle Salvetti, ove si erano concentrate alcune osservazioni e catture della specie, anche se recentemente queste zone non hanno prodotto altre segnalazioni. Nel corso dell'ultimo mezzo secolo, molti ambienti hanno subito notevoli modifiche e hanno portato la specie a frequentare siti differenti, disertando i luoghi che hanno perso le caratteristiche originali o a frequentarne altri con maggior rilevanza come il padule di Fucecchio o la Bientina (Mastrorilli & Bressan, 2011). Nel Lazio si rilevano frequenti osservazioni, nei mesi di gennaio e febbraio, durante il periodo di svernamento nei laghi di Ripasottile (Rieti), tanto da ritenere l'area di notevole interesse per la specie a livello nazionale, anche se i dati sono concentrati in questi ultimi due decenni. Il Lazio, come la Toscana, sembra offrire ai gufi di palude un clima mite, buone risorse trofiche e svariate aree palustri, e anche se non esistono vere e proprie concentrazioni della specie, come accade in Emilia Romagna, vi sono svariati siti che periodicamente offrono possibilità di avvistamento, tra questi ricordiamo: la salina di Tarquinia e il Parco Nazionale del Circeo. In Sicilia, durante il periodo invernale, i dati rilevati sono ben distribuiti tra dicembre e febbraio, a suffragare l'ipotesi che questa regione offre alla specie buone risorse trofiche e il vantaggio, non indifferente, di poter sostare sull'isola, senza dover compiere il faticoso viaggio di migrazione verso Capo Bon (Tunisia). Inoltre, offre lungo le aree costiere numerosi punti di sosta e di potenziale svernamento distribuiti in diverse province (Trapani, Palermo, Catania e Messina). I dati a nostra disposizione fanno convergere l'attenzione su Lentini, le saline di Priolo, il Biviere di Gela e l´Oasi del Simeto. L'avvistamento di un gufo di palude sull'isola di Pantelleria nel mese di gennaio, ci fa capire che il viaggio migratorio di questo predatore non si interrompe mai.Lo spirito di adattamento e la spiccata vocazione nomade del gufo di palude, che lo porta alla ricerca di siti con forti concentrazioni di prede del genere Microtus, sono qualità molto importanti che lo contraddistinguono; ma lo studio sistematico della fenologia e degli spostamenti della specie, ci permettono di comprendere che la sua salvaguardia è "in primis" correlata alla conservazione delle aree di sosta, infatti, l'adozione di nuove zone da parte della specie (es. Mezzano, Casei Gerola) convalida l'ipotesi che interventi odierni di salvaguardia del territorio, possono incidere positivamente sul trend di questo predatore alato.

Bibliografia

BORDIGNON L, MASTRORILLI M 2003. PICUS 30(1): 5-18; MASTRORILLI M, FESTARI L 2001. AVOCETTA 25: 6; MASTRORILLI M, BRESSAN P 2011. GRAFICHE CESINA. PIACENZA. PP. 208.

MOUNT OLYMPUS: A NEW RAPTOR MIGRATION BOTTLENECK IN NORTHERN GREECE

MICHELE PANUCCIO, NICOLANTONIO AGOSTINI & GIUSEPPE BOGLIANI

Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale, via Ferrata 1, Pavia; MEDRAPTORS Mediterranean Raptor Migration Network, Via Mario Fioretti 18, Roma
panucciomichele@gmail.com

Key Words: migration, Greece, raptors, orientation, *Circaetus gallicus*, *Pernis apivorus*, *Accipiter brevipes*

Riassunto *Questo studio è il risultato di osservazioni sistematiche effettuate per la prima volta durante la migrazione autunnale e primaverile dei rapaci lungo le pendici orientali del Monte Olimpo, nella Grecia settentrionale. Il monitoraggio è stato effettuato tra il 9 settembre e il 1 ottobre 2009 e tra il 6-26 Marzo e il 27 Aprile e il 16 maggio 2010. Durante la migrazione autunnale è stato riportato il passaggio di 1093 rapaci, prevalentemente bianconi* Circaetus gallicus*, falchi di palude* Circus aeruginosus *e falchi pecchiaioli* Pernis apivorus*. Mentre i bianconi sono stati osservati dirigersi verso NNE, i falchi di palude e i falchi pecchiaioli svanivano verso SSW. Durante la migrazione primaverile sono stati contati 785 rapaci, prevalentemente bianconi osservati quasi tutti dirigersi verso SSW. Solo poche decine di falchi pecchiaioli sono stati riportati in questo periodo.*

Little is known of raptor movements in Greece (Handrinos & Akriotis, 1997). In particular, a recent survey made over the island of Antikythira, in southern Greece, showed that a small but significant passage of raptors occurs along the Peloponnese-Crete flyway during spring and autumn (Lucia *et al.,* 2011). As expected, few of the broad-winged raptors using soaring flight during migration were recorded on Antikythira, even though important populations of several species breed in Greece (BirdLife International, 2004). At that site, large numbers (> 1000) of adult honey buzzards, *Pernis apivorus*, were reported during autumn but not during spring movements (see also Agostini *et al.* in press). In addition, in another study made in spring at Dadia National Park, c. 80 km northwest of the Dardanelles, 2.030 raptors were recorded in three seasons (2003–05), including 136 short-toed snake eagles, *Circaetus gallicus*, and it was assumed that these migrants crossed into Europe at the Dardanelles (Schindler *et al.,* 2009).

This study documents the first systematic survey of autumn and spring migration of raptors in a new raptor migration bottleneck in northern Greece: the Mount Olympus. The mountain chain (approx. 40° 01'N, 22° 29'E) in this area runs parallel and close to the coast (approx. 7 km) forcing migrants to concentrate on a narrow corridor (Panuccio *et al.,* 2011). Observations were made with telescopes and binoculars along its eastern slopes between 9 September-1 October 2009, 6-26 March and 27 April-16 May 2010. During autumn migration we reported the passage of 1093 raptors, mostly short-toed snake eagles, marsh harriers *Circus aeruginosus* and honey buzzards (Table 1). While short-toed snake eagles were seen heading NNE, marsh harriers and honey buzzards flew towards SSW. As expected, among honey buzzards juveniles outnumbered adults while the opposite occurred in the other two species. In fact, adult honey buzzards migrate earlier, thus we cannot exclude a passage before our observation period. During spring migration we counted a total of 785 raptors, mostly short-toed snake eagles nearly all heading SSW. The spring migration of honey buzzards is virtually non-existent at this watchsite. Our observations do not confirm the hypothesis that, such as short-toed snake eagles during both spring and autu-

mn (Panuccio *et al.,* 2011), honey buzzards breeding in central-southern Greece use a circuitous route in spring via NE Greece avoiding the long water crossing between Libya and Peloponnesus (Agostini *et al.,* in press). They probably reach their breeding areas undertaking that water crossing and choosing a more direct route such as during autumn migration (see also Agostini *et al.,* in press). The observations of tens of levant sparrowhawks, Accipiter brevipes, migrating northward in autumn and southward in spring suggest that also this species tends to avoid the crossing of the Mediterranean Sea, concentrating at Bosphorus and/or Dardanelles. It is interesting to note that all individuals seen heading south in autumn were juveniles. The fact that the short-toed snake eagle was the only broad-winged raptors recorded (in huge numbers if referred to the estimated breeding population in central and southern Greece) at the site during both spring and autumn, could be the result of its wide distribution over the whole Greek mainland, while populations of other broad-winged raptors are less numerous and localized in the Country, such in the case of the booted eagle, *Aquila pennata*, egyptian vulture, *Neophron percnopterus*, and lesser-spotted eagle, *Aquila pomarina* (Handrinos & Akriotis, 1997; BirdLife, 2004). Finally, since the Greek population of the short-toed snake eagle is estimated on 300-500 breeding pairs, a valuable fraction of this population migrate through Mount Olympus. For this reason we suggest that the eastern slope of Mount Olympus has to be considered an Important Bird Area as proposed by Grimmet and Jones (1989).

References

AGOSTINI N, LUCIA G, MELLONE U, PANUCCIO M, VON HARDENBERG J, EVANGELIDIS A, KOMINOS T IN PRESS. ITALIAN JOURNAL OF ZOOLOGY; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE INTERNATIONAL, CAMBRIDGE; GRIMMET RA, JONES TA 1989. INTERNATIONAL COUNCIL FOR BIRD PRESERVATION. IUCP TECHNICAL PUBLICATION N.9, CAMBRIDGE, U.K.; HANDRINOS G, AKRIOTIS T 1997. HELM, LONDON; LUCIA G, AGOSTINI N, PANUCCIO M, MELLONE U, CHIATANTE G, TARINI D, EVANGELIDIS A 2011. BRITISH BIRDS 104: 266-270. PANUCCIO M, AGOSTINI N, PREMUDA G IN PRESS. ETHOLOGY, ECOLOGY & EVOLUTION; SCHINDLER S, RUIZ C, SCANDOLARA C, POIRAZIDIS K 2009. RAPTOR RESEARCH FOUNDATION 2009 CONFERENCE, PITLOCHRY, SCOTLAND.

Table 1 - Numbers and migratory directions of raptors observed migrating at Mount Olympus

	Autumn Heading		Spring Heading	
	Northwards	Southwards	Northwards	Southwards
Pernis apivorus	0	177	2	26
Accipiter brevipes	36	14	4	57
Accipiter nisus	0	19	10	1
Circus aeruginosus	0	268	17	3
Circaetus gallicus	367	9	4	606
Aquila pennata	0	1	1	2
Buteo rufinus	0	2	1	2
Milvus migrans	1	7	1	0
Circus pygargus	0	20	0	0
Circus macrourus	0	1	0	0
Pandion haliaetus	0	5	0	0
Aquila heliaca	0	0	0	2
Aquila pomarina	2	11	0	1
Gyps fulvus	0	0	0	1
Buteo buteo vulpinus	0	1	0	0
Buteo buteo buteo	0	81	14	25
Falco vespertinus	0	3	0	0
Falco naumanni	0	53	3	0
Falco tinnunculus	0	7	1	1
Falco subbuteo	0	8	0	0

BACTERIAL PATHOGENS IN TICKS (ACARINA: IXODIDAE) COLLECTED ON MIGRATORY BIRDS, PRELIMINARY RESULTS

DARIO PISTONE[1], MASSIMO PAJORO[2], MASSIMO FABBI[2], CLAUDIO BANDI[1], DOMENICO CONTI[3], WALTER SASSI[3], PAOLA MAGNANI[3] & MATTEO MONTAGNA[1]

[1]DIPAV, Sezione di Patologia Generale e Parassitologia, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università degli Studi di Milano, matteo.montagna@unimi.it; [2]Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia-Romagna (IZSLER - Sezione di Pavia); [3]Osservatorio ornitologico FEIN, Fondazione Europea IL NIBBIO, Arosio, (CO).

KEY WORDS: BACTERIAL PATHOGENS, MIGRATORY BIRDS, TICKS, DNA BARCODING

Riassunto Gli uccelli migratori durante i loro spostamenti annuali possono veicolare ectoparassiti, come le zecche. Sfruttando questi ospiti, le zecche non solo riescono a coprire lunghe distanze, influenzando la propria distribuzione geografica e dinamica di popolazione, ma possono anche diffondere i patogeni, di cui sono vettori. Le larve e le ninfe di zecche (Ixodidae e Argasidae) compiono il pasto di sangue anche sugli uccelli. Infatti, durante la migrazione autunnale del 2010, 134 ospiti sono stati parassitati da larve e ninfe di Ixodes ricinus*. Nel dettaglio, le zecche sono state rinvenute su 9 specie differenti di uccelli:* Turdus philomelos*,* T. merula*,* T. iliacus*,* Erithacus rubecula*,* Sylvia atricapilla*,* Parus major*,* Fringilla coelebs*,* Anthus trivialis*,* Coccothraustes coccothraustes*. Il Tordo bottaccio (*T. philomelos*) è risultata la specie più parassitata (84 soggetti con una media di 2.15 zecche/individuo), seguito dal pettirosso (*E. rubecula*),con 16 soggetti con media di 1.72. Le zecche sono state conservate in etanolo 96% per i successivi studi molecolari e identificate morfologicamente. Il presente lavoro, svolto presso la Fondazione Europea il Nibbio di Arosio (CO), è finalizzato: all' identificazione morfologica e molecolare (DNA barcoding) delle zecche rinvenute sugli uccelli migratori; all' individuazione delle aree di provenienza delle zecche mediante analisi di similarità genetica; a valutare mediante PCR la presenza di batteri patogeni. Dalle prime indagini molecolari su un campione di 40 zecche prelevate da 21 uccelli emerge una positività a batteri del genere* Borrelia *(10%) e* Rickettsia *(15%). Per identificare i patogeni a livello specifico e valutarne l'eventuale rischio si procederà al sequenziamento dei prodotti di PCR. Sulla base dei risultati preliminari riferiti al campionamento del 2010 si prevede di implementare i dati con la stagione 2011 e estendere lo screening a* Francisella tularensis *e* Coxiella burneti*, rispettivamente agenti di Tularemia e Febbre Q.*

Ticks are vectors of a variety of microorganisms of medical and veterinary relevance (Keirans *et al.,* 1999). Larvae and nymphs of ticks are well known to parasitize birds (Manilla, 1998). Migratory birds hitch-hiking ticks contribute to the spreading of pathogens in new areas. In our study, birds were captured with nets in FEIN foundation (Arosio, Como) in autumn 2010, during the return migration from central Europe. All ticks visible on the hosts were removed and placed in ethanol, stored at -20 °C for further DNA extraction with a commercial kit (DNeasy Blood & Tissue -Qiagen). We performed a PCR screening for pathogens (*Borrelia burgdorferi* sensu lato complex, *Francisella tularensis*, *Coxiella burnetii*, *Bartonella spp*. and *Rickettsia spp*.) using specific primers and following molecular protocols provided by IZSLER. In addition, in order to identify the microorganisms at species level we sequenced a subset of the PCR positive amplicons.
A total of 134 birds of 4013 (3.3%) captured were found to be parasitized by ticks. We collected ticks on 9 different bird species: ***Turdus philomelos***, ***T. merula***, ***T. iliacus***, ***Erithacus rubecula***, ***Sylvia atricapilla***, ***Parus major***, ***Fringilla coelebs***, ***Anthus trivialis***, ***Coccothraustes coccothraustes.***

We report ***T. philomelos*** as the species more frequently parasitized (84 individuals out of 1185

collected, average tick number per individual 1.59), followed by ***E. rubecula*** (16 individuals out of 544 collected, average tick number per bird 1.28). The majority of ticks were morphologically identified as larvae and nymphs of *Ixodes ricinus*. Besides, we performed a molecular identification of ticks, amplyfing and sequencing a fragment of cytochrome c oxidase subunit I gene. Through this 'DNA barcoding' approach, morphologically unidentifiable specimens (with missing or damaged gnatosoma/idiosoma) were also identified as I. ricinus.

A total of 72 Ixodes ricinus from 49 birds (belonging to seven species) were processed. We found ticks collected on *T. philomelos*, *P. major*, *F. coelebs* and *E. rubecula* positive to *Rickettsia spp* (9.7%) *Borrelia burgdorferi* sensu lato complex (15.3%) and *Bartonella spp.* (8.3%). No positivity for *F. tularensis* and *C. burnetii* was reported. Sequencing a subset of positive samples, we identified *Rickettsia helvetica*, possibly implicated in the development of a tick-borne disease in humans (Sréter *et al.* ,2005).

We plan to complete this study and to identify all the detected pathogens and also to establish the source area of I. ricinus using a proper molecular marker.

Bibliography

KEIRANS JE, NEEDHAM GR, OLIVER JH 1999. IN: ACAROLOGY IX. THE OHIO BIOLOGICAL SURVEY, COLUMBUS; MANILLA G 1998. CALDERINI, BOLOGNA; SRÉTER T, SRÉTERNÉ LANCZ Z, SZÉLL Z, EGYED L 2005. ORVOSI HETILAP 146: 2547-52.

Picchio muratore

MODELLIZZAZIONE DI TREND NON LINEARI: IL CASO DEI MIGRATORI IN TRANSITO SULLE ALPI ITALIANE

SIMONE TENAN[1], MARCO GIRARDELLO[1,2], FERNANDO SPINA[3] & PAOLO PEDRINI[1]

[1] Museo delle Scienze, Sezione Zoologia dei Vertebrati, Via Calepina 14, 38122 Trento, Italy, simone.tenan@mtsn.tn.it; [2]Centre for Ecology & Hydrology, Maclean Building, Benson Lane, Crowmarsh Gifford, Wallingford, Oxfordshire - OX10 8BB United Kingdom; [3] Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano dell'Emilia (BO), Italy.

Key Words: trend, fenologia, migrazione post-riproduttiva, Alpi

Summary *When modelling trends in abundance careful consideration should be given to both the deterministic and stochastic part of a model. Besides the relationship between the response variable and the predictors, it is important to accommodate the structure of the data, particularly in the random part of the model, by taking into account variance heterogeneity, nested data, spatial and temporal correlation.*
We propose the use of generalized additive mixed models (GAMM) for modelling seasonal and yearly variation in the capture frequency of migratory birds. More specifically we made use of ringing data gathered at six sites (four on alpine passes and two on valley bottoms) in the Italian Alps, and referred to nine post-nuptial migration seasons (2000-2008). Potential advantages and disadvantages related to the application of additive models are briefly discussed.

Per modellizzare in ambito frequentista le variazioni di abbondanza nel tempo è necessario riflettere sia sulla parte deterministica sia su quella stocastica del modello. Questo contributo presenta l'uso di modelli additivi generalizzati ad effetti misti (GAMM; Wood, 2006) per la modellizzazione di trend non lineari sul breve periodo, sia intra che interannuali, riguardanti popolazioni di uccelli in transito attraverso le Alpi italiane. Sono stati utilizzati dati specie-specifici di frequenza di cattura a risoluzione giornaliera, raccolti presso sei stazioni d'inanellamento (quattro di valico e due di fondovalle) durante il periodo 2000-2008, nell'ambito del Progetto Alpi (Pedrini *et al.,* 2008).

Per modellizzare i trend stagionali è stato utilizzato, come variabile di risposta, il numero di uccelli catturati giornalmente, definendo a priori delle "finestre" migratorie specie-specifiche per separare individui in migrazione da quelli potenzialmente locali. Per la natura dei dati è stata utilizzata una distribuzione Binomiale Negativa. Come predittori sono stati considerati (i) il giorno dell'anno (1=1 gennaio) e (ii) lo sforzo di cattura (m^2 di rete e ore di apertura giornaliera) standardizzato.

Per il numero di catture di una determinata specie, nel giorno i-esimo (Y_i), avremo:

$Y_i \sim NB(\mu_i, k)$

con valori attesi: $E(Y_i) = \mu_i$

e varianza: $var(Y_i) = \mu_i + \mu^2_i / k$

e quindi: $\mu_i = e^m$

dove i possibili modelli iniziali sono:

$m = \alpha + offset(sforzo\ cattura_i) + f(giorno_i)$

$m = \alpha + \beta \times sforzo.cattura_i + f(giorno_i)$

$m = \alpha + f(giorno_i)$

dove f rappresenta una funzione di smoothing (smoothing splines, Zuur *et al.,* 2009).

Per tener conto della eventuale correlazione temporale nella frequenza giornaliera di cattura

è stato considerato un modello autoregressivo di primo ordine (AR-1). Per la eterogeneità nella distribuzione dei residui sono state invece utilizzate, a seconda dei casi, due strutture di varianza (power of covariate, o exponential; Zuur *et al.,* 2009). La selezione dei modelli è stata basata sull'AIC (Burnahm & Anderson, 2002).

Per la modellizzazione dei trend interannuali, a partire da dati di cattura e inanellamento giornalieri (Ni), sono stati calcolati indici annuali specie-specifici di frequenza di cattura, utilizzando il seguente modello generale (per ogni combinazione i-esima di sito, giorno e anno)

$N_i \sim NB(\mu_i, k)$

con valori attesi: $E(N_i) = \mu_i$

e varianza: $var(Ni) = \mu_i + \mu^2_i / k$

e quindi: $\mu_i = e^m$

dove:

$m = \alpha + \beta_{sito\ (i)} * sito_i + \gamma_{year\ (i)} * year_i + \delta * sforzo\ cattura_i + \eta * giorno_i$

Nessuna struttura di autocorrelazione è stata qui considerata per le difficoltà esistenti in ambito frequentista.

In seguito l'indice annuale di frequenza di cattura ($Index_j$ per l'anno j-esimo, ottenuto dall'antilogaritmo del coefficiente $\gamma_{year\ (i)}$ è stato modellizzato in relazione alla variabile anno, come segue:

$Index_j = \alpha + f(anno_i) + \varepsilon_i$

dove: $\varepsilon_i \sim N(0, \sigma^2)$

Come sopra, per tener conto della eventuale correlazione temporale nella frequenza giornaliera di cattura è stato considerato anche un modello AR-1 e due strutture di varianza. La selezione del modello migliore è stata basata sempre sull'AIC. Per le analisi si è utilizzato R vers. 2.11.1 (2010-05-31) con i seguenti pacchetti: MASS, mgcv, nlme.

I principali vantaggi di tale approccio sono: (i) una modellizzazione più realistica nel caso di fenomeni non-lineari, (ii) una immediata interpretazione grafica, (iii) una maggiore attenzione alla componente stocastica e quindi maggiore affidabilità nelle inferenze.

Tra gi svantaggi vi sono (i) la impossibilità nel definire un andamento complessivo del trend, (ii) la minore utilità nei processi di decision-making legati alla conservazione delle specie, (iii) la difficoltà d'implementazione e scarsa elasticità nell'uso delle strutture di autocorrelazione, (iv) i metodi ancora in fase di sviluppo, alla frontiera della statistica classica.

Ringraziamenti

Si ringraziano Franco Rizzolli per l'aiuto nella gestione banche dati del Progetto. I referenti e/o inanellatori delle seguenti stazioni del Progetto Alpi: Bocca di Caset, Capannelle, Isolino, La Passata, Passo del Brocon e Passo di Spino.

Bibliografia

BURNHAM KP, ANDERSON DR 2002. SPRINGER-VERLAG; PEDRINI P, ROSSI F, RIZZOLLI F, SPINA F 2008. BIOLOGIA E CONSERVAZIONE DELLA FAUNA 116; R DEVELOPMENT CORE TEAM 2010. URL HTTP://WWW.R-PROJECT.ORG; WOOD SN 2006. CHAPMAN AND HALL/CRC; ZUUR AF, IENO EN, WALKER NJ, SAVELIEV AA, SMITH GM 2009. SPRINGER.

Sessione quarta

MONITORAGGIO E GESTIONE NEI PARCHI E NEI SITI NATURA 2000

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

MONITORAGGIO DELL'AVIFAUNA NEL PARCO NAZIONALE DI MONFRAGÜE E NELLA ZONA PERIFERICA DI PROTEZIONE (ESTREMADURA - SPAGNA)

MARTIN ANGEL RODRIGUEZ

Parco Nazionale del Monfragüe, Merida (Spagna), angel.rodriguezm@juntaextremadura.net

Key Words: Monfragüe National Park, avifauna evolution

Summary *The Author reports the data of a bird monitoring project started in 1990 in the Monfragüe National Park. Every year the wardens of the Park carry out a census of the breeding pairs in order to set the guidelines to park management. The censuses are carried out for the following species: Black Vulture, Spanish Imperial Eagle, Black Stork, Bonelli's Eagle, Golden Eagle, Egyptian Vulture, Griffon Vulture, Eagle Owl, Short-toed Eagle, Red Kite, Booted Eagle, Black Kite, Common Buzzard, Black-shouldered Kite, Lesser Kestrel, Sparrowhawk, Peregrine Falcon, White Stork, waterfowl, Passeriformes.*

Il Parco Nazionale di Monfragüe si trova nella parte occidentale della Penisola Iberica, più precisamente nel nord della Comunità Autonoma dell'Extremadura. L'area protetta nel suo complesso si estende per 116.160 ettari, di cui 18.396 rientrano nei confini del Parco Nazionale e 97.764 nella zona di protezione esterna. In questo territorio si attua un monitoraggio della fauna mediterranea dal 1990, specialmente sugli uccelli, che sono il gruppo di vertebrati che in tutta l'area protetta presentano concentrazioni eccezionali, soprattutto per i grandi rapaci più significativi dell'ecosistema mediterraneo.

Le guardie del "Medio Natural de la Junta de Extremadura" eseguono ogni anno le attività di monitoraggio e di censimento, che in seguito vengono elaborate e validate dal comitato tecnico-scientifico della Direzione del Parco. Mediante l'analisi di queste informazioni vengono definite le principali linee guida per la gestione del Parco Nazionale. Di ogni nido oggetto di monitoraggio si conosce la specie che lo occupa, se è avvenuta l'incubazione, se sono nati i pulli e se questi sono involati con successo. I dati ottenuti per ogni singola specie vengono esposti di seguito.

Avvoltoio monaco *Aegypius monachus*

A Monfragüe si trova la maggiore densità conosciuta: in poco più di 14.000 ettari ogni anno si insediano circa 300 coppie di questa specie. Nel 1974 si contavano 40 coppie nidificanti nella zona (F. Hiraldo), nell'anno 1989 si censirono 200 coppie in riproduzione che salirono fino a 339 nel 2006. La popolazione si è stabilizzata in circa 300 coppie riproduttive, con fluttuazioni che dipendono molto dalle condizioni climatiche di ogni primavera; forti piogge primaverili hanno un'incidenza significativamente negativa sulla riproduzione. Il 98% dei nidi si trova all'interno del Parco, in grandi alberi situati nei "matorrales de las solanas" o nelle impenetrabili "marañas de sotobosque de las umbrias". L'Avvoltoio monaco necessita comunque dell'ambiente a "dehesa" del Parco e dell'area protetta, dove sono molto numerosi gli animali allevati allo stato brado ed è presente un buon numero di animali selvatici che, quando muoiono per cause naturali, costituiscono un'abbondante riserva di cibo.

Aquila imperiale iberica *Aquila adalberti*

Sebbene l'Avvoltoio monaco possa essere considerato come uno fra gli uccelli che più caratterizzano il Parco Nazionale di Monfragüe per la sua alta concentrazione, l'Aquila imperiale è importante per la sua rarità. Il pericolo di estinzione di questa specie si evidenzia nel numero di coppie

conosciute. Nel 1990 nella Penisola Iberica si conoscevano circa 125 coppie di questa specie endemica; attualmente sono note 281 coppie riproduttive, di cui 3 si riproducono in Portogallo e le restanti in Spagna. Questa specie costruisce un nido sempre sulla sommità di grandi alberi sia nei luoghi più reconditi "de las umbrias y solanas" di Monfragüe sia nelle "dehesas", dove si pratica una gestione agricola tradizionale con l'allevamento di bestiame allo stato brado. Nel 1990 si conoscevano sei coppie riproduttive nel Parco; nel 1993 si censirono 10 coppie e nell'anno 2007 12 coppie. Così si è stabilizzata la popolazione dell'Aquila imperiale nell'area protetta di Monfragüe, che nel 2011 è arrivata a 13 coppie. I nidi sono distribuiti più o meno in parti uguali all'interno del Parco e nella zona periferica di protezione; i 12-13 nidi abituali si trovano in una superficie di 25.500 ettari, raggiungendo la massima densità conosciuta per questa specie.

Cicogna nera *Ciconia nigra*

Benché di norma sia una specie difficile da osservare in natura, a Monfrague si possono osservare con facilità (e senza arrecare alcun disturbo) fino a 6-8 nidi dalla strada che si percorre per visitare il Parco. Nel Parco la Cicogna nera costruisce i nidi su albero o su anfratti rocciosi in prossimità di corsi d'acqua o sparsi nelle "sierre" dell'Extremadura. A differenza della Cicogna bianca, ha abitudini schive ed evita il gregarismo, anche se questo comportamento tipico trova una parziale eccezione a Monfragüe, dove si trovano 3-4 coppie che si riproducono nelle pareti rocciose di "Penafalcon" (anche vicino all'acqua) e dove è possibile osservarla perfettamente dall'osservatorio del Salto del Gitano. Nel 1990 si conoscevano 18 coppie riproduttive, che sono aumentate fino alle 22-24 coppie attuali. Sono distribuite in tutta l'area protetta, ma con il passare degli anni la tendenza è quella di concentrarsi all'interno del Parco, che ospita il 75% della popolazione della zona.

Aquila del Bonelli *Hieraetus fasciatus*

Contrariamente a diverse altre specie di rapaci, l'Aquila del Bonelli non ha avuto incrementi negli ultimi anni, sia nell'area protetta di Monfragüe che a livello nazionale. La maggior parte dei nidi si trova su cavità rocciose, ma alcuni sono ubicati su grandi alberi come avviene a Monfragüe in due-tre casi. Nel 1990 si conoscevano sette coppie riproduttive, lo stesso numero del 2007 e da allora il numero di coppie si è stabilizzato a sei. I nidi sono distribuiti in parti uguali all'interno del Parco e nella zona periferica di protezione.

Aquila reale *Aquila chrysaetos*

E' la più grande fra le aquile iberiche, è distribuita regolarmente in tutti gli ecosistemi anche se il suo ambiente preferito è quello montano. Nel caso di Monfragüe, si conoscevano sette coppie nel 1991, che sono confermate come popolazione abituale degli ultimi anni. La sua scarsità nel Parco è solo apparente e non preoccupante poiché, a differenza dell'Aquila del Bonelli, questa specie non ha particolari problemi di conservazione. Generalmente i nidi sono costruiti su pareti rocciose inaccessibili, ma in determinati casi si trovano sugli alberi, come avviene nel Parco di Monfragüe in due-tre situazioni; i nidi cono più concentrati all'interno del Parco che nelle zone circostanti.

Capovaccaio *Neophron percnopterus*

Il 75% dei nidi si trova all'interno del Parco sempre collocati in anfratti rocciosi. Nel 1990 erano presenti a Monfragüe 27 coppie riproduttive ed attualmente se ne trovano stabilmente 30-32 coppie.

Grifone *Gyps fulvus*

E' la specie più conosciuta fra i grandi uccelli del Parco Nazionale di Monfragüe; tutti i visitatori del Parco che passano nella zona del "Salto del Gitano" hanno modo di osservare diverse decine di questi avvoltoi che veleggiano contemporaneamente sopra la loro testa.Quasi sempre si riproduce su pareti rocciose prossime a corsi d'acqua, anche se a Monfragüe 12-14 coppie si riproducono

ogni anno su alberi in vecchi nidi di Avvoltoio monaco. Il 90% dei nidi si trova all'interno del Parco. Il numero di grifoni è molto aumentato negli ultimi anni, causando problemi che coinvolgono la gestione del Parco, perché occupa vecchi nidi di Avvoltoio monaco, di Aquila del Bonelli e di Cicogna nera. Nel 1990 si censirono a Monfragüe 272 coppie, popolazione che andò crescendo fino a 586 coppie nel 2008. Attualmente la popolazione di Grifone è stabilizzata attorno alle 500 coppie riproduttive.

Gufo reale *Bubo bubo*

E' il più grande rapace notturno di Monfragüe ed è molto seguito ogni anno dagli ornitologi, poiché da qualche anno una coppia nidifica nella "Portilla del Tietar" e si può osservare agevolmente dall'omonimo osservatorio. Per le sue abitudini notturne è difficile localizzare i suoi nidi e di conseguenza non si conosce bene il numero di coppie che si riproducono a Monfragüe, però sicuramente questa specie è abbondante e beneficia attualmente del ripopolamento di conigli selvatici effettuato nel Parco. Nell'area protetta si trovano con sicurezza almeno 25 coppie.

Biancone *Circaetus gallicus*

Il Biancone si trova soprattutto nella "dehesa" circostante al Parco; il 75% dei nidi si trova nella zona periferica di protezione. Nel 1990 si conoscevano circa nove coppie riproduttive che andarono aumentando negli anni fino a stabilizzarsi in circa 15 coppie.

Nibbio reale *Milvus milvus*

Il Nibbio reale è una specie in significativa e preoccupante diminuzione: da abbondante è divenuta scarsa. Nel 1990 si accertarono 32 coppie; nel 1996 un esame più accurato delle "dehesas" circostanti tutta l'area protetta portò alla localizzazione di 122 coppie, legate soprattutto alla presenza di discariche di rifiuti incontrollate, che attualmente non esistono più. A seguito dell'eliminazione di queste fonti di alimentazione e per altre cause sconosciute, attualmente si stimano solo circa 12-15 coppie, che seguiamo con grande attenzione, cercando soluzioni che possano incrementarne il numero. Essendo una specie tipica della "dehesa", i nidi si trovano principalmente nelle zone circostanti il Parco.

Aquila minore *Hieraetus pennatus*

La maggior parte dei nidi di Aquila minore si trova nella "dehesa" e fuori dal Parco Nazionale. Nel 1990 si conoscevano 10 coppie che sono aumentate progressivamente fino alle 25 coppie degli ultimi anni.

Nibbio bruno *Milvus migrans*

Il Nibbio bruno è il rapace più abbondante nelle "dehesas" che circondano il Parco Nazionale. Nel 1990 si localizzarono 35 coppie. Il numero è andato aumentando fino a stabilizzarsi nelle 75-80 coppie riproduttive degli ultimi anni.

Poiana *Buteo buteo*

La Poiana è frequente nelle "dehesas", con distribuzione abbondante in tutta la Riserva della Biosfera (Parco ed area protetta). Il numero di coppie conosciute è cresciuto dalle otto censite nel 1990 fino a 25 coppie censite attualmente. Questa cifra costituisce, comunque, un'evidente sottostima della reale entità della popolazione, dato che questo rapace è legato ad ambienti boschivi ed è pertanto meno contattabile.

Nibbio bianco *Elanus caeruleus*

Il Nibbio bianco è una nuova specie della fauna "Extremeña"; la riproduzione fu accertata nel 1975, quando si osservò per la prima volta un nido nei pressi di Navalmoral de la Mata. Arriva dall'Africa in primavera e preferisce insediarsi in un ambiente con alberi radi e superfici aperte, per cui si trova unicamente localizzato in zone circostanti le aree protette del Parco Nazionale. Nel

1990 si accertarono due coppie e tre nel 2006. Ogni anno si continuano ad osservare nella zona due - tre coppie.

Grillaio *Falco naumanni*

Il Grillaio è una specie che sfortunatamente ha visto diminuire i suoi effettivi in forma allarmante. E' oggetto di attenzione delle amministrazioni pubbliche e nell'Extremadura si sono istituite Zone di Protezione Speciale (ZPS) dove si trovano le colonie riproduttive di questa specie. Nell'area di Monfragüe furono contattate due coppie nel 1993, ed attualmente sono state censite sette-otto coppie.

Sparviere *Accipiter nisus*

Lo Sparviere è una specie forestale scarsa nel Parco, presente con tre-quattro coppie dal 1991. I nidi si trovano solitamente in zone con boschi ripariali nelle gole dei torrenti d'acqua, più frequentemente su frassini e ontani.

Falco pellegrino *Falco peregrinus*

Il Falco pellegrino è una specie bandiera per Monfragüe, considerando che nidifica in uno dei siti più visitati dell'intero Parco: il Salto del Gitano, dal quale si osserva l'enorme parete chiamata Peñafalcon (*la peña del falcon* = il masso del falco). In questo paesaggio fluviale continua a riprodursi ogni anno una delle coppie di Falco pellegrino presenti. Nel 1990 si conoscevano due coppie nel Parco, che sono cresciute successivamente a tre, numero abituale negli ultimi anni.

Cicogna bianca *Ciconia ciconia*

La Cicogna bianca ha conosciuto un notevole aumento negli ultimi anni. E' una specie molto comune che non si riproduce all'interno del Parco. Nella zona periferica di protezione si censirono nel 1991 circa 50 coppie, mentre negli ultimi anni la popolazione totale è di circa 70-75 coppie riproduttive.

Uccelli acquatici

Tutti gli anni si tengono censimenti di uccelli svernanti nel Parco Nazionale di Monfragüe e nella sua zona periferica di protezione. Non è un'area di svernamento di particolare importanza, ma risulta comunque interessante conoscere l'evoluzione dei dati ottenuti nel corso degli anni.

Passeriformi

I piccoli uccelli hanno sempre avuto un ruolo secondario nei censimenti di Monfragüe; per ovviare a ciò, da quattro-cinque anni si è sviluppato un programma intenso di inanellamento ed un altro di inserimento di cassette nido ,che nei prossimi anni dovrebbero produrre risultati interessanti per questo gruppo di piccoli uccelli.

LA CONSERVAZIONE DELLA STERNA COMUNE *Sterna hirundo* TRAMITE L'UTILIZZO DI ZATTERE GALLEGGIANTI

RENATO CARINI*, SILVIA ADORNI** & CLAUDIA GASPARINI***

**Parco Regionale del Taro, strada Giarola 11, Collecchio (PR), r.carini@parchiemiliaoccidentale.it; **Via Santa Caterina 72 Ospitaletto (BS); ***Via VII Luglio 35 Brescello (RE)*

Key Words: Common Tern, rafts, conservation, Taro Regional Park

Summary *The Common Tern is one of the most representative species of the Taro Regional Park (PR). In the last decades the breeding population showed a significant decrease owing to the worsening of nesting condition on the gravel islets of the Taro river. In order to help the breeding pairs, in 2001 the Park started a project with the aim to provide new nesting sites by means of rafts placed into an artificial pond. Different types of platforms were tested by assessing strengths and weaknesses. In the period 2001-2011, we recorded 114 breeding pairs that used the rafts.*

La Sterna comune *Sterna hirundo* è una delle specie più rappresentative del Parco Fluviale Regionale del Taro, situato in provincia di Parma nella zona di alta pianura. La sterna utilizza il fiume Taro come corridoio migratorio e ambiente per la nidificazione, deponendo solitamente sulle isole di ghiaia create dai rami del fiume. Nell'ultimo ventennio le coppie nidificanti nel Parco si sono ridotte numericamente e le cause di tale declino sono probabilmente da imputarsi ad alterazioni ambientali provocate da modificazioni dell'alveo, prelievo massiccio di acqua con conseguente riduzione delle zone inaccessibili ai predatori e impoverimento delle fonti trofiche (Carini, ined.). Questo ha fatto sì che le sterne nidifichino sempre più frequentemente in ambienti artificiali quali i laghi formati dalle escavazioni di materiale litoide, che spesso garantiscono condizioni di maggiore sicurezza per la riuscita riproduttiva. Nel 2001 il Parco ha iniziato un progetto sperimentale per la realizzazione di zattere galleggianti che, collocate all'interno di un grande bacino artificiale (Carini & Adorni, 2005), sostituiscono quegli ambienti non più idonei alla nidificazione di questa specie, con lo scopo di mantenere la popolazione nidificante nell'area.

Area di studio e metodi

L'area naturalistica Le Chiesuole si trova al'interno del Parco del Taro in località Madregolo di Collecchio. Questa area è un bacino artificiale originato dall'estrazione di materiale litoide e alimentato dall'acqua proveniente dalla falda freatica, con una superficie complessiva di circa 30 ha. Attualmente l'area è destinata a scopi naturalistici ed è attrezzata con sentieri, capanni e torre osservatorio, per favorire l'avvistamento delle numerose specie di uccelli che la frequentano.

Nel 2001 è iniziata la costruzione delle prime zattere, rimaste invariate fino al 2006 quando sono state realizzate nuove piattaforme più robuste. Per ogni tipologia di zattera sono stati analizzati i pregi e difetti rispetto al gradimento delle sterne e alla manutenzione da effettuarsi nel tempo. Per ogni stagione sono state contate le coppie nidificanti e in diverse annate è stato possibile calcolare il successo riproduttivo inteso come numero di pulcini involati per coppia.

E' stata analizzata la strategia difensiva (*mobbing*) della colonia rispetto ad intrusioni di altre specie, inoltre è stato possibile verificare la correlazione dell'ordine di insediamento delle coppie rispetto alla distanza delle zattere da riva (Adorni, 2005).

Risultati e discussione

Nel 2001 sono state realizzate le prime due zattere, che hanno ospitato una sola coppia. Queste zattere avevano dimensioni all'incirca 1x1 m, e potevano ospitare al massimo una coppia a causa dell'elevata territorialità delle sterne (Fig. 1). Nel 2005 ne sono state posate oltre 50 con risultati più che soddisfacenti.

Figura 1 - Primo modello di zattera realizzato nel 2001.

La tipologia costruttiva delle prime zattere presentava qualche problema, legato alla galleggiabilità ridotta e alla relativa facilità con cui esse potevano essere dilavate da onde causate da forti venti.

Nel 2006, per migliorare la durata delle piattaforme, sono state costruite 30 zattere di dimensioni 3x2 m, sostenute da bidoni di plastica da 25 l e aventi struttura portante in rete elettrosaldata (Gasparini, 2006). La rete sorregge dei pannelli di polistirolo sui quali viene incollato il ghiaietto mescolato a sabbia che simula il greto fluviale. Ad oggi (2011) esse sono ancora posate nel lago e ospitano la maggior parte della colonia.

Rispetto ai primi modelli, questo tipo di piattaforma è risultato più stabile e più sicuro, in quanto ha una galleggiabilità più alta; inoltre garantisce una maggiore durata. Gli unici problema riguardano la stabilità del fondo di polistirolo, che in qualche caso è stato "rosicchiato" da nutrie, e la necessità di rimettere ogni anno uno strato di sabbia fine sul pavimento.

Figura 2 - Modello di zattera realizzato nel 2006.

Nel 2011 vi è stata la possibilità di realizzare 10 zattere in struttura interamente metallica, sorrette da quattro bidoni da 200 l. Il risultato, pur soddisfacente, ha rivelato alcuni problemi relativi alla galleggiabilità dei bidoni, non sempre perfetta. Il numero di coppie che ha scelto di nidificare sulle zattere è andato progressivamente aumentando nel corso degli anni (Fig. 3).

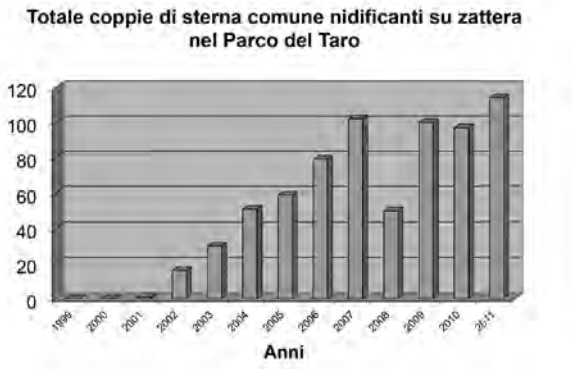


Figura 3 - Andamento del numero di coppie di Sterna comune nidificanti su zattera all'interno del Parco Fluviale Regionale del Taro.

A seguito delle diverse prove è stato possibile stabilire un *identikit* della zattera ideale:

- la linea di galleggiamento deve essere bassa, ma non deve rendere possibile l'allagamento;
- devono essere previsti scomparti per consentire la nidificazione contemporanea di un maggior numero di coppie;
- deve essere costruita utilizzando materiali duraturi (metallo, legno trattato, plastica resistente);
- la struttura che galleggia deve essere resistente e ben distribuita rispetto al baricentro;
- il pavimento deve essere rigido e con il materiale inerte fissato;
- l'inerte più superficiale deve essere di grana fine per non rischiare di rompere le uova;
- devono essere previste una tettoia e una rampa.

In alcuni annate sono stati condotti studi sull'attività di *mobbing* della colonia, rilevando che le coppie insediate sulle zattere più esterne rispetto alla forma della colonia si attivano più spesso di quelle insediate nelle zattere interne (Adorni, 2005). Oltre a questo è stata analizzata la frequenza degli interventi di *mobbing* rispetto alle diverse specie che hanno interferito con la colonia (Fig 4).

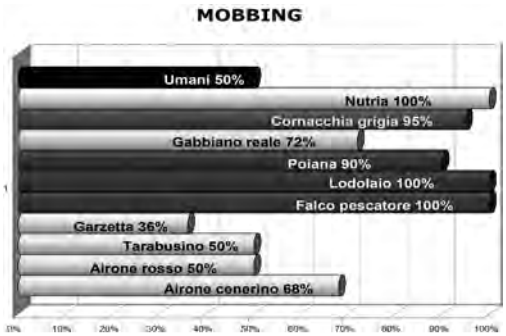


Figura 4 - Frequenza di attacco da parte delle sterne nidificanti su zattera nei confronti delle diverse specie che hanno interferito con la colonia.

Si nota come i rapaci e la Cornacchia grigia siano stati attaccati in percentuali elevate rispetto ad altre specie. Anche la Nutria è stata attaccata nel 100% dei casi di passaggio.

Un altro dato interessante riguarda la scelta di occupazione delle zattere (Adorni 2005). Ad ogni zattera è stato attribuito un punteggio relativo alla distanza da riva (0-7); si è notato come le prime coppie che arrivano nella colonia scelgano le zattere più lontane dalle rive, mentre mano a mano che giungono quelle successive, ogni zattera viene occupata.

Da questi dati possiamo ipotizzare che la forma ideale di una colonia artificiale di zattere è quella che si avvicina al cerchio, collocata il più possibile lontano da rive.

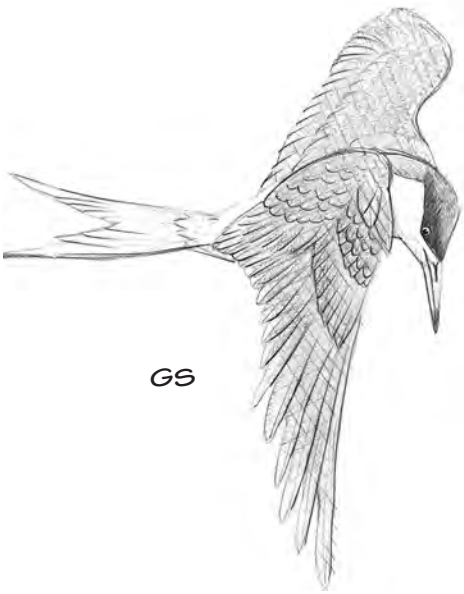
Infine per sette stagioni riproduttive è stato calcolato il successo riproduttivo, che mediamente è risultato di 1,42 pulcini involati per coppia.

Ringraziamenti

Un sentito grazie a tutti i volontari che nel corso degli anni hanno partecipato alla realizzazione e gestione delle zattere, nonché ai dipendenti del Parco del Taro che hanno contribuito con entusiasmo alla gestione del progetto.

Bibliografia

ADORNI S 2005. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA; CARINI R, ADORNI S 2005. ATTI I CONVEGNO "AVIFAUNA ACQUATICA: ESPERIENZE A CONFRONTO", COMACCHIO; GASPARINI C 2006. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PARMA.



Sterna comune

GLI UCCELLI NIDIFICANTI NELLE FORESTE CASENTINESI. VENTI ANNI DI PARCO NAZIONALE

GUIDO TELLINI FLORENZANO, GUGLIELMO LONDI, SIMONETTA CUTINI & TOMMASO CAMPEDELLI

DREAM Italia, via dei Guazzi 31, 52013 Poppi (AR), e-mail tellini@dream-italia.it

Key Words: Bird monitoring, point census, Apennines, landscape change, afforestation, wood ageing.

Summary *A monitoring program for birds breeding in the Tuscan part of Foreste Casentinesi National Park (Arezzo province, Central Apennines) was carried out for 20 years (1992-2011). Birds were constantly surveyed through 5 min point-counts that were repeated twice a year in 230 sites. Trends of the species were analysed with the TRIM software. In these twenty years, only 13 populations were stable, whereas 21 declined and 22 increased. The Woodland Bird Index (WBI) increased and the Farmland Bird Index (FBI) decreased. These data suggest that the aging of woods, combined with retention of dead trees, greatly benefit woodland birds, while farmland (crops and pastures) birds suffer from abandonment of farming practices. Although these processes are common in the Mediterranean mountain landscapes, it is likely that in the Foreste Casentinesi National Park they are enhanced and amplified due to specific regulations.*

Il monitoraggio di medio e lungo periodo delle popolazioni di uccelli fornisce indicazioni chiare sullo stato dei sistemi ambientali (Voříšek *et al.*, 2010), e in particolare sulla evoluzione del paesaggio (Preiss *et al.*, 1997). Questo strumento, pertanto, può costituire un valido ausilio per la gestione territoriale, in particolare all'interno di aree protette come i parchi nazionali. A venti anni dall'avvio del monitoraggio ornitico sul versante aretino del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, crediamo utile presentare un aggiornamento della situazione, posto che la precedente sintesi (Tellini Florenzano, 2004) riguardava solo i primi dieci anni del programma.

Area di studio e metodi

Rimandando al lavoro citato (Tellini Florenzano, 2004) per ulteriori dettagli, si può citare in questa sede che l'area di studio corrisponde al versante del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi che ricade in provincia di Arezzo (Toscana). Quest'area si estende per circa 14000 ha, avendo un'altitudine che va da poco più di 500 fino a 1659 m s.l.m. Il territorio è in massima parte boscato (oltre l'85% della superficie), e nel corso degli ultimi anni non è stato interessato da grossi cambiamenti ambientali evidenti, sebbene i due processi individuati nei primi anni del secolo, invecchiamento del bosco e riduzione e destrutturazione degli ambienti aperti (pascoli e coltivi), sembrino essere proseguiti senza rilevanti cambiamenti di tendenza. Da un lato, infatti, anche per il diretto intervento del Parco attraverso specifiche misure (De Curtis, 2003), è stato favorito l'invecchiamento del bosco, mentre, nonostante alcuni interventi volti a tutelare le attività agro-zootecniche, è proseguita la tendenza all'abbandono dell'agricoltura e dell'allevamento, che anzi pare accelerata proprio nel Parco, a causa di svariati fattori, non ultima la massiccia presenza di ungulati selvatici (Fantoni, 2010) favoriti dall'esistenza dell'area protetta.

Gli uccelli sono stati censiti per 17 anni nel periodo 1992-2011 (con tre anni di interruzione: 1993, 1998, 2003) con il metodo BBS (Robbins & Van Velzen, 1967), ossia punti d'ascolto (5 min due volte per anno) posti lungo strade secondarie e piste forestali a distanza di 1 km l'uno dall'altro. Il censimento ha interessato un totale di 230 punti, 174 dei quali visitati tutti gli anni e gli altri per almeno due anni. Per ulteriori dettagli sul metodo, rimasto invariato per tutta la durata

del programma, vedi Tellini Florenzano (2004).

Le tendenze di popolazione sono state calcolate con il software TRIM (Pannekoek & van Strien, 2001), raccomandato dall'EBCC per i censimenti ornitici, considerando come unità campionaria la singola stazione. Per ogni specie e per ogni anno abbiamo considerato come dato il massimo numero di individui contattato tra le due repliche annuali. Gli indici cumulati (tutte le specie, WBI *Woodland Bird Index*, e FBI *Farmland Bird Index*) sono stati calcolati come medie geometriche degli indici delle specie di ciascun gruppo (Gregory *et al.,* 2005), limitatamente alle specie aventi una tendenza demografica definita. Abbiamo considerato per il WBI le specie indicate da Londi *et al.* (2009), e per l'FBI quelle indicate da Campedelli *et al.* (2009).

Risultati e discussione

L'esecuzione del monitoraggio per un ventennio ha permesso di definire tendenze affidabili per 56 specie (Tab. 1), di queste solo 13 mostrano una stabilità demografica, mentre 21 sono in diminuzione e 22 in aumento. Per altre 31 specie (Tab. 2) l'andamento risulta incerto, soprattutto a causa della loro rarità nel programma, ma anche per la tendenza di alcune di esse a subire forti oscillazioni interannuali (es. Crociere).

La situazione generale, pertanto, è di notevole dinamicità, infatti solo il 23% delle specie ha mostrato stabilità demografica. Tra le specie in declino si confermano quasi tutte quelle legate ai coltivi estesi e alle praterie (Allodola, Saltimpalo, Prispolone, Strillozzo, Fig. 1), ma anche molte di quelle legate ai paesaggi antropizzati (Cardellino, Verzellino, Verdone, Passera d'Italia, Zigolo nero, Fig. 1) , la cui tendenza pareva stabile nel corso del primo decennio (Tellini Florenzano, 2004). Sempre in questo contesto si notano le eccezioni della Rondine e della Tortora. Per la prima è possibile un effetto positivo dello sviluppo e della permanenza di piccole stalle legate all'agriturismo, mentre per la seconda si tratta forse di un fenomeno le cui cause sono da ricondursi a fattori agenti a scala più vasta.

Tra le specie forestali la tendenza è opposta, con incrementi che riguardano la maggioranza dei *taxa*. In particolare, si notano i forti incrementi delle specie legate ai boschi maturi (rampichini, Picchio muratore, Luì verde, Fig. 1). Al contrario, la diminuzione del Luì piccolo, e quella ancor più marcata del Ciuffolotto (Fig. 1) possono essere collegate alla sempre minor presenza di boschi giovani (piantate, cedui in esercizio) e di arbusteti di margine.

Complessivamente, pertanto, la situazione appare chiara: da un lato l'invecchiamento del bosco favorisce le specie forestali, soprattutto quelle legate ai boschi maturi e ricchi di alberi vecchi e senescenti. Questo dimostra l'efficacia delle forme di gestione selvicolturali adottate dagli enti gestori (Comunità Montana e Ufficio Territoriale per la Biodiversità del Corpo Forestale dello Stato), ulteriormente favorite dalle politiche del Parco. All'opposto, si evidenzia uno stato preoccupante di crisi degli ambienti agricoli e delle praterie, come accennato sopra. E' complesso definire quanto queste due tendenze (Fig. 2) siano comuni al resto dell'Appennino, e quanto invece siano specifiche di questo territorio. E' noto, tuttavia, che nelle aree montane italiane è in atto un generalizzato processo di afforestazione (Falcucci *et al.,* 2007), per cui si può supporre che le tendenze mostrate siano in linea con processi agenti a scala più vasta, semmai si può sempre supporre che, per i motivi precedentemente accennati, queste tendenze siano accelerate e amplificate dalla particolarità di questa area e della gestione che vi viene praticata.

Tabella 1 - Elenco delle specie nidificanti nella porzione aretina del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, aventi un andamento di popolazione certo (1992-2011) in base alle risultanze dell'analisi con il software TRIM (cfr. testo). Le categorie di andamento (ultima colonna) sono quelle raccomandate dall'EBCC (Pannekoek & van Strien, 2001).

Specie	contatti/ anno (media)	individui/ anno (media)	variazione annuale (%)	andamento (1992-2011)
Poiana *Buteo buteo*	8.1	8.8	-6.7	declino moderato**
Colombaccio *Columba palumbus*	41.0	47.4	20.0	incremento forte**
Tortora selvatica *Streptopelia turtur*	17.8	20.1	5.4	incremento moderato**
Cuculo *Cuculus canorus*	109.2	134.3	0.5	stabile
Rondone comune *Apus apus*	21.9	61.8	-2.3	declino moderato*
Upupa *Upupa epops*	9.1	10.0	3.9	incremento moderato*
Torcicollo *Jynx torquilla*	9.6	10.6	-1.8	stabile
Picchio verde *Picus viridis*	23.2	24.4	1.4	stabile
Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*	35.8	37.8	4.1	incremento moderato**
Tottavilla *Lullula arborea*	33.2	38.5	1.4	incremento moderato*
Allodola *Alauda arvensis*	3.8	5.0	-19.4	declino forte**
Rondine *Hirundo rustica*	15.1	27.0	-0.6	stabile
Balestruccio *Delichon urbicum*	10.9	19.5	-3.1	declino moderato*
Prispolone *Anthus trivialis*	6.5	8.5	-9.1	declino forte**
Ballerina gialla *Motacilla cinerea*	22.0	23.5	-1.5	stabile

Specie	contatti/ anno (media)	individui/ anno (media)	variazione annuale (%)	andamento (1992-2011)
Ballerina bianca *Motacilla alba*	15.7	17.4	-2.5	declino moderato*
Scricciolo *Troglodytes troglodytes*	127.8	171.4	-1.1	declino moderato**
Pettirosso *Erithacus rubecula*	167.1	285.5	0.3	stabile
Usignolo *Luscinia megarhynchos*	5.7	6.8	-6.0	declino moderato**
Codirosso spazzacamino *Phoenicurus ochruros*	18.6	20.2	1.8	incremento moderato*
Codirosso comune *Phoenicurus phoenicurus*	26.6	30.1	11.1	incremento forte**
Saltimpalo *Saxicola torquatus*	9.8	10.9	-5.1	declino moderato**
Merlo *Turdus merula*	170.2	301.7	-0.4	declino moderato**
Tordo bottaccio *Turdus philomelos*	107.6	151.7	2.2	incremento moderato**
Tordela *Turdus viscivorus*	54.8	59.8	0.7	stabile
Capinera *Sylvia atricapilla*	173.4	330.5	0.4	incremento moderato*
Sterpazzola *Sylvia communis*	11.8	14.7	-6.4	declino moderato**
Sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina*	35.5	47.8	2.1	incremento moderato**
Luì bianco *Phylloscopus bonelli*	7.6	8.9	1.0	stabile
Luì verde *Phylloscopus sibilatrix*	7.8	8.2	3.4	incremento moderato*
Luì piccolo *Phylloscopus collybita*	117.5	180.1	-4.5	declino moderato**
Regolo *Regulus regulus*	13.4	14.2	4.6	incremento moderato**

Specie	contatti/ anno (media)	individui/ anno (media)	variazione annuale (%)	andamento (1992-2011)
Fiorrancino *Regulus ignicapilla*	89.2	117.6	-0.2	stabile
Codibugnolo *Aegithalos caudatus*	21.9	28.7	3.8	incremento moderato**
Cinciarella *Cyanistes caeruleus*	114.6	155.5	2.5	incremento moderato**
Cinciallegra *Parus major*	93.1	128.3	0.4	stabile
Cincia mora *Periparus ater*	130.1	278.1	1.2	incremento moderato**
Cincia bigia *Poecile palustris*	70.2	80.4	2.9	incremento moderato**
Picchio muratore *Sitta europaea*	68.2	86.8	5.4	incremento moderato*
Rampichino alpestre *Certhia familiaris*	22.3	24.1	7.6	incremento forte**
Rampichino comune *Certhia brachydactyla*	45.1	51.6	7.2	incremento forte**
Averla piccola *Lanius collurio*	2.1	2.1	-6.8	declino moderato**
Ghiandaia *Garrulus glandarius*	89.1	106.7	-0.2	stabile
Gazza *Pica pica*	2.5	3.3	13.0	incremento forte**
Cornacchia grigia *Corvus cornix*	63.6	87.1	1.2	incremento moderato*
Storno *Sturnus vulgaris*	25.3	78.9	0.3	stabile
Passera d'Italia *Passer italiae*	22.6	48.5	-3.4	declino moderato**
Fringuello *Fringilla coelebs*	174.0	395.7	1.4	incremento moderato**
Verzellino *Serinus serinus*	41.1	53.2	-1.5	declino moderato**

Specie	contatti/ anno (media)	individui/ anno (media)	variazione annuale (%)	andamento (1992-2011)
Verdone *Carduelis chloris*	36.1	44.9	-3.5	declino moderato**
Cardellino *Carduelis carduelis*	26.9	35.3	-4.6	declino moderato**
Fanello *Carduelis cannabina*	7.0	8.8	-0.5	stabile
Ciuffolotto *Pyrrhula pyrrhula*	18.7	19.9	-9.0	declino forte**
Zigolo nero *Emberiza cirlus*	51.5	72.1	-2.3	declino moderato**
Zigolo muciatto *Emberiza cia*	12.8	15.2	-2.5	declino moderato*
Strillozzo *Emberiza calandra*	12.4	15.8	-2.4	declino moderato*

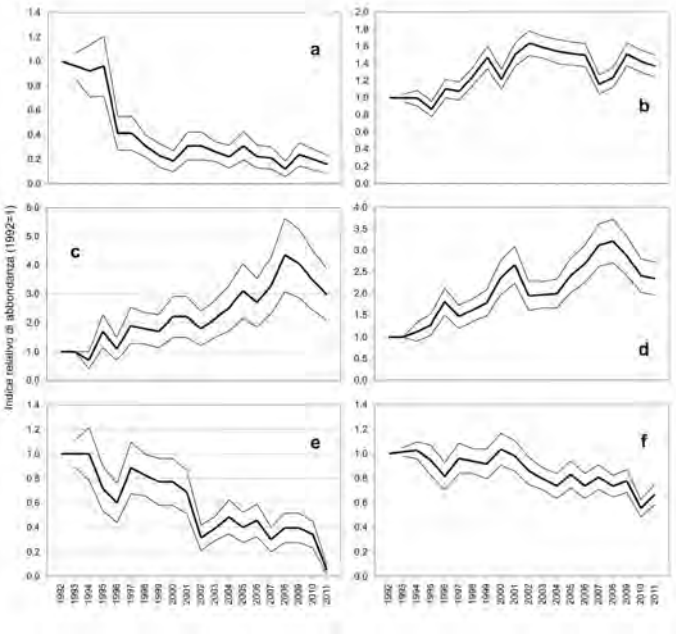


Figura 1 - Esempi di andamenti di popolazione (indice ± ES) di sei specie sul versante aretino del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi (1992-2011); a) Prispolone; b) Tordo bottaccio; c) Rampichino alpestre; d) Picchio muratore; e) Ciuffolotto; f) Zigolo nero.

Tabella 2 - Elenco delle specie nidificanti nella porzione aretina del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, aventi un andamento di popolazione incerto (1992-2011) in base alle risultanze dell'analisi con il software TRIM (cfr. testo).

Specie	contatti/anno (media)	individui/anno (media)
Quaglia *Coturnix coturnix*	0.941	1.059
Airone cenerino *Ardea cinerea*	0.059	0.059
Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*	0.529	0.765
Albanella minore *Circus pygargus*	0.059	0.059
Astore *Accipiter gentilis*	0.118	0.176
Sparviere *Accipiter nisus*	0.529	0.529
Gheppio *Falco tinnunculus*	0.412	0.412
Tortora dal collare *Streptopelia decaocto*	0.765	0.941
Civetta *Athene noctua*	0.118	0.118
Allocco *Strix aluco*	0.294	0.294
Succiacapre *Caprimulgus europaeus*	0.059	0.059
Picchio rosso minore *Dendrocopos minor*	3.000	3.000
Rondine montana *Ptyonoprogne rupestris*	0.118	0.176
Calandro *Anthus campestris*	0.353	0.412
Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus*	0.647	0.706
Passera scopaiola *Prunella modularis*	1.941	2.000
Culbianco *Oenanthe oenanthe*	0.059	0.059
Passero solitario *Monticola solitarius*	0.059	0.059
Merlo dal collare *Turdus torquatus*	0.118	0.118
Beccamoschino *Cisticola juncidis*	0.118	0.118
Canapino comune *Hippolais polyglotta*	2.235	2.294
Sterpazzolina comune *Sylvia cantillans*	0.059	0.059
Occhiocotto *Sylvia melanocephala*	0.412	0.412
Pigliamosche *Muscicapa striata*	3.235	3.294
Cincia dal ciuffo *Lophophanes cristatus*	0.118	0.118
Rigogolo *Oriolus oriolus*	4.588	4.706
Taccola *Corvus monedula*	1.176	2.353
Passera mattugia *Passer montanus*	1.176	1.882
Lucherino *Carduelis spinus*	0.176	0.176
Crociere *Loxia curvirostra*	2.765	6.941
Frosone *Coccothraustes coccothraustes*	0.176	0.235

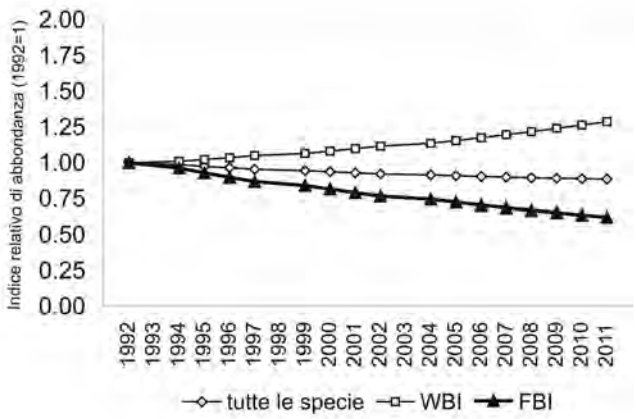


Figura 2 - Andamento degli indici cumulati di tutte le specie, di quelle legate al bosco (WBI), e di quelle legate a pascoli e coltivi (FBI) nella porzione aretina del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi dal 1992 al 2011.

Ringraziamenti

Siamo grati a Simone Borchi, Carlo Toni e Alfredo Bresciani, della Comunità Montana del Casentino, per il costante supporto tecnico. Ringraziamo poi Danila Citti, Barbara Cursano, Loretta Lapini e Marco Valtriani per averci aiutato in varie fasi del lavoro. Il lavoro è dedicato alla memoria di Gianni Baldini, che per la Comunità Montana ha seguito il progetto nei primi anni.

Bibliografia

CAMPEDELLI T ET AL. 2009. AVOCETTA 33: 87-91; DE CURTIS O 2003. PARCO NAZIONALE DELLE FORESTE CASENTINESI, MONTE FALTERONA E CAMPIGNA, PRATOVECCHIO; FALCUCCI A ET AL. 2007. LANDSCAPE ECOLOGY 22: 617-631; FANTONI I 2010. SHERWOOD FORESTE E ALBERI OGGI 160: 21-26; GREGORY RD ET AL. 2005. PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY B 360: 269-288; LONDI G ET AL. 2009. AVOCETTA 33: 107-114; PANNEKOEK J E VAN STRIEN AJ 2001. STATISTICS NETHERLANDS, VOORBURG, THE NETHERLANDS; PREISS E 1997. LANDSCAPE ECOLOGY 12: 51-61; ROBBINS CS E WT VAN VELZEN WT 1967 U. S. BUR. SPORT FISH AND WILDL., SPEC. SCI. REP. -WILDL., 102; TELLINI FLORENZANO G 2004. ITALIAN JOURNAL OF ZOOLOGY 71: 317-324; VOŘÍŠEK P ET AL. 2010. BOU PROCEEDINGS - LOWLAND FARMLAND BIRDS III.

DATI PRELIMINARI SULLA COTURNICE *Alectoris graeca* NEL PARCO NAZIONALE D'ABRUZZO, LAZIO E MOLISE

MAURO BERNONI[1] & ROBERTA LATINI[2]

[1]Via delle Rose 26/a , 00062 Bracciano, mbernoni@inwind.it; [2]Parco Nazionale d' Abruzzo, Lazio e Molise, Via S. Lucia, I-67032 Pescasseroli

Key Words: Rock partridge, density, conservation, central Italy

Summary *The alarming decline of the Rock Partridge population in most of its range poses the problem of an appropriate management, which is vital for its conservation. In Italy this decline undoubtedly affects the Alps, Sicily, the Central Apennines within the Latium Region and other southern areas, where the species is already extinct in several mountain groups. We studied the large mountain area within the Abruzzo, Lazio and Molise National Park (PNALM) and its Outer Protection Zone, which covers about 130,000 hectares. Sites potentially suitable for the Rock Partridge were surveyed using the transect sampling method, to obtain reliable density and population size estimates. In 2010, 36 transects and 383 point counts were covered. Rock partridges were found at 40 point counts (10.4%). Such values are significantly lower than those obtained in the Majella and Velino-Sirente protected areas, which are the most suitable areas for this species in the Central Apennines. They nonetheless confirm that the limestone range between the Sibillini Mountains to the North and the PNALM to the South are the core areas for the Rock Partridge at a national and international scale.*

La coturnice, *Alectoris graeca,* é specie politipica a distribuzione europea. Il limitato areale della specie si estende dai Balcani, sino all' Italia peninsulare ed alla Sicilia, interessando i principali massicci montuosi di queste aree. In Italia nidificano due sottospecie *A. g. saxatilis* sulle Alpi e sugli Appennini e *A. g. whitakeri* in Sicilia. La popolazione europea è stimata a 31000-59000 coppie in gran parte concentrate in Italia e Croazia (Hagermajer & Blair, 1997); per il territorio italiano la stima è di 10-20000 coppie in marcato decremento con casi locali di estinzione (Heath *et al.*, 2000). Per la popolazione appenninica Priolo (1984) ha proposto una nuova sottospecie *A. g. orlandoi* la cui validità genetica risulta in parte sostenuta dalle ricerche di Randi *et al.* (2003), che hanno chiarito il lungo isolamento della popolazione siciliana (ca. 200.000 anni) ed una più breve separazione tra le popolazioni alpine e quelle appenniniche (ca. 10.000 anni); queste ultime sarebbero invece più affini a quelle greco-albanesi con le quali sarebbero rimaste in contatto attraverso un ponte trans-adriatico.

Nel 1985 Petretti stimava la popolazione appenninica a 40000-130000 individui; tale valutazione, al di là dei 25 anni ormai trascorsi, va presa con estrema cautela a causa della discutibile metodologia utilizzata per ricavare il dato numerico, basata sui rilievi in 4 aree campione dell' Appennino centrale ed estesa, attraverso un calcolo delle superfici utili, all' intera fascia compresa tra Emilia e Calabria (569.160 ha); la densità presa a riferimento da Petretti è di 7,1-23,0 individui x kmq, un valore che è registrabile oggi solo nella aree ottimali per la specie (p. es. Majella) e non poteva essere generalizzato ad un territorio così esteso.

La stima proposta da Hagemeijer e Blair (1997) per l' Italia è risultata di 13000-20000 coppie; quella di Birdlife International (2000) sulla base di contributi italiani di Tallone G., Gustin M., Lambertini, Meschini E. e Brichetti P. per l' intero territorio nazionale di 10000-20000 coppie.

La specie è inclusa nel libro rosso degli animali d' Italia (Bulgarini *et al.*, 1998) e nella nuova lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia (Calvario *et al.,* 1999) come vulnerabile, con una stima per

la popolazione appenninica di 5-10000 coppie, in evidentissima diminuzione rispetto alla valutazione di Petretti (1985); in questo caso gli elementi sui quali questa stima si basa non sono definiti.

Solo per l' attivita' venatoria esiste una chiara e certa relazione tra il prelievo eccessivo ed il locale declino e/o estinzione della specie; gli altri fattori elencati dai ricercatori, potrebbero aver contribuito negativamente, in un quadro di stress delle piccole popolazioni sopravvissute ed aver accelerato locali fenomeni di scomparsa della coturnice.

Occorre sottolineare come, non a caso, le residue popolazioni in migliore stato di conservazione (Majella e Sirente-Velino ed in secondo ordine Gran Sasso-Laga, Sibillini e Parco Nazionale d' Abruzzo, Lazio e Molise) ed in definitiva la grandissima parte degli esemplari appenninici, si concentrino proprio nelle aree protette più vaste e storicamente tutelate da un maggior numero di anni. Nonostante il caso del Parco d' Abruzzo si presenti come uno dei più favorevoli per la disponibilità di bibliografia storica (relazioni a partire dagli anni '20 del '900, schede di osservazione della fauna dagli anni '50), le conoscenze pregresse relative alla Coturnice appaiono non solo frammentarie, ma l' analisi dei dati proposta nei lavori pubblicati e soprattutto le ipotesi relative al numero delle coppie (Petretti,1997), che potrebbe consentire un importantissimo confronto con la situazione attuale, deve essere considerata quanto meno discutibile, essendo basata solo su dati raccolti senza alcuna sistematicità e per di più spalmati su un ampio numero di anni. I principali riferimenti bibliografici sono il lavoro di Di Carlo (1972) sugli uccelli del Parco Nazionale d' Abruzzo che segnala 17 aree di presenza , mentre Petretti (1997) individua 17 settori (non del tutto coincidenti con le aree indicate da Di Carlo nei quali stima (periodo 1980-1995), un minimo di 64 coppie nidificanti , 20 delle quali, settori riferite alla Zona di Protezione esterna (ZPE) del Parco (PNALM). Nel corso del presente lavoro l' ampio territorio montuoso del PNALM e della ZPE è stato per la prima volta indagato, compiendo rilievi in gran parte delle aree potenzialmente idonee, allo scopo di stimare nel modo più attendibile la densità e la consistenza numerica della specie.

Materiali e metodi

Il sistema montuoso inserito nei confini del PNALM E ZPE, si estende con 5 principali allineamenti, a tipico decorso NW-SE, dai confini geografici piuttosto difficile da definire, per circa 130.000 ha e presenta come limiti a nord il valico dell' Olmo di Bobbi, che lo separa dalla catena dal Velino-Sirente, la Piana del Fucino e la Vallelonga, ad ovest la Valle del Liri e la Valle di Comino, a sud il fondovalle del Volturno, ad est la valle del Sangro, la Piana delle Cinque Miglia e la Valle del Sagittario. Rispetto a molti massicci montuosi dell' Appennino centrale, le superfici boschive più estese che altrove, l' altezza limitata dei rilievi, la scarsa presenza di profondi valloni rocciosi e di ripidi versanti montani esposti a sud, con potenziali settori di svernamento, determinano caratteristiche solo in parte ritenute idonee alla Coturnice.

Il Parco si estende per circa 50.000 ha, mentre la ZPEper ulteriori 80000 ha, nella quale la caccia alla specie non è vietata, almeno nel settore abruzzese; si possono distinguere nell' area di studio una serie 13 di sottosistemi, elencati in tab. 1, dove vengono mostrate le superfici in ha. e le quote massime delle aree potenzialmente idonee (fasce montuose >1500 m slm, non interessate da copertura boschiva), e solo in due casi, Foce Barrea e Gola Macrana, settori a quote inferiori, potenzialmente idonei alla specie, costituiti da profondi valloni rocciosi. La superficie complessiva ammonta a circa 22400 ha, 12500 dei quali interni al PNALM, pari a ca. il 25% della superficie dell' area protetta ed a circa il 17% dell' area Parco e ZPE.

Tabella 1 - Superficie (in ettari) inclusa nel PNALM, nella ZPE e totale delle aree potenzialmente idonee alla Coturnice ed altezza massima dei rilievi montuosi.

	AREA	IN PNALM	IN ZPE	TOTALE	H MAX
1	Olmo Bobbi –M.Mezzana –Sagittario	220	2130	2350	1791
2	Serra delle Gravare - Rocca Altiera	450	800	1250	2060
3	M.te Breccioso – Serrone	170	1420	1590	2003
4	Camosciara- Meta - Mainarde	4570	310	4880	2249
5	M.teValle Caprara – M.te Marcolano	540	140	680	1944
6	M.te Greco-S.ra Chiarano – Pratello	0	4240	4240	2283
7	Foce di Barrea	300	330	630	1761
8	M.te Genzana-Serra Sparvera	0	1620	1620	2170
9	Gola Macrana	0	250	250	1370
10	Mte Godi –Mgna Godi	660	40	700	2011
11	Terratta – Ciminiere	335	725	1060	2208
12	M.te Della Corte – M.te Marsicano	2020	360	2380	2251
13	Schiena Cavallo- Cresta Iorio -S.ra Re	600	170	770	1924
	TOTALE	9865	12535	22400	

Il metodo utilizzato per realizzare i transetti per rilevare la presenza dei maschi cantori é basato sulle indicazioni disponibili in letteratura (Bernard-Laurent & Laurent, 1984; Thirgood *et al.,* 1995; Warren, 2003). Solo negli ultimi anni infatti la definizione di metodiche di indagine attendibili e di modelli di idoneità ambientale, la cui attendibilità andrebbe forse testata più accuratamente sull' area appenninica, unite alla accresciuta attenzione nei confronti della specie e del suo declino numerico (Amici *et al.,* 2006), ha stimolato anche nelle regioni appenniniche la realizzazione di progetti di ricerca.

La scelta del rilevamento al canto dei maschi territoriali tra la fine di aprile e la fine di maggio (inizio di giugno per le aree a quote maggiori e con maggiore innevamento), quando le coppie difendono un territorio, è dettata dalla maggiore attività territoriale in coincidenza della fase iniziale della stagione riproduttiva.

Complessivamente sono stati realizzati 40 transetti, anche se in alcuni casi, a causa di condizioni climatiche parzialmente sfavorevoli, i percorsi hanno totalizzato un piccolo numero di punti di ascolto ed in un paio di casi i percorsi sono stati ripetuti pel le cattive condizioni meteo. Le uscite utili sono state complessivamente 36.

I censimenti sono iniziati il 10 aprile 2010 con i transetti posti alle altitudini minori per finire (17 giugno) con quelli individuati sui rilievi più elevati.

Poiché nella tarda mattinata, rispetto alle prime ore del giorno, si osserva una diminuzione dell'attività canora della specie, il conteggio è stato limitato, alle prime 4 ore dopo l'alba, evitando le operazioni in giornate con vento forte e/o precipitazioni.

È stata utilizzata l'emissione del canto registrato allo scopo di stimolare una risposta da parte dei maschi presenti. Sulla base della potenza dell' apparecchio di emissione utilizzato, testata a circa 250 m, sono stati scelti dei punti di emissione distanti tra loro circa 300 m (massimo 500 m), adattando la disposizione degli stessi alla morfologia del versanti. In ogni punto sono state realizzate quattro emissioni della durata di 20 secondi lanciate nelle 4 direzioni cardinali.Ogni emissione è stata intervallata da 60 secondi di ascolto.

In considerazione della grande estensione dell' area di studio e nell' impossibilità di coprire con rilievi l' intero territorio si è optato per una metodologia che, attraverso transetti, campionasse aree distribuite in modo relativamente omogeneo sul territorio, garantendo una ragionevole copertura dell' intera area di studio. La scelta di distribuire sul territorio i rilievi è stata dunque finalizzata a non precostituire un risultato, selezionando le aree sulla base dei modelli di idoneità ambientale proposti in letteratura, ma operando solo nelle condizioni considerate in letteratura idonee per la specie, scartando soltanto aree boscose, fondovalle pianeggianti, coltivi, zone a ricostituzione artificiale e naturale della vegetazione e aree urbanizzate, con l' intento di ottenere dati che potessero essere estesi in modo corretto all' intero territorio descrivendo le reali scelte ambientali della coturnice, anche in ambienti potenzialmente non ideali o non idonei e fornendo una stima della popolazione nidificante che non fosse viziata da campionamenti effettuati solo in aree favorevoli.

Risultati e discussione

Complessivamente nel 2010 sono stati realizzati 36 transetti utili per un totale di 121,1 km; i punti di ascolto utili realizzati sono stati 383, 267 dei quali interni al PNALM e 116 nella ZPE; lo sforzo di ricerca nell' area interna al PNALM, in relazione alle superfici riportate in tab. 1 è stato di un punto /37 ha. e di un punto /108 ha. nella ZPE. Complessivamente lo sforzo medio è risultato di 1 punto ogni 58,6 ha di superficie potenziale idonea (vedi tab. 2); valori prossimi a questa media sono stati ottenuti per quasi tutti i settori montuosi individuati, con l'eccezione dell' area Olmo Bobbi-M.Mezzana-Sagittario (settore 1; 1 punto /196 ha) e Greco-Chiarano (settore 6; 1 punto per 265 ha) a causa della notevole estensione e dello sforzo di ricerca che ha privilegiato nel primo anno i settori interni al PNALM. Altri 3 settori , Monte Genzana (settore 8), Monte e Montagna di Godi (settore 10) e Gola Macrana (settore 9) non sono stati visitati a causa della modesta estensione e della discontinuità ambientale che li rendeva poco favorevoli ai rilievi (9, 10) e della posizione estremamente periferica rispetto all' area protetta (8). Nel 2011 tali aree sono state coperte da rilievi, con l' obiettivo di avvicinare i valori a quelli medi.

Dei 383 punti di ascolto utili realizzati 40, pari al 10,4% sono risultati positivi; di questi 34 interessati dalla presenza di maschi cantori (complessivamente 36 maschi cantori), 4 dalla presenza di coppie e 5 dalla presenza di individui isolati non in canto, ascritti alla categoria del soggetti non determinati. Questo ultimo dato non è stato utilizzato al fine del calcolo di frquenza e densità. Complessivamente sono dunque stati rilevati 49 esemplari.

Sulla base dei dati forniti dal GIS, relativi alle coordinate dei punti sarà possibile, in sede di elaborazione finale, definire esposizione, pendenza ed altri parametri attraverso l' utilizzo del DEM (risoluzione 20 m) e della carta dell' uso del suolo (Regione Abruzzo, 2000) in un raggio di 200 m intorno al punto stesso, costituendo in questo modo un buffer relativo a ciascun punto di ascolto.

Allo stato attuale sono stati elaborati i soli valori relativi alla quota, alla copertura percentuale di rocce confrontando l' insieme dei punti (383) con quelli favorevoli (40), che non sembrano evidenziare differenze statisticamente significative tra i due campioni.

Per l' altezza media slm. il valore è risultato di 1871 m (s.d. ± 153) nei punti favorevoli (40) mentre l' altezza media slm di tutti i punti (383) è risultata di 1804 m (s.d. . ± 223).

Tabella 2 - Ripartizione dei risultati per aree. I settori 8, 9 e 10 non sono stati visitati nel 2010.

N°	AREA	PUNTI DI ASCOLTOI	MASCHI CANTORI	INDIVIDUI ISOLATI	COPPIE	% CP. + M. CANTORI	CONTATTI/KM (SOLO M. E CP.)	SUP./ PUNTI
1	Olmo Bobbi - M.Mezzana - Sagittario	12	1	0	0	8,3	0,28	195,8
2	Serra delle Gravare - Rocca Altiera	57	5	0	1	10,5	0,35	21,9
3	M.te Breccioso - Serrone	19	3	0	1	21,1	0,71	83,7
4	Camosciara- Meta - Mainarde	117	12	2	0	10,3	0,34	41,7
5	M.te Valle Caprara - M.te Marco-lano	29	3	0	0	10,3	0,28	23,4
6	M.te Greco-S.ra Chiarano - Pratello	16	5	0	0	31,3	0,68	265,0
7	Foce di Barrea	21	0	0	1	4,8	0,00	30,0
8	M.te Genzana - Serra Sparvera	0						
9	Gola Macrana	0						
10	M.te Godi - M.gna Godi	0						
11	Terratta - Ciminiere	29	2	1	0	6,9	0,16	36,6
12	M.te Della Corte - M.te Marsicano	59	4	2	1	8,5	0,36	40,3
13	Schiena Cavallo -Cresta Iorio - S.ra Re	24	1	0	0	4,2	0,11	32,1
	TOTALE	383	36	5	4	10,4	0,33	58,5

La copertura percentuale di rocce è risultata uguale al 42% (s.d. ± 29) nei punti favorevoli (40) mentre nel totale dei punti (383) è risultata del 39% (s.d. ± 25).

La tab. 2 evidenzia la distribuzione dei punti e dei dati positivi, ripartita per settori montani; i dati raggiungono i valori massimi di contatti positivi nella zona Greco-Rocca Chiarano (31,3%) e nella zona Breccioso-Serrone (21,1%); in parte questi dati possono derivare dallo scarso numero di punti realizzati.

I risultati, mostrano una spiccata variabilità in termini di contatti x km, con valori oscillanti tra 0 (1 settore montano, 13 transetti pari al 36% del totale) e 1,26 contatti/km ed un valore medio di 0,33 contatti x km (0,47 se si considerano solo i transetti positivi).

La percentuale di punti positivi è risultata complessivamente dell' 11,1% (16,4% considerando solo i transetti positivi). In 7 casi la percentuale dei punti positivi lungo i singoli transetti è risultata maggiore o uguale al 20%, in 9 casi compresa tra il 20 ed il 10% ed in 7 casi minore del 10%.

Il confronto con risultati appenninici risulta nettamente sfavorevole al PNALM nei confronti della Majella (Antonucci, Carafa, Liberatoscioli, *ex verbis*), area peraltro tra le più vocate in assoluto e nella quale le indagini si sono concentrate quasi integralmente sui territori favorevoli, probabilmente a causa anche della vastità dell' area. I valori medi di risposta positiva sulla Majella sono risultati del 78% per le aree occupate (circa 7 volte superiori al PNALM) e del 18,1% nel P.N.R. del Sirente-Velino (SOA, rel.int. 2010), dato questo circa doppio di quello rilevato nel PNALM, ma anche in questo caso relativo ad un' area potenzialmente molto favorevole, esaminata però con una metodologia sovrapponibile a quella usata nella presente ricerca. In questo secondo caso il valore medio di 0,72 contatti x km (0,90 se si considerano solo i transetti positivi) risulta circa doppio rispetto a quello rilevato nell' area del PNALM.

E' stata ipotizzata, in via del tutto preliminare, la densità media della Coturnice nell' area utile per ciascuna macroarea, con la sola esclusione del settore Greco-Chiarano (6), insufficientemente monitorato, e dei tre non coperti da rilievi (8-9-10), ottenendo un valore di 0,80 coppie x kmq ed una stima di 125 coppie presenti, su una superficie di 15590 ha. A questo dato andranno aggiunti i dati ricavati dai rilievi sulle zone non coperte nel 2010.

La notevole differenza tra i valori medi rilevati nelle diverse macroaree, nonché le significative differenze sul piano della quota e delle tipologie ambientali, confermano l' opportunità di procedere ad una stima per zone distinte, piuttosto che accorpare l' intero stock di dati in un' unico calcolo. Questo dato preliminare rappresenta comunque un primo contributo quantitativo sul quale iniziare la discussione e si collocherebbero in un ordine di grandezza leggermente inferiore a quello del Gran Sasso - Laga (200-250 coppie; Artese, *ex verbis*) , nell' ordine di circa il 30-35% del Velino-Sirente (S.O.A. – rel.int. 2010; valore minimo 383 coppie) e intorno al 15-20 % rispetto all' area della Majella (Antonucci, Carafa, Liberatoscioli, *ex verbis*); va ricordato che, alla luce dei dati attualmente disponibili, Majella e Velino-Sirente costituiscono le due più importanti popolazioni nell' Appennino centrale e più in generale dell' Italia e, considerato il numero di coppie a livello mondiale sono rilevanti (1-2% della popolazione mondiale), anche a livello internazionale.

L' assenza di lavori svolti con metodologie attendibili non consente di confrontare i dati con le segnalazioni di Di Carlo (1972); rispetto al lavoro bibliografico di Petretti (1997) il numero di coppie per la medesima area risulterebbe più grande di circa 3 volte.

Non ci sono elementi, concludendo, per poter ipotizzare, sulla base di dati attendibili, un declino della specie nel PNALM e ZPE, anche se la tendenza generale negativa della specie su larga scala, sul quale però fattori esterni (caccia, parassitosi, riduzione delle attività agricole nei fondovalle) potrebbero aver pesato in modo assai diverso, rappresenta un dato incontrovertibile. La lunga tu-

tela storica garantita almeno a partire dagli anni '60, perdurante dunque da 50 anni, rappresenta la più antica forma di protezione dell' Appennino e potrebbe aver favorito una maggiore "tenuta" della specie a confronto di altri territori, fermo restando che il dato raccolto costituisce finalmente un punto di riferimento certo per i futuri rilievi.

Se con le opportune riserve, legate all' assenza di precisazioni circa il metodo utilizzato per arrivare a tale valore, si prende per buono il dato di 5-10000 coppie (Calvario *et al.,* 1999) per l' intero Appennino, l' area PNALM-ZPE avrebbe una popolazione comprese tra l' 1 ed il 3% del totale della proposta sottospecie *orlandoi*. Purtroppo non è da escludere, considerato il preoccupante declino in molte aree, che tali valori percentuali siano addirittura più elevati (3-5%), dal momento che una stima pari alla metà di quanto ipotizzato nel 1999 (pari dunque a 2500-5000 coppie) sembrerebbe allo stato attuale già ottimistica.

Sulla base delle notizie, per lo più generiche e basate sull' entità dei carnieri di caccia, ma senza la reale disponibilità di dati oggettivi, e soprattutto quantitativamente confrontabili, la Coturnice avrebbe subito un pesante declino sicuramente sull' arco alpino ed in alcuni settori appenninici (Lazio, regioni meridionali) mentre più sfumato appare il trend nelle aree abruzzesi dell' Appennino centrale, che per morfologia, continuità ed idoneità ambientale dei rilievi montuosi, si configurano come la vera e propria core-area per la conservazione della specie nella fascia appenninica, in particolare per il caso di Majella e Sirente-Velino, ma più in generale per tutto il settore, nel quale la distribuzione della specie non presenta significative lacune, compreso tra i Monti Sibillini a nord ed i Monti Ernici, Monti del PNALM e della Majella a sud, per una superficie grossolanamente stimabile, includendo al suo interno anche vaste aree boschive e di fondovalle intercluse, a circa 5000 kmq.

Ringraziamenti

Si ringraziano l' Ente Parco Nazionale d' Abruzzo, Lazio e Molise che ha finanziato la ricerca, il Servizio Sorveglianza nelle persone dei guardiaparco che hanno partecipato con grande passione e competenza alle operazioni di censimento. Grazie infine alla D.ssa Cinzia Sulli per il supporto organizzativo.

Bibliografia

AMICI A, SERRANI F, CALÒ CM, BOCCIA L, PELOROSSO R, ADRIANI S, RONCHI B 2004. RIETI. DIPA - UN. DELLA TUSCIA - IPSAA RIETI C. PARISANI STRAMPELLI; AMICI A, SERRANI F, ADRIANI S, PRIMI R, BOCCIA L, PELOROSSO R, RONCHI B 2006. AMMIN. PROV. RIETI; AA.VV. 1995. ALULA. VOLUME SPECIALE 1-2; BERNARD LAURENT A, LAURENT JL 1984. GIBIER FAUNE SAUVAGE, 4: 69-85; BERNARD LAURENT A, LEONARD Y 2000. GAME AND WILDLIFE SCIENCE 17(2): 63-79; BIRDLIFE INTERNATIONAL. EBCC. 2000. CAMBRIDGE U.K. BIRDLIFE INTERNATIONAL SERIES N.10; BULGARINI F, CALVARIO E, FRATICELLI F, PETRETTI F, SARROCCO S (EDS.) 1998. WWF ITALIA - ROMA; CALLADINE J, BAINES D, WARREN P 2002. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY, 39: 772-780; CALVARIO E, GUSTIN M, SARROCCO S, GALLO-ORSI U, BULGARINI F, FRATICELLI F 1999. RIV. ITAL. ORN., 69: 3-43; HAGEMEIJER EJM, BLAIR MJ (EDS) 1997. T.& A.D.POYSER, LONDON; HEATH M, BORGGREVE C, PEET N 2000. BIRDLIFE INTERNATIONAL. CONSERVATION SERIES NO. 10. OXFORD, UK; PETRETTI F 1985. SERIE ATTI E STUDI N. 4, WWF ITALIA; PETRETTI F 1997. ALULA, 34-42; PRIOLO A 1984. RIV. ITAL. ORN. 54: 45-76; SOA 2010 REL.INT.PNR SIRENTE-VELINO; THIRGOOD SJ, LECKIE FM, REDPATH SM 1995. BIRD STUDY, 42: 257-259; WARREN P 2003. THE GAME CONSERVANCY TRUST REVIEW, 35: 46-47.

STATUS DI ALCUNE SPECIE DI RAPACI RARI NIDIFICANTI NEL PARCO NAZIONALE DELLE FORESTE CASENTINESI, MONTE FALTERONA E CAMPIGNA

NEVIO AGOSTINI[1], DAVIDE ALBERTI[1], MARIO BONORA[2], MAURIZIO CASADEI[2], CARLO CIANI[2], PIER PAOLO CECCARELLI[3] & STEFANO GELLINI[3]

[1]Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, via Nefetti, 3, 47018 Santa Sofia (FC), nevio.agostini@parcoforestecasentinesi.it; [2]ASOER, via A. Galli 7, 40127 Bologna; [3]Museo Ornitologico Ferrante Foschi, via Pedriali 12, 47121 Forlì (FC)

Key Words: Foreste Casentinesi National Park, Central Italy, Honey Buzzard, Northern Goshawk, Golden Eagle, Peregrine Falcon, Eurasian Eagle-Owl

Summary *This paper deals with the results of a study developed since 2000 in order to define the status of some rare birds of prey of particular interest in conservation, breeding in the Foreste Casentinesi National Park. In particular, since 2007 the Park supported a deepening in knowledge of some species distribution: European Honey Buzzard* Pernis apivorus*, Northern Goshawk* Accipiter gentilis*, Golden Eagle* Aquila chrysaetos*, Peregrine Falcon* Falco peregrinus*, Eurasian Eagle-Owl* Bubo bubo*.*

A partire dall'anno 2000 sono state effettuate ricerche, tutt'ora in corso, intese e definire lo status delle popolazioni di alcuni uccelli di particolare interesse nidificanti nel versante romagnolo del Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi. A partire dal 2007 è risultato opportuno approfondire le conoscenze sulle seguenti specie: falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, astore *Accipiter gentilis*, aquila reale *Aquila chrysaetos*, falco pellegrino *Falco peregrinus* e gufo reale *Bubo bubo.* I risultati delle operazioni di ricerca hanno consentito di ottenere i risultati di seguito sintetizzati, aggiornati all'anno 2010.

Il Falco pecchiaiolo si conferma una presenza rara come nidificante nel Parco, con una popolazione che può essere valutata in 3-5 coppie nel versante romagnolo ed altrettante in quello toscano (Ceccarelli *et al*., 2009). La situazione non è comunque ancora sufficientemente conosciuta anche a causa del comportamento elusivo della specie e dalla possibile presenza di individui estivanti non impegnati in attività riproduttiva.

Per quanto riguarda l'Astore, le ricerche effettuate tra il 2007 ed il 2010 hanno consentito di aggiornare i dati precedentemente raccolti per il versante romagnolo (Asoer, 2004; Bonora *et al*., 2007), confermando la presenza della specie in gran parte dei territori riproduttivi già descritti ed aggiungendo osservazioni per nuovi siti, mentre per il versante toscano le informazioni sono più frammentarie. La popolazione all'interno del Parco può essere stimata in 10-12 coppie (Ceccarelli *et al*., 2009), con un trend di stabilità o di aumento ed espansione verso zone boscate più a valle.

Lo studio di una coppia riproduttiva all'interno del Parco documentata a partire dal 1993 (Gellini & Ceccarelli, 2000) ha fornito diverse informazioni circa il comportamento e la biologia dell'Aquila reale. La produttività è risultata di 0,79 giovani involati per anno (n=14 casi nei quali è stata seguita la riproduzione) ed il successo riproduttivo di 1,10 giovani involati per anno (n=10 casi nei quali la riproduzione ha avuto esito positivo), dati che rientrano nei valori nazionali (Fasce & Fasce, 2003) ed in quelli dell'Appennino (Brichetti *et al*., 1992). In 9 casi la deposizione è avvenuta su roccia, mentre la costruzione di nidi su abete è avvenuta in 5 casi documentati. L'abitudine locale a nidificare sugli alberi può essere derivata da un adattamento all'ambiente prettamente forestale del Parco e sostanzialmente privo di pareti rocciose adatte alla nidificazione. Questa abitu-

dine consolidata localmente appare di notevole interesse nell'ambito italiano dove sono note, fino agli anni '90, solo 12 casi di nidificazione su albero, tutti sulle Alpi e tutti su conifere. (Brichetti *et al*., 1992). I siti riproduttivi più vicini si trovano ad Est nel massiccio del M. Fumaiolo a circa 20 km di distanza, ad Ovest nell'alta Valle del Santerno a circa 45 km dal sito del Parco, distanza che potrebbe far pensare all'esistenza di un'ulteriore coppia, anche a fronte delle numerose osservazioni primaverili degli ultimi anni nelle zone di M. Falterona e tra Premilcuore e S. Benedetto.

Per quanto riguarda il Falco pellegrino la prima nidificazione documentata in tempi recenti è del 1995 (Ceccarelli & Ciani, 1996) ed è riferita a un episodio riproduttivo che interessa tuttora il territorio di Ridracoli all'interno del Parco. Una seconda coppia è stata rinvenuta dal 2001 nella vallata del Montone (Ceccarelli *et al*., 2003). La produttività media complessiva è risultata di 1,30 giovani involati per anno (n=23 casi nei quali è stata seguita la riproduzione) ed il successo riproduttivo di 1,67 giovani involati per anno (n=18 casi nei quali c'è stato successo riproduttivo), dati non dissimili da quelli rilevati nella popolazione italiana (Brichetti *et al*., 1992). E' evidente però la notevole differenza tra le coppie dei due siti riproduttivi. Nel sito A la produttività (0,92) è molto bassa per questa specie e basso è anche il successo riproduttivo (1,33); alta inoltre l'incidenza delle riproduzioni fallite (4 sui 13 anni controllati, pari al 30% dei casi). Nel sito B i dati di produttività (1,80) e di successo riproduttivo (2,00) sono quasi il doppio di quelli della prima coppia; un solo caso di fallimenti su 10 anni (10%). Non è da escludere che esistano altre coppie nidificanti nell'area del Parco, ipotesi suffragata dalla serie di osservazioni solo in parte riconducibili ai componenti delle due coppie note, molte delle quali ricadenti nei rilievi dell'area di Premilcuore. L'insediamento delle due coppie note all'interno del Parco rientra in un generale fenomeno espansivo che ha interessato questa specie in tutto il territorio romagnolo, dopo il primo ritrovamento del 1995 fino alle 12 coppie rilevate nel 2009 nelle province di Forlì-Cesena e Ravenna (Ceccarelli *et al*., 2009).

Infine, sono attualmente noti tre siti all'interno del Parco nei quali è stata rilevata la presenza del gufo reale. Nel primo la specie è stata contattata dal 1997 al 2004 senza mai rilevare direttamente la riproduzione (da segnalare il rinvenimento di un giovane morto per cause naturali in data 28/3/2004). Nel secondo sito risulta presente una coppia dal 2000; l'esito positivo della riproduzione è stato rilevato negli anni 2000, 2002, 2006 e 2008; dopo i mancati contatti nel 2009 e nel 2010, ad inizio 2011 è stata di nuovo sentita una coppia con emissioni spontanee. Per quanto riguarda il terzo territorio, nonostante alcuni recenti contatti, le ricerche effettuate non hanno ad oggi confermato la presenza della specie. Nel quadro della situazione estremamente critica della specie nel versante emiliano-romagnolo dell'Appennino ed in quello toscano dove il Gufo reale sembra già estinto (Rigacci, 1993; Penteriani, 1996), le presenze all'interno del Parco assumono una particolare importanza rappresentando le uniche attualmente note in regione.

Bibliografia

ASOER 2004. RELAZIONE INEDITA; BONORA M ET AL. 2007. PICUS 33: 41-50; BRICHETTI P ET AL. 1992. CALDERINI, BOLOGNA; CECCARELLI PP, CIANI C 1996. RIV.ITAL.ORN. 66: 72-73; CECCARELLI PP ET AL. 2009. PARCO NAZIONALE DELLE FORESTE CASENTINESI; CECCARELLI PP ET AL. 2009. QUAD. STUDI NAT. ROMAGNA 29: 45-56; FASCE P, FASCE L 2003. AVOCETTA 27: 10-11; GELLINI S, CECCARELLI PP 2000. AMMINISTRAZIONI PROVINCIALI DI FORLÌ-CESENA E RAVENNA; PENTERIANI V 1996. EDAGRICOLE, BOLOGNA; RIGACCI L 1993. EDITORI DELL'ACERO.

IL PICCHIO NERO *Dryocopus martius* (LINNAEUS, 1758): SITUAZIONE NEL PARCO NAZIONALE DELLE FORESTE CASENTINESI, MONTE FALTERONA E CAMPIGNA E CARATTERIZZAZIONE GENETICA DELLE POPOLAZIONI ITALIANE

DAVIDE ALBERTI[1], NEVIO AGOSTINI[1], MARIO BONORA[2], PIER PAOLO CECCARELLI[3], ELENA FABBRI[4], MASSIMO MILANDRI[5] & ETTORE RANDI[4]

[1]Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi, Monte Falterona e Campigna, via Nefetti 3, 47018 Santa Sofia (FC), drevede@hotmail.com; [2]ASOER, via A. Galli 7, 40127 Bologna; [3]Museo Ornitologico Ferrante Foschi, via Pedriali 12, 47121 Forlì ; [4]ISPRA, via Cà Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO); [5]Via Michelangelo Buonarroti 601, 47100, Forlì

Key Words: Foreste Casentinesi National Park, Central Italy, Black woodpecker, genetic analysis, mitochondrial DNA

Summary *The paper deals with the evolution of the presence of the Black Woodpecker Dryocopus martius (Linnaeus, 1758) in the Foreste Casentinesi National Park and with the results of the genetic analyses carried out by ISPRA on the Italian populations of the species. After the first observation in December 2000, an expansion of the species has been observed in the Park. Its local distribution currently interests the whole Romagna side and a few Tuscan stations of the Park. This important breeding site represents the only stable settlement known in the northern Apennines, except for recent sightings in Liguria and in the Vallombrosa National Reserve. The genetic analyses confirm the northern origin of the individuals currently breeding in the National Park and provide a first approach to the Italian population's genetic.*

Il picchio nero *Dryocopus martius* (Linnaeus, 1758) è una specie politipica a distribuzione eurosibirica, presente in Europa con la sottospecie *D. m. martius.* L'areale italiano è fortemente disgiunto con una popolazione sedentaria e nidificante sull'arco alpino stimata in 1.300-3.700 coppie, e sulla catena appenninica con una popolazione di meno di 100-150 coppie, distribuite tra Calabria, Campania, Basilicata ed Abruzzo (Brichetti e Fracasso, 2007). Nel Parco Nazionale, dopo la prima osservazione nel dicembre 2000 (Agostini, com. pers.), si è assistito ad un'espansione della specie la cui distribuzione interessa attualmente tutta l'area romagnola delle Foreste Casentinesi vere e proprie, con un possibile ampliamento dell'areale verso il versante toscano (Ceccarelli *et al.,* 2003, Ceccarelli *et al*., 2008, Ceccarelli & Gellini, ined.). Sono state ad oggi georeferenziate e cartografate circa 150 osservazioni dirette, scavi di alimentazione su oltre 250 piante e 15 cavità-nido scavate in 8 faggi. Dalla distribuzione delle osservazioni si ricavano le zone in cui è concentrata la presenza della specie, in buona parte coincidenti con le Riserve Biogenetiche di Campigna, Badia Prataglia, Camaldoli e della Scodella e con la Riserva Integrale di Sasso Fratino. Gli ultimi rilevamenti sul campo consentono inoltre di aggiornare la stima a 6 coppie nidificanti nel Parco. In particolare nella primavera del 2009 è stato trovato un nido attivo, osservati i due adulti frequentare la cavità ripetutamente per tutti i mesi di aprile e maggio, fino all'involo dei giovani a inizio giugno.

Questa presenza di notevole valore biogeografico, assieme a quella recentemente riscontrata nell'Appennino ligure (Baghino, 2009), costituisce l'unico insediamento noto in tutto l'Appennino settentrionale e rientra probabilmente nella fase d'incremento ed espansione che la specie ha conosciuto a partire dagli anni '80 (Brichetti & Fracasso, 2007). Dal 2009 Parco Nazionale ed ISPRA hanno quindi avviato uno studio volto ad ottenere informazioni genetiche sulle popola-

zioni italiane della specie. Le analisi sono state condotte su 95 campioni, di cui 29 non invasivi costituiti da resti rinvenuti sul campo come penne di muta o individui predati, 6 campioni di tessuto fresco prelevati da individui di picchio nero trovati morti e conservati, e 60 campioni museali costituiti da tessuto e/o penne prelevate da individui tassidermizzati.

Tabella 1 - Consistenza del campionamento in relazione al tipo di campione e all'origine geografica.

Tipo di Campione (n)	Alpi occidentali	Alpi orientali	Appennino Settentrionale	Appennino Meridionale	Italia
Non-invasivo (29)	19	7	2	1	/
Polpastrelli museali (44)	9	29	/	2	4
Penne museali (16)	5	7	/	/	4
Invasivo (6)	3	3	/	/	/
Totale (95)	36	46	2	3	8

Tabella 2 - Consistenza del campionamento in relazione all'anno di raccolta e all'origine geografica.

Anno di raccolta (n)	Alpi occidentali	Alpi orientali	Appennino Settentrionale	Appennino Meridionale	Italia
2000 - 2009 (36)	22	11	2	1	/
1950 - 1999 (18)	3	11	/	2	2
1900 - 1949 (27)	7	18	/	/	2
Prima del 1900 (10)	3	4	/	/	3
Ignoto (4)	1	2	/	/	1
Totale (95)	36	46	2	3	8

I campioni sono stati conservati ad una temperatura di -20°C all'interno di provette contenenti etanolo al 95% ed il DNA totale è stato estratto utilizzando lo *ZR Genomic DNA II Kit* (Zymo Research, Orange, CA). Sono stati scelti due marcatori mitocondriali, il citocromo b ed il dominio I della regione di controllo del mtDNA (D-loop). Per l'amplificazione del citocromo b sono state utilizzate tre coppie di primer, in modo da dividere la regione in tre frammenti di circa 350 bp ciascuno e facilitare l'analisi di campioni museali e non invasivi con DNA degradato e frammentato. I primer sono stati inoltre disegnati per la specie in modo da diminuire la possibilità di contaminazioni ed amplificazioni aspecifiche. Nel caso del D-loop sono stati invece utilizzati primer già testati sul Picchio nero da Rutkowski *et al.* (2008). L'amplificazione del DNA è stata effettuata tramite PCR su un volume totale di 10 µl (i protocolli saranno forniti nei dettagli su richiesta agli autori). I primer ed i nucleotidi liberi rimasti in soluzione sono stati eliminati dal prodotto di PCR utilizzando il *mix ExoSAP* (ExoSAP–IT, USB Corporation, Cleveland, OH, USA). I singoli filamenti del frammento purificato sono stati amplificati utilizzando il *BigDye Terminator Cycle Sequencing Kit v1.1* (Applied Biosystems, Foster City, CA, USA) e sequenziali tramite il sequenziatore automatico *ABI PRISM 3130xl Genetic Analyser* (Applied Biosystems) ed il *software SeqScape v2.5* (Applied Biosystems). I frammenti così ottenuti sono stati allineati tramite il *software MEGA 3.1* (Tamura *et al*., 2007) mentre gli aplotipi per entrambi i marcatori mitocondriali sono stati ottenuti tramite il *software DnaSP v5* (Librado & Rozas, 2009). Sono stati realizzati due tipologie di alberi filogenetici: *Unweighted Pair Group Method with Aritmethic Mean* (UPGMA) (Sneath & Sokal, 1973) e *Neighbour-Joining* (NJ) (Saitou & Nei, 1987), ed un *network* filogenetico tramite il *software TCS 1.21* (Clement *et al*., 2000), metodo che meglio si adatta ai bassi livelli di divergenza che spesso caratterizzano studi di taxa intraspecifici (Clement *et al*., 2000).

L'utilizzo del D-loop ha consentito di identificare la presenza di aplotipi esclusivi per le popolazioni sud-appenniniche. I campioni delle Foreste Casentinesi vengono inclusi nell'aplotipo alpino più comune, confermando la provenienza da nord del nucleo riproduttivo del territorio del Parco. Questo rappresenterebbe quindi la stazione più a sud, creatasi a seguito dell'espansione dell'areale alpino della specie. Dall'analisi degli alberi filogenetici emerge la mancanza di distinte linee evolutive per quanto riguarda la catena alpina. Per quanto riguarda le popolazioni sud-appenniniche, oltre alla presenza di aplotipi esclusivi, i risultati dell'UPGMA (costruito sulle sequenze di *D-loop*) e del *Network* filogenetico (costruito utilizzando entrambi i marcatori mitocondriali) sembrano indicare una linea evolutiva distinta, non tuttavia confermata dal NJ, dato che meriterebbe un successivo lavoro di approfondimento.

Bibliografia

BAGHINO L 2009. AVOCETTA 33: 114-116; BRICHETTI P, FRACASSO G 2007. OASI ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; CECCARELLI PP ET AL. 2003. RIV. ITAL. ORN. 73: 81-82; CECCARELLI PP ET AL. 2008. QUAD. STUDI NAT. ROMAGNA 27: 143-154; CLEMENT ET AL. 2000. MOLECULAR ECOLOGY 9, 1657-1659; LIBRANDO P, ROZAS J 2009. BIOINFORMATICS 25: 1451-1452; RUTKOWSKI R ET AL. 2008. ANNALES ZOOLOGICI 58: 907-913; SNEATH PHA, SOKAL RR 1973. FREEMAN, SAN FRANCISCO; TAMURA K ET AL. 2007. MOL. BIOL. EVOL 24: 1596-1599.

DENSITÀ RIPRODUTTIVA DEL SUCCIACAPRE *Caprimulgus europaeus* IN AREE DELLA RETE NATURA 2000 IN LIGURIA

ANTONIO ALUIGI, SERGIO G. FASANO & ROBERTO TOFFOLI

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

KEY WORDS: LIGURIA, *CAPRIMULGUS EUROPAEUS*, DENSITY.

Summary *Since 2008, the Liguria Region carried out a monitoring program of birds breeding in the Natura 2000 sites and other areas of agricultural and ornithological interest. We applied the bird monitoring approach used in the SPA IT1331578 Beigua - Turchino and in the Regional Natural Park of Beigua, in which data were available since 2006. In seven Natura 2000 sites, we estimated a density of 1,08 pairs/km^2 of European Nightjar* Caprimulgus europaeus*, using the Nearest-Neighbour-Distance method.*

Nell'ambito del progetto di "monitoraggio della comunità ornitica nelle ZPS e nelle aree liguri a maggiore vocazionalità avifaunistica ed agricola", promosso e finanziato dalla Regione Liguria (Dipartimento Ambiente; Servizio Parchi, Aree protette e Biodiversità) ed attuato dal Parco Naturale Regionale del Beigua, è stato effettuato il monitoraggio di numerose specie target, tra le quali è compreso il succiacapre *Caprimulgus europaeus* (Nicosia *et al.,* 2009a, 2009b).

A partire dalla stagione riproduttiva dell'anno 2008, nelle ZPS IT1331578 Beigua – Turchino e Parco del Beigua, IT315481 Ceppo Tomena e IT315380 Testa d'Alpe - Alto, e nei SIC IT1315806 Monte Nero - Monte Bignone, IT1345109 Montemarcello, IT1343502 Parco della Magra - Vara, IT1345005 Portovenere - Riomaggiore - S. Benedetto, è stato quindi eseguito il censimento crepuscolare al canto dei maschi di succiacapre in aree campione. I dati relativi a tutti gli individui contattati sono stati cartografati, georeferenziati, archiviati in un apposito database realizzato in ACCESS 2000 ed elaborati mediante ARCVIEW 3.2. Il centro di ogni territorio è stato calcolato in base alle "nuvole" di punti e, per il calcolo della densità (espressa come coppie per chilometro quadrato), si è utilizzato il metodo della "*Nearest-Neighbour-Distance*" (NND; Newton *et al.* 1977), considerando un'area circolare di raggio pari alla metà della media delle NND intorno al centro di ogni territorio, ed individuando la porzione dell'area di studio effettivamente occupata dalla specie unendo fra di loro i cerchi più esterni (Penteriani & Pinchera, 1995).

Le preferenze ambientali della specie sono state valutate mediante l'indice di Jacobs ($I = (X1/Y1 - X2/Y2) / (X1/Y1 + X2/Y2)$; in cui X1 è la superficie usata del tipo 1 nei territori, X2 è la superficie totale del tipo 1 nell'area di studio, Y1 la superficie totale dei territori e Y2 la superficie totale dell'area di studio).

Complessivamente sono stati censiti 299 territori di succiacapre; 100 nel 2008 (distanza media tra i territori 666 ± 270 metri), 103 nel 2009 (distanza media tra i territori 646 ± 199 metri) e 96 nel 2010 (distanza media tra i territori 687 ± 291 metri). La maggior parte dei contatti si localizza al di sotto dei 1.000 metri di quota ed in aree boscate. Considerando le tipologie ambientali riscontrate nell'areale individuato in base ai risultati della NND applicata sull'intero campione, si evidenzia come questo sia costituito per l'87,8% da boschi (principalmente di latifoglie, 60,6%, e di conifere, 25,4%), alternati ad aree aperte come pascoli naturali e praterie d'alta quota (5,2%) e brughiere e cespuglieti (3,0%), questi ultimi utilizzati come ambienti di foraggiamento preferenziali (Sierro *et al*., 2001). Ciò viene confermato anche dall'indice di Jacobs, che evidenzia come, nell'area di studio, le aree aperte (brughiere e cespuglieti, pascoli naturali e praterie d'alta quota, rocce nude, falesie, rupi e affioramenti), insieme a boschi di conifere e mosaici agrari prevalenti

con presenza di vegetazione naturale, siano infatti selezionate positivamente. I valori percentuali delle superfici dei diversi habitat riscontrati nell'area di studio risultano inoltre simili a quanto rilevato sia nel Parco Capanne di Marcarolo (Toffoli *et al*., 2004) che nel Parco Naturale Campo dei Fiori (Bonazzi *et al*., 2002), ed a quanto genericamente indicato in bibliografia (Cramp, 1985; Holyoak, 2001).

La maggior parte dei territori si sono rilevati nella ZPS Beigua - Turchino e Parco del Beigua, mentre le densità più elevate sono relative al SIC Montemarcello (ZPS Beigua – Turchino e Parco del Beigua: 1,00 territori/Km^2; ZPS Ceppo Tomena: 1,19 territori/Km^2; ZPS Testa d'Alpe - Alto: 0,71 territori/Km^2; SIC Monte Nero - Monte Bignone: 1,16 territori/Km^2; SIC Montemarcello: 1,75 territori/Km^2; SIC Parco della Magra - Vara: 0,71 territori/Km^2; SIC Portovenere - Riomaggiore - S. Benedetto: 1,25 territori/Km^2).

La densità complessiva è risultata di 1,08 territori/Km^2 (2008: 1,14 territori/Km^2, 2009: 1,11 territori/Km^2, 2010: 1,00 territori/Km^2; distanza media tra i territori 666 ± 255 m). Questo valore appare più basso di quanto indicato in bibliografia per alcune aree dell'Europa continentale e della Gran Bretagna, dove sono note densità su piccole superfici variabili da 5 a 20 coppie/Km^2; densità, queste, che non sono però rappresentative di aree estensive, essendo relative ad habitat ottimali nei quali gli animali si concentrano. Su maggiori estensioni la densità media è, presumibilmente, più vicina a quella registrata nell'area di studio: Hagemeijer e Blair (1997) indicano, per vaste aree, valori di 1,0-1,5 maschi/Km^2 e Cramp (1985) di 0,1-0,2 coppie/Km^2 in Finlandia, con concentrazioni negli habitat ottimali di 2-5 coppie/Km^2. In Italia i dati relativi alla densità sono scarsi, e i pochi lavori disponibili indicano valori di 0,67-1,78 territori/Km^2 in Lombardia con, in aree a maggiore idoneità, 1,54-3,58 territori/Km^2 nella Riserva Naturale Sasso Malascarpa, Como, e 4 territori/Km^2 nel Parco Regionale Campo dei Fiori, Varese (Bonazzi *et al*., 2002), da 0,9 a 1,2 territori/Km^2 in un'area della Toscana centrale (Consani & Tellini Florenzano, 2001) ed 1,13 territori /Km^2 nel Parco Capanne di Marcarolo, Alessandria (Toffoli *et al*., ined.).

Nella ZPS Beigua - Turchino e Parco del Beigua, area per la quale si dispone di una serie temporale più lunga (anni 2006-2010), l'andamento generale delle densità riscontrate evidenzia un aumento dei valori seguito da stabilità (2006: 0,41 territori/Km^2; 2007: 0,94 territori/Km^2; 2008: 0,88 territori/Km^2; 2009: 1,15 territori/Km^2; 2010: 0,98 territori/Km^2), confermato anche dall'indice di popolazione calcolato con il software TRIM (Pannekoek & van Strien, 2001; van Strien *et al*., 2001; Gregory *et al*., 2005), che indica andamento non certo (variazione media annua = 7,19%; $\Delta_{2006\text{-}2010}$ = 30,77%; Wald-Test = 3,23; P = 0,0722).

Bibliografia

BONAZZI P ET AL. 2002. RIV. ITAL. ORNITOLOGIA VOL.72, N. 2: 227-232; CONSANI P, TELLINI FLORENZANO G 2001. AVOCETTA 25: 193; CRAMP S 1985. OXFORD UNIV. PRESS, OXFORD; GREGORY RD ET AL. 2005. PHIL. TRANS. R. SOC. B., 360: 269-288; HAGEMEIJER WJM, BLAIR MJ (EDS.) 1997. T & AD POYSER, LONDON; HOLYOAK DT 2001. OXFORD UNIV. PRESS, OXFORD; NEWTON I ET AL. 1977. JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY 146: 425-441; PANNEKOEK J, VAN STRIEN AJ 2001. STATISTICS NETHERLANDS, VOORBURG, THE NETHERLANDS; PENTERIANI V, PINCHERA F 1995. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA XXII: 159-160; SIERRO A ET AL. 2001. BIOLOGICAL CONSERVATION 98: 325-331; NICOSIA E ET AL. 2009A. ALULA XVI (1-2): 519-524; NICOSIA E ET AL. 2009B. ALULA XVI (1-2): 558-560; VAN STRIEN AJ ET AL. 2001. BIRD STUDY 48: 200-213.

INTERESSANTI DATI ORNITOLOGICI OTTENUTI MEDIANTE INANELLAMENTO SCIENTIFICO ALL'OASI WWF LAGO DI CONZA (AV)

ROSARIO BALESTRIERI*, MARCELLO GIANNOTTI** & ILARIA CAMMARATA*

**ARDEA Onlus, via Ventilabro n° 6, Napoli, rosariobalestrieri82@libero.it; **Oasi WWF "Lago di Conza", Contrada Pescara snc., Conza della Campania (AV)*

Key Words: passerines, Avellino, bird ringing.

Summary *In 2009 we investigated bird migration and breeding at Lago di Conza (AV, South Italy) through mist-netting. Nets were set in three habitats: fields, hedges and marshes. 756 individuals belonging to 50 species were caught and ringed. Results allowed to update the breeding status of some species in the area, among which* Passer hispaniolensis *(first record for Campania).*

L'Oasi WWF "Lago di Conza" è un'area storicamente monitorata dal punto di vista ornitologico e, soprattutto nel ultimo decennio, si sono susseguiti numerosi progetti di ricerca (es. Mancuso 2006), e altri progetti che hanno indagato soprattutto l'avifauna non passeriforme con particolare riferimento agli ardeidi nidificanti, al lanario *Falco biarmicus* e ai censimenti IWC.

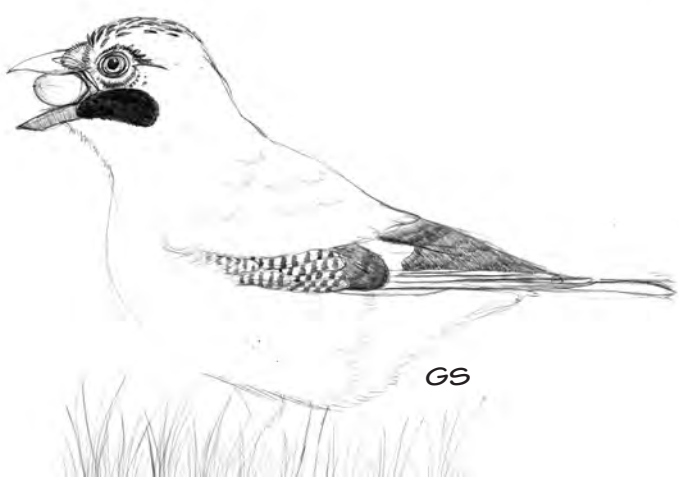
L'Oasi racchiude un'importante area umida formatasi in seguito allo sbarramento del fiume Ofanto. L'invaso, incluso interamente nel comune di Conza della Campania, si trova ad una quota compresa tra 414 e 437 metri s.l.m.. Si tratta di una delle più estese zone umide della Campania e una delle più rilevanti dal punto di vista naturalistico. L'area è un Sito di Importanza Comunitaria (SIC) una Zona di Protezione Speciale (ZPS), un'Oasi di Protezione della Fauna e, dal 1999, Oasi del WWF. Per indagare la comunità di passeriformi e reperire informazioni più dettagliate in merito all'abbondanza relativa fra specie, alle classi d'età, alla biometria, alla muta e all'individuazione di specie difficilmente censibili a vista si è scelto di utilizzare la tecnica dell'inanellamento a scopo scientifico. Dall'aprile 2009 sono state effettuate 8 sessioni d'inanellamento (per un totale di 50 giorni di attività). Sono stati inanellati 1232 individui appartenenti a di 55 specie, alcune delle quali particolarmente rilevanti per il contesto regionale. Il monitoraggio ha aggiunto nuove specie per l'area oggetto di studio ed aggiornato numerose fenologie, come ad esempio la nidificazione accertata per: torcicollo *Jynx torquilla,* rampichino *Certhia brachydactyla,* ballerina gialla *Motacilla cinerea*, codirosso comune *Phoenicurus phoenicurus* ed occhiocotto *Sylvia melanocephala* e passera sarda *Passer hispaniolensis* quest'ultima particolarmente importante per la regione Campania (Fraissinet *et al.,* 2007). Interessanti inoltre alcuni individui in migrazione di cannaiola *Acrocephalus scirpaceus* e forapaglie *Acrocephalus schoenobaenus*. E' stata osservata presenza di polline sul becco di 3 individui di capinera *Sylvia atricapilla,* uno dei quali ricatturato con evidenza di nidificazione. Questi dati sulla dieta nettarifaga per la capinera sono tra i primi rilevati al di fuori delle isole o delle aree costiere (Cecere *et al.,* 2011). Due sessioni d'inanellamento indagano la fase post–riproduttiva: 17/7 – 5/8 e 22/7 – 8/8. Per questo periodo sono stati elaborati i rapporti J/A per capinera e sterpazzolina *Sylvia cantillans* catturate con i medesimi transetti per entrambi gli anni. Le classi d'età sono state determinate attraverso le strategia di muta riportate in Jenni & Winkler (1994) e Shirihai (2001). Il rapporto J/A rilevato in entrambe le specie risulta variabile fra i diversi anni.

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento alla direzione dell'Oasi per aver creduto nel progetto e per averlo sostenuto. Agli amici Filomena Masini, Giulio Masini e Mario Rosamilia, Francesca Buoniniconti, Davide Santoro, Alfredo Galietti, Andrea Senese, Matteo Di Nunzio, Valerio Elefante, Michela Iannone, Mario Glaudino, Valeria Balestrieri, Giovanni Capobianco, Sergio Di Donato, Marco Basile, Francesco Riccio, Alessandra De Rosa, Ciro Viaggio, Ida Varriale, Giuseppe Mennella, Silvia la Gala, Marzia Imparato, Noemi Pone, Francesca Ardolino, Viviana Sessa, Davide De Rosa, Giuseppe Monaco, Angelo Farano, che a titolo volontario hanno collaborato alle varie fasi del progetto.

Bibliografia

CECERE J.G., SPINA F., EIERMANN S.J. & BOITANI L. 2001: NECTAR: AN ENERGY DRINK USED BY EUROPEAN SONGBIRDS DURING SPRING MIGRATION. JOURNAL OF ORNITHOLOGY ISSN 0021-8375 VOLUME 152 NUMBER 4 J ORNITHOL (2011) 152:923-931 DOI 10.1007/S10336-011-0675-4 - FRAISSINET M., CAVALIERE V., JANNI O. & MANCUSO C., 2007: CHECK LIST DEGLI UCCELLI DALLA CAMPANIA AGGIORNATA AL 31 GENNAIO 2007. RIV. ITAL. ORN., 77 (1): 3-16 - JENNI L. & WINKLER R., 1994 – MOULT AND AGEING OF EUROPEAN PASSERINES. ACADEMIC - MANCUSO C., 2006, GUIDA AGLI UCCELLI DEL LAGO DI CONZA. ACOWWF – ONLUS - SHIRIHAI H., GARGALLO G. & HELBIG A., 2001 – SYLVIA WARBLERS. IDENTIFICATION, TAXONOMY AND PHYLOGENY OF THE GENUS SYLVIA. CHRISTOPHER HELM, LONDON.



Ghiandaia

EFFETTI A LUNGO TERMINE DELLA PROTEZIONE DELL'AQUILA REALE *Aquila chrysaetos*: IL CASO DELLA POPOLAZIONE DEL FRIULI OCCIDENTALE

ANTONIO BORGO

Via dei Fanti 154, 36040 Torri di Quartesolo (VI), studio.antonioborgo@gmail.com

KEY WORDS: GOLDEN EAGLE, DENSITY, LEGAL PROTECTION, SUSPICIOUSNESS, CONSERVATION, HUMAN PRESENCE

Summary *Since the Nineties, the Dolomiti Friulane Natural Park carried out a long term monitoring of the Golden Eagle population. The study area of 690 sq km was at the centre of the Park and concerned the western Friuli. From 1996 to 2011 the population density (NNDM) raised from 1.33 to 1.80 couples/100 sq km because of the settlement of three new pairs composed of young birds. The settlements of the new pairs involved the progressive contraction of home ranges of the neighbouring pairs. The core areas of the new pairs were located in the centre of the study area, close to the villages, in suitable areas that were never occupied previously by the eagles. The new 13 nests were closer to houses, roads and trail with respect to the old 67 nests. Data suggest that the new pairs were less suspicious of the human presence. The greater prey availability recorded in the last twenty years increased the carrying capacity of the study area, which could therefore host more eagles. The increase of population density could be related to the legal protection of raptors and their consequent higher tolerance to human presence. Reforestation processes and tourism development in the eagle's hunting areas imply a decrease of availability and accessibility of preys. The effect of reforestation on prey availability could be partially compensated by the increment in ungulates, foxes and marmots, whereas the less sensitivity to human presence could compensate the effect of tourism on prey accessibility.*

Il Parco Naturale Dolomiti Friulane attua dagli anni '90 un monitoraggio stabile della popolazione di Aquila reale presente in un'area di 690 Km^2 comprendente quasi l'intero settore montano del Friuli occidentale, in quanto alcuni parametri di popolazione e la composizione della dieta della specie fungono da indicatori delle pressioni e delle dinamiche agenti sull'ecosistema. Annualmente vengono censite le coppie presenti e i nuovi nidi, monitorata l'attività e il successo riproduttivo e raccolti dati sulla dieta (Borgo, 2009).

Dal 1996 ad oggi, la densità della popolazione, valutata con il *nearest neighbour distance method* applicato ai baricentri dei nidi delle coppie (Newton *et al.*, 1977), è aumentata da 1,33 coppie/100 Kmq (n = 8), a 1,80 coppie/100 Kmq (n = 11). L'aumento è avvenuto per insediamento di tre nuove coppie nel 1999 (1,49 coppie/100 Kmq), nel 2008 (1,64 coppie/100 Kmq) e nel 2010. Al suo insediamento, ognuna delle coppie era costituita da individui immaturi. Le tre aree di insediamento sono centrali nell'area di studio e in precedenza rientravano negli home ranges delle coppie circostanti. L'insediamento delle nuove coppie ha comportato il progressivo restringimento degli home ranges delle preesistenti coppie confinanti. La contrazione più vistosa e meglio documentata (monitoraggio continuo dal 1994) è stata registrata in una coppia che ha subito l'insediamento di una prima coppia nel 1999 e di una seconda nel 2008, con una perdita complessiva del 33% del proprio home range iniziale. Attualmente gli home ranges delle 11 coppie (definiti mediante monitoraggio degli spostamenti dei soggetti riconosciuti individualmente) misurano in media 81 km^2 (range 40-118), con una netta differenza tra quelli delle coppie storiche (91 km^2, range 63-118) e delle coppie nuove (49 km^2, range 40-65).

Le aree di nidificazione delle tre nuove coppie si collocano in prossimità di tre centri abitati, in aree che a fronte di un'alta idoneità dell'habitat, valutata mediante modelli AFD, MSSH (Borgo, 2011) e Maxent (Phillips *et al.*, 2006), erano fino ad allora state evitate per la nidificazione e nelle quali nessun nido era presente. Dopo l'insediamento, ogni coppia ha pertanto dovuto avviare la costruzione di nuovi nidi nei vari settori vocati del territorio. I nidi (n = 13) costruiti dalle nuove coppie sono posti a distanza significativamente inferiore da case, da strade e da sentieri non segnalati (ossia percorsi soprattutto dai cacciatori), rispetto ai nidi (n = 67) delle 8 coppie storiche (Tab. 1). Questi dati sembrano indicare una minore sensibilità e diffidenza delle nuove coppie verso la presenza dell'uomo. Tale calo della "paura dell'uomo" nelle nuove generazioni di aquile è verosimilmente effetto della protezione accordata alla specie a partire dagli anni '70 e concretizzatasi, soprattutto con la legge 157/92 sulla caccia, nella graduale cessazione della storica persecuzione della specie.

Tabella 1 - Confronto delle distanze medie ed errore standard dei nidi delle coppie nuove (13) e storiche (67) dalle strutture antropiche e significatività delle differenze (Test oneway ANOVA).

Struttura	**Coppie storiche**	**Coppie nuove**	**F**	**Sig.**
Strada	1520 ±138	790 ± 184	5,061	0,027
Sentiero turistico	712 ±72	577 ± 97	0,643	0,425
Sentiero non segnalato	484 ± 37	291 ± 46	4,988	0,028
Case	1328 ± 57	735 ± 127	17,629	0,000

L'aumento di ungulati e la reintroduzione della marmotta nel Parco hanno determinato un aumento della capacità portante del territorio, consentendo il restringimento degli home ranges delle coppie storiche (Borgo & Mattedi, 2003; Borgo, 2009) e quindi ponendo le condizioni per l'aumento del numero di coppie. L'effettivo insediamento delle nuove coppie, alla luce delle piccole dimensioni e della maggiore antropizzazione dei loro home ranges, sembra però essersi realizzato anche grazie alla minore diffidenza verso l'uomo. In tal senso, l'aumento della densità da un lato riflette certamente l'incremento complessivo della capacità portante del territorio, ma dall'altro sembra anche essere effetto della diminuzione della diffidenza della specie dopo quarant'anni di protezione legale.

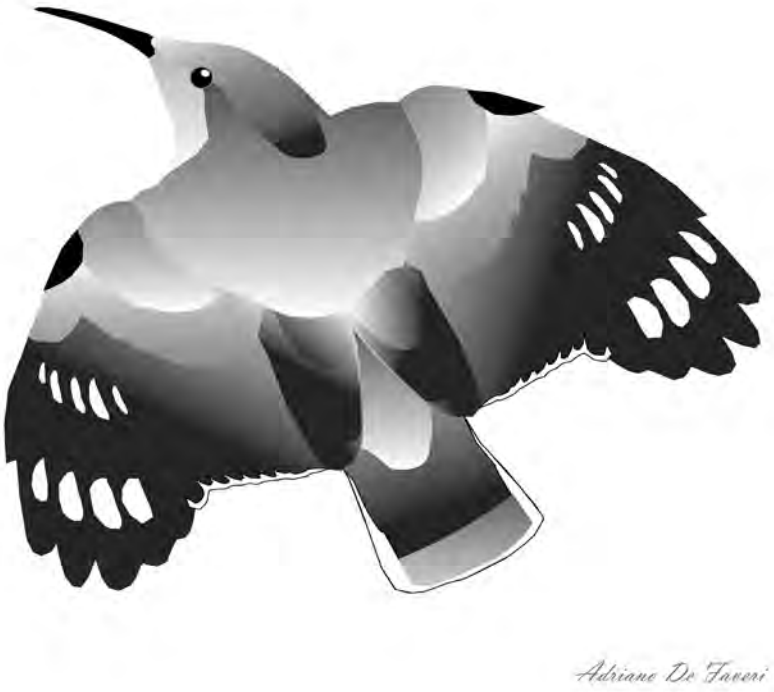
Lo studio dell'alimentazione in periodo riproduttivo della coppia insediatasi nel 1999 ha evidenziato una dieta (n = 41 raccolte nel periodo 2000-2008) in cui i piccoli roditori come ghiro *Glis glis* e scoiattolo *Sciurus vulgaris* rappresentano il 21% della biomassa predata, mentre marmotta *Marmota marmota* e piccoli ungulati rappresentano solo il 33% e il 15% rispettivamente della biomassa predata. Ciò malgrado la coppia è divenuta una delle più prolifiche della popolazione, portando ogni anno all'involo un aquilotto. Questa alta produttività non è giustificata da un'elevata o particolare idoneità trofica del territorio, e sembra quindi poter essere anch'essa una conseguenza della minore sensibilità alla presenza antropica, che permetterebbe alla coppia di sfruttarne appieno le risorse, spingendosi regolarmente a cacciare anche in aree a maggior presenza antropica.

Il processo spontaneo di riforestazione dei prati-pascolo e delle praterie secondarie da un lato (Sergio *et al.*, 2006) e l'aumento del turismo nelle aree di caccia dell'aquila dall'altro, rappresentano oggi i principali fattori di pressione sulla specie, comportando una limitazione nella disponibi-

lità e accessibilità delle prede. Se l'effetto della riforestazione potrebbe essere in parte compensato dall'attuale incremento delle popolazioni di ungulati cavicorni, mesocarnivori e marmotta (Borgo, 2009), più critico appare l'impatto del capillare aumento dell'uso turistico del territorio montano. In tal senso, una diminuzione della "paura dell'uomo" potrebbe giocare un ruolo importante nella conservazione dell'idoneità delle aree di nidificazione e nel mantenere l'accessibilità delle prede malgrado l'incremento della presenza antropica nelle aree di caccia.

Bibliografia

BORGO A 2009. PARCO NATURALE DOLOMITI FRIULANE, CIMOLAIS; BORGO A 2011. BOLL. MUSEO CIV. ST. NAT. DI VENEZIA 63: 226-232. BORGO A, MATTEDI S 2003. AVOCETTA 27: 149; SERGIO F ET AL. 2006. BIOLOGICAL CONSERVATION 133: 32-41. NEWTON I ET AL. 1977. J. ANIM. ECOL. 46: 425-441.



Picchio muraiolo

HABITAT DI SPECIE E CONSERVAZIONE DEL GALLO CEDRONE *Tetrao urogallus* IN FRIULI VENEZIA GIULIA E NEL PARCO NATURALE DOLOMITI FRIULANE

ANTONIO BORGO[1] & SILVANO MARIO MATTEDI[2]

[1]*Via dei Fanti 154, 36040 Torri di Quartesolo (VI), studio.antonioborgo@gmail.com;*
[2]*Via Marconi, 12, 38121 Trento (TN)*

Key Words: Capercaillie, conservation, maxent, forestry, management, abandonment, habitat restoration

Summary *The status of the Capercaillie* Tetrao urogallus *in the Friuli Venezia Giulia (FVG) region is alarming, with a general and heavy decline of its population largely due to the loss of habitat suitability. Data (n=158) on species distribution in the Dolomiti Friulane Natural Park have been used to carry out a macrohabitat suitability model using the MaxEnt software. The resulting model provides a map of the potential habitat for the Capercaillie in the FVG region, that will help managers to plan a conservation strategy for this species. In many suitable areas, the decrease or disappearance of the species resulted associated with the loss of forest structure. In the used forests, this loss of suitability is caused by inadequate forest management, while in forests that are used anymore for 40-60 years, the loss of suitability is a consequence of the spontaneous evolution of the forest. This process usually starts from an artificial situation and still provides artificial forest structures that are characterized by homogeneous increases in tree density. In this process, time required to make suitable the forest structure risks to be too long and not compatible with the needs of Capercaillie conservation. Therefore, it seems necessary to enter upon a management strategy of those habitat that are suitable for the species. In particular, managers should aim at optimizing the management of used forests and to apply low cost and high efficiency actions of habitat restoration in the abandoned forests.*

La situazione del gallo cedrone in Friuli Venezia Giulia (FVG) e sull'Arco alpino è allarmante, con un generalizzato declino della popolazione iniziato alla fine del XX secolo e proseguito, tranne poche eccezioni, anche nell'ultimo decennio. La conservazione dell'idoneità dell'habitat forestale della specie appare oggi compromessa da un diverso uso del territorio forestale e da una maggiore antropizzazione da un lato, e da una gestione selvicolturale e pastorale non consone alla specie, dall'altro. La conservazione del tetraonide non sembra poter più prescindere da una fase di diffusa gestione del suo habitat. A tal fine, è stata definita una carta delle vocazioni in FVG, utile all'individuazione delle aree prioritarie da avviare ad una gestione attiva per il recupero della qualità dell'habitat.

Lo studio è stato condotto in un'area del Friuli occidentale di circa 40.000 ha, coincidente con il SIC e Parco Naturale Dolomiti Friulane, nella quale sono state mappate tutte le osservazioni (n=158) di gallo cedrone degli ultimi 20 anni. Mediante l'algoritmo di massima entropia (Phillips *et al.*, 2006) è stato elaborato un modello di idoneità dell'habitat per la specie su scala regionale, sulla base dell'uso del suolo (legenda Corine III) e della geomorfologia (DTM). Una più dettagliata analisi della selezione delle tipologie forestali del Friuli occidentale è stata fatta mediante Indice di Jacobs, sulla base della carta dei tipi forestali del FVG. Nell'area di studio il gallo cedrone seleziona boschi compresi tra 1250 e 1750 m di quota (J>0,3), utilizzando soprattutto aree con pendenza inferiore ai 45° e preferibilmente compresa tra i 16° e i 30° (J=>0,3). Le tipologie forestali preferite sono le facies montana (J=0,904) e con larice (J=0,655) delle peccete altimontane, i

piceo-faggeti altimontani (J=0,510), specie con abete bianco (J=0,782), e gli abieto-piceo-faggeti (J=0,227), specie altimontani (J=0,822). La faggeta è tendenzialmente evitata dalla specie, con la sola eccezione della faggeta montana mesalpica (J=0,290), per la quale mostra una leggera preferenza. La pineta di pino silvestre esalpica viene utilizzata in modo appena superiore alla disponibilità (J=0,287), soprattutto durante l'inverno.

Il modello Maxent mostra un elevato potere predittivo (AUC 0,923), anche alla luce di verifiche sul campo in altre aree del FVG quali la Foresta del Cansiglio e le Prealpi Giulie. La carta delle vocazioni (Fig. 1) evidenzia con alta risoluzione il mosaico dell'habitat di specie in FVG, che ammonterebbe a 345 Km^2 e individua la rete di aree sulle quali concentrare gli sforzi gestionali di conservazione e recupero dell'idoneità. In molti settori vocati infatti, l'attuale forte diminuzione della specie appare legata ad una perdita di idoneità a livello di struttura forestale, conseguente all'aumento della densità e della copertura arborea. Tale fenomeno avviene per indirizzo selvicolturale nei boschi utilizzati, e per evoluzione spontanea del soprassuolo nei boschi abbandonati (utilizzati fino al 1940-1960). Nel PNDF e nel FVG occidentale, il prevalere dei boschi abbandonati e la quasi contemporaneità del fenomeno di abbandono, ha determinato una sincronia dei processi evolutivi scaturiti dall'abbandono, con un'attuale omogeneità degli stadi evolutivi e delle strutture. Ciò ha portato ad una riduzione fondamentale delle strutture forestali idonee al gallo cedrone, caratterizzate da moderata copertura arborea e buono sviluppo degli strati erbaceo e suffruticoso (Borgo *et al*., 2001; Sitzia *et al.*, 2003). In questo scenario, la distribuzione attuale della specie è sempre più limitata alla fascia di foresta prossima al limite del bosco, con riduzione e frammentazione delle popolazioni, aumento dei rischi di predazione e di ibridazione con il fagiano di monte. In riferimento a quest'ultimo fattore, è esemplare il caso di un'area in cui nel 2011 si è evidenziata la presenza di un solo maschio, risultato essere un ibrido *T. urogallus* x *T. tetrix* (Borgo & Mattedi, 2011).

I monitoraggi standardizzati condotti dal 2010 al 2012 in 4 arene di canto del Parco Naturale Dolomiti Friulane hanno evidenziato la presenza di 2 (ES = 0,74) maschi per arena (Borgo & Mattedi, 2011). I dati dei censimenti evidenziano come anche nei settori maggiormente idonei, la capacità portante sia bassa e le singole subpopolazioni siano al limite dell'estinzione. In attesa che la naturale evoluzione dei soprassuoli arborei porti alla comparsa delle fasi di invecchiamento, crollo, rinnovazione, con la conseguente riduzione della copertura arborea, necessarie alla specie, appare urgente intervenire con azioni sostenibili di incremento dell'idoneità dell'habitat. I tempi necessari perché si compia tale processo spontaneo di naturalizzazione della foresta e di ripristino del mosaico strutturale appaiono troppo lunghi per sperare che l'attuale popolazione del tetraonide sopravviva. I miglioramenti ambientali, pianificati sulla base degli appositi studi già disponibili, dei censimenti e delle analisi del microhabitat (struttura forestale, sottobosco), devono essere *una tantum* e concentrarsi nei settori a più estesa vocazionalità potenziale nei quali la specie è ancora presente, quali la Foresta del Cansiglio e il M. Longa nella fascia prealpina, la Valcellina e l'area della Carnia occidentale (Valle del Tagliamento).

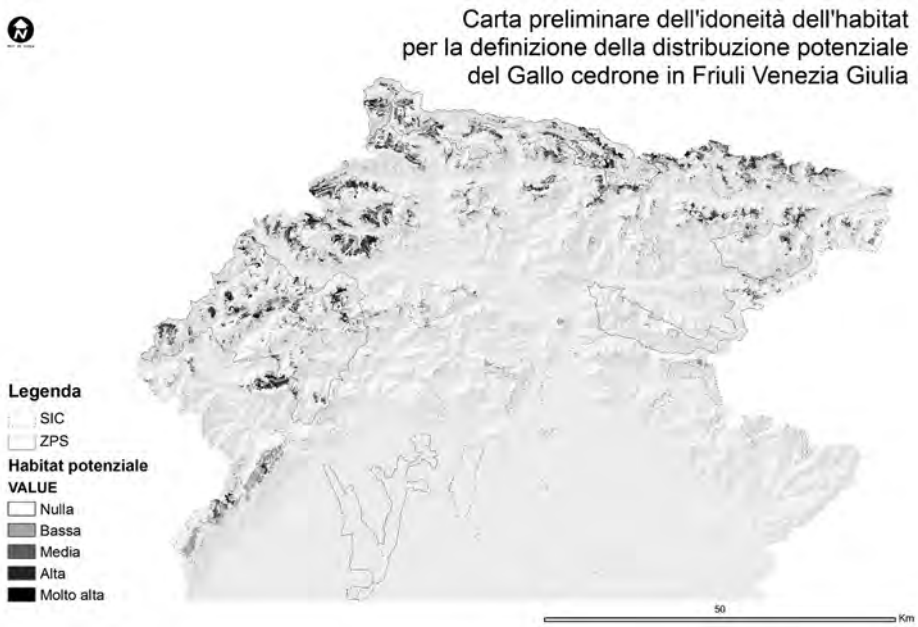


Figura 1 - Carta dell'habitat idoneo per il gallo cedrone in Friuli Venezia Giulia sulla base delle caratteristiche di uso del suolo e morfologia del territorio.

Bibliografia

BORGO A ET AL. 2001. AVOCETTA, 25: 178-180; BORGO A E MATTEDI S 2011. GORTANIA, 33: 129-153; PHILLIPS S ET AL. 2006. ECOLOGICAL MODELLING, 190: 231-259; SITZIA T ET AL. 2003. LINEA ECOLOGICA, 3: 36-41.

PIANO PER IL MONITORAGGIO DELLE SPECIE DI INTERESSE COMUNITARIO E CONSERVAZIONISTICO IN LOMBARDIA

MATTIA BRAMBILLA, ENRICO BASSI, VALENTINA BERGERO, GIUSEPPE BOGLIANI, MARCO CHEMOLLO, G. MATTEO CROVETTO, RICCARDO FALCO, VIOLETTA LONGONI, IRENE NEGRI, FABRIZIO REGINATO, SEVERINO VITULANO & FABIO CASALE

Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore biodiversità e aree protette, Piazza Diaz 7, 20123 Milano, brambilla.mattia@gmail.com

KEY WORDS: BIRDS DIRECTIVE; HABITAT DIRECTIVE; LOMBARDY; MONITORING PLAN; NATURA 2000

Summary *Monitoring breeding birds is a basic task with crucial importance in understanding both biological communities and species' population trend. Bird populations change at different speed and unpredictable times, and a sound monitoring is needed to define demographic trends, to identify priority species for conservation, and to assess the status of the whole Natura 2000 network. With this work, we have developed a monitoring plan for bird species included in the Annex I of the Birds Directive breeding in Lombardy. We focused especially on species not or poorly considered in existing monitoring plans. Methods and sites proposed for the monitoring have been checked in the field; whenever possible, species detectability was assessed, potential distribution was modelled, and the percentage of breeding population likely to be interested by the monitoring protocol reported. Methods vary with species and included point counts, sample areas (different methods), linear transects, territory mapping. For many species we have proposed a mixed protocol. Our work provides a detailed framework for monitoring the target species, and other ones which share the same ecology and can be potentially surveyed using the same methods and sites.*

Il monitoraggio dell'avifauna è fondamentale per comprendere l'evoluzione delle biocenosi in generale e nello specifico il trend delle popolazioni delle specie ornitiche stesse (Bock & Jones, 2004, Andreotti, 2006). Le popolazioni di uccelli cambiano a ritmi diversi, spesso in tempi rapidi, e un adeguato monitoraggio è fondamentale per capire le tendenze demografiche in atto e identificare le specie che realmente rivestono priorità in senso conservazionistico (Andreotti, 2006). Il monitoraggio rappresenta inoltre uno strumento fondamentale per valutare la corretta gestione e il buono stato di conservazione non solo di popolazioni o specie, ma anche di aree protette e dell'intero sistema di Rete Natura 2000 (Brambilla *et al.,* in stampa). All'interno del Piano di monitoraggio dei Vertebrati terrestri di interesse comunitario in Lombardia (Brambilla *et al.,* in stampa) abbiamo sviluppato una proposta per il monitoraggio delle specie ornitiche con particolare attenzione a quelle inserite nell'Allegato I della D.U. e non monitorate da altri programmi regionali.

I metodi utilizzati per i censimenti e proposti per il monitoraggio delle specie ornitiche sono riconducibili essenzialmente a tre categorie principali: censimenti in aree campione, censimenti tramite punti d'ascolto e transetti lineari. Per talune specie sono stati predisposti protocolli 'misti' con combinazione di più metodi (es. averla piccola: transetti lineari e mappaggio in aree campione), per adattare la metodologia di censimento alle caratteristiche di distribuzione geografica/spaziale e di abbondanza delle diverse specie. Tutti i metodi sono stati sperimentati e validati sul campo e quando possibile è stata calcolata la *detection rate* delle specie oggetto di studio.

Per diverse specie, abbiamo sviluppato modelli di idoneità ambientale attraverso MaxEnt 3.3.3a per i) identificare le aree da sottoporre a monitoraggio, ii) valutare la verosimile rappresentatività

del protocollo proposto rispetto alla distribuzione ed abbondanza della specie a scala regionale, iii) stimare la possibilità di utilizzare gli stessi metodi/aree per il monitoraggio di più specie. In questo modo è possibile giustificare con basi scientifiche l'attribuzione di priorità a certe aree piuttosto che ad altre, come anche il possibile utilizzo di uno stesso protocollo per il monitoraggio di più di una specie.

Il coinvolgimento di gruppi ornitologici ed esperti locali ha permesso da un lato un deciso incremento delle conoscenze in diversi contesti geografico-ambientali e dall'altro lo sviluppo di un processo di condivisione di obiettivi e metodi, indubbiamente importante per la realizzazione di un piano di monitoraggio veramente rappresentativo delle priorità a scala regionale.

Ringraziamenti

Desideriamo ringraziare per l'aiuto sul campo Giuseppe Agostani, Gianpiero Calvi, Flavio Ferlini, Arturo Gargioni, Marco Gobbini, Nunzio Grattini, Daniele Longhi, Gigi Luraschi, Vincenzo Perin, Fabio Saporetti, Cristiano Sbravati, i gruppi ornitologici GIO e CROS Varenna e i volontari a loro afferenti, tutte gli altri rilevatori che hanno contribuito alla raccolta dati, nonché i Parchi Regionali Valle del Ticino e Pineta di Appiano Gentile e Tradate. Questo lavoro non sarebbe stato possibile senza il sostegno della FLA e della DG Sistemi Verdi e Paesaggio (ex DG Qualità dell'Ambiente) di Regione Lombardia.

Bibliografia

ANDREOTTI A 2006. IN: PALUMBO G (ED) 2006. LIPU – BIRDLIFE ITALIA: 51-57; BOCK CE, JONES ZF 2004. FRONT. ECOL. ENVIRON. 2: 403-410; BRAMBILLA M ET AL. (RED.) IN STAMPA. PIANO DI MONITORAGGIO DEI VERTEBRATI TERRESTRI DI INTERESSE COMUNITARIO (DIRETTIVE 2009/147/EC E 92/43/CEE) IN LOMBARDIA. FONDAZIONE LOMBARDIA PER L'AMBIENTE E REGIONE LOMBARDIA.

BASI TEORICHE E PRATICHE PER UNA SURVEILLANCE A LUNGO TERMINE DEI PICIDI: IL CASO DI STUDIO DELLA RISERVA NATURALE REGIONALE SELVA DEL LAMONE (VT, ITALIA CENTRALE)

GIUSEPPE CAMPANELLA, PIETRO POLITI, ANDREA SCHIAVANO & LUCIANA CAROTENUTO

Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone, Località Bottino snc, Farnese (VT), peppecampanella@alice.it

Key Words: Picidae, surveillance, Selva del Lamone (VT), woodland management, keystone species

Summary *Woodpeckers are keystone species in boreal and temperate forests. The Natural Reserve "Selva del Lamone" (central Italy) aims at the conservation of ecosystems but to allow the use of natural resources. We studied three species of woodpeckers (*Dendrocopus major, D. minor, Picus viridis*) to find the optimal protocol for their surveillance and to evaluate the long-term effects of forestry practices on their density. The first results indicated that the best period to monitor woodpeckers is between the end of January and the middle of April. Moreover, the forestry policy seems not to be detrimental for any of the three species.*

La Riserva Naturale Regionale Selva del Lamone (Lazio) si estende su circa 2000 ettari, di cui tre quarti sono occupati da boschi. Istituita nel 1994, la Riserva ha adottato nel 2006 il Piano di Gestione e Assestamento Forestale (PGAF), di durata decennale. La Riserva ha, tra i suoi obiettivi, la conservazione degli ecosistemi (processi, funzioni e componenti) e al tempo stesso l'uso delle risorse naturali. Abbiamo quindi deciso di valutare l'effetto delle attività selvicolturali sulle popolazioni di Picidi, *keystone species* degli ecosistemi forestali per la loro attività di scavo nei tronchi (Drever & Martin, 2010); le cavità dei tronchi a loro volta sono *keystone vegetation structures* (Remm & Lõhmus, 2011).

Gli obiettivi dello studio, tuttora in corso, sono:

- mettere a punto un protocollo di *surveillance* dei picidi sensu Elzinga *et al.,* (2001) che minimizzi lo sforzo di campo e fornisca dati statisticamente validi;
- determinare se la densità dei Picidi varierà durante l'attuazione del PGAF.

Nel mese di aprile del 2009, come studio pilota, abbiamo svolto cinque sessioni di *playback* lungo un transetto di 10,3 km con 18 punti di emissione-ascolto per stimare il numero di territori di ogni specie; la metodologia è descritta in dettaglio in Politi *et al.,* (2009). È stata accertata la presenza nel periodo di nidificazione del Picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*, del Picchio rosso minore *D. minor* e del Picchio verde *Picus viridis*.

Nel 2010 e nel 2011 abbiamo effettuato rispettivamente 6 e 11 sessioni di *playback*, svolgendo almeno una sessione per decade con la stessa metodologia adottata nel 2009, aggiungendo due nuovi punti nel 2011, uno dei quali in un ceduo utilizzato negli ultimi due anni. Nel 2010 le sessioni hanno coperto il periodo 12 marzo – 20 aprile, nel 2011 il periodo 2 febbraio – 3 maggio.

Per raggiungere il primo obiettivo abbiamo confrontato i risultati del 2010 e del 2011 (Figura 1). È emersa una forte variabilità inter-annuale nell'attività di marcatura dei territori per entrambe le specie del genere *Dendrocopus*, insieme alla necessità di centrare meglio i periodi di raccolta dati. Per *D. minor* nel 2010 si ha un *plateau* durante tutto il periodo di osservazione (n medio di territori 3, DS 0,632) mentre nel 2011 c'è un evidente picco all'inizio di aprile e una forte variabilità tra le decadi (media 2, DS 3,937).

Viceversa, per *D. major* nel 2011 si ha un picco di attività nel mese di febbraio, ma in tal caso

non si può fare un confronto col 2010 per mancanza di dati. Infine per tutte le specie si ha un calo dell'attività a fine aprile.

Ai fini della stesura del protocollo di *surveillance* per il 2012, abbiamo concluso che: i) i soli mesi di marzo e aprile non sono sufficienti a conoscere né il numero massimo di territori né la variazione temporale dell'attività di marcatura; ii) la seconda metà di aprile sembra non rilevante ai fini dell'attività territoriale; iii) per il Picchio rosso maggiore il periodo inizio febbraio – inizio marzo è cruciale, per cui il campionamento dovrà iniziare a fine gennaio e finire a metà aprile.

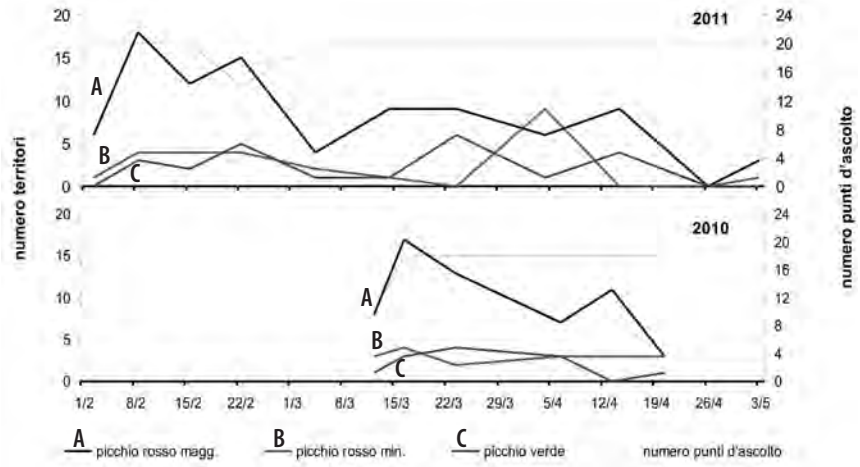


Figura 1 - Confronto tra gli anni 2010 e 2011.

Per raggiungere il secondo obiettivo abbiamo assegnato ciascun punto di rilevamento a una delle seguenti tipologie forestali: alto fusto di cerro (AFC), ceduo invecchiato di latifoglie varie (CILV), fustaia di conifere e latifoglie (FCL), ceduo utilizzato (CU) (categoria esclusa dalla successiva analisi a causa del bassissimo numero di osservazioni). La tabella 1 riporta il numero di territori per specie per tipologia forestale nel 2010 e nel 2011.

Tabella 1. Numero di territori per tipologia forestale (abbreviazioni nel testo).

Tipol. forest.	2010				2011			
	D. major	*D. minor*	*P. viridis*	punti emis.	*D. major*	*D. minor*	*P. viridis*	punti emis.
AFC	12	4	5	7	14	11	5	7
CILV	7	5	3	8	12	3	6	9
FCL	5	1	2	3	6	1	3	3
totale	24	10	10	18	32	15	14	19

Per valutare se gli interventi previsti dal PGAF saranno vantaggiosi per le specie indagate abbiamo analizzato la preferenza delle specie per le varie tipologie. A tal fine abbiamo applicato il test del χ^2 ($P < 0,05$) seguito dal test di randomizzazione (Mc Donald, 2009) con 10000 simulazioni per testare la seguente ipotesi nulla: per una data specie, le frequenze osservate nelle tre tipologie non differiscono dalle frequenze attese calcolate sulla base di una distribuzione casuale dei territori.

Il test è risultato significativo solo nel caso del Picchio rosso minore nel 2011 ($P = 0,01$); questa specie mostra quindi una preferenza statisticamente significativa per l'alto fusto di cerro rispetto al ceduo invecchiato di latifoglie varie e alla fustaia di conifere e latifoglie.

Gli interventi previsti dal piano possono essere così sintetizzati: alto fusto di cerro (452 ettari) → 34,3% diradamento; ceduo invecchiato di latifoglie varie (inclusi tutti i cedui di età superiore ai 30 anni, 588 ettari) → 1,8 % avviamento ad alto fusto; fustaia di conifere e latifoglie (21,31 ettari) → 100% diradamento delle conifere; cedui di età inferiore ai 30 anni (372 ettari) → 17,4% taglio ceduo matricinato. Gli interventi di diradamento delle fustaie sostanzialmente non ne modificheranno la struttura; inoltre l'estensione totale di questa tipologia aumenterà anche per effetto dell'avviamento ad alto fusto dei cedui invecchiati.

Pertanto, sulla base dei primi dati raccolti nel corso del programma di *surveillance*, gli interventi previsti sembrano vantaggiosi per il Picchio rosso minore. Tuttavia, prima di trarre indicazioni gestionali,è necessario proseguire l'attività di monitoraggio, estendendo il rilevamento ad almeno quattro punti di rilevamento nei cedui al taglio, per poter quantificare la relazione specie – tipologia forestale.

Bibliografia

DREVER MC, MARTIN K 2010. FOREST ECOL. MANAG. 259 (5): 958-966; ELZINGA CL, SALZER DW, WILLOUGHBY JW, GIBBS JP 2001. BLACKWELL SCIENCE, OXFORD; MCDONALD JH 2009. SPARKY HOUSE PUBLISHING, BALTIMORE, MARYLAND; POLITI P, CAMPANELLA G, SCHIAVANO A 2009. ALULA 16: 118-120; REMM J, LÕHMUS A 2011. FOREST ECOL. MANAG. 262 (4): 579-585.

AVIFAUNA NIDIFICANTE IN UN'AREA MONTANA DELLA BASILICATA

TOMMASO CAMPEDELLI[1], GUGLIELMO LONDI[1], EGIDIO FULCO[2], SIMONETTA CUTINI[1] & GUIDO TELLINI FLORENZANO[1]

[1]DREAM Italia, Via Garibaldi 3, 52015 Pratovecchio (AR), e-mail tellini@dream-italia.it;
[2]Studio Naturalistico Milvus, Via F.lli Perito snc, 85010 Pignola (PZ)

Key words: Basilicata, breeding birds, *Sylvia undata*, *Certhia familiaris*, *Prunella modularis*

Summary *In June 2009 a survey carried out in a mountain area in Basilicata (Mt. Volturino) allowed us to contact 77 breeding species, nine of which of European conservation concern.* Prunella modularis *was firstly recorded as breeding species in Basilicata and* Certhia familiaris *and* Sylvia undata *were firstly recorded in the inner part of the Region.* Dendrocopos medius *and* Ficedula albicollis *were also recorded in some beech and oak forests.*

L'area di studio è ubicata sul massiccio del Monte Volturino, nei comuni di Marsico Nuovo e Marsico Vetere (PZ) nella Basilicata centro occidentale, non lontano dal confine con la Campania. L'area indagata è in parte inclusa nella ZPS IT9210270 "Appennino Lucano - Monte Volturino" e nei SIC IT9210240 "Serra di Calvello" e IT9210205 "Monte Volturino", oltre a far parte del Parco Nazionale dell'Appennino Lucano - Val d'Agri - Lagonegrese. L'ambiente è costituito in prevalenza da estese formazioni forestali, soprattutto fustaie di cerro e faggio (in minor misura rimboschimenti di conifere), alternate a pascoli cespugliati, arbusteti e piccoli appezzamenti coltivati, a quote comprese tra gli 800 e i 1600 m. Abbiamo raccolto i dati con transetti lineari nel giugno 2009 per complessivi 36 km che hanno interessato sia ambienti boscati (circa 16 km in boschi di latifoglie e 4 in boschi di conifere) sia in ambienti aperti (circa 16 km).

Complessivamente abbiamo censito 72 specie (Tab. 1) cui vanno aggiunte 5 specie (*Phasianus colchicus*, *Streptopelia decaocto*, *Jynx torquilla*, *Phoenicurus phoenicurus*, *Cisticola juncidis*) rilevate al di fuori dei transetti; tutte possono essere ritenute nidificanti nell'area o nelle immediate vicinanze. Di queste sono inserite nell'All. I della DIR. 79/409/CEE *Pernis apivorus*, *Milvus milvus*, *Falco peregrinus*, *Dendrocopos medius*, *Lullula arborea*, *Anthus campestris*, *Sylvia undata*, *Ficedula albicollis*, *Lanius collurio*. In ambiente forestale è di rilevante interesse il rilevamento nelle faggete di *Certhia familiaris*, sconosciuto in precedenza per l'area. Recentemente trovato nidificante in Basilicata nelle faggete del Monte Sirino (Fulco, 2006) dov'è relativamente comune (Fulco & Tellini Florenzano, 2008), *C. familiaris* è stato successivamente rinvenuto anche in altri siti della Regione: in buona parte delle faggete del complesso M. Volturino-Mad. di Viggiano-M. Pierfaone (E. Fulco, ined.), presso alcuni boschi del Pollino (A. Castelmezzano, E. Fulco, ined.) e presso Serra La Spina (G. Londi, ined.). Assieme a *Dendrocopos medius*, *D. minor*, *Phylloscopus sibilatrix* e *Ficedula albicollis*, specie relativamente rare ed esigenti legate in genere a boschi maturi, la presenza di *C. familiaris* testimonia il buono stato di conservazione delle foreste della zona. Degna di nota la presenza di *Prunella modularis* la cui nidificazione in Basilicata non era finora nota (Fulco *et al*., 2008); un maschio in canto è stato rinvenuto sul monte Volturino a circa 1350 m di quota in un arbusteto di ginepri ai margini di un rimboschimento di pini. Tra le specie di ambiente aperto, da rimarcare la presenza di *Sylvia undata*; una coppia è stata osservata in un arbusteto a prevalenza di ginestre ad una quota di circa 900 m, insieme a *S. cantillans* e *S. melanocephala*. Conosciuta in Basilicata per l'area costiera tirrenica, dove può essere anche abbondante, è invece molto rara nell'interno (durante la stagione riproduttiva

2011 è stata rilevata in ambienti simili presso San Chirico Raparo, E. Fulco ined.). Il popolamento delle aree aperte nel complesso è molto ricco e comprende numerose specie di interesse, quali *Alauda arvensis*, *Anthus trivialis, Oenanthe oenanthe*, *Monticola saxatilis*, *Lanius collurio*, *Emberiza citrinella*, *Anthus campestris*, *Sylvia undata*, *Lanius senator*.

Bibliografia

FULCO E ET AL. 2008. RIV. ITAL. ORN. 78 (1): 13-27; FULCO E, TELLINI FLORENZANO G 2008. AVOCETTA 32 (1-2): 55-60; FULCO E 2006. RIV. ITAL. ORN. 76: 71-73.

Tabella 1 - Indici chilometrici di abbondanza riscontrati nei transetti suddivisi per ambiente prevalente

Specie	ambienti aperti (15.8 km)	boschi (20.3 km)	specie	ambienti aperti (15.8 km)	boschi (20.3 km)
Coturnix coturnix	0.89	0.05	*Sylvia communis*	1.84	0.30
Pernis apivorus	0.06	0.05	*Sylvia conspicillata*	0.06	
Milvus milvus	0.06	0.05	*Sylvia undata*	0.13	
Accipiter nisus		0.05	*Sylvia cantillans*	0.38	
Buteo buteo	0.32	0.30	*Sylvia melanocephala*	0.13	
Falco tinnunculus		0.05	*Phylloscopus bonelli*		0.44
Falco peregrinus	0.06		*Phylloscopus sibilatrix*		1.28
Columba palumbus	1.14	1.77	*Phylloscopus collybita*	2.34	4.48
Streptopelia turtur	0.13	0.10	*Regulus ignicapilla*	0.06	1.82
Cuculus canorus	0.95	0.59	*Ficedula albicollis*		0.05
Strix aluco		0.05	*Aegithalos caudatus*	0.25	0.10
Apus apus	0.06		*Cyanistes caeruleus*	0.82	2.32
Upupa epops	0.13	0.10	*Parus major*	2.03	2.02
Picus viridis	0.13	0.34	*Periparus ater*		1.48
Dendrocopos major	0.13	0.64	*Poecile palustris*	0.44	1.58
Dendrocopos medius		0.15	*Sitta europaea*	0.13	2.22
Dendrocopos minor		0.05	*Certhia familiaris*		0.20
Lullula arborea	2.15	0.54	*Certhia brachydactyla*	0.06	1.82
Alauda arvensis	1.58		*Oriolus oriolus*	0.32	0.15
Hirundo rustica	0.06		*Lanius collurio*	0.95	0.20
Anthus campestris	0.13		*Lanius senator*	0.13	
Anthus trivialis	0.38	0.44	*Garrulus glandarius*	0.82	1.08
Motacilla cinerea		0.15	*Corvus cornix*	0.89	0.15
Motacilla alba	0.06	0.15	*Corvus corax*	0.06	
Troglodytes troglodytes	1.01	5.02	*Passer italiae*	0.19	0.05
Prunella modularis	0.06		*Petronia petronia*	0.06	
Erithacus rubecula	2.03	6.01	*Fringilla coelebs*	1.58	8.23
Luscinia megarhynchos	0.63	0.05	*Serinus serinus*	0.38	0.20
Phoenicurus ochruros	0.06	0.05	*Carduelis chloris*	1.90	0.25
Saxicola torquatus	1.27	0.20	*Carduelis carduelis*	0.63	0.15
Oenanthe oenanthe	0.51	0.10	*Carduelis cannabina*	1.39	0.10
Monticola saxatilis	0.13		*Pyrrhula pyrrhula*		0.30
Turdus merula	2.78	3.84	*Emberiza citrinella*	0.32	0.10
Turdus philomelos		1.82	*Emberiza cirlus*	2.41	0.59
Turdus viscivorus	0.44	0.99	*Emberiza cia*	0.76	0.20
Sylvia atricapilla	4.94	5.52	*Emberiza calandra*	5.25	0.15

IL RUOLO ECOLOGICO DEL LAGO MATESE (CE) NELLA MIGRAZIONE DI ANDATA PER I PASSERIFORMI TRANSAHARIANI, CON PARTICOLARE RIFERIMENTO ALLA RONDINE *Hirundo rustica* – RISULTATI PRELIMINARI

GIOVANNI CAPOBIANCO[1,2] & ROSARIO BALESTRIERI[2]

[1]CEDA Matese via Immacolata n° 8, 81016 Piedimonte Matese (CE); [2]ARDEA Onlus, Via Ventilabro 6, 80126 Napoli, gio.cap@hotmail.it

Key Words: Migrandata-Matese, Hirundo rustica, ringing, Campania

Summary *The wetland system of the Matese Lake in the Matese Regional Park is unique in Campania (Southern Italy). A ringing project called "Migrandata - Matese" was carried out in late August 2010 to assess the role of the lake as a stopover site during the post-breeding migration. The trapped species were 28, even though 86% of birds captured were swallows* Hirundo rustica.

Tra le diverse tipologie ambientali presenti nel Parco Regionale del Matese, la zona umida ed il canneto del Lago Matese presentano, per dimensione e collocazione geografica, caratteristiche ecosistemiche uniche in Campania. Tale area è ancora poco conosciuta per molti aspetti ornitologici sopratutto rispetto al fenomeno migratorio. Il progetto denominato "Migrandata – Matese" è stato strutturato in modo da accrescere il bagaglio conoscitivo riguardante il fenomeno post – riproduttivo, pre – migratorio e migratorio, che interessa il Lago Matese, con particolare riferimento al *roost* di Rondine *Hirundo rustica,* stimato fra gli 80.000 e 100.000 individui (Cavaliere *et al.,* 2004). Inoltre tale studio si è prefisso di trarre indicazioni di carattere gestionale spendibili per azioni ed interventi finalizzati alla conservazione delle specie.

Il Lago Matese, ad una quota di 1.018 m s.l.m. e con un'area di circa 700 ha, in buona parte ricoperti da *Phragmites australis*, rappresenta il bacino carsico più alto d'Italia. L'ambiente circostante è tipico della alte quote dell'Appennino centro meridionale ed è contornato da faggete, pascoli, radure e pietraie. Nel periodo compreso fra il 20 ed il 27 agosto 2010 in località "Scennerato", Castello del Matese (CE), è stata installata una stazione d'inanellamento a scopo scientifico, con 160 m lineari di transetti standard (240 cm di altezza, 16 mm di maglia, 4 tasche) attivi dalle 17:00 alle 11:00. Nello specifico, un transetto di 96 m è stato utilizzato anche per lo studio del fenomeno migratorio della rondine, con richiamo elettroacustico attivo dalle 18:30. Nel periodo di censimento sono state osservate 86 specie, marcati 1550 individui appartenenti a 28 specie diverse, fra le quali due specie nuove per il Parco: Cannaiola verdognola *Acrocephalus palustris* e Canapino maggiore *Hippolais icterina* (Fraissinet *et al.,* 2009). L'elevata concentrazione di rondini, riscontrata nelle ore pomeridiane, ha confermato l'importanza del Lago Matese quale sito di foraggiamento e *roosting* nelle fasi post-riproduttiva e pre-migratoria della rondine ed ha permesso di catturare ed inanellare 1330 individui, il 95% dei quali giovani. Dall'analisi dei dati relativi alle condizioni fisiologiche degli individui catturati e dalle informazioni bibliografiche, è possibile ipotizzare che, nel periodo analizzato, il popolamento di rondini del Lago Matese sia costituito prevalentemente da individui provenienti dall'Italia centro-meridionale in preparazione alla migrazione autunnale (fasi post-riproduttiva e pre-migratoria, Rubolini *et al.,* 2002; Pilastro & Spina, 1999; Cavaliere, 2004). Sono stati rilavati i valori morfometrici standard per tutti gli individui inanellati (nella rondine per un campione di 50 ogni sera e di tutti gli adulti).

Tabella 1 - Specie e numero d'individui catturati

Specie	N° ind.	Ballerina bianca	2
Rondine	1330	Tordo bottaccio	2
Capinera	58	Cinciallegra	2
Cannareccione	29	Cincia bigia	2
Pettirosso	27	Cutrettola	1
Merlo	24	Ballerina gialla	1
Averla piccola	21	Scricciolo	1
Cannaiola	19	Forapaglie	1
Luì piccolo	5	Cannaiola verdognola	1
Verdone	4	Canapino maggiore	1
Torcicollo	3	Passera d'Italia	1
Usignolo	3	Cardellino	1
Beccafico	3	Zigolo nero	1
Pigliamosche	3	Zigolo muciatto	1
Picchio muratore	3	Tot.	1550

Su un campione di rondini adulte (età EURING 4) e giovani (età EURING 3) sono state effettuate misure biometriche (n adulti = 70; n giovani = 416). La misura della terza remigante è risultata compresa fra gli 87 e i 100 mm per i giovani e fra i 91 e i 105 mm per gli adulti (Figura 1); i riferimenti proposti da Spina *et al.* (1993) per la migrazione primaverile sulle isole tirreniche sono compresi fra 86,5 e 103 mm.

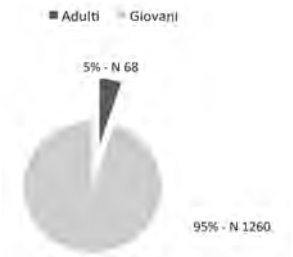


Figura 1 - Età delle rondini

Bibliografia

CAVALIERE ET AL. 2004. RELAZIONE TECNICA; FRAISSINET ET AL. 2009. PICUS 35(68): 105-123; PILASTRO A, SPINA F 1999. IN: ADAMS NJ, SLOTOW RH (EDS) 1999. PROC. 22° INT. ORNITHOL. CONGR. DURBAN, JOHANNESBURG: BIRDLIFE SOUTH AFRICA; RUBOLINI D, GARDIAZABAL A, PILASTRO A, SPINA F 2002. JOURN. AVIAN BIOL. 33: 15-22; SPINA F, MASSI A, MONTEMAGGIORI A, BACCETTI N 1993. SPRING MIGRATION ACROSS MEDITERRANEAN: GENERAL RESULTS FROM THE "PROGETTO PICCOLE ISOLE".

CENSIMENTI DEGLI UCCELLI ACQUATICI SVERNANTI NEL LAGO DI VIVERONE DAL 1979 AL 2011

STEFANO COSTA, CINZIA FIORINO, ILARIO MANFREDO & GIUSEPPE RANGHINO

Lipu Sezione Biella e Vercelli, Via Quintino Sella 16, 13836 Cossato (BI), steocost@yahoo.it

Key Words: International Waterbird Census, long term monitoring, Viverone Lake, NW Italy

Summary *The Viverone Lake is located in the northwest part of Piedmont and is one of the most important winter sites for waterbirds. Results of the International Waterbird Census for the period 1979 to 2011 are analyzed in the present work. A total of 156.770 individuals of 41 species have been counted. The most common species were* Anas platyrhynchos, Chroicocephalus ridibundus, Fulica atra and Podiceps cristatus*. Among these,* Fulica atra *and* Anas strepera *showed growing populations, while populayions of* Anas platyrhynchos *and* Aythya fuligula *are constantly decreasing. The population of* Podiceps cristatus *presented considerable fluctuations over the years with number of winter individuals that oscillated between 58 and 300.*

Il lago di Viverone, situato nel nord-ovest del Piemonte, è uno dei più importanti siti di svernamento per gli uccelli acquatici della regione.

Il lago si presenta fortemente antropizzato (con presenza di stabilimenti balneari e insediamenti urbani) nella zona orientale, mentre nella porzione occidentale, compresa nel comune di Azeglio, si riscontrano fasce di canneto a *Phragmites australis* e uno degli ultimi lembi di bosco umido planiziale del Piemonte; in particolare si segnala la presenza dei seguenti habitat comunitari: "Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior* (*Alno-Padion, Alnion incanae, Salicion albae*)" e "Laghi eutrofici naturali con vegetazione del tipo *Magnopotamion* e *Hydrocharition*". Proprio per le sue emergenze naturalistiche, tra le quali ricordiamo la presenza di ben 60 specie di uccelli di cui 17 inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli, il lago è classificato come SIC/ZPS (cod. Natura 2000: IT1110020) e IBA. Dal 1979, nel Lago di Viverone viene effettuato annualmente il censimento degli uccelli acquatici svernanti nell'ambito dell'International Waterbird Census (IWC). Questi censimenti, svolti da volontari, vengono effettuati sia da terra, sia avvalendosi di un battello che permette di monitorare anche le zone meno accessibili.Durante i censimenti svolti in questi 33 anni sono stati rilevati 156.770 uccelli acquatici con un massimo di 23.470 nel 1984, dovuto al censimento serale di Gabbiano comune *Chroicocephalus ridibundus*, e un minimo di 1520 nel 1985 (Fig.1).

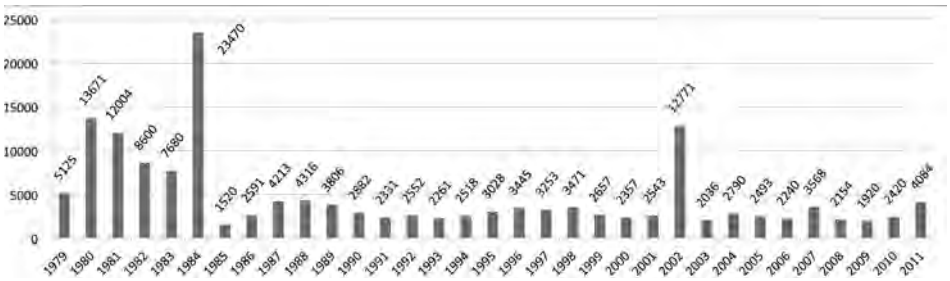


Figura 1 - Totale degli uccelli censiti annualmente.

In totale sono state osservate 41 specie, di cui sette riscontrate per un numero di anni complessivo compreso tra 33 e 25: Germano reale *Anas platyrhynchos*, Svasso maggiore *Podiceps cristatus*, Moretta Aythya fuligula, Folaga *Fulica atra*, Tuffetto *Tachybaptus ruficollis*, Moriglione *Aythya ferina*, Cormorano *Phalacrocorax carbo*; dieci specie sono state osservate tra i 24 e i 15 anni, mentre le altre svernano in modo meno regolare. Tra quelle più comuni possiamo citare: Germano reale, Gabbiano comune, Folaga e Svasso maggiore.A titolo esemplificativo vengono descritti gli andamenti numerici di cinque specie:
Anas platyrhynchos (Fig. 2): presente nei primi anni ottanta con numeri molto alti (con un massimo di 11200 individui nel 1980), ha subito una netta riduzione nel 1985 stabilizzandosi sotto i 2000 individui/anno negli anni successivi;
Fulica atra: al contrario del Germano reale, è in continua crescita, essendo una specie che si nutre di vegetazione acquatica che cresce rigogliosa nel lago a causa della massiccia eutrofizzazione;
Podiceps cristatus: soggetto a notevoli fluttuazioni con un numero di individui compreso tra 58 e 300;
Aythya fuligula: specie osservata durante tutti i censimenti di questi ultimi 33 anni, è in continuo declino passando da un massimo di 259 individui del 1986, ad un solo soggetto nel 2011;
Anas strepera: in continua crescita, come la popolazione di Folaga.

Non c'è dubbio che il lago di Viverone sia una delle aree più importanti per lo svernamento degli uccelli acquatici della Regione Piemonte, proprio per questo è importante tutelarlo sotto tutti i punti di vista. In questo senso si muovono le azioni intraprese dalla sezione LIPU di Biella e Vercelli, che da anni sorveglia questo importante sito cercando di evitare che venga compromesso.

Ringraziamenti

Ringraziamo il GPSO per la gentile concessione dei dati.

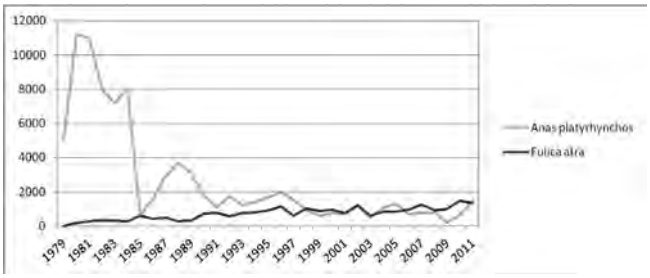


Figura 2 - Andamento numerico di Anas platyrhynchos *e* Fulica atra.

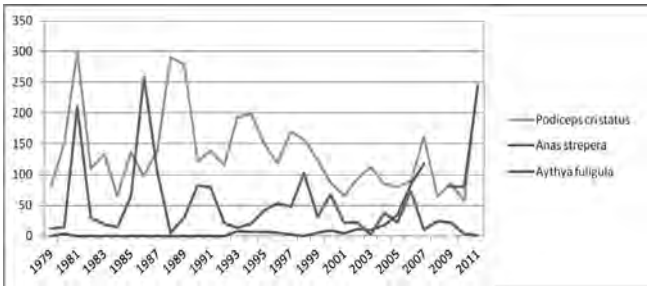


Figura 3 - Andamento numerico di Podiceps cristatus, Anas strepera *e* Aythya fuligula.

ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NELLA ZPS IT3341002 "AREE CARSICHE DELLA VENEZIA GIULIA" (2010-2013), RISULTATI DEL PRIMO ANNO

SIMONETTA CUTINI[1], GUGLIELMO LONDI[1], TOMMASO CAMPEDELLI[1], PAOLO BONAZZI[2], GIANPIERO CALVI[2], ENRICO BENUSSI[3], ALESSANDRO RUCLI[4], FABRIZIO FLORIT[4] & GUIDO TELLINI FLORENZANO[1]

[1] DREAM Italia, Via Garibaldi 3, 52015 Pratovecchio (AR), tellini@dream-italia.it; [2]Associazione FaunaViva, viale Sarca 78, 20125 Milano; [3]IMMAGINE NATURA, via della Ginnastica 73, 34142 Trieste; [4]Regione autonoma Friuli Venezia Giulia, Servizio caccia, risorse ittiche e biodiversità, Ufficio studi faunistici, via Sabbadini 31, 33100 Udine

Key Words: Carso, "landa carsica", MaxEnt, breeding bird monitoring

Summary *In 2010, the Friuli-Venezia Giulia Region funded a four-years monitoring program in order to produce the Breeding Bird Atlas of the SPA IT3341002 "Aree carsiche della Venezia Giulia". The monitoring program provides information on breeding bird distributions and, for those species of conservation concern, a deepening in knowledge of their breeding ecology. The study area was divided in 214 census units (1 x 1 km) each visited once per year. The first year results confirm the ornithological peculiarity of this area, in which are hosted species of different biomes. For example, there are typical Mediterranean species, such as* Sylvia melanocephala, Sylvia cantillans *and* Monticola solitarius*, and Continental species, such as* Emberiza citrinella, Lophophanes cristatus *and* Cinclus cinclus*. Our preliminary results point out the importance of conserving the last areas of the Karst plateau, which holds many species, including some of conservation concern. Moreover, in the pine forest are hosted species of conservation concern, such as* Dryocopus martius*, that breeds here with 15-20 pairs.*

A partire dalla stagione 2010, la Regione Friuli Venezia Giulia ha finanziato il progetto Atlante degli Uccelli Nidificanti nella ZPS IT3341002 "Aree carsiche della Venezia Giulia" della durata di quattro anni. L'area, che comprende il Carso triestino e goriziano, è suddivisa in 234 celle di 1x1 km; le Unità di Campionamento (UC), con l'accorpamento di alcune celle che interessano la ZPS solo in maniera marginale, sono 214.

Il metodo standard per la raccolta dei dati è quello dei transetti (liste di McKinnon, McKinnon, 1990); in ognuno dei quattro anni è prevista la visita di ciascuna UC. Per gli uccelli notturni i rilievi sono condotti con la tecnica del playback. Le aree e gli habitat di maggiore interesse (ad esempio scogliere, pareti, zone umide) sono inoltre visitate più volte allo scopo di rinvenire anche specie rare e difficilmente contattabili con metodi standard. Le specie di maggiore interesse conservazionistico ed altre di interesse locale o gestionale sono oggetto di studi più approfonditi che comprendono la raccolta di osservazioni su aspetti dell'ecologia e della biologia riproduttiva.

Per ciascuna specie abbiamo costruito un modello ecologico utilizzando MaxEnt (Phillips *et al.*, 2006, Phillips & Dudík, 2008), un metodo che, confrontando le informazioni ambientali disponibili per i punti di presenza della specie con quelle dell'intero territorio (punti "background"), restituisce una distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio per la specie stessa. MaxEnt permette l'impiego di dati raccolti anche in maniera non standardizzata e sembra particolarmente efficiente ed affidabile anche con campioni di numerosità limitata (Elith *et al.*, 2006) e risulta quindi particolarmente utili per le specie rare. Il software fornisce come output, oltre alla distribuzione spaziale dell'idoneità, il contributo percentuale di ogni variabile al modello e il tipo di relazione di ciascuna

di queste. I modelli sono stati costruiti utilizzando come variabili ambientali le informazioni derivate dalla Carta degli Habitat della ZPS e, per le variabili a più ampia scala dalla Carta dell'Uso del Suolo regionale). I risultati dei modelli elaborati e la loro esplicitazione spaziale permetteranno anche di indirizzare le ricerche negli anni successivi.

In questa sede presentiamo i risultati del primo anno di rilievi: in totale nel 2010 abbiamo raccolto oltre 12000 dati, in quasi 400 uscite; le specie rilevate sono oltre 120 delle quali 96 si possono considerare nidificanti nell'area (32 certe, 8 probabili, 56 possibili). La specie più comune è *Fringilla coelebs* (oltre 2100 contatti, in 199 UC) seguita da *Turdus merula* (oltre 1600 contatti in 200 UC), *Sylvia atricapilla* (oltre 1300 contatti in 198 UC) e *Parus major* (oltre 1100 contatti in 195 UC).

Tra le specie di interesse conservazionistico nidificano nella ZPS *Pernis apivorus*, *Falco peregrinus*, *Bubo bubo*, *Caprimulgus europaeus*, *Picus canus*, *Dryocopus martius*, *Lullula arborea*, *Anthus campestris*, *Lanius collurio*. Peculiare della ZPS è l'abbondanza di alcune specie come *Coccothraustes coccothraustes* (oltre 130 contatti in 77 UC) o *Emberiza cia* (oltre 130 contatti in 60 UC) e la compresenza in spazi ridotti di specie tipiche di climi freschi e temperati come *Emberiza citrinella* o *Cinclus cinclus* e altre di clima mediterraneo come *Sylvia cantillans*, *Sylvia melanocephala* o *Monticola solitarius*.

Le analisi ecologiche hanno riguardato in questo primo anno, le specie di interesse conservazionistico *Falco peregrinus*, *Dryocopus martius*, *Lullula arborea*, *Lanius collurio* per le quali era disponibile un numero di localizzazioni sufficiente ed inoltre *Hirundo rustica*, *Sylvia melanocephala*, *Sylvia communis*, *Lophophanes cristatus*. I modelli, analizzati nel loro complesso, permettono alcune considerazioni generali, anche in ottica gestionale.

Una prima considerazione riguarda la "landa", habitat di estrema importanza per molte specie, in particolare, tra quelle analizzate, per *Lullula arborea* e *Lanius collurio* ma anche altre come *Sylvia communis* e *Hippolais poliglotta*; si tratta di un habitat importante anche per altre specie rare a livello locale come *Emberiza citrinella*, e di elevato valore conservazionistico come *Anthus campestris o Alauda arvensis*, ed in continuo regresso.

La sostituzione della landa, oramai confinata in pochissime zone, con la boscaglia carsica, ad oggi la tipologia ambientale più estesa, avvenuta in tempi piuttosto recenti a causa della scomparsa delle attività zootecniche tradizionali, non ha determinato un incremento significativo nelle specie forestali, almeno per quelle di maggior interesse, che risultano invece strettamente legate alle formazioni più mature.

In questo ambito rivestono una certa importanza le pinete (*Pinus nigra*) in generale, non solo per quanto concerne specie strettamente legate alle conifere, come *Lophophanes cristatus* e *Periparus ater* , ma anche ad esempio per *Dryocopus martius,* che con almeno 15-20 coppie ha mostrato negli ultimi anni un continuo e importante incremento. Sempre per quanto riguarda le specie forestali, da segnalare anche il recente incremento di *Picus canus* e di *Dendrocopos minor*, diffusi soprattutto nella parte meridionale della ZPS e in alcune aree di confine con la Slovenia (es. Monte Lanaro), dove infatti sono concentrati i pochi boschi di caducifoglie più maturi e meglio strutturati.

Bibliografia

MACKINNON J 1990. GADJAH MADA UNIVERSITY PRESS, YOGYAKARTA. PHILLIPS SJ ET AL. 2006. ECOLOGICAL MODELLING 190: 231-259. PHILLIPS SJ, DUDÍK M 2008. ECOGRAPHY 31: 161-175. ELITH J ET AL. 2006. ECOGRAPHY 29: 129–151.

CENSIMENTO DELL'AVIFAUNA IN 10 SITI DELLA RETE NATURA 2000 IN MOLISE. PRIMI RISULTATI

LORENZO DE LISIO[1], MARCO CARAFA[2], ANDREA CORSO[3], DAVIDE DE ROSA[4], MIRKO DI MARZIO[5], CARLO FRACASSO[6] & ANNA LOY[1]

[1] Dip S.T.A.T Università del Molise, 86090 Pesche (IS), lorenzo.delisio@fastwebnet.it; [2]CESNAM, Via De Gasperi 50, Termoli (CB); [3]via Camastra 10, 96100 Siracusa; [4]Ardea ONLUS, via Ventilabro 6, 80126 Napoli; [5]via Roma, 68, 66010 Torrevecchia Teatina (CH); [6]Via di Sopra n°19, 86018 Toro (CB).

Key Words: Natura 2000, Molise, birds

Summary *Ten SACs/SPAs were monitored between 2009 and 2011, within the the management plan process for the Natura 2000 Network in Molise (southern Italy). Breeding, wintering and migration periods were covered to update the data on bird communities. A total of 229 species were recorded, of which 129 were breeding. Night Heron, Red-rumped Swallow and Crossbill were found breeding for the first time in the Region. Slavonian Grebe, Great Black-backed Gull, Caspian Gull, Red-breasted Flycatcher, Snow Bunting, and Pine Bunting were observed for the first time. Among scarce or localised breeding and migrant species, we confirmed Collared Flycatcher as breeder, recorded new breeding sites for the Treecreper and a high density of breeding pairs of Tawny Pipit. A relevant issue was the discovering of a mixed syntopic breeding colony of Spanish and Italian Sparrows, for which further study are advisable.*

Il monitoraggio dell'avifauna di 10 SIC/ZPS del Molise è stato realizzato dal 2009 al 2011 nell'ambito dei monitoraggi finalizzati alla stesura dei Piani di gestione dei siti della Rete Natura 2000 regionale. I censimenti sono stati effettuati nei periodi di svernamento, migrazione e nidificazione nella maggior parte delle tipologie ambientali della Regione Moliseutilizzando punti d'ascolto (I.P.A.) conformi al Progetto MITO per i nidificanti; il protocollo standard dell'IWC per gli svernanti acquatici , punti d'ascolto e *visual count* per le altre specie svernanti e *visual count* per i migratori . Sono state censite 228 specie: 133 nidificanti, 2 nidificanti probabili e 93 migratrici e/o svernanti. La preponderanza di nidificanti sul totale delle specie (59,2%) indica un'elevata biodiversità e valore protezionistico dei SIC/ZPS studiati. Sono state contattate 52 specie d'interesse comunitario, di cui 4 prioritarie (Tarabuso, Moretta tabaccata, Lanario e Grillaio). E' stata accertata per la prima volta in Molise la nidificazione di Nitticora (2 cp), Rondine rossiccia (1-2 cpp) e Crociere (numero di cp non valutato). In particolare, la Rondine rossiccia si è riprodotta all'altitudine record di 887 m slm per due anni consecutivi (Brichetti & Fracasso, 2007). Nei SIC/ZPS montani è da rilevare la presenza della Balia dal collare e del Rampichino alpestre in grandi faggete mature. I dati hanno permesso l'aggiornamento della distribuzione di alcune specie, tra cui lo Zigolo capinero (due nuove siti di nidificazione). Trai migratori e/o svernanti, sono segnalati per la prima volta in Molise: Svasso cornuto (Foce Biferno 24/01/2011), Mugnaiaccio (San Massimo 18/09/2010), Gabbiano reale pontico (numerose osservazioni in 3 SIC), Pigliamosche pettirosso (Bonefro 29/09/2009), Zigolo delle nevi (Foce Saccione 01/2010), Zigolo golarossa (Sorgente di Capo Volturno 11/01/2010). Rilevante la presenza della Ghiandaia marina nei SIC del basso Molise, di Lanario (4 cpp.), Nibbio reale (8-12 cpp.) e Calandro (numero di cp non valutato) nei siti montani. La Gru ha mostrato un consistente flusso migratorio autunnale lungo la direttrice nord-est sud-ovest, mentre alcuni individui (max 12) hanno svernato nel SIC IT7212126 Pantano Zittola – Feudo Val Cocchiara. Al di fuori dei SIC/ZPS è stata inoltre rilevata la presenza della

Cincia bigia alpestre in periodo invernale (Sessano 26/01/2011)e di due maschi adulti di Passera oltremontana in periodo riproduttivo (Frosolone (IS) 03/2008 e Monacilioni (CB) 07/2010). Di notevole interesse è la scoperta, di una consistente colonia di Passera sarda *Passer hispaniolensis* in sintopia con Passera d'Italia *Passer italiae* nel SIC IT7228230 "Lago di Guardialfiera- Foce F.Biferno. Per finire, l'osservazione in giugno 2011 di 2 indd. di Piviere tortolino in quota sul Matese suggerisce la possibile riproduzione nell'area.

*Tabella 1 - Elenco delle specie segnalate nelle aree indagate nel corso dei monitoraggi 2009-2011. *Specie incluse nell'all. 1 della Dir CE 79/409. Le fenologie sono tratte da Battista* et al. *(1998).*

Specie	Fenol.	Specie	Fenol.	Specie	Fenol.	Specie	Fenol.
Tachybaptus r. ruficollis	SB, M reg, W	*Phasianus colchicus*	SB Intro-dotto.	*Caprimulgus europaeus**	M reg, B	*Sylvia atricapilla*	SB, M reg, W
Podiceps cristatus	SB, M reg, W	*Rallus a. aquaticus*	SB, M reg, W	*Apus apus*	M reg, B	*Phylloscopus bonelli*	M reg, B
*Podiceps auritus**	A1	*Gallinula chloropus*	SB, M reg, W	*Apus pallidus*	M reg, B?	*Phylloscopus sibilatrix*	M reg, B
Podiceps nigricollis	W, M reg,	*Fulica atra*	SB, M reg, W	*Alcedo atthis**	SB, M reg, W	*Phylloscopus collybita*	SB par, M reg, W
Calonectris diomedea	M irr	*Grus grus**	M reg	*Merops apiaster*	M reg, B	*Phylloscopus trochilus*	M reg
Morus bassanus	M reg, W reg	*Phoenicopte-rus roseus**	A1	*Coracias garrulus**	M reg, B	*Regulus regulus*	SB, M reg, W
Phalacrocorax carbo	M reg, W	*Haematopus ostralegus*	M reg	*Upupa epops*	M reg, B, W par	*Regulus ignicapillus*	SB, M reg, W
*Phalacrocorax aristotelis**	W irr	*Himantopus himantopus**	M reg, B	*Picus viridis*	SB	*Muscicapa striata*	M reg, B
*Botaurus stellaris**	M reg, W reg	*Recurvirostra avosetta**	M reg W irr	*Dendrocopos major*	SB	*Ficedula parva**	A-1
*Ixobrycus minutu*s*	M reg, B	*Charadrius dubius curonicus*	B, M reg	*Dendrocopos minor*	SB, M par	*Ficedula albicollis**	M reg, B
*Nycticorax nyctycorax**	M reg, B	*Charadrius hiaticula*	M reg	*Jinx torquilla*	M reg, B	*Panurus biarmicus*	M irr
*Ardeola ralloides**	M reg	*Charadrius alexandrinus**	B, M reg, W par	*Melano-corypha calandra**	M reg, B,W irr	*Aegithalos caudatus*	SB, M par, W

Bubulcus ibis	M reg	*Charadrius morinellus**	M reg	*Calandrella brachy-dactyla**	M reg, B	*Poecile palustris*	SB, M par, W
*Egretta garzetta**	M reg,W par, E	*Pluvialis apricaria**	M reg, W	*Galerida cristata*	SB, M par, W par	*Poecile montanus*	SB?
*Casmerodius albus**	M reg, W reg	*Pluvialis squatarola*	M reg, W irr	*Lullula arborea**	SB, M reg, W par	*Periparus ater*	SB, M par, W
Ardea cinerea	S, M reg, W	*Arenaria interpes*	M irr	*Alauda arversis*	SB, M reg, W	*Cyanistes caeruleus*	SB, M par, W
*Ardea purpurea**	M reg, W irr	*Vanellus vanellus*	M reg, W	*Riparia riparia*	M reg	*Parus major*	SB, M par, W
*Platalea leucorodia**	M reg	*Calidris alba*	M reg, W irr	*Ptyonoprogne rupestris*	M reg, B, W par	*Sitta europaea*	SB, M par, W
Cygnus olor	A	*Calidris minuta*	M reg, W	*Hirundo rustica*	M reg, B, W par	*Certhia familiaris*	SB
Tadorna tadorna	M reg, W irr	*Calidris temminckii*	M irr	*Cecropis daurica*	B, M reg	*Certhia brachydactyla*	SB, M reg, W
Anas penelope	M reg, W	*Calidris ferruginea*	M reg	*Delichon urbicum*	M reg, B	*Remiz pendulinus*	SB, M reg, W
Anas strepera	M reg, W	*Calidris alpina*	M reg	*Anthus campestris*	M reg, B	*Oriolus oriolus*	M reg, B
Anas crecca	M reg, W	*Philomachus pugnax**	M reg	*Anthus trivalis*	M reg, B	*Lanius collurio**	M reg, B
Anas platyrhynchos	SB, M reg, W	*Gallinago gallinago*	M reg, W	*Anthus pratensis*	M reg, W	*Lanius minor**	M reg, B
Anas acuta	M reg, W	*Gallinago media*	M reg	*Anthus cervinus*	M irr, W irr	*Lanius excubitor*	M reg, W par
Anas querquedula	M reg	*Numenius arquata*	M reg, W reg	*Anthus spinoletta*	B, M reg, W	*Lanius senator*	M reg, B
Anas clypeata	M reg, W reg	*Numenius phaeopus*	M reg, W	*Motacilla flava ssp*	M reg, B irr	*Garrulus glandarius*	SB, M par, W
Aythya ferina	M reg, W	*Tringa erythropus*	M reg, W irr	*Motacilla cinerea*	SB, M reg, W	*Pica pica*	SB

*Aythya nyroca**	M reg, W	*Tringa totanus*	M reg, W	*Motacilla alba*	SB, M reg, W	*Pyrrhocorax pyrrhocorax**	SB
Aythya fuligula	M reg, W	*Tringa nebularia*	M reg	*Cinclus cinclus*	SB	*Corvus monedula*	SB, M par, W
Someteria mollissima	M irr, W irr	*Tringa ochropus*	M reg, W	*Troglodytes troglodytes*	SB, M reg, W	*Corvus frugilegus*	M reg, W
Melanitta nigra	M irr, W irr	*Tringa glareola**	M reg	*Prunella modularis*	W, M reg, B	*Corvus cornix*	SB, M reg, W
*Mergus serrator**	M reg, W irr	*Actitis hypoleucos*	B, M reg, W reg	*Erithacus rubecula*	SB, M reg, W	*Corvus corax*	SB
*Pernis apivorus**	M reg, B	*Limosa limosa*	M reg	*Luscinia megarhynchos*	M reg, B	*Sturnus vulgaris*	SB, M reg, W
*Milvus migrans**	M reg, B	*Larus melanocephalus**	M reg, W	*Phoenicurus ochruros*	SB, M reg, W	*Passer italiae*	SB
*Milvus milvus**	SB, M reg, W par	*Hydrocoloeus minutus**	M reg, W irr	*Phoenicurus phoenicurus*	M reg, B	*Passer hispaniolensis*	SB, M par
*Gyps fulvus**	A-4	*Chroicocephalus ridibundus*	M reg, W	*Saxicola rubetra*	M reg, B	*Passer montanus*	SB, M par
*Circaetus gallicus**	M reg, B	*Larus canus*	M reg, W irr	*Saxicola torquatus*	SB, M reg, W	*Petronia petronia*	SB, M par, W par
*Circus aeruginosus**	M reg, W	*Larus fuscus*	M reg, W	*Oenanthe oenanthe*	M reg, B	*Fringilla coelebs*	SB, M reg, W
*Circus cyaneus**	M reg, W	*Larus marinus*	A1	*Oenanthe hispanica*	M reg, B	*Fringilla montifringilla*	M reg, W
*Circus macrourus**	A	*Larus argentatus*	M irr, W irr	*Monticola saxatilis*	M reg, B	*Serinus serinus*	SB, M par
*Circus pygargus**	M reg	*Larus michahellis*	M reg, W	*Monticola solitarius*	SB, M reg, W par	*Carduelis chloris*	SB, M reg, W par
Accipiter gentilis	SB	*Larus cachinnans*	M reg, W	*Turdus merula*	SB, M reg, W	*Carduelis carduelis*	SB, M reg, W
Accipiter nisus	SB, M reg, W	*Sterna sandvicensis**	M reg, W	*Turdus pilaris*	M reg, W	*Carduelis spinus*	M reg, W

Buteo buteo	SB, M reg, W	*Sterna caspia**	M reg	*Turdus philomelos*	M reg, B, W	*Carduelis cannabina*	SB, M reg, W
*Buteo rufinus**	A-2	*Sternula albifrons*	M reg	*Turdus iliacus*	M reg, W	*Loxia urvirostra*	SB, M irr, W irr
*Aquila chrysaetos**	SB	*Chlidonias niger**	M irr	*Turdus viscivorus*	SB, M reg, W	*Pyrrhula pyrrhula*	SB, M par, W par
*Pandion haliaetus**	M reg, W par	*Columba livia* var. *domestica*	SB	*Cettia cetti*	SB, M, W	*Coccothraustes coccothraustes*	M reg, W, B
*Falco naumanni**	M reg	*Columba palumbus*	SB, M reg, W	*Cisticola juncidis*	SB	*Plectrophenax nivalis*	A-1
Falco tinnunculus	SB, M reg, W	*Streptopelia decaocto*	SB, M irr	*Acrocephalus melanopogon*	M reg, W reg	*Emberiza leucocephalos*	A-1
*Falco vespertinus**	M reg	*Streptopelia turtur*	M reg, B	*Acrocephalus scirpaceus*	M reg, B	*Emberiza citrinella*	SB, M, W par
*Falco columbarius aesalon**	M reg, W	*Cuculus canorus*	M reg, B	*Acrocephalus arundinaceus*	M reg, B	*Emberiza cirlus*	SB, M reg, W
Falco subbuteo	M reg, B	*Tyto alba*	SB, M par	*Hippolais polyglotta*	M reg, B	*Emberiza cia*	SB, M reg, W
*Falco eleonorae**	M irr	*Otus scops*	M reg, W irr, B	*Sylvia conspicillata*	M reg, B	*Emberiza hortulana*	M reg, B
*Falco biarmicus feldeggii**	SB	*Athene noctua*	SB	*Sylvia cantillans*	M reg, B	*Emberiza schoeniclus*	SB par, M reg, W
*Falco peregrinus**	SB, M reg, W	*Strix aluco*	SB, M par (?)	*Sylvia melanocephala*	SB, M reg, W par	*Emberiza melanocephala*	B, M irr
Coturnix coturnix	B, M reg, W par	*Asio otus*	M reg, W, B	*Sylvia c ommunis*	M reg, B	*Emberiza calandra*	SB, M reg, W

Ringraziamenti

Studio realizzato nell'ambito di una convenzione stipulata tra la Regione Molise e la Unione Zoologica Italiana per la realizzazione dei Piani di Gestione dei Siti Natura 2000.

Bibliografia

BATTISTA G, DE LISIO L, CARAFA M, COLONNA N 1998. RIV. ITAL. ORN., MILANO 68(1): 11-26.

BRICHETTI P & FRACASSO G 2007. ORNITOLOGIA ITALIANA. VOL. 4 APODIDAE-PRUNELLIDAE. OASI ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA.

STATUS E DISTRIBUZIONE DEI RAPACI DIURNI IN DIECI SITI DELLA RETE NATURA 2000 IN MOLISE

DAVIDE DE ROSA[1], MARCO CARAFA[2], ANDREA CORSO[3], LORENZO DE LISIO[4], MIRKO DI MARZIO[5] & CARLO FRACASSO[6]

[1]Ardea Onlus, Via Ventilabro 6, 80126 Napoli, derosadavide@yahoo.it; [2]CESNAM, Via De Gasperi 50, Termoli (CB); [3]via Camastra 10, 96100 Siracusa; [4]Dip. S.T.A.T. - Università degli Studi del Molise, C.da Fonte Lappone, 86090 Pesche (IS); [5]via Roma, 68, 66010 Torrevecchia Teatina (CH); [6]Via di Sopra n°19, 86018 Toro (CB)

Key words: Natura 2000 Network, raptors, Molise

Summary *Birds of ten SACs/SPAs were studied between 2009 and 2011, within the framework of the convention of UZI and Molise Region aiming at drafting the management plan of Natura 2000 Network sites. Birds of prey were particularly studied. All the known breeding sites were checked, and new potentially suitable areas as well. A survey to identify the migration flyway and the wintering areas was additionally undertaken. Birds of prey were detected in 9 out of 10 visited sites: 23 species were recorded in total, 11 of which breeding, 10 migrant and 2 wintering. Five of them are new for the SCI/SPA where they were observed. The most interesting data are: the observation of Griffon Vultures coming from the re-introduced colony of Velino-Sirente, 2 records of Long-legged Buzzard, 5 records of Pallid Harrier, sightings of Eleonora's Falcon and Lesser Kestrel. Interesting breeding data include: 4 pairs of Lanner (which has a negative trend), 8-12 pairs of Red Kite (stable trend), 4-6 pairs of Black Kite (stable trend), 3-6 pairs of Short-toed Eagle (positive trend). The Goshawk was proven to be a more widespread species than previously thought.*

L'area di studio è rappresentata da dieci siti della Rete Natura 2000 in Molise: SIC/ZPS IT7222287 "La Gallinola - Monte Miletto - Monti del Matese", ZPS IT7228230 "Lago di Guardialfiera - Foce Fiume Biferno", SIC IT7212126 "Pantano Zittola - Feudo Valcocchiara", SIC IT7222217 "Foce Saccione - Bonifica Ramitelli", SIC IT7228221 "Foce Trigno - Marina di Petacciato", SIC/ZPS IT7222124 "Vallone Santa Maria", SIC IT7212130 " Bosco la Difesa – Colle Lucina – La Romana", SIC IT7222295 "Monte Vairano", SIC IT7222125 "Rocca Monforte", SIC/ZPS IT7211115 "Pineta di Isernia". Quasi tutte le tipologie ambientali della Regione Molise sono rappresentate; dalle faggete e i prati altitudinali sino alla costa bassa e sabbiosa. Lo studio ha avuto luogo nel periodo compreso tra agosto 2009 e settembre 2011. Per i rilievi sono state utilizzate le metodologie standard del transetto e del punto fisso alto di osservazione. Inoltre, per le specie rupicole, sono state svolte indagini mirate tramite l'individuazione dei siti idonei all'interno dell'area di studio (pareti rocciose, gole, calanchi, ecc). Tutti i dati raccolti, sono stati confrontati con quanto riportato nei formulari standard dei siti Rete Natura 2000. Sono state censite 24 specie: 11 nidificanti (Nibbio reale, Nibbio bruno, Sparviere, Astore, Falco pecchiaiolo, Poiana, Biancone, Lodolaio, Gheppio, Falco pellegrino, Lanario), 10 migratrici o erratiche (Grifone, Falco di palude, Albanella minore, Albanella pallida, Poiana calzata, Poiana codabianca, Falco pescatore, Aquila reale, Falco cuculo, Grillaio, Falco della regina) e 2 svernanti (Albanella reale, Smeriglio). Delle specie osservate, 17 sono inserite nell'Allegato I della Direttiva 79/409 CEE di cui 2 (Lanario e Grillaio) sono prioritarie. Si riportano commenti sulle specie di maggiore interesse protezionistico e/o rare nella regione:

- Falco pecchiaiolo: stimate 10-15 cpp presente come nidificante nei siti "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese", "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno", "Pantano Zit-

tola - Feudo Valcocchiara", "Vallone Santa Maria", " Bosco la difesa – Colle Lucina – La Romana"e "Monte Vairano". Grazie all'indagine è stato possibile accertare la nidificazione in 3 nuovi siti della Rete Natura 2000.

- Nibbio bruno: stimate 4-6 cpp. nei siti "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno" e "Vallone Santa Maria". All'interno di quest'ultima area è presente un dormitorio di <30 indd nel periodo migratorio.
- Nibbio reale: stimate 8-12 cpp. nei siti "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno", "Vallone Santa Maria", " Bosco la Difesa – Colle Lucina – La Romana" e "Pantano Zittola - Feudo Valcocchiara". Durante lo svernamento è stato accertato che il sito del dormitorio presente nel sito "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno", a seguito della chiusura della vicina discarica, è stato abbandonato a favore di un altro sito al di fuori, che si trova vicino a una discarica ancora attiva. Il numero massimo di individui contattati è stato di 23 il 15 febbraio 2011.
- Grifone: di recente comparsa nel sito "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese" con individui erratici provenienti dalla colonia del Velino Sirente.
- Biancone: stimate 5-8 cpp. nei siti "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese", "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno", "Pantano Zittola - Feudo Valcocchiara", "Vallone Santa Maria" e " Bosco la Difesa – Colle Lucina – La Romana". Rispetto a quanto noto in precedenza, la specie risulta nuova in quattro siti su cinque.
- Albanella **reale**: svernante regolare con pochi individui (1-3) nei siti "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno" e "Foce Trigno - Marina di Petacciato".
- Albanella minore: migratore scarso ma regolare. Osservato in tutte le aree indagate.
- Albanella pallida: durante i tre anni di rilievo sono stati osservati 5 individui (2 juv e 3 ad.), tutti in aprile – maggio e nel sito "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno".
- Astore: stimate 3-5 cpp. nel sito "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese" e 1 cp. nel sito "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno". Tutte le ccp. individuate non erano note.
- Poiana codabianca: 2 individui osservati il 7/06/2010 e 1 individuo il 23/06/2011 presso il sito "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno". Sono solo 6, con queste, le segnalazioni regionali.
- Poiana calzata: 1 ad. è stato osservato il 15/04/2010 alla Foce del F. Biferno; terza segnalazione per la regione.
- Aquila reale: indd. del versante campano del Matese, sono stati osservati di frequente in caccia anche lungo il versante molisano ricadente all'interno del sito "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese".
- Falco pescatore: migratore scarso ma regolare nei siti "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno", "Foce Saccione - Bonifica Ramitelli" e "Foce Trigno - Marina di Petacciato".
- Grillaio: migratore regolare nei due periodi, la maggior parte delle osservazioni sono state effettuate nei siti "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno" e "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese".
- Smeriglio: svernante regolare, localizzato nelle zone umide costiere dei siti "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno" e "Foce Trigno - Marina di Petacciato". Due individui sono stati avvistati anche nel sito "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese".
- Falco della regina: migratore scarso, ma regolare. La specie è stata osservata nei siti "Lago di Guardialfiera-Foce Fiume Biferno", "La Gallinola-Monte Miletto-Monti del Matese" e

"Foce Trigno - Marina di Petacciato".

- Lanario: la specie mostra un trend negativo rispetto ai dati storici (Battista *et al.*, 1995; Battista *et al.*, 1996; De Lisio *et al.*, 2004; De Lisio *et al.*, 2006a; De Lisio *et al.*, 2006b) e nelle zone indagate è presente con sole 4 cpp., 3 delle quali in un'unica ZPS.
- Falco pellegrino: presente con 3 cpp. in due siti. Di queste, due risultano nuove avendo sostituito al sito di nidificazione il Lanario. La specie risulta in aumento su tutto il territorio regionale (Battista *et al.*, 1996; De Lisio *et al.*, 2004; De Lisio *et al.*, 2006b).

Ringraziamenti

Studio realizzato nell'ambito di una convenzione stipulata tra la Regione Molise e la Unione Zoologica Italiana per la realizzazione dei Piani di Gestione dei Siti Natura 2000.

Bibliografia

BATTISTA G, DE LISIO L, CARAFA M, COLONNA N, DARDES G 1995. RIV. ITAL. ORN. 65(1): 71-73; BATTISTA G, DE LISIO L, CARAFA M, COLONNA N 1996. UCCELLI D'ITALIA XXI: 17-20; DE LISIO L, LOY A, RAIA P, DI PADUA D 2006°. 67° CONGRESSO NAZIONALE DELL'UNIONE ZOOLOGICA ITALIANA. NAPOLI 12-15 SETTEMBRE 2006; DE LISIO L, CARAFA M, ANTONUCCI A 2006B. ATTI DEL CONVEGNO: "I RAPACI DEL MATESE. GESTIONE E CONSERVAZIONE", CAMPOCHIARO (CB); DE LISIO L, ALLAVENA S, CARAFA M, COLONNA N 2004. ATTI DEL CONVEGNO: "AQUILA REALE, LANARIO E PELLEGRINO NELL'ITALIA PENINSULARE", SERRA S. QUIRICO (AN).

BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DI CINCIARELLA, CINCIALLEGRA E CINCIA BIGIA NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE E OASI WWF GOLE DEL SAGITTARIO, ITALIA CENTRALE

AUGUSTO DE SANCTIS[1], YVAN BOUROULLEC[2], MARIE PARACHOUT[2], FLAVIA RANALLI[2], SUSANA TAPIA[2] & MARIE THIBERVILLE[2]

[1]Istituto Abruzzese Aree Protette WWF, via D'Annunzio 68, 65100 Pescara, a.desanctis@wwf.it;
[2]Riserva Naturale Regionale e Oasi WWF "Gole del Sagittario", Anversa degli Abruzzi (AQ)

Key Words: Abruzzo, breeding biology, nestboxes, Great Tit, Blue Tit, Marsh Tit

Summary *The breeding biology of the Great Tit, the Blue Tit and the Marsh Tit was studied at the Sagittario Gorge Reserve (Central Appennines, Italy) using 118 standard concrete nestboxes.*

Nelle Oasi del WWF in Abruzzo è stato avviato un programma di ricerca sulla presenza di contaminanti nelle cince. In una di queste aree è stato realizzato uno studio preliminare sulla biologia riproduttiva in considerazione della scarsità di dati pregressi sulla biologia riproduttiva delle diverse specie nella regione. L'obiettivo del progetto era quello di ottenere un campione sufficiente di covate su cui condurre studi relativi alla contaminazione da pesticidi, IPA ecc. Il presente studio, condotto nel 2009, è stato propedeutico alla raccolta dei campioni avvenuta nel 2010. Nel 2009 i nidi sono stati controllati con cadenza settimanale tra aprile e luglio per registrare i principali parametri riproduttivi e per inanellare i pulli. La Riserva naturale e oasi WWF Gole del Sagittario, Anversa degli Abruzzi (AQ), si estende per 400 ettari tra i 500 e i 1500 metri di quota. E' caratterizzata a una profonda gola scavata al Fiume Sagittario. Gli ambienti che caratterizzano l'area sono i seguenti: bosco ripariale a *Salix alba*; bosco mesofilo di fondovalle a predominanza di *Acer* spp.; faggeta; praterie primarie in quota; praterie secondarie xeriche; vegetazione di versanti rocciosi; rimboschimenti a *Pinus nigra*. L'area è classificata quale Sito della rete Natura2000. Alla fine dell'inverno sono stati posizionati 118 nidi artificiali in cemento-segatura lungo un transetto di circa 5 km lungo il fiume Sagittario, all'interno dell'area protetta. I nidi, con diametro del foro d'ingresso di 3,2 cm, erano spaziati ogni 50 metri circa ad un'altezza variabile tra 1,70 e 5 m dal suolo ed ad una quota tra 50 e 800 metri s.l.m. L'ambiente varia in base alla quota e alla distanza dal fiume ed è costituito, da quattro tipologie vegetazionali: bosco ripariale con dominanza di Salice bianco; bosco mesofilo con Orniello, Acero di monte e Acero campestre; orno-ostrieto e rimboschimento a Pino nero. Attorno ai nidi in un plot circolare di 10 metri di raggio sono state misurate numerose variabili ambientali (come, ad esempio, altezza degli alberi, copertura vegetale di ogni strato). Il 59% dei nidi è stato occupato per almeno un tentativo di riproduzione, con 55 coppie appartenenti a 3 specie, Cinciarella, Cinciallegra e Cincia bigia (Tab.1). Il 15% delle coppie di Cinciarella e il 55% delle coppie di Cinciallegra hanno deposto una seconda covata. Il primo uovo è stato deposto in media il 9 aprile nella Cinciarella, il 15 aprile nella Cinciallegra e il 20 aprile nella Cincia bigia (Tab.2). Per quest'ultima specie in un caso si è registrata una terza covata. La Tab.3 riporta i principali parametri riproduttivi. Il tasso di schiusa e il tasso d'involo per la prima covata sono stati rispettivamente di 0,958 e 0,943 per la Cinciarella, di 0,981 e 0,964 per la Cinciallegra e di 0,944 e 0,940 per la Cincia bigia. I principali parametri riproduttivi sono indicati nelle tabelle. Un'analisi preliminare sulle caratteristiche ambientali attorno ai nidi ha evidenziato differenze significative nell'abbondanza di alberi nel plot di 10 metri (Kruskal-Wallis ANOVA, $p<0,01$). La Cincia bigia ha occupato nidi in aree con maggiore densità di alberi, seguita dalla cinciarella e dalla cinciallegra. Il tasso di occupazione è risultato piuttosto elevato rispetto agli studi condotti in ambienti appenninici (Premuda & Bedonni, 2009) mentre i parametri di biologia riproduttiva (fenologia, successo riproduttivo

ecc.) sono in linea con quanto noto in bibliografia (Bellavita & Sorace 1991, 1994). I dati raccolti hanno consentito di indirizzare la ricerca sui contaminanti permettendo la raccolta, nel 2010, di un numero di campioni biologici sufficienti ai fini della descrizione della situazione di contaminazione di Cinciarella e Cinciallegra.

Tabella 1 - Occupazione delle cassette nido

Totale nidi	Nidi utilizzati	Totale coppie	Coppie cinciarella	Coppie cinciallegra	Coppie cincia bigia	
118	70	55	27	18	10	Prima covata
			4	10	0	Seconda covata
			0	1	0	Terza covata

Tabella 2 - Fenologia della riproduzione delle tre specie

Fenologia				
		cinciarella	cinciallegra	cincia bigia
prima covata	data 1°uovo	09/04 (04/04-04/05)	15/04 (04/04-28/05)	20/04 (09/04-20/05)
	inizio incubazione	18/04 (14/04-10/05)	20/04 (09/04-04/06)	23/04 (16/04-24/05)
	data schiusa	02/05 (28/04-11/05)	30/04 (20/04-12/06)	06/05 (29/04-21/05)
	periodo incubazione	15 (13-19)	12 (10-18)	18 (14-19)
	nestling period	23,4 (20-28)	19 (15-25)	21 (18-25)
seconda covata	data 1°uovo	25/05 (12/05-31/05)	18/05 (12/05-06/06)	
	inizio incubazione	29/05 (17/05-05/06)	20/05 (15/05-04/06)	
	data schiusa	09/06 (10/06-29/05)	05/06 (27/05-21/06)	
	periodo incubazione	14 (10-18)	11,5 (11-15)	
	nestling period	15 (12-18)	17 (16-20)	
terza covata	data 1°uovo		13/05	
	inizio incubazione		16/05	
	data schiusa		29/05	
	periodo incubazione		13	
	nestling period		16	

Tabella 3 - Principali parametri riproduttivi delle tre specie

successo riproduttivo				
		cinciarella	cinciallegra	cincia bigia
prima covata	grandezza covata	10 (8-13)	9 (6-11)	7 (6-10)
	uova covate	10 (7-12)	8 (5-11)	6 (0-9)
	numero pulli	10 (7-12)	8 (5-11)	6 (0-9)
	tasso di schiusa	0,96	0,98	0,94
	tasso involo	0,94	0,96	0,94
seconda covata	grandezza covata	6 (5-7)	7 (5-8)	
	uova covate	6 (5-7)	6 (5-8)	
	numero pulli	5 (3-6)	7 (5-7)	
	tasso di schiusa	0,86	0,98	
	tasso involo	1	0,97	
terza covata	grandezza covata		5	
	uova covate		5	
	numero pulli		5	
	tasso di schiusa		1	
	tasso involo		1	

Bibliografia

BELLAVITA M, SORACE A 1991. AVOCETTA 15: 43-49; BELLAVITA M, SORACE A 1994. AVOCETTA 18: 1-8; PREMUDA G, BEDONNI B 2009. PICUS 35(67): 23-26.

DISTRIBUZIONE DEL RE DI QUAGLIE *Crex crex* IN FRIULI VENEZIA GIULIA IN RELAZIONE ALLA RETE REGIONALE DI AREE NATURALI TUTELATE

FABRIZIO FLORIT[1] & GIANLUCA RASSATI[2]

[1]Servizio caccia, risorse ittiche e biodiversità, Ufficio studi faunistici, Via Sabbadini 31, 33100 Udine, fabrizio.florit@regione.fvg.it; [2]Ispettorato Agricoltura e Foreste, Via San Giovanni Bosco 8, 33028 Tolmezzo

Key Words: Friuli Venezia Giulia, Re di quaglie, *Crex crex*, monitoraggio, censimento, distribuzione, aree naturali protette

Summary *Since 2000, the Friuli Venezia Giulia Region coordinates annual surveys of the Corncrake. Such surveys are carried out by Regional Forest Service rangers and by the Office for fauna studies. Data collected between 2005 and 2010 were stored in a geodatabase and processed by the GIS software. Territories of singing males were analyzed in order to assess the species distribution within and outside the Regional protected areas network, as designed by the most important legislation for the protection of nature (EU-Habitats and Birds Directives, National law 1991/394 and Regional law 1996/42). We considered Natural Biotopes, Regional Natural Parks and Reserves and Natura 2000 Network. On average, only 20% (11,46%÷27,63%) of singing male territories falls within the Regional protected areas network. Consequently, most of Corncrake territories occur in areas without management plans for the conservation of the species and its breeding habitats. Therefore, the Regional Rural Development Plan should provide specific measures for maintenance and management of mountain meadows in order to promote conservation of the Corncrake's breeding habitat.*

La Regione autonoma Friuli Venezia Giulia coordina un programma di monitoraggio del re di quaglie *Crex crex* dall'anno 2000, avvalendosi del personale del Corpo forestale regionale (CFR) e dell'Ufficio studi faunistici (Gottardo *et al.,* 2001, 2003; Florit & Rassati, 2005, 2009; Florit & Rassati, in stampa).

I dati raccolti annualmente sono stati archiviati in una banca dati geografica ed elaborati con strumenti GIS per estrarre informazioni dettagliate sulla presenza della specie nel territorio regionale. In particolare la localizzazione dei maschi cantori relativa agli anni 2005-2010 è stata analizzata in relazione alla distribuzione geografica delle Aree naturali tutelate regionali.Sono state considerate le aree più rilevanti dal punto di vista legislativo per la conservazione della biodiversità (L. reg. 1996/42, L. 1991/394, Dir. 1992/43/CEE, Dir. 2009/147/CE): Parchi naturali, Riserve naturali, Biotopi naturali, Zone di Protezione Speciale e Siti di Importanza Comunitaria.

La Tab. 1 riporta il numero, la superficie e la percentuale della superficie regionale (pari a ha 785.839) occupata da ciascun tipo di Area tutelata. L'andamento della popolazione regionale di Re di quaglie nel periodo 2005-2010 è riportato nella Tab. 2, che aggiorna, con i dati relativi al biennio 2009-2010, il lavoro di Florit & Rassati (2009) e descrive la ripartizione dei maschi cantori nei diversi tipi di Aree naturali tutelate. Poiché PNR, RNR, BN, ZPS e SIC si sovrappongono parzialmente, il totale dei maschi cantori rilevati nelle ANT è inferiore alla somma dei maschi rilevati in ciascun tipo di area. I risultati evidenziano che nel 2010, a fronte di uno sforzo di indagine inferiore al 2009 (rispettivamente 155 e 167 UR), il numero di maschi cantori ha assunto un valore simile a quello del biennio 2007-2008. Nel periodo 2005-2010 il numero di maschi cantori rilevati nel complesso delle Aree naturali tutelate è risultato mediamente pari a 20,5 (min÷max:

11÷30), corrispondente al 19,89% (min÷max: 11,46%÷27,63%) del totale regionale. Nei due Parchi naturali regionali sono stati rilevati annualmente in media 7,5 maschi cantori (min÷max: 3÷12). Nessun Re di quaglie è stato rilevato all'interno del perimetro delle Riserve naturali regionali. Nell'unico Biotopo naturale in cui è stato riscontrato il Re di quaglie (Torbiera Curiedi) sono stati censiti mediamente 2 maschi per anno (min÷max: 1÷3). La specie è stata rilevata in tutte e tre le Zone di protezione speciale comprese nella regione biogegrafica alpina (Alpi Carniche, Alpi Giulie e Dolomiti Friulane): in media 7,3 maschi per anno (min÷max: 3-17).

Nei nove Siti di importanza comunitaria (7 appartenenti alla regione biogeografia alpina e 2 a quella continentale) dove è stata registrata la specie sono stati conteggiati in media 12,8 individui per anno (min÷max: 6÷20). Interessante la presenza nei due SIC della regione biogeografia continentale (Magredi del Cellina e Greto del Tagliamento). Da quanto sopra esposto risulta mediamente che l'80% dei maschi censiti annualmente in Friuli Venezia Giulia è distribuito al di fuori delle Aree naturali tutelate considerate; visto che solamente all'interno di esse esistono strumenti legislativi e gestionali (Piani di Gestione di SIC e ZPS e Piani di Conservazione di PNR e RNR) in grado di mettere in atto misure per favorire la conservazione della specie e degli habitat dai quali in parte dipende il loro mantenimento e la loro sopravvivenza, appare di cruciale importanza prevedere strumenti di gestione nel resto del territorio. Il Piano di sviluppo rurale potrebbe prevedere una serie di azioni finalizzate a disciplinare correttamente la gestione delle aree prative idonee alla specie come già auspicato da Rassati & Tout (2002) e Rassati (2004).

Ringraziamenti

Per la raccolta dei dati in campo ringraziamo il personale del Corpo forestale regionale e dei Parchi naturali regionali. Un ringraziamento a Michele Benfatto, Renato Castellani, Matteo De Luca, Bruno Dentesani, Luca Dorigo, Sergio Gollino, Roberto Parodi, Davide Pasut, Remo Perissin, Pierluigi Taiariol e Paolo Vasca per i dati inediti forniti.

Bibliografia

FLORIT F, RASSATI G 2005. AVOCETTA 29: 110; FLORIT F, RASSATI G (IN STAMPA). ATTI XIV CONV. IT. ORN., TRIESTE, 26-30 SETTEMBRE 2007. ATTI MUS. CIV. STOR. NAT. TRIESTE; FLORIT F, RASSATI G. ALULA 16(1-2): 92-93; FLORIT F, RASSATI G 2010. ABSTRACTS BIRD NUMBERS 2010 "MONITORING, INDICATORS AND TARGETS" 18TH CONFERENCE OF THE EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL, CÀCERES, SPAIN, 22-26 MARCH 2010; GOTTARDO E ET AL. 2001. AVOCETTA 25: 212; GOTTARDO E ET AL. 2003. AVOCETTA 27: 111. RASSATI G 2004. AGRIBUSINESS PAESAGGIO & AMBIENTE 8(1): 41-48; RASSATI G, TOUT CP 2002. AVOCETTA 26: 3-6.

Tabella 1 - Numero, superficie e percentuale della superficie regionale occupata da ciascun tipo di Area naturale tutelata nella Regione autonoma Friuli Venezia Giulia.

Aree naturali tutelate (ANT)	FVG	sup. ha	% sup regionale
Parchi naturali regionali (PNR)	2	46.620	5,93%
Riserve naturali regionali (RNR)	12	9.959	1,27%
Biotopi naturali (BN)	30	1.132	0,14%
Zone di protezione speciale (ZPS)	8	116.451	14,82%
Siti di importanza comunitaria (SIC)	56	132.171	16,82%

Tabella 2 - Risultati del monitoraggio del re di quaglie in Friuli Venezia Giulia negli anni 2005-2010 (n. ♂♂: numero di maschi cantori; UR: Unità di Rilevamento, corrispondenti alla squadratura degli elementi della Carta Tecnica Regionale Numerica di dimensioni pari a 3.200×2.800 m).

	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2005-2010 tot	2005-2010 media
Totale n. ♂♂ FVG	91	76	133	115	96	120	631	105
UR occupate	45	33	58	54	46	51	-	
UR indagate	122	79	147	153	167	155	-	
Totale n. ♂♂ ANT	23	21	30	20	11	18	123	20,5
% ♂♂ANT	25,27%	27,63%	22,56%	17,39%	11,46%	15,00%	-	19,89%
n. ♂♂ PNR	8	10	12	7	3	5	45	7,5
n. ♂♂RNR	0	0	0	0	0	0	0	0
n.♂♂ BN	1	2	1	2	3	3	12	2,0
n. ♂♂ ZPS	7	7	17	6	3	4	44	7,3
n. ♂♂SIC	14	14	20	12	6	11	77	12,8

LA RICERCA ORNITOLOGICA NELLE AREE NATURALI PROTETTE. I LAVORI ORNITOLOGICI NELLE AREE NATURALI PROTETTE DAL 1981 AL 2010

MAURIZIO FRAISSINET

Via Cavalli di bronzo, 95, 80046 San Giorgio a Cremano (NA), mfraissinet@tiscali.it

Key Words: Natural Reserve, Ornithological Research

Summary *The Italian law n. 394 of 6 December 1991 claims that one of the main objectives for protected areas is to promote the scientific research. In 2002, it was published the book Al sicuro nei parchi, in which were reported the ornithological researches in the Italian protected areas from 1981 to 2001. After 10 years, the results presented in such book were revised and updated to be presented in the XVI Italian Ornithological Conference, which dedicated a session to monitoring, management and conservation of birds in protected areas. The up to date report was based on studies published on ornithological journals, or presented in ornithological and faunistic conferences from 1981 to 2010. The bird atlases published in this period were also considered. Researches were organized into the following categories: study of single species, study of single or more systematic groups, check-lists and censuses, atlases, communities, reintroductions and repopulations, preservation of avifauna, methods. The up to date report indicated that 400 relevant ornithological studies were carried out in the Italian protected areas between 1981 and 2010. Most of works (33.7%) were carried out in regional parks, as they are the more abundant protected areas in Italy. Most frequently (44% of cases) the research investigated only one species. The number of publications reached a peak in 1991, when the Italian law 1991/394 was established, as it promoted the creation of National and Regional parks. A further but discontinuous increase occurred in the first decade of the 21st century. This increase can be explained by the establishment of the Park Authorities, which can plan and promote the scientific research in the protected areas.*

La legge quadro sulle aree naturali protette, la n. 394 del 6 dicembre 1991, all'articolo 1, comma 3, punto c) stabilisce che tra le finalità che devono perseguire le aree naturali protette c'è anche quella di promuovere le attività di ricerca scientifica. In occasione della pubblicazione del libro "Al sicuro nei Parchi" (Fraissinet, 2002), veniva realizzato uno studio per verificare quanto fosse attiva la ricerca scientifica a carattere ornitologico nelle aree naturali protette italiane, quali fossero i principali argomenti indagati e come venissero ripartiti nelle diverse tipologie di aree naturali protette presenti nel nostro paese. La ricerca prendeva in esame il periodo 1981-2001. A distanza di dieci anni è sembrato utile e opportuno aggiornare il database e presentare i risultati in occasione del XVI Convegno italiano di Ornitologia che ha dedicato una sessione al tema del monitoraggio, gestione e conservazione dell'avifauna nelle aree protette. Si è quindi aggiornato a tutto il 2010 l'andamento dei diversi tematismi delle ricerche ornitologiche realizzate nei diversi tipi di aree naturali protette italiane. Ciò anche al fine di evidenziare, attraverso l'ornitologia, l'attività di ricerca naturalistica realizzata in ottemperanza a quanto previsto dalla legge quadro nazionale.

Si sono analizzati i lavori ornitologici pubblicati sulle varie riviste di ornitologia scientifiche italiane e sugli atti dei convegni ornitologici e faunistici nel periodo 1981-2010. Sono stati presi in considerazione solo i lavori i cui titoli contenevano una chiara indicazione dell'area naturale protetta in cui si svolgeva la ricerca e in cui nel testo veniva esplicitamente dichiarato che la ricerca si era svolta in un'area protetta, dimostrando in tal modo la consapevolezza di fare ricerca in un territorio tutelato, e lo studio potesse avere quindi anche risvolti utili alla conservazione della

natura in senso lato. Non si sono presi in considerazione i libri aventi ad oggetto l'avifauna delle singole aree naturali protette perché realizzati spesso a fini esclusivamente divulgativi. Si è fatta un'eccezione però per i volumi che riportano i risultati di atlanti ornitologici perché frutto di una ricerca scientifica sul campo codificata metodologicamente.

Per le aree naturali protette si sono prese in considerazione le seguenti tipologie: Parchi nazionali, Parchi regionali, Riserve naturali (sia statali che regionali), Aree protette gestite dalle Associazioni ambientaliste, Altre aree protette, quali ad esempio le SIC e le ZPS che non ricadono in altre tipologie di aree protette ed alcune particolari forme di tutela previste da leggi regionali. I lavori sono stati suddivisi nelle seguenti categorie, a secondo dell'oggetto della ricerca: lo studio di singole specie, di singoli o più gruppi sistematici, check-list e censimenti, atlanti, comunità, reintroduzioni e ripopolamenti, conservazione dell'avifauna, metodiche.

La ricerca ha portato all'individuazione di 400 lavori ornitologici esplicitamente realizzati all'interno di aree naturali protette nel periodo 1981-2010.

La tipologia di area naturale protetta con il maggior numero di lavori è risultata quella dei Parchi regionali, pari al 33,7%, e ciò non sorprende in considerazione del fatto che sono quelli presenti in maggior numero. Il tipo di ricerca più frequente è stata quella relativa alle ricerche riferite alle singole specie che totalizza il 44% del totale. Ricerche su check-list (18,9%) e lavori relativi a singoli gruppi sistematici (11,5%) sono le categorie che vengono subito dopo. Bassa, invece, la percentuale di lavori dedicati a studi su reintroduzioni e ripopolamenti, solo il 3,2%, e conservazione dell'avifauna: 7,8%.

L'andamento complessivo dei lavori pubblicati, figura 1, mostra un andamento in crescita con un primo picco nel 1991, anno di pubblicazione della legge quadro sulla Gazzetta Ufficiale, a cui ha fatto seguito l'istituzione dei vari Parchi nazionali e la le varie leggi regionali stimolate dalla legge quadro. Ciò può spiegare il trend in crescita registrato nel corso dell'intero decennio finale del XX secolo. Un ulteriore incremento, anche se più discontinuo lo si registra nel primo decennio del XXI secolo. Ciò va spiegato soprattutto con l'assestamento organizzativo degli Enti Parco che ha consentito loro la possibilità di pianificare e promuovere meglio la ricerca scientifica, oltre che di finanziarla. A conferma di ciò non è un caso che le pubblicazioni degli atlanti ornitologici delle aree naturali protette aumentino di molto proprio in questo decennio - sono 17 gli atlanti ornitologici pubblicati (Fraissinet, 2011; Fraissinet, *dati inediti*) - e che il picco del 2009 sia da attribuire al picco dei lavori relativi ai censimenti e alle check-list, nonché agli studi sulla conservazione e la gestione dell'avifauna, e a quelli relativi a reintroduzioni e ripopolamenti. Un altro aspetto da prendere in considerazione per spiegare l'incremento dei lavori nel periodo 2001-2010 è l'avvio da parte di alcune Regioni delle attività di monitoraggio nei SIC e nelle ZPS, come richiesto dall'Unione Europea e dal Ministero per l'Ambiente. Le forti oscillazioni tra gli anni pari e dispari osservabili in figura 1, soprattutto nel primo decennio del 2000, sono giustificate dal fatto che negli anni dispari si tengono i convegni nazionali di ornitologia, con il conseguente elevato numero di lavori ornitologici pubblicati sugli atti dei convegni.

Bibliografia

FRAISSINET M 2002. TÉCHNE EDITORE. MILANO; FRAISSINET M 2011. BIRD CENSUS NEWS, 24/2: 42-66.

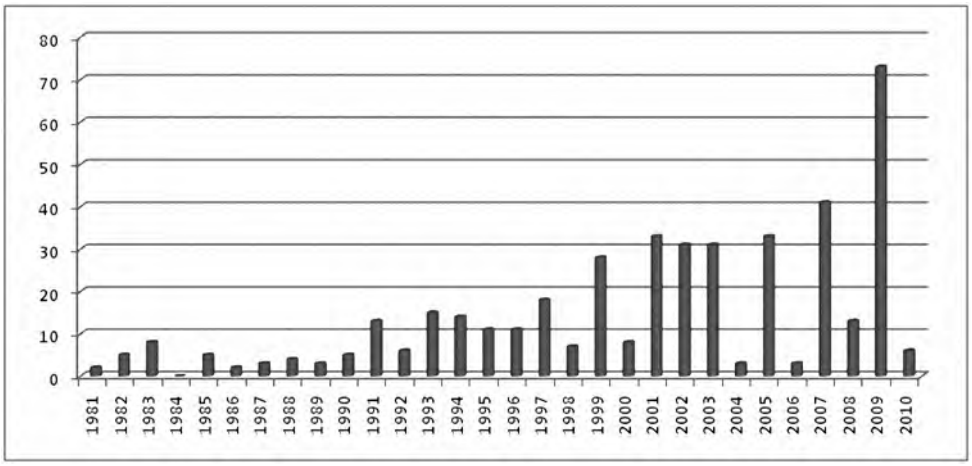


Figura 1 - Lavori ornitologici pubblicati per tutte le tipologie di aree naturali protette

Fringuello alpino

CONTRIBUTO ALLA CONOSCENZA DELLO STATUS E DISTRIBUZIONE DEL PICCHIO ROSSO MEZZANO *Dendrocopos medius* NEL PARCO NAZIONALE DEL GARGANO (PUGLIA, ITALIA)

LORENZO GAUDIANO[1,2], MANUEL MARRA[1], VENTURA TALAMO[2], ROCCO SORINO[1,2] & GIUSEPPE CORRIERO[1]

[1]Università degli Studi di Bari, Dipartimento di Biologia, Via Orabona 4. 70125 Bari; [2]Centro Ricerche per la Biodiversità (Ce.R.B.), C.da Castiglione 30, 70014 Conversano (Bari) lorenzogaudiano@yahoo.it

Key Words: habitat, playback method, Middle Spotted Woodpecker, Gargano National Park (Apulia, Italy).

Summary *Because of the scarcity of information on the Middle Spotted Woodpecker* Dendrocopos Medius *in the Gargano National Park (Apulia, Italy), a monitoring program was conducted in order to implement the information on status and distribution of this species. The objectives were (I) to confirm the presence of the species, (II) to establish the population density and (III) to identify the parameters which affect its abundance. The playback was used to contact the species during this survey, which included 47 plots of 19.6 ha. In each plot the measurements of 11 variables were carried out to describe the forest framework. The Middle Spotted Woodpecker showed a population density of 0.5 birds/10 that was positively affected by the amount of dead trees on the ground and still standing (snags) (R^2=0.11, t=2.4, P <0.05). In conclusion, our results confirm that in order to maintain high density of the Middle Spotted Woodpecker in the Gargano National Park it is necessary to preserve mature forests and do not apply any form of management.*

Il picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius* è una specie politipica a distribuzione europea. In Italia è nidificante e sedentaria, localizzata sull'Appennino centro-meridionale, dove frequenta complessi forestali di latifoglie ricchi di sottobosco e di alberi morti e/o deperienti (Brichetti e Fracasso, 2007). Ad oggi le conoscenze sullo status e sulla distribuzione della specie in Italia risultano frammentarie. Nell'area del Gargano le conoscenze risultano ormai datate (Di Carlo, 1965), pertanto, nel periodo compreso tra il 27 febbraio e il 16 aprile 2011, nei comprensori forestali di Umbra, Quarto e Spigno (settore centrale del Parco Nazionale del Gargano), sono state effettuate sessioni di censimenti. In particolare il presente studio intende confermare la presenza della specie nelle aree ritenute vocate, determinare la densità di popolazione e individuare i parametri che condizionano l'abbondanza. I conteggi della specie sono stati effettuati in 47 *plot* ciascuno con una superficie di 19,6 ha (raggio di 250 metri), distanti fra loro 200 m (Fig. 1). Dal momento che questa specie presenta territori riproduttivi di dimensioni abbastanza ridotte (mediana fra i 5 e i 10 Ha: Pasinelli, 2000), si è ritenuto che tale spaziatura consentisse ai punti di emissione di non stimolare i medesimi individui. I censimenti sono stati realizzati attraverso il *playback* (Südbeck & Gall, 1993; Kosinski & Winiecki, 2003, Kosinsky *et al*., 2004) nel periodo pre-riproduttivo (Pasinelli, 2001; Kosinski & Winiecki, 2003). Nel provocare la risposta degli individui territoriali è stata elaborata una sequenza costituita dalla tipica emissione lamentosa (proclamazione territoriale, *advertising-call*) e da quella "eccitata" (*rattle-call*), tratte da siti internet (www.xeno-canto.org) e precedentemente verificata da personale qualificato. In ogni *plot* si è proceduti inizialmente con 2 minuti di ascolto spontaneo, seguiti da sei cicli di emissione/ascolto. Le sei emissioni sono state orientate nello spazio ciascuna a 120° rispetto la precedente in modo tale da assicurare una

copertura acustica completa dal punto di emissione/ascolto. Il livello del volume è stato di volta in volta tarato in base alla udibilità di un operatore dotato di telemetro posto a 250 m dal punto di emissione. I conteggi sono stati ripetuti per due volte nel periodo di studio, considerando ai fini della stima di densità, il numero massimo di contatti ottenuti. Ciascun *plot* è stato caratterizzato dalla misurazione di 11 variabili descrittive della struttura forestale: numero di specie arboree su un totale di 40 esemplari determinati per stazione (NSPALB), numero di specie arbustive su un massimo di 40 esemplari determinati per stazione (NSPARB), diametro medio dei tronchi di una stazione calcolato su un totale di 40 esemplari per stazione (DBH), presenza di legname in decomposizione a terra (LEGNAME), numero di alberi caduti (ALB. CAD.), numero di alberi morti (ALB. MOR.), numero di ceppi (CEPPI), copertura percentuale dello strato arboreo comprendente tutte le piante oltre i 5 m (COP. ALB.), copertura percentuale dello strato di arbusti alti (altezza compresa fra 1 m e 5 m, COP. ARA.), copertura percentuale dello strato di arbusti bassi (altezza fino a 1 m, COP. ARB.), distanza media di un tronco dall'albero più vicino (NND). Il 70% dei *plot* indagati è risultato positivo alla presenza della specie, confermando la distribuzione nelle aree forestali monitorate. In totale sono stati ottenuti 118 contatti, di cui solo il 12% all'ascolto spontaneo iniziale mentre l'88% in risposta al *playback*. Il 100% dei contatti all'ascolto spontaneo sono stati *advertising-call*. In risposta al *playback*, l'84% dei contatti sono stati *rattle-call*. La densità dei contatti è risultata pari a 0.5 individui/10 ha e sembra essere influenzata positivamente dalla quantità di alberi morti sia a terra che ancora in piedi (*snags*) (R^2=0.11, t=2.4, P<0.05), suggerendo la necessità di preservare habitat forestali maturi senza alcuna forma di gestione, contribuendo al mantenimento di elevati livelli di biodiversità.

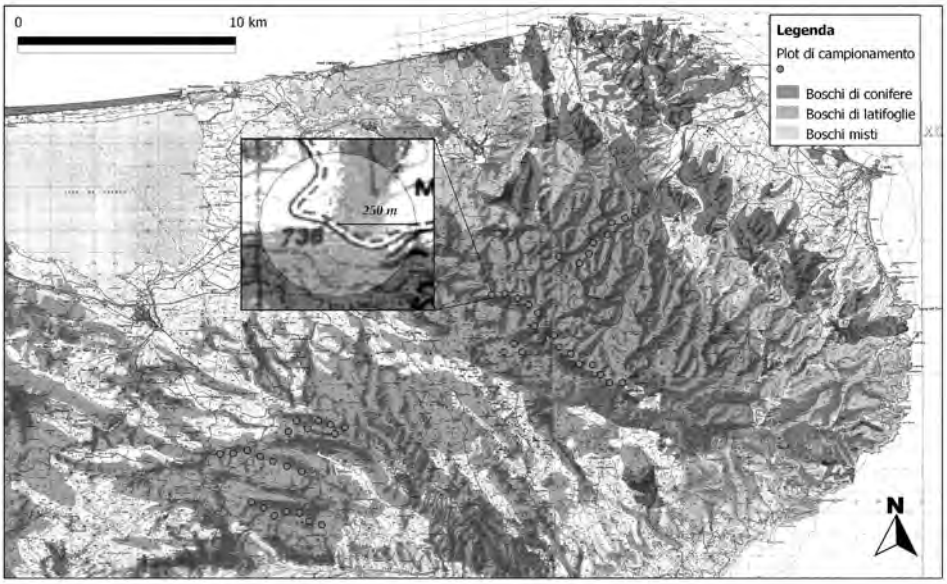


Figura 1 - Plot di campionamento (r= 250 m) del picchio rosso mezzano nel Parco Nazionale del Gargano

Ringraziamenti

Si ringraziano Francesca Gadaleta per l'aiuto nella stesura del testo e Francesca Aquilino per l'aiuto in campo.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2007. OASI ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; DI CARLO EA 1965. RIV. ITAL. ORN. 35: 167-236; SÜDBECK P, GALL T 1993. CORAX 15: 211-221; KOSINSKI Z, WINIEKI A 2003. NOT ORN 44: 43-55; KOSINSKI Z, KEMPA M, HYBSZ R 2004. ACTAORNITHOL 39: 29-34; PASINELLI 2000. BIOL CONS. 93: 227-235; PASINELLI G, HEGELBACH J, REYER HU 2001. J. WILD MANAGE 65: 432-441.

Picchio rosso mezzano

L'AIRONE CENERINO *Ardea cinerea* NELLA PROVINCIA DI PESARO E URBINO: IL CASO DELLA GARZAIA DI CALMAZZO

PAOLO GIACCHINI[1], MAURIZIO SALTARELLI[2], ERBERTO CECCHINI[3], CHRISTIAN CAVALIERI[4] & CHIARA TAGNANI[5]

[1]Hystrix via Indipendenza 47, 61032 Fano (PU), paolo.giacchini@hystrix.it; [2]via Nazionale, 61033 Fermignano (PU); [3]via Nazionale, 61029 Canavaccio (PU); [4]via del Ponte, 61032 Fano (PU); [5]via Fabriano, 61040 Frontone (PU)

Key Words: *Ardea cinerea*, heronry, Pesaro-Urbino province, Marche region.

Summary *In this paper it is showed the trend of the Grey Heron in the main heronry of the Pesaro-Urbino province, which is also one of the most heronry of the Marche region. The number of nests increased from 2003 to 2009 (in which 38 nests were counted) and decreased in the last two years, concurrently with the new colonization of 1-2 pairs of* Egretta garzetta. *Considering the relevance of this site for the Grey Heron reproduction, it should be included in the adjacent protected areas, specifically the National Natural Reserve Furlo Gorge and the SPA IT5310029 "Furlo".*

In Italia l'airone cenerino è specie in costante incremento ed espansione territoriale a partire dagli anni '90 (Fasola *et al.* 2007). Tale andamento si registra anche nella regione Marche, tradizionalmente povera di ardeidi, con la colonizzazione di nuovi territori, nidificazioni sporadiche e localizzate, valori assoluti numericamente modesti ma interessanti per il Centro Italia.

Il presente lavoro offre una sintesi dell'evoluzione di una garzaia che si è formata ad inizio 2000 appena al di fuori dei confini della Riserva Naturale Statale Gola del Furlo (PU), comparando la situazione a livello regionale. La garzaia è situata in un'ansa del fiume Candigliano (bacino del Metauro), in località Calmazzo (Fossombrone, PU) a quota di circa 140 m s.l.m., su una fascia boschiva ripariale costituita in gran parte da individui maturi di pioppo nero *Populus nigra*, in una zona ad acque relativamente profonde e poco disturbata, nonostante sia adiacente ad una cava di inerti, coltivi e vie di comunicazione (superstrada e raccordi). La garzaia dista 380 m dalla ZPS IT5310029 denominata "Furlo" e 570 m dalla omonima Riserva Naturale. Le osservazioni sono state condotte da gennaio a maggio nel periodo 2003-2011, utilizzando binocolo e cannocchiale.

La nidificazione è stata seguita dal 2003, ma il sito era noto da alcuni anni con pochi individui (Poggiani *et al.,* 2007). I nidi sono tutti collocati su pioppo nero, ad un'altezza di 15-20 m, con pochi nidi (2-4) ad altezze decisamente inferiori (8-10 m). La colonia è aumentata in modo graduale ma deciso fino al 2009, passando da 14 a 38 nidi, per poi diminuire negli ultimi 2 anni, attestandosi a 25 nidi (fig. 1). La garzaia è stata monospecifica fino al 2010, da quando nidifica la garzetta *Egretta garzetta*, con almeno due coppie nel 2011. Presenza estiva costante è quella dell'airone bianco maggiore *Casmerodius albus*, di cui tuttavia, non si hanno ancora evidenze riproduttive.

La deposizione dell'airone cenerino ha inizio dopo la metà di febbraio (19-25), la schiusa delle uova dopo metà marzo (17-25) mentre i primi involi si sono verificati a partire dalla prima decade di maggio (2-10). Su un piccolo campione di nidi (N = 7) è stata rilevata una nidiata media di 2,7 pulli/nido (D.S. 0,75).

La specie frequenta abitualmente a fini trofici, l'alveo del fiume Candigliano all'interno della gola del Furlo, soprattutto quando la variazione del regime idrico dovuta alla diga artificiale, crea piccoli bacini frammisti a zone sabbiose.

Tabella 1 - Composizione e consistenza della garzaia di Calmazzo (PU) nel periodo 2003-11.

Anno	N. coppie nidificanti airone cenerino	N. coppie nidificanti garzetta	Primo dato inizio incubazione airone cenerino	Primo dato schiusa uova airone cenerino	Primo dato Involo airone cenerino
2003	14	0	19 febbraio	19 marzo	10 maggio
2004	14	0	25 febbraio	22 marzo	5 maggio
2005	26	0	22 febbraio	25 marzo	8 maggio
2006	26	0	20 febbraio	17 marzo	2 maggio
2007	35	0			
2008	23	0	24 febbraio		
2009	38	0			
2010	25	1			
2011	25	2			18 maggio

Nella provincia di Pesaro e Urbino la specie era nidificante del tutto sporadica negli anni '70-80 (Pandolfi & Giacchini 1995). La garzaia di Calmazzo risulta l'unica garzaia stabile e di una certa dimensione di airone cenerino del pesarese ed una delle principali nelle Marche, in cui la specie era storicamente presente in migrazione e nei mesi invernali (Falconieri di Carpegna 1892); la checklist regionale la indica sedentaria nidificante, migratrice regolare e svernante (Giacchini 2003).

L'altro grande serbatoio riproduttivo della specie nelle Marche è localizzato presso la Riserva naturale di Ripa Bianca (Jesi – AN), dove dal 1998 nidifica regolarmente con 30-50 coppie lungo il fiume Esino. Una seconda garzaia è in progressivo incremento nella valle del Giano (Fabriano – AN) con 12 nidi nel 2011 (Gambelli *com.pers.*); altri siti riproduttivi più o meno sporadici si segnalano lungo quasi tutte le aste fluviali marchigiane (vallate dei fiumi Foglia, Cesano, Misa, Musone, Chienti, Tenna, Tronto). Nonostante il recente arresto della crescita numerica della garzaia di Calmazzo, la buona adattabilità e la convivenza con le attività antropiche non sembrano destare preoccupazioni per lo stato di salute della specie in ambito provinciale. Ancora da indagare e valutare invece, quanto l'espansione numerica e territoriale dell'airone cenerino incida sull'evoluzione delle popolazioni di altri ardeidi con cui condivide gli ambienti riproduttivi (nitticora, garzetta, sgarza ciuffetto, airone guardabuoi), in un'area di nuova colonizzazione come quella marchigiana.

Infine sembra del tutto opportuno che l'area interessata dalla garzaia di Calmazzo possa essere inserita entro le aree protette adiacenti, sia la Riserva Naturale che la ZPS, di cui è in grado di incrementarne il valore conservazionistico e a cui appartiene in senso territoriale e zoogeografico.

Bibliografia

FASOLA M ET AL 2007. AVOCETTA 31: 5-46; FALCONIERI DI CARPEGNA G 1892. BOLL. SOC. ROM. STUDI ZOOL. I: 1-56; GIACCHINI P 2003. RIV. ITAL. ORN. 73: 25-45; PANDOLFI M, GIACCHINI P 1995. AVIFAUNA DELLA PROVINCIA DI PESARO E URBINO; POGGIANI L ET AL 2007. QUAD. AMBIENTE N. 20. PROVINCIA DI PESARO E URBINO

AVVISTAMENTO DI POLLO SULTANO *Porphyrio porphyrio* DURANTE IL MONITORAGGIO DELL'AVIFAUNA ACQUATICA NELLA R.N.O. "LAGUNA DI CAPO PELORO" (ME)

DALILA GIACOBBE & SALVATORE RESTIVO

Centro Studi Faunistica dei Vertebrati – Società Italiana di Scienze Naturali, c/o Museo Civico di Storia Naturale di Milano, C.so Venezia 55, 20121 Milano, dalilagiacobbe@yahoo.it;

Key Words: Purple Swamphen, protected area, Messina, Sicily.

Summary *After its extinction in the 50s,* Porphyrio porphyrio *(Linnaeus, 1758) was reintroduced in Sicily in 2000 and subsequently spread its breeding range to southern and south-eastern Sicily. In May 2011 this species was observed for the first time in the protected area "Laguna di Capo Peloro", in north-eastern Sicily (near Messina Strait).*

La R.N.O. "Laguna di Capo Peloro" è un'area umida salmastra localizzata sul versante siciliano dello Stretto di Messina (ZPS ITA030042), uno dei bottle-neck lungo la rotta italica di migrazione, ed è stata dichiarata SIC (ITA 030008) per la sua importanza strategica nell'economia dei flussi migratori dell'avifauna. Ciononostante, non sono disponibili studi mirati sugli uccelli acquatici che frequentano quest'area umida ed i dati pregressi risultano esigui (AA. VV., 2008; Baccetti *et al.*, 2002; Corso, 2005). È sembrato dunque opportuno svolgere una verifica ed un monitoraggio dell'avifauna acquatica che vi sverna o sosta durante la migrazione e l'accertamento della presenza di eventuali specie acquatiche stanziali. L'attività di indagine si protrae dal 2005, con sopralluoghi settimanali che durante il periodo migratorio possono diventare giornalieri, e finora ha portato al censimento di 51 specie (Tab. 1). Durante tali sopralluoghi, il 14 maggio 2011 è stato avvistato per la prima volta nell'area un esemplare di *Porphyrio porphyrio*.

L'osservazione è avvenuta al crepuscolo lungo il canale Margi che, seppur confinante con orti ed alcune abitazioni e costeggiato per un tratto da una stradina carrabile, risulta il più preservato tra i canali della riserva, tutti sottoposti ad un alto grado di antropizzazione. L'esemplare si muoveva lentamente tra la vegetazione che cresce lungo il canale, mostrando un atteggiamento poco elusivo e mantenendosi visibile anche durante le attività di foraggiamento. Non portava anelli di riconoscimento. La sua permanenza nell'area è stata accertata per due giorni, durante i quali, tramite ripetuti sopralluoghi, è stato osservato sia in orario diurno che crepuscolare sempre lungo lo stesso tratto di canale, mentre si nutriva di parti vegetative di *Phragmites* sp., svolgeva operazioni di preening e durante la costruzione di piattaforme per la sosta.

Il Pollo sultano, estintosi in Sicilia verosimilmente nel 1957 (Andreotti, 2001), è stato reintrodotto nell'area meridionale ed orientale dell'Isola tra il 2000 ed il 2003, con il rilascio di poco più di un centinaio di individui inanellati al Biviere di Gela, alla foce del Simeto e alle saline di Siracusa (Andreotti & Ientile, 2004; Andreotti *et al.*, 2001). Negli anni successivi si sono costituite varie popolazioni nidificanti stabili e sono state osservate dispersioni dei soggetti reintrodotti e dei nuovi nati, avvenute seguendo la fascia costiera ed i principali corsi d'acqua dell'Isola (Andreotti & Ientile, com. pers.). Finora, il sito più settentrionale di avvistamento in Sicilia era rappresentato dal fiume Fiumefreddo (Torrisi, oss. pers.). L'avvistamento effettuato nella R.N.O. "Laguna di Capo Peloro" è probabilmente da attribuire ad un caso di erratismo in quanto la specie, seppur sedentaria, compie dispersioni irregolari e risulta di comparsa accidentale sulla penisola (Brichetti & Fracasso, 2004).

Tabella 1 - Elenco e fenologia delle specie censite durante il monitoraggio dell'avifauna acquatica nella R.N.O. "Laguna di Capo Peloro" (ME) (W= svernante; M= migratrice; E= estivante; B= nidificante).

Specie	Fen.	Specie	Fen.	Specie	Fen.
Tachybaptus ruficollis	W	*Phoenicopterus roseus*	M	*Charadrius hiaticula*	M
Podiceps cristatus	W	*Cygnus olor*	W	*Pluvialis apricaria*	M
Podiceps nigricollis	W M	*Tadorna tadorna*	M	*Calidris minuta*	M
Phalacrocorax carbo	W	*Tadorna ferruginea*	W	*Actitis hypoleucos*	W M
Botaurus stellaris	M	*Anas penelope*	M	*Tringa glareola*	M
Ixobrychus minutus	M	*Anas platyrhynchos*	W	*Tringa ochropus*	M
Nycticorax nycticorax	M	*Anas acuta*	M	*Tringa totanus*	M
Bubulcus ibis	M	*Anas querquedula*	M	*Tringa nebularia*	M
Ardeola ralloides	M	*Mergus serrator*	W	*Tringa stagnatilis*	M
Egretta garzetta	W M E	*Pandion haliaetus*	M	*Philomachus pugnax*	M
Egretta gularis	M	*Rallus aquaticus*	W M	*Larus ridibundus*	W M E
Casmerodius albus	W M	*Gallinula chloropus*	S B	*Larus genei*	W M
Ardea cinerea	W M E	*Fulica atra*	W	*Larus melanocephalus*	M
Ardea purpurea	M	*Haematopus ostralegus*	M	*Larus michahellis*	W M E
Ciconia ciconia	M	*Himantopus himantopus*	M	*Sterna sandvicensis*	W M
Plegadis falcinellus	M	*Burhinus oedicnemus*	M	*Chlidonias niger*	M
Platalea leucorodia	M	*Charadrius dubius*	M	*Alcedo atthis*	W

Bibliografia

ANDREOTTI A (A CURA DI) 2001. QUAD. CONS. NATURA, 8, MIN. AMBIENTE - IST. NAZ. FAUNA SELVATICA; ANDREOTTI A, IENTILE R 2004. NATURALISTA SICIL. 28: 599-603; ANDREOTTI A, IENTILE R, BRUNNER A 2001. AVOCETTA 25: 133; AA.VV. 2008. STUDI E RICERCHE, 6, ARPA SICILIA, PALERMO: 115-248; BACCETTI N, DALL'ANTONIA P, MAGAGNOLI P, MELEGA L, SERRA L, SOLDATINI C, ZENATELLO M 2002. BIOL. CONS. FAUNA 111: 1-240; BRICHETTI P, FRACASSO G 2004. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA: 91-95; CORSO A 2005. L'EPOS, PALERMO.

RISULTATI DI TRE ANNI (2009-2011) DI MONITORAGGIO NELLA ZONA A PROTEZIONE SPECIALE 404014 VALLI MIRANDOLESI

CARLO GIANNELLA[1,2] & RAFFAELE GEMMATO[1]

[1]Cisniar/SOM c/o Museo Civico di Ecologia e Storia Naturale, Piazza Matteotti 28, 41054 Marano S/Panaro (MO), carlo.giannella@libero.it; [2]Associazione Ornitologi dell'Emilia-Romagna

Key Words: Monitoring, SPA 404014, Modena province, Northern Italy

Summary *A three years monitoring project was carried out from 2009 to 2011 in the SPA 404014, located in the Modena province (Northern Italy). Overall, 228 species have been contacted and 67 of them are included in Annex I of the Birds Directive. Among the breeding species (N = 86), 22 are of Community Importance and 16 are included in the Regional Priority List. The area hosts breeding populations of National Importance, such as* Botaurus stellaris *and* Chlidonias hybrida*, and of Regional Importance, such as* Himantopus himantopus, Recurvirostra avosetta, Falco vespertinus *and* Circus aeruginosus*. Recently, the* Chlidonias hybrida *population showed a steady decline mainly due to bad practices in water management of ponds.*

La ZPS 404014 è uno dei 17 siti Natura 2000 della provincia di Modena, ha una superficie di 2.727 ha e rappresenta oltre il 12% della superficie di tutta la rete Natura 2000 provinciale. Nell'area sono presenti circa 800 ha di aree ripristinate a zona umida ed a macchia-radura con le misure agroambientali applicate in Emilia-Romagna con i contributi comunitari CEE 2078/92 e CE 1257/99. Essa insiste esclusivamente su terreni privati (Marchesi & Tinarelli, 2007). L'area rappresenta un' importante area di sosta, nidificazione e svernamento per molte specie di uccelli di interesse comunitario. Negli anni 2009-2011 l'area è stata oggetto di costante monitoraggio, che ha permesso di raccogliere informazioni sulla fenologia per 228 specie delle quali 67 sono risultate di interesse comunitario e 38 hanno priorità di conservazione e monitoraggio urgenti e molto urgenti (ICSSVC ≤ - 1, Tinarelli & Serra, 2009). Le specie nidificanti sono risultate 86, con 22 specie di interesse comunitario (16 nidificanti accertate e 6 presunte), mentre quelle con priorità di monitoraggio confermate sono state 12, ed altre 4 per le quali la riproduzione è stata solo presunta. L'area, inoltre, rappresenta un'importante area di svernamento per gli uccelli acquatici, con una presenza media nel periodo 2001-2009 di 6.688 individui (Tinarelli *et al.*, 2010) e la pone tra le prime 10 nella lista regionale. L'area ospita, inoltre, popolazioni nidificanti di importanza nazionale: *Botaurus stellaris, Chlidonias hybrida*, e di valenza regionale: *Himantopus himantopus, Recurvirostra avosetta, Falco vespertinus, Circus aeruginosus*. Durante l'indagine non è stata confermata la riproduzione di *Charadrius alexandrinus*, mentre, la popolazione nidificante di *C. hybrida* è risultata in continua contrazione. Le ragioni per il calo di *C. hybrida* sono da ricercare principalmente nei fattori insiti alla precarietà con la quale queste aree sono state gestite almeno nel recente passato: ritardi nel pagamento dei premi legati ai contributi comunitari, cattivo controllo della vegetazione e dei livelli idrici delle vasche. Inoltre l'area soffre di una pressione venatoria eccessiva esercitata su 5 giornate/settimana nelle aree limitrofe. Nonostante alcune problematiche gestionali tutti questi parametri sono risultati in crescita rispetto a quanto noto nelle schede prodotte per la regione Emilia-Romagna (www.regione.emilia-romagna.it/natura2000). Infine per valutare obbiettivamente se nel corso degli anni, dalla sua istituzione a questo ultimo periodo, sia cambiato il valore della ZPS, è stato calcolato il suo valore ornitologico-conservazionistico (IVO) (cfr. Massa & Canale, 2008); questo valore applicato sia ai dati relativi della sua istituzione (www.regione.

emilia-romagna.it/natura2000) che ai dati raccolti durante i tre anni di monitoraggio è cresciuto da 118,25 a 170,20.

Bibliografia

MARCHESI F, TINARELLI R, 2007. REGIONE EMILIA-ROMAGNA, BOLOGNA; MASSA B, CANALE ED 2008. STUDI E RICERCHE, ARPA SICILIA, PALERMO 6: 237-248; TINARELLI R (A CURA DI) 2005. EDITRICE COMPOSITORI, BOLOGNA; TINARELLI R, SERRA A 2009. ALULA. XVI (1-2): 531-536; TINARELLI R, GIANNELLA C, MELEGA L (A CURA DI) 2010. REGIONE EMILIA-ROMAGNA & ASOER ONLUS. TECNOGRAF, REGGIO EMILIA. WWW.REGIONE.EMILIA-ROMAGNA.IT/NATURA2000 (AGGIORNAMENTO 200906)

Tabella 1 - Fenologia delle specie di interesse comunitario segnalate nel periodo di indagine, in grassetto quelle prioritarie in Emilia-Romagna (Tinarelli & Serra, 2009)

Specie	Fenologia	Note
Marangone minore	*Acc.*	
Airone rosso	*Migr, Nid*	
Airone bianco maggiore	*Migr, W, Est (Nid?)*	
Garzetta	*Migr, W, Nid*	
Spatola dal ciuffo	*Migr, Est (Nid?)*	*Nidifica nella ZPS 404018*
Nitticora	*Migr, Nid*	
Tarabusino	*Migr, Nid*	
Tarabuso	*Migr, W, Nid*	
Cicogna nera	*Migr.*	
Cicogna bianca	*Migr.*	*Ha nidificato fino al 2008*
Mignattaio	*Migr, W, Est*	*Ha nidificato nella ZPS 404018*
Spatola	*Migr, Est*	*Tentativi di nidificazione nel 2010*
Fenicottero	*Acc.*	
Oca facciabianca	*Acc (Anfuga)*	
Casarca	*Acc (Anfuga ?)*	
Moretta tabaccata	*Migr.*	
Pesciaiola	*Migr.*	
Falco pescatore	*Migr.*	
Falco pecchiaiolo	*Migr, Est*	
Nibbio reale	*Migr.*	
Nibbio bruno	*Migr, Est*	
Aquila di mare	*Acc.*	
Biancone	*Migr, Est*	
Falco di palude	*Migr, W, Nid*	
Albanella reale	*Migr, W.*	
Albanella pallida	*Migr.*	
Albanella minore	*Migr, Est*	*Nidifica esternamente alla ZPS*
Poiana codabianca	*Migr, irr*	
Aquila anatraia maggiore	*Acc.*	
Aquila minore	*Migr.*	
Grillaio	*Migr.*	*Nidifica esternamente alla ZPS*
Falco cuculo	*Migr, Nid*	
Smeriglio	*Migr, W.*	
Pellegrino	*Migr, W, Est.*	

Specie	Fenologia	Note
Starna	*Staz. Nid (introdotta)*	
Gru	*Migr, W.*	
Schiribilla	*Migr, Est (Nid?)*	
Voltolino	*Migr, Est (Nid?)*	
Cavaliere d'Italia	*Migr, Nid*	
Avocetta	*Migr, W, Nid*	
Occhione	*Acc*	
Pernice di mare	*Migr, Est.*	
Piviere dorato	*Migr, W.*	
Fratino	*Migr. irr*	*Ha nidificato fino al 2006*
Piviere tortolino	*Migr. irr*	
Croccolone	*Migr.*	
Pittima minore	*Migr. irr*	
Piro piro boschereccio	*Migr.*	
Combattente	*Migr, W.*	
Gabbiano corallino	*Migr. irr*	
Gabbianello	*Migr.*	
Sterna zampenere	*Migr, Est irr.*	
Sterna maggiore	*Migr.*	
Sterna comune	*Migr, Nid*	
Fraticello	*Migr, Nid*	
Mignattino piombato	*Migr, Nid*	
Mignattino comune	*Migr, W, Est (Nid?)*	
Gufo di palude	*Migr, W irr.*	
Succiacapre	*Migr, W, Est (Nid?)*	
Martin pescatore	*Migr, Nid*	
Ghiandaia marina	*Migr, Nid*	
Tottavilla	*Migr.*	
Calandro	*Migr irr.*	
Forapaglie castagnolo	*Migr, W.*	
Pettazzurro	*Migr, W.*	
Averla piccola	*Migr, Nid*	
Averla cenerina	*Migr irr.*	

RISULTATI DI TRE ANNI (2009-2011) DI MONITORAGGIO NELLA ZONA A PROTEZIONE SPECIALE 404018 LE MELEGHINE

CARLO GIANNELLA[1,2] & RAFFAELE GEMMATO[1]

[1]Cisniar/SOM c/o Museo Civico di Ecologia e Storia Naturale, Piazza Matteotti 28, 41054 Marano S/Panaro (MO), carlo.giannella@libero.it; [2]Associazione Ornitologi dell'Emilia-Romagna

Key Words: Monitoring, SPA 404014, Modena province, Northern Italy

Summary *A three years monitoring project was carried out from 2009 to 2011 in the SPA 404018, located in the Modena province (Northern Italy). Overall, 154 species have been contacted and 32 of them are included in Annex I of the Birds Directive. There are 7 breeding species of Community Importance, which are also included in the Regional Priority List. The area hosts the breeding population of* Chlidonias hybrida *which is of National Importance, whilst the breeding populations of* Himantopus himantopus *and* Recurvirostra avosetta *are of Regional Importance. Recently,* Botaurus stellaris *and* Circus aeruginosus *were not confirmed as breeding, probably due to bad practices in water management of ponds.*

La ZPS 404018 è uno dei 17 siti natura della provincia di Modena, ha una superficie di 327 ha e rappresenta oltre il 1,4% della superficie di tutta la rete Natura 2000 provinciale, essa è localizzata in prossimità della ZPS 404014 "Valli Mirandolesi". L'area è un impianto di fitodepurazione di proprietà pubblica delle acque reflue del torrente Canalazzo, fosso che raccoglie le acque reflue dell'abitato di Massa Finalese (Finale Emilia) e quelle dell'ex-zuccherificio. Essa insiste su terreni privati e pubblici, la gestione dell'Impianto di Fitodepurazione è affidato all'Istituto Tecnico Agrario di Finale Emilia. (Tinarelli, 2005).

Negli anni 2009-2011 l'area è stata oggetto di monitoraggio, ed è stata riconfermata l'importanza come area di sosta, nidificazione e svernamento di specie di interesse comunitario. Sono state segnalate 154 specie, con 32 di interesse comunitario, e di queste 24 hanno priorità di conservazione e monitoraggio urgenti e molto urgenti (ICSSVC ≤ - 1, Tinarelli & Serra, 2009). Le specie nidificanti di interesse comunitario sono state 12 delle quali 7 confermate, e 5 per le quali si sono raccolti solamente indizi, senza documentarne l'effettiva riproduzione. Le specie nidificanti con priorità di monitoraggio sono 4, per altre 8 la riproduzione è stata solo presunta. L'area, inoltre, ha ospitato negli anni del monitoraggio da 660 a 1265 uccelli acquatici (Tinarelli *et al*., 2010). L'area ospita tuttora una garzaia plurispecifica di *Ardea cinerea*, *Egretta garzetta*, *Nycticorax nycticorax*, *Ardeola ralloides*, *Bubulcus ibis* e nel 2010 una coppia *Plegadis falcinellus*. (Giannella & Gemmato, 2010). Ospita inoltre popolazioni nidificanti di valenza regionale per *Chlidonias hybrida*, *Himantopus himantopus*, *Recurvirostra avosetta*. Recentemente non è stata riconfermata la nidificazione per *Botaurus stellaris e Circus aeruginosus*. Questo può essere attribuito ad cattiva gestione dei livelli delle acque che vanno ben oltre gli scopi dell'impianto; inoltre una pressione venatoria eccessiva insiste per molti mesi su 5 giornate alla settimana nelle aree limitrofe. Nonostante queste problematiche i parametri riguardanti l'avifauna risultano in crescita rispetto a quanto noto nelle schede prodotte per la regione Emilia-Romagna (www.regione.emilia-romagna.it/natura2000) ed in letteratura (Tinarelli, 2005). Infine per valutare se il valore ornitologico della ZPS sia cresciuto nel corso degli anni è stato calcolato il valore ornitologico-conservazionistico (IVO) (Massa & Canale in Autori Vari 2008) per le specie risultate presenti nei due periodi; a dimostrazione dell'accresciuto valore ornitologico dell'area, l'IVO è passato da 50,60 (www.regione.emilia-romagna.it/natura2000) all'attuale 94,22.

Bibliografia

GIANNELLA C, GEMMATO R 2010. PICUS: 70 (2): 109-110; MARCHESI F, TINARELLI R 2007. REGIONE EMILIA-ROMAGNA, BOLOGNA; MASSA B, CANALE ED 2008. STUDI E RICERCHE, ARPA SICILIA, PALERMO 6: 237-248; TINARELLI R (A CURA DI) 2005. EDITRICE COMPOSITORI, BOLOGNA; TINARELLI R, SERRA A 2009. ALULA. XVI (1-2): 531-536; TINARELLI R, GIANNELLA C, MELEGA L (A CURA DI) 2010. REGIONE EMILIA-ROMAGNA & ASOER ONLUS. TECNOGRAF, REGGIO EMILIA WWW.REGIONE.EMILIA-ROMAGNA.IT/NATURA2000 (AGGIORNAMENTO 200906)

Tabella 1 - Fenologia delle specie di interesse comunitario segnalate nel periodo di indagine, in grassetto quelle prioritarie in Emilia-Romagna (Tinarelli & Serra, 2009)

Specie	*Fenologia*	*Note*
Airone rosso	*Migr, Est (Nid?)*	
Airone bianco maggiore	*Migr,W, Est (Nid?)*	
Garzetta	*Migr,W, Nid*	
Sgarza dal ciuffo	*Migr, Nid*	
Nitticora	*Migr, Nid*	
Tarabusino	*Migr, Nid*	
Cicogna bianca	*Migr,*	
Mignattaio	*Migr,W, Nid irr*	*Nidificazione accertata nel 2010*
Spatola	*Migr, Est (Nid?)*	
Casarca	*Acc (Aufuga ?)*	
Moretta tabaccata	*Migr,*	
Falco pecchiaiolo	*Migr,*	
Nibbio reale	*Migr,*	
Nibbio bruno	*Migr, Est*	
Falco di palude	*Migr,W, Est (Nid?)*	
Albanella reale	*Migr,W,*	
Schiribilla	*Migr,*	
Voltolino	*Migr,*	
Cavaliere d'Italia	*Migr, Nid*	
Avocetta	*Migr,W, Nid*	
Piviere dorato	*Migr,W,*	
Piro piro boschereccio	*Migr,*	
Combattente	*Migr,*	
Sterna zampenere	*Migr,*	
Sterna maggiore	*Migr,*	
Sterna comune	*Migr,*	
Fraticello	*Migr,*	
Mignattino piombato	*Migr, Nid*	
Mignattino comune	*Migr,*	
Martin pescatore	*Migr,*	
Forapaglie castagnolo	*Migr,W (?)*	
Averla piccola	*Migr,*	

AVIFAUNA E BIODIVERSITÀ NEL SENEGAL SETTENTRIONALE: IMPORTANZA INTERNAZIONALE DEL PARCO DJOUDJ

Riccardo Groppali[1], Idrissa Ndiaye[2] & Boucar Ndiaye[3]

[1]Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Via S.Epifanio 14, 27100 Pavia, groppali@et.unipv.it; [2]ornitologo; [3]Conservatore del Parco Ornitologico Djoudj

Key Words: Birds, Biodiversity, Northern Senegal, Djoudj National Park

Summary *In the northern part of Senegal, a bird monitoring census in winter was carried out from 2003 to 2011. The results of this monitoring program, more the data obtained from a waterbird census realized in January 2011, highlight the international importance of this area. In particular, the Djoudj National Park represents an important area for the conservation of a great number of wintering and migrant palearctic birds.*

Durante sette indagini nel Senegal settentrionale, tra 21 novembre e 26 marzo degli anni 2003-2011, sono state osservate 273 specie, con percentuali elevate di paleartiche svernanti in questo territorio:

- 119 specie (24% paleartiche) tra Dakar e St.Louis, territorio urbano quasi privo di spazi verdi nella capitale e area restante con alcuni centri urbani, ma per la maggior parte soggetta a pascolo e coltivata in alcune zone, con abbondanti baobab in popolamenti sparsi nella porzione meridionale; include il Lago Rosa ipersalato, circondato in parte da coltivazioni orticole, e un tratto di sponda atlantica con dune costiere vegetate e un'ampia spiaggia sabbiosa;
- 112 specie (28% paleartiche) nel Senegal interno settentrionale, territorio in area saheliana predesertica, soggetto a pascolo ubiquitario e con coltivazione di ortaggi nelle zone irrigate, con piccole raccolte idriche e il grande Lago Guiers d'acqua dolce, circondato in parte da canneto e con coltivazioni presso il corpo idrico;
- 139 specie (42% paleartiche) nei dintorni di St.Louis, spazi urbani poveri di aree verdi (nella città coloniale) o privi di tale dotazione (nella città africana), e territorio restante che include il fiume Senegal, sbarrato dalla Diga Djama a monte di St.Louis, con isole e bracci secondari a fondo fangoso, con alcune zone umide d'acqua dolce con ricca vegetazione anche riparia, con ampie lagune a salinità differente parzialmente circondate da mangrovieti, e con un tratto di costa atlantica con dune vegetate e un'ampia spiaggia sabbiosa;
- 210 specie (40% paleartiche) nel Parco Ornitologico Djoudj, ampie depressioni di differente profondità circondate da territorio predesertico, alimentate annualmente dal fiume Senegal, con acqua dolce o salate e ipersalate se soggette al prosciugamento nella stagione secca, con fasce a vegetazione anche arborea lungo le sponde dei corpi idrici permanenti, e con ampi tifeti presso il fiume.

Queste indagini hanno anche permesso di effettuare alcune osservazioni interessanti, che forniscono un contributo alle conoscenze sulla distribuzione dell'avifauna presente nella stagione invernale nel Senegal settentrionale. In particolare sono state osservate, tra le specie descritte come rare o accidentali, *Botaurus stellaris*, *Tadorna tadorna*, *Anas platyrhynchos*, *Grus grus*, *Charadrius leschenaulti*, *Charadrius morinellus*, *Pluvialis apricaria*, *Phalaropus fulicaria*, *Turtur afer*, *Eurystomus glaucurus*, *Hirundo lucida*, *Eremalauda dunnii*, *Oenanthe lugens*, *Myrmecocichla cinnamomeiventris*, *Lamprotornis purpureus*, *Lanius minor*, *Pyrenestes sanguineus*, *Carduelis cannabina* ed *Emberiza flaviventris*. Invece tra le specie il cui areale distributivo invernale noto non raggiungerebbe

aree così settentrionali sono state osservate *Terpsiphone rufiventer*, *Cyanomitra verticalis* e *Cinniris coccinigaster*.

I risultati ottenuti da questi rilievi e le indagini locali mettono in forte evidenza la biodiversità ornitica del Senegal settentrionale e la sua importanza internazionale, in questo caso per le quantità molto elevate di specie e di individui paleartici svernanti, con valori massimi nel Parco Nazionale Ornitologico Djoudj: questo, con le vicine zone umide allo sbocco del fiume Senegal e il limitrofo Parco mauritano Djaoling, costituisce a sud del Sahara la prima vasta area ricca di zone umide tipologicamente differenti, incontrata nel corso delle migrazioni da numerose specie ornitiche paleartiche.

Nel Parco Djoudj, durante il censimento dell'avifauna acquatica del gennaio 2011, sono stati rilevati 120 sgarze ciuffetto, 510 aironi cenerini, 500 aironi rossi, 410 aironi bianchi maggiori, 111.480 marzaiole, 69.350 codoni, 33.800 nitticore, 300 spatole, 130 avocette e 1.110 pittime reali. Contemporaneamente sono stati osservati anche 830 cormorani africani, 50.200 anatre fischiatrici facciabianca, 3.300 oche del Gambia, 780 anatre dal bernoccolo, 10.700 pellicani bianchi, 10.900 fenicotteri rosa, 740 fenicotteri minori, 900 tantali africani e 30 gru coronate, e studi recenti hanno dimostrato lo svernamento di 5.000-10.000 pagliaroli nell'area protetta.

Nelle zone umide prossime alla città di St. Louis il medesimo censimento del gennaio 2011 ha permesso di rilevare 170 aironi cenerini, 280 garzette del reef occidentali, 1.780 mestoloni, 500 spatole, 360 corrieri grossi, 160 corrieri piccoli, 570 pittime reali, 440 pittime minori, 240 pantane, 100 piro piro piccoli, 150 pettegole, 100 voltapietre, 510 gambecchi, 810 piovanelli tridattili, 620 cavalieri d'Italia e 3.930 avocette. Inoltre sono stati osservati 210 pellicani rossicci, 220 pavoncelle spinose, 190 sterne zampenere, 350 sterne maggiori, 200 beccapesci, 310 sterne reali, 580 fraticelli, 6.220 gabbiani testa grigia, 1.480 gabbiani rosei e 2.610 zafferani.

Questi territori sono estremamente fragili e hanno già subito danni rilevanti per l'edificazione e la messa a coltura di vaste aree, in particolare in seguito all'estensione del territorio irrigabile, per la diffusione del pascolo soprattutto caprino (che danneggia direttamente la rigenerazione della vegetazione arborea), per la contaminazione idrica derivante principalmente da sversamenti urbani incontrollati, per alcuni interventi d'ingegneria idraulica che hanno avuto esito negativo. Il più problematico di questi, insieme al peggioramento climatico globale e ad alcune ricadute sul regime idrico fluviale derivanti dalla realizzazione di sbarramenti sul fiume Senegal, è consistito nell'interruzione della sponda destra del fiume a monte di St. Louis, per ridurre il rischio di esondazioni nell'area edificata. In questo modo però l'ultima porzione del corpo idrico è stata invasa dall'acqua marina, modificando completamente le popolazioni ittiche e ornitiche dell'area.

Nel prossimo futuro, oltre all'ulteriore ampliamento delle aree urbanizzate e al peggioramento della contaminazione idrica e ambientale (anche per l'impiego d'insetticidi persistenti), è ipotizzabile un ulteriore aumento delle superfici coltivate in seguito alla realizzazione d'una rete irrigua sempre più estesa, e una maggior incidenza del pascolo negli ambienti ancora sufficientemente conservati. Per questo sembra particolarmente urgente proporre e cercare di ottenere l'affermazione di forme di turismo responsabile e compatibile, che siano sufficientemente remunerative per le popolazioni locali e possano così costituire un'alternativa reale allo sfruttamento distruttivo dell'ambiente.

Soltanto in questo modo sembra proponibile la necessaria tutela dell'avifauna africana e di quella paleartica che trascorre tutta o parte della propria esistenza nel Senegal settentrionale e in altri territori africani con caratteristiche simili, sostandovi durante le migrazioni e soprattutto nel corso dell'inverno.

CICLO ANNUALE DELLA COMUNITÀ ORNITICA IN UN AGRO-ECOSISTEMA DELLA RETE NATURA 2000

DANIELE IAVICOLI*, CARMINE ROMANO*, STEFANO LAURENTI*, GIUSEPPINA LOMBARDI**

**Centro Studi Ornitologici "Antonio Valli da Todi", Frazione Quadro 18, Todi, centrostudiornitologici@hotmail.com ; **Oss. Faunistico Regionale, Via Mario Angeloni, Perugia*

Key Words: Bird community, Natura 2000 site

Summary *The annual cycle of bird community in the Natura 2000 site IT 5220024 "Valle del Tevere: Laghi di Corbara – Alviano, has been analyzed through ringing, from the first decade of May 2010 and the last decade of April 2011, using 20 mist-net, 12 m long and 2,50 m high. In 36 days, during six hours from sunrise, 701 species of passerines (N = 33) and non-passerines (N = 4) were captured. Species richness was the maximum during early autumn migration, while the highest number of captures per day was recorded during late autumn migration. The species included in Annex 1 of the Birds Directive 79/409/EEC were Lanius collurio, Caprimulgus europaeus and Lullula arborea. The species of European conservation concern (SPEC) were* Lanius collurio, Athene noctua, Phoenicurus phoenicurus, Picus viridis, Caprimulgus europaeus *and* Lullula arborea.

Il ciclo annuale della comunità ornitica è stato indagato, mediante cattura ed inanellamento, nel periodo compreso tra la prima decade di maggio 2010 e l'ultima decade di aprile 2011.

La stazione di cattura ed inanellamento, ospitata dalla Fattoria di Titignano, si trova nella Zona a Protezione Speciale denominata "Valle del Tevere: Laghi di Corbara – Alviano", individuata dalla Rete Natura 2000 con il codice IT 5220024, nel Parco Regionale del Fiume Tevere (Iavicoli *et al.*, 2009).

Situata a nord del Lago di Corbara, a una quota di 531 m s.l.m., l'area di studio è caratterizzata dalla presenza di prati pascoli, coltivi e boschi misti meso-xerofili con predominanza di *Quercus pubescens* e *Quercus cerris, Ostrya carpinifolia, Quercus ilex* e *Fraxinus ornus.*

Sono state realizzate 36 sessioni di inanellamento, una per decade, della durata di 6 ore ciascuna a partire dall'alba. Sono state utilizzate 20 reti mist-net a 4 sacche di maglia 16 mm, lunghe 12 m ed alte 2,50 m. Le reti sono state disposte lungo tre transetti caratterizzati da una differente tipologia vegetazionale: 1) bosco ceduo misto, con strato arbustivo dominato da ginepro comune *Juniperus communis*, 2) cespuglieto, 3) margini siepe arborea delimitante un incolto da un coltivo.

Gli eventi di cattura sono stati 912, di cui 691 catture e 221 autoricatture, riferiti a 37 specie di uccelli, 33 Passeriformi e 4 non-Passeriformi. Sono stati esaminati 701 individui; gli individui inanellati per la prima volta sono stati 691, 10 gli individui inanellati negli anni precedenti. Gli individui catturati più volte nel corso del periodo d'indagine sono 134.

Gli eventi di cattura variano da un minimo di 11, registrato nel periodo riproduttivo (29 maggio) ad un massimo di 57, nel periodo della migrazione autunnale tardiva (23 ottobre). La maggior ricchezza di specie è stata osservata nella migrazione autunnale precoce, mentre il periodo con minor numero di specie marcate è quello della migrazione primaverile tardiva.

L'abbondanza delle catture, calcolata dividendo gli eventi di cattura per i giorni di campionamento effettuati nel periodo fenologico considerato (Macchio *et al.*, 2002), è risultata maggiore nel periodo della migrazione autunnale tardiva (Tab. 1)

Tabella 1 - Riepilogo catture effettuate nella stazione di inanellamento

	Migrazione primaverile precoce	Migrazione primaverile tardiva	Periodo riproduttivo	Migrazione autunnale precoce	Migrazione autunnale tardiva	Svernamento	Totale
Giorni di campionamento	5	4	7	5	4	11	36
Catture	88	109	184	134	149	248	912
Catture/giorni	17,60	27,25	26,29	26,80	37,25	22,55	25,33
N.° specie	15	12	17	20	19	19	37

Le caratteristiche della comunità nei vari periodi fenologici, espresse mediante gli indici di diversità, dominanza ed equiripartizione, sono riassunte in Tab. 2.

Pettirosso *Erithacus rubecula*, e Capinera *Sylvia atricapilla* sono le specie dominanti (fi>5%) in tutti i periodi fenologici. Le specie incluse nell'Allegato 1 della direttiva 79/409 UE, sono: Averla piccola *Lanius collurio*, Succiacapre *Caprimulgus europaeus*, Tottavilla *Lullula arborea*. Le specie di importanza conservazionistica in Europa (SPEC) sono: Averla piccola *Lanius collurio*, Civetta *Athene noctua*, Codirosso comune *Phoenicurus phoenicurus*, Picchio verde *Picus viridis,* Succiacapre *Caprimulgus europaeus,* Tottavilla *Lullula arborea.*

Tabella 2 - Caratteristiche della comunità nei vari periodi fenologici

		Migrazione primaverile precoce	Migrazione primaverile tardiva	Periodo riproduttivo	Migrazione autunnale precoce	Migrazione autunnale tardiva	Svernamento
Totale catture	N	88	109	184	134	149	248
N.° di specie	S	15	12	17	20	19	19
Diversità	H	2,22	2,05	2,17	2,44	2,12	2,3
Dominanza	D	0,15	0,16	0,15	0,12	0,20	0,15
Equiripartizione	E	0,82	0,82	0,76	0,81	0,72	0,78

Bibliografia

IAVICOLI D, ROMANO C, GUSTIN M 2009. ALULA, XV (1-2): 745-747; MACCHIO S, MESSINEO A, SPINA F 2002. BIOL. CONS. FAUNA, 110: 1-596.

DIECI ANNI DI CENSIMENTI MENSILI AL LAGO DI ALVIANO (TR): PRIME ANALISI E CONSIDERAZIONI

STEFANO LAURENTI

Via della Palazzetta 6, 05020 Montoro (TR), stefanol@inwind.it

Key Words: census, SPA Alviano Lake, Umbria region.

Summary *Since 2000, we are monitoring birds in the SPA Alviano Lake. First evalutations of the monthly censuses confirm the value of this inland wetland in the Umbria region.*

Da oltre dieci anni (ottobre 2000) continuiamo a monitorare mensilmente le presenze ornitiche nel bacino artificiale di Alviano (TR) sul fiume Tevere, ZPS e Oasi di Protezione Faunistica all'interno del Parco Fluviale del Tevere, gestita dal WWF. Con questo progetto, tuttora in corso, ci si propone di valutare i cicli annuali delle diverse comunità ornitiche presenti in questa area umida dell'Italia centrale, al pari di quanto sperimentato in zone umide costiere (Casini *et al*., 1992; Andreaus *et al*. 2001) in ambienti ad elevata salinità. L'area, divisa in cinque sub-zone, è censita regolarmente solo per quattro di queste: Torre, Imbarca, Cominco, Mezzeria.

I rilevamenti, effettuati con idonea strumentazione ottica, sono eseguiti generalmente nella seconda metà del mese. Vengono registrate tutte le specie rilevate, ma, date le peculiarità ambientali dell'Oasi, particolare attenzione è accordata sia all'abbondanza ed alla composizione dell'avifauna acquatica che al ciclo stagionale delle presenze nelle singole sub-zone, peraltro molto diverse ecologicamente. Nel corso di questi anni sono state rilevate in totale 194 specie di uccelli, con una media di 66 specie/mese (max. 87, min. 49).

Dal 2005 si è anche insediata nella località "isolone" una garzaia mista *di Ardea cinerea, Egretta garzetta, Ardeola ralloides, Nycticorax nycticorax, Bubulcus ibis* con numeri sempre crescenti, conseguente al primo insediamento di *Ardea cinerea* (Laurenti, 2004). Dalla figura 1 si nota che i picchi delle presenze coincidono con i periodi dei maggiori flussi migratori, che invero inducono ad ulteriori future analisi per le particolarità emerse.

Significative anche qualitativamente le presenze invernali in questo lago interno. Tra le emergenze si segnalano: *Ardeola ralloides* svernante, più volte osservata fino al 28/01/01 (Laurenti & Cardinali, 2001); *Phoenicopterus r. roseus* presente regolarmente negli inverni 2002, 2009, 2010. Singolare la presenza di *Netta rufina* nel gennaio 2001; A*nser anser* si conferma svernante regolare solo qui nella regione con numeri interessanti (max 122), mentre *Anser albifrons* ed *Anser fabalis* compaiono irregolarmente.

Da sottolineare anche la presenza di *Ardea purpurea* fino al novembre 2002 e di *Plegadis falcinellus* fino al dicembre 2002. Si riconferma la regolarità di svernamento di *Nycticorax nycticorax* ed anche di *Tadorna tadorna*, *Numenius arquata*, *Tringa erythropus, Calidris alpina,* e, tra i passeriformi, di *Lanius excubitor* e *Jynx torquilla*. Nove sono state le specie esotiche osservate: *Balearica regulorum, Pelecanus rufescens, Psittacula krameri, Acridotheres tristis, Callonetta leucophris, Vanellus spinosus, Anas erithroryncha, Alopochen aegyptiacus, Branta canadensis* .

Rilevanti anche numericamente, sempre nei mesi invernali, *Anas crecca* (max. 1924), *Anas penelope* (max. 2073), *Anas platyrhynchos* (max. 2085), *Anas strepera* (max. 1520), *Anas clypeata* (max. 572). Di elevato interesse conservazionistico è la piccola popolazione di *Aythya nyroca*, originata da un progetto di reintroduzione ed ormai stabilmente presente nelle stagioni estiva ed invernale (47 ind. nel dicembre 2000).

L'Oasi di Alviano si riconferma poi sito di svernamento di *Botaurus stellaris*, presente regolarmente con un massimo di due individui.

Come peraltro già noto, il bacino artificiale di Alviano, grazie alla sua strategica posizione lungo la direttrice migratoria che passa sul fiume Tevere ed al grado di protezione accordato all'intera area ricompresa nel Parco Fluviale Regionale del Tevere, non disgiunto dalla gestione oculata del WWF, che qui ha condotto importanti progetti ambientali, si riconferma una delle migliori zone umide dell'Umbria e l'unica per la presenza costante di specie ornitiche di notevole interesse conservazionistico altrove rare (Di Carlo & Laurenti, 1991; Laurenti & Di Carlo, 1994), testimoniato anche dalle numerose ricatture e riletture di anelli colorati su specie minacciate effettuate nel corso degli anni.

Bibliografia

ANDREAUS S, LAURENTI S, SAVO E, SCUTELLÀ M 2001. AVOCETTA 25: 45; CASINI L, MAGNANI A, SERRA L 1992. RIC. BIOL. SELVAGGINA, 92: 1-54; DI CARLO EA, LAURENTI S 1991. UCCELLI D'ITALIA 16: 20-70; LAURENTI S 2004. U.D.I. XXIX, 2004 1-2: 90-91; LAURENTI S, CARDINALI G 2001. ALULA VIII (1-2): 95; LAURENTI S, DI CARLO EA 1994. ATTI MUS. REG. SCI. NAT. TORINO: 551.

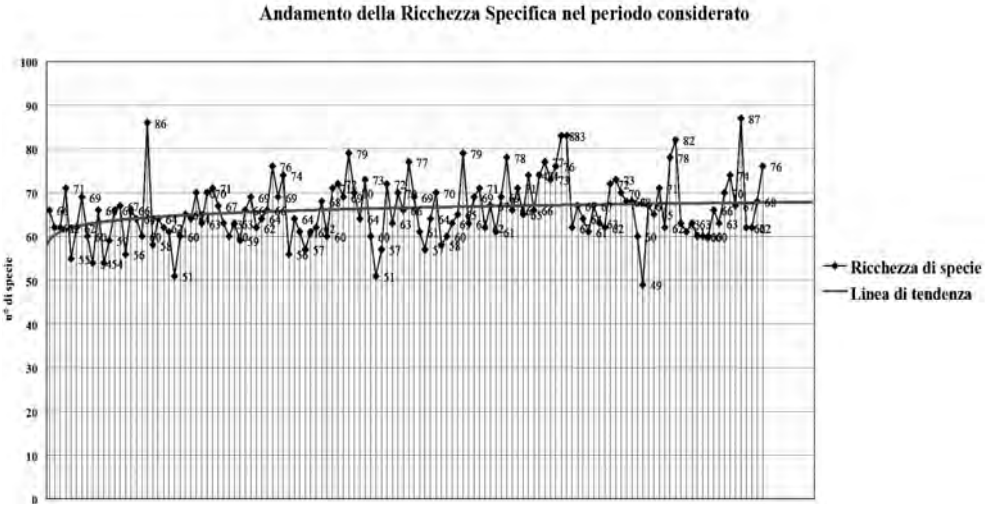


Figura 1 - Andamento della ricchezza specifica nel periodo considerato

CENSIMENTO DELLA POPOLAZIONE DI COTURNICE DI SICILIA NELLA ZPS ITA010029 MONTE COFANO, CAPO SAN VITO E MONTE SPARAGIO

MARIO LO VALVO[1], ALBERTO SORACE[2] & GABRIELE GIACALONE[3]

[1]Dipartimento Biologia ambientale e biodiversità, via Archirafi 18, 90123 Palermo, mario.lovalvo@unipa.it; [2]SROPU, via Crippa 60, 00125 Roma; [3]Dipartimento Biologia "M. La Greca", via A. Longo 19, 93125 Catania

Key Words: *Alectoris graeca whitakeri*, Rock partridge, census, Sicily

Summary *The Alectoris graeca whitakeri is an endemic subspecies of Sicily. In the last decades its population showed marked decline and fragmentation. As part of the project "LIFE09 NAT/IT/000099-SICALECONS - Urgent actions for the conservation of the* Alectoris graeca whitakeri*", the census of the population was carried out in the SPA ITA010029, in the Trapani province. In this area (15.524 hectares), the upper altitudes host residual forests of holly oak and southern live oak, while the lower altitudes host reforestation of conifers and rocky open spaces characterized by shurb and herbaceous species. Hunting is forbidden in many parts of this area, as there are natural reserves and forest property. Between March and April 2011, 163 point counts were carried out using the playback technique. Alectoris graeca was recorded in 22 squares and a total of 29 individuals (5 pairs and 19 singing males) were detected. Overall, it was estimated the presence of 66 pairs in the entire study area.*

La Coturnice di Sicilia, *Alectoris graeca whitakeri*, è una sottospecie endemica della Sicilia, la cui popolazione negli ultimi decenni ha subito una notevole contrazione e frammentazione, a causa soprattutto della modificazione degli habitat, della meccanizzazione agricola, dell'eccessivo prelievo venatorio, dell'immissione di soggetti congenerici o conspecifici, e, probabilmente, da elevate densità di cinghiale *Sus scrofa*. Per tali motivi, per questa specie il prelievo venatorio è precluso da alcuni anni.

Nell'ambito delle azioni di conservazione previste dal progetto "LIFE09 NAT/IT/000099–SICALECONS–Urgent actions for the conservation of the *Alectoris graeca whitakeri*" è stato realizzato il censimento della popolazione di Coturnice di Sicilia presente nella ZPS ITA010029 Monte Cofano, Capo San Vito e Monte Sparagio, in provincia di Trapani. L'area in oggetto, che si estende per 15.524 ettari, è formata da una dorsale costiera di natura prevalentemente carbonatica. Dal punto di vista vegetazionale, la ZPS presenta nella parte alta dei residui di bosco di leccio, *Quercus ilex,* e roverella, *Quercus s.l.*, mentre le fasce sottostanti sono costituite da ampi spazi aperti e rocciosi caratterizzati da specie arbustive (*Euphorbia dendroides*, *Chamaerops humilis*, *Genista spp*.) e da specie erbacee (*Ampelodesmos mauritanicus)* frammiste a qualche rimboschimento di conifera ed eucalipto. Trascurabile è la presenza di vigneti, uliveti e coltivazioni di cereali. Gran parte di quest'area è sottratta all'attività venatoria per la presenza di riserve naturali e demani forestali.

Sovrapponendo all'area oggetto del censimento una griglia UTM (WGS84) con maglia 1 km sono state ricavate celle da 100 ettari ciascuna, all'interno delle quali è stato realizzato un punto di ascolto con la tecnica del playback.. Con l'ausilio di un rilevatore satelittare GPS si è cercato, quando possibile, di raggiungere il centro di ogni cella dove è stato prodotto un richiamo conspecifico con l'utilizzo di un riproduttore digitale mp3 e di un impianto d'amplificazione. Ogni richiamo è stato emesso per un minuto intervallato da un minuto d'ascolto. Tale operazione veniva ripetuta 4 volte orientando l'apparato amplificatore nei 4 punti cardinali.

Per ogni risposta sono stati annotati, su apposita scheda, il numero di maschi cantori e, utilizzando un telemetro ottico e una bussola digitale, la distanza e la direzione del maschio cantore rispetto al punto d'ascolto. Sono state anche annotate le osservazioni di individui non in canto che presumibilmente venivano attiratti dal richiamo. I conteggi sono stati realizzati tra marzo e aprile del 2011, nelle prime 4 ore mattino e nelle 3 ore che precedono il tramonto, evitando la fisiologica diminuizione della frequenza del canto nelle ore più calde della giornata (Bernard-Laurent & Laurent, 1984; Bocca ,1990).

Per poter estrapolare dalla ZPS le unità territoriali realmente utilizzate dalla coturnice è stato utlizzato un programma GIS, inoltre per poter ricondurre i dati raccolti a una superficie, si è assunto che ogni stazione di ascolto avesse una superficie corrispondente a 28,26 ettari, pari a quella di un cerchio con raggio di 300 metri. Il valore del raggio è stato deciso tenendo conto di quanto riportato in bibliografia per i censimenti ornitologici in ambienti aperti (Bibby *et al.,* 2000) e dell'esperienza maturata sul campo dai rilevatori (A.S. e G.G.). In totale sono state effettuate 163 stazioni d'ascolto. Queste hanno consentito di circoscrivere l'areale della coturnice all'interno della ZPS, che è risultato esteso 9.893 ettari, corrispondente a circa il 65% del sito Natura 2000. Complessivamente si è ottenuta risposta in 22 celle da parte di almeno un individuo e sono stati contattati in totale 29 individui, corrispondenti a 5 coppie e 19 maschi in canto. Assumendo che ad ogni maschio in canto corrisponda una coppia (Bernard Laurent & Laurent, 1984) ed estrapolando i risultati ottenuti, la popolazione di Coturnice di Sicilia all'interno della ZPS è stata stimata in 66 coppie. La tabella 1 riporta i risultati ottenuti suddivisi per unità territoriale.

Il valore di densità ottenuto nell'intera ZPS "ITA010029" risulta essere piuttosto basso se confrontato con quelli riportati da altri autori sia per la Sicilia che per altre aree geografiche dove vive la specie (tab. 2).

Tabella 1 - Superfici (in ettari), numero di coppie stimato e densità di Coturnice di Sicilia nelle diverse unità territoriali della ZPS "ITA010029.

	Areale nella ZPS	Superficie censita	Superficie occupata	Numero di coppie stimato	Coppie/ kmq
Riserva naturale dello Zingaro	1.717,0	482,7	137,8	17	1,01
Riserva naturale di Monte Cofano	346,5	131,4	15,76	1	0,42
Demanio forestale di Monte Inici	2.539,0	856,5	169,6	18	0,70
Monte Sparagio	1.660,0	481,4	97,07	12	0,71
Aree contigue	3.630,3	906,2	122,7	17	0,48
TOTALE	9.892,8	2.858,2	542,93	66	0,67

Tabella 2 - Valori di densità di coturnice per differenti aree geografiche.

Località	Coppie/kmq	
Alpi Dolomiti	2,29	Cattadori *et al.*, 2003
Alpi Svizzere	2.9	Zbinden, 1984
Alpi Marittime	1,8	Bernard Laurent, 1984
Appennino Italiano	1,0-1,9	Sorace *et al.*, 2011
Italia	1,4-1,7	Spanò *et al.*, 1985
Sicilia	3,3	Sarà, 1989
Madonie (Palermo)	4,4	Sarà, 1989
Rocca Busambra (Palermo)	1,6	Sarà, 1989
S. Vito Lo Capo (Trapani)	3,9	Sarà, 1989
ZPS "ITA010029	0,67	Questo studio

Bibliografia

BERNARD-LAURENT A, LAURENT JL 1984. FAUNE SAUVAGE 4: 69-85; BIBBY CJ ET AL. 2000. ACADEMIC PRESS, LONDON; BOCCA M 1990. REGIONE AUTONOMA VALLE D'AOSTA. COMITATO REGIONALE CACCIA DELLA VALLE D'AOSTA; CATTADORI IM ET AL. 2003. ANIMAL CONSERVATION 6: 71-81; SARÀ M 1989. BOLL. ZOOL. 56: 151-157; SORACE ET AL. 2011. EDIZIONI ARP, ROMA; SPANÒ S ET AL. 1985. ATTI DEL III CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA, PAVIA, PP. 58-60; ZBINDEN N 1984. ORNITHOL. BEOB. 81: 45-52.

AVIFAUNA NIDIFICANTE NELLA ZPS ITA010029 MONTE COFANO, CAPO SAN VITO E MONTE SPARAGIO (TRAPANI)

MARIO LO VALVO[1], ALBERTO SORACE[2], FRANCESCO ADRAGNA[3] & GABRIELE GIACALONE[4]

[1]Dipartimento di Biologia ambientale e Biodiversità, Università di Palermo, via Archirafi 18, 90123 Palermo, mario.lovalvo@unipa.it; [2]SROPU, via Crippa 60, 00125 Roma; [3]Via Immacolata n. 82, 91013 Calatafimi Segesta (TP); [4]Dipartimento di Biologia ambientale "M. La Greca", Università di Catania, via A. Longo 19, 95125 Catania

Key Words: SPA, checklist, Sicily

Summary *In the present study, an update of the breeding birds in the SPA ITA010029 is presented. Point counts were carried out in 163 plots of 1 sq km that cover the entire study area. Overall, 90 species were recorded, of which 67 breeding (Table 1) and 26 of conservation concern (Table 2). The first occurrences of* Accipiter nisus, Dendrocopos major *and* Jynx torquilla *were recorded. It is therefore confirmed the importance of this area for the presence of breeding raptors of European concern, for the presence of a widespread population of* Alectoris graeca whitakeri *and for a high level of bird species richness.*

L'aggiornamento delle conoscenze faunistiche dei Siti Natura 2000 risulta utile per una più corretta politica di conservazione e gestione di queste aree d'interesse comunitario. Per tale motivo, durante la realizzazione del progetto LIFE09 NAT/IT/000099-SICALECONS, per la conservazione della Coturnice di Sicilia *Alectoris graeca whitakeri*, sono stati anche effettuati rilevamenti ornitologici per approfondire le conoscenze sull'avifauna nidificante nell'intero territorio della ZPS ITA010029 Monte Cofano, Capo San Vito e Monte Sparagio, tra le più vaste della Sicilia, situata in provincia di Trapani. L'area, che ha un'estensione di 155,25 kmq, è caratterizzata da una vegetazione prevalentemente di tipo mediterraneo (*Euphorbia dendroides*, *Chamaerops humilis*, *Ampelodesmos mauritanicus*), intervallata da rimboschimenti di conifere e da residui boschi indigeni di leccio *Quercus ilex* e roverella *Quercus pubescens s.l.*, questi ultimi confinati nelle zone a maggiore altitudine. Trascurabile è la presenza di vigneti, uliveti e coltivazioni di cereali. Gran parte di quest'area è sottratta all'attività venatoria per la presenza di riserve naturali e demani forestali. Questa ZPS è stata istituita per essere un'area interessata dalla migrazione primaverile ed autunnale e per essere un sito di nidificazione di rare specie di falconiformi.

In questo contributo vengono riportati dati aggiornati sull'avifauna nidificante all'interno di questo sito d'interesse comunitario. Per lo studio dell'avifauna nidificante della ZPS è stato utilizzato il metodo delle "stazioni d'ascolto". Sovrapponendo all'area oggetto del censimento una griglia UTM (WGS84) con maglia 1 km sono state ricavate celle da 100 ettari ciascuna. Con l'ausilio di un GPS si è cercato, quando possibile, di raggiungere il centro di ogni cella, dove è stata georeferenziata la "stazione di ascolto". Nel corso della primavera 2011, durante le prime 4 ore mattino e nelle 3 ore che precedono il tramonto, ognuna delle stazioni d'ascolto è stata visitata per almeno una volta e per almeno 15 minuti, durante i quali sono state annotate tutte le specie di uccelli avvistate o udite. Complessivamente sono state censite 90 specie di uccelli, delle quali 67 (tab. 1) hanno mostrato comportamenti legati ad eventi di riproduzione (canto territoriale, imbeccata, nido ecc.).

Tabella 1 - Elenco alfabetico delle specie di uccelli nidificanti nella ZPS ITA010029.

Accipiter nisus	*Corvus corax*	*Hirundo rustica*	*Regulus ignicapilla*
Alectoris graeca whitakeri	*Corvus cornix*	*Jynx torquilla*	*Saxicola torquatus*
Apus apus	*Corvus monedula*	*Lanius senator*	*Serinus serinus*
Apus melba	*Cuculus canorus*	*Larus michahellis*	*Streptopelia decaocto*
Apus pallidus	*Cyanistes caeruleus*	*Lullula arborea*	*Streptopelia turtur*
Aquila chrysaetos	*Delichon urbicum*	*Luscinia megarhynchos*	*Strix aluco*
Athene noctua	*Dendrocopos major*	*Merops apiaster*	*Sturnus unicolor*
Buteo buteo	*Emberiza calandra*	*Monticola solitarius*	*Sylvia atricapilla*
Calandrella brachydactyla	*Emberiza cia*	*Muscicapa striata*	*Sylvia cantillans*
Carduelis cannabina	*Emberiza cirlus*	*Parus major*	*Sylvia conspicillata*
Carduelis carduelis	*Erithacus rubecula*	*Passer hispaniolensis*	*Sylvia melanocephala*
Carduelis chloris	*Falco peregrinus*	*Passer montanus*	*Tachybaptus ruficollis*
Certhia brachydactyla	*Falco tinnunculus*	*Petronia petronia*	*Troglodytes troglodytes*
Cettia cetti	*Fringilla coelebs*	*Phylloscopus collybita*	*Turdus merula*
Cisticola juncidis	*Galerida cristata*	*Pica pica*	*Tyto alba*
Columba livia	*Garrulus glandarius*	*Ptyonoprogne rupestris*	*Upupa epops*
Columba palumbus	*Hieraaetus fasciatus*	*Pyrrhocorax pyrrhocorax*	

Lo sparviere, il picchio rosso maggiore ed il torcicollo risultano essere specie nidificanti non note per l'area (cfr. Lo Valvo *et al.,* 1993; AA.VV, 2008). La tabella 2 mostra le specie nidificanti inserite nella Direttiva Uccelli e/o nella lista rossa italiana (LIPU & WWF, 1999) e/o tra le SPEC (Birdlife, 2004).
Dal confronto con quanto riportato nelle scheda Natura 2000 aggiornata nel 2007 e nel piano di gestione della ZPS (Dipartimento Regionale Azienda Foreste Demaniali 2009), non viene confermata la presenza, tra i nidificanti d'interesse comunitario, della berta maggiore (*Calonectris diomedea*), del martin pescatore (*Alcedo atthis*), del calandro (*Anthus campestris*), della quaglia (*Coturnix coturnix*) e dell'assiolo (*Otus scops*).

Dall'analisi dei risultati ottenuti sulle specie di uccelli nidificanti, viene confermata l'importanza di questa ZPS come area di nidificazione di specie di Rapaci di interesse comunitario, ma merita di essere messa in evidenza anche la sua importanza come area di nidificazione di una diffusa, anche se poco densa, popolazione di Coturnice di Sicilia, e come area ad elevata biodiversità. Il valore di ricchezza avifaunistica di quest'area, infatti, corrisponde al 43,2% del valore di ricchezza specifica dell'intera Sicilia, isole minori incluse.

Bibliografia

AA.VV. 2008. STUDI & RICERCHE ARPA SICILIA, PALERMO, 6; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES, NO. 12. CAMBRIDGE, UNITED KINGDOM, 374 PP.; LO VALVO M ET AL. 1993. NATURALISTA SICIL. 17 (SUPPL.): 1-373; DIPARTIMENTO REGIONALE AZIENDA FORESTE DEMANIALI 2009. PIANO DI GESTIONE DELL'AMBITO TERRITORIALE "MONTI DI TRAPANI"; LIPU & WWF 1999. RIV. ITAL. ORN. 69: 3-43.

Tabella 2 - Elenco alfabetico delle specie di uccelli nidificanti nella ZPS ITA010029 inserite nella Direttiva Uccelli e/o nella lista rossa italiana e/o tra le SPEC. X=presenza; VU=Vulnerabile; CR=in pericolo critico; LR=a basso rischio.

	Direttiva Uccelli	Lista rossa italiana	SPEC
Alectoris graeca whitakeri	*X*	*VU*	*2*
Apus melba	*-*	*LR*	*-*
Aquila chrysaetos	*X*	*VU*	*3*
Athene noctua	*-*	*-*	*3*
Calandrella brachydactyla	*X*	*-*	*3*
Carduelis cannabina	*-*	*-*	*2*
Columba livia	*-*	*VU*	*-*
Corvus corax	*-*	*LR*	*-*
Delchon urbicum	*-*	*-*	*3*
Emberiza cia	*-*	*-*	*3*
Falco peregrinus	*X*	*VU*	*-*
Falco tinnunculus	*-*	*-*	*3*
Galerida cristata	*-*	*DD*	*3*
Hieraaetus fasciatus	*X*	*CR*	*3*
Hirundo rustica	*-*	*-*	*3*
Jynx torquilla	*-*	*-*	*3*
Lanius senator	*-*	*LR*	*2*
Lullula arborea	*X*	*-*	*2*
Merops apiaster	*-*	*-*	*3*
Miliaria calandra	*-*	*-*	*2*
Monticola solitarius	*-*	*-*	*3*
Muscicapa striata	*-*	*-*	*3*
Passer montanus	*-*	*-*	*3*
Pyrrhocorax pyrrhocorax	*X*	*VU*	*3*
Streptopelia turtus	*-*	*-*	*3*
Upupa epops	*-*	*-*	*3*

MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI DI *Picus canus*, *Dryocopus martius*, e *Picoides tridactylus* NELLA ZPS IT3321001 "ALPI CARNICHE"

GUGLIELMO LONDI[1], TOMMASO CAMPEDELLI[1], SIMONETTA CUTINI[1], ENRICO BENUSSI[2], ANDREA PIROVANO[3], UMBERTO FATTORI[4] & GUIDO TELLINI FLORENZANO[1]

[1]DREAM Italia, via dei Guazzi 31, I-52013 Poppi (AR), e-mail tellini@dream-italia.it; [2]IMMAGINE NATURA, via della Ginnastica 73, I-34142 Trieste; [3] Progetto Natura, Cascinello Mako, 20087 Robecco sul Naviglio (MI); [4] Regione autonoma Friuli Venezia Giulia, Servizio caccia, risorse ittiche e biodiversità, Ufficio studi faunistici, via Sabbadini 31, 33100 Udine

Key Words: Picidae, Woodpekers, Grey-headed Woodpecker, Black Woodpecker, Three-toed Woodpecker, MaxEnt

Summary *Since 2010 the Friuli Venezia Giulia region started a woodpecker monitoring program in the SPA "Alpi Carniche" and in the SCI "Monte Auernig e Monte Corona". Using the play-back methodology, we carried out censuses in sample areas that were chosen upon their habitat suitability, modelled by Maxent and using existing data.* Dryocopus martius *is the most widespread species, whereas Picus canus and* Picoides tridactylus *are more rare and well distributed only in the oriental part of the study area.*

Nel biennio 2010-2011 la Regione autonoma Friuli Venezia Giulia ha finanziato il monitoraggio delle popolazioni di *Picus canus, Dryocopus martius* e *Picoides tridactylus* nella ZPS IT3321001 "Alpi Carniche" e nel sito di importanza comunitaria (SIC) IT3320004 "Monte Auernig e Monte Corona". Abbiamo effettuato i rilievi in alcune zone campione definite sulla base di modelli ecologici costruiti per le tre specie a partire da localizzazioni note nell'arco alpino centro-orientale. Abbiamo costruito un modello per ciascuna specie utilizzando il programma MaxEnt (Phillips *et al*., 2006; Phillips & Dudík, 2008), che permette l'impiego di dati raccolti anche in maniera non standardizzata e sembra particolarmente efficiente ed affidabile anche con campioni di numerosità limitata (Elith *et al*., 2006); i modelli hanno fornito tre carte di idoneità "sommando" le quali abbiamo individuato quattro grosse aree (da ovest a est Forni Avoltri, Timau, Paularo, Pontebba, Fig. 1). Principalmente all'interno di queste aree quindi, in considerazione anche di aspetti logistici, abbiamo individuato percorsi lungo cui disporre punti d'ascolto. Abbiamo utilizzato la tecnica del play-back, secondo lo schema di un minuto di ascolto – uno di richiamo – uno di ascolto ripetuto due volte, visitando ciascun punto tre volte nell'arco di ciascuna stagione riproduttiva nei mesi di aprile e maggio. Negli stessi punti abbiamo rilevato anche una serie di caratteristiche della struttura e della composizione del bosco che saranno poi utilizzate per analisi ecologiche con lo scopo di definire le preferenze ambientali di ciascuna specie.

In questa sede presentiamo la sintesi dei risultati complessivi dei due anni di monitoraggio per quanto riguarda la distribuzione e l'abbondanza delle tre specie. *Dryocopus martius* è la specie più diffusa (presente in quasi la metà dei punti nel 2010 e nel 40% nel 2011), seguita da *Picus canus* comunque anch'esso relativamente abbondante e diffuso (rilevato in oltre il 30% dei punti nel 2010, nel 25% nel 2011); *Picoides tridactylus* è invece risultato più raro e localizzato (presente solo nel 14% dei punti nel 2010, nel 6% nel 2011) ed è del resto tra le tre, la specie più esigente (Gorman, 2004) che anche in Friuli Venezia Giulia frequenta i boschi di conifere più vecchi e con provvigioni elevate (Rassati *et al*., 2001). Tutte le specie sembrano in generale più abbondanti nel settore più orientale (zone di Paularo e di Pontebba). *Dryocopus martius* e *Picus canus* sono comunque presenti in tutte le aree (sebbene il secondo soprattutto sia risultato piuttosto raro nella zona

di Timau); entrambe le specie sono del resto relativamente diffuse ed in incremento nella Regione (Brichetti & Fracasso, 2007; Rassati, 2003a). *Picoides tridactylus* è risultato presente in maniera consistente soltanto nella zona di Pontebba mentre è stato rilevato in maniera solo sporadica nelle zone di Forni Avoltri e Paularo a conferma della maggiore frequenza con cui era in genere rilevato nei settori più orientali delle Alpi Carniche (Rassati, 2003b).

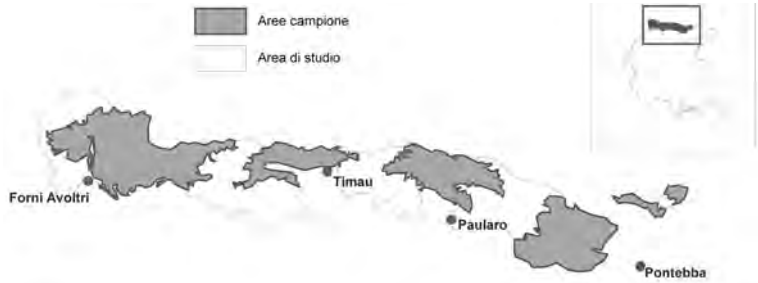


Figura 1 - Area di studio con le quattro aree campione individuate in base all'idoneità ambientale cumulata per le tre specie. L'idoneità è stata calcolata tramite modelli di massima entropia utilizzando il software MaxEnt (Phillips et al., 2006).

Tabella 1 - Risultati complessivi. I dati sono suddivisi per anno e per zona e sono riportati come numero di punti in cui la specie è stata rilevata almeno una volta nelle tre visite annue; è riportato anche il numero di punti visitato ogni anno.

	Forni Avoltri		Timau		Paularo		Pontebba		Totale	
	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011	2010	2011
n. di punti	43	46	17	17	43	46	41	41	144	150
Picus canus	7	2		2	16	18	22	16	45	38
Dryocopus martius	14	13	3	5	27	23	27	19	71	60
Picoides tridactylus	3					2	17	7	20	9

Ringraziamenti

Ringraziamo Pierandrea Brichetti per i dati forniti in sede di elaborazione dei modelli utilizzati per la definizione delle aree campione.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2007. OASI ALBERTO PERDISA. BOLOGNA; ELITH J ET AL. 2006. ECOGRAPHY 29: 129-151; GORMAN 2004. BRUCE COLEMAN. CHALFONT ST, PETER; PHILLIPS SJ ET AL. 2006. ECOLOGICAL MODELLING 190: 231-259; PHILLIPS SJ, DUDÍK M 2008. ECOGRAPHY 31: 161-175; RASSATI G 2003A. AVOCETTA 27: 174; RASSATI G 2003B. AVOCETTA 27: 173; RASSATI G ET AL. 2001. AVOCETTA 25: 240.

NIDIFICAZIONE DI FALCONIFORMES E VALORE ORNITOLOGICO DEI SITI DI RETE NATURA 2000 NELLA PROVINCIA DI CALTANISSETTA

ROSARIO MASCARA

Fondo Siciliano per la Natura, Via Popolo 6, 93015 Niscemi (CL), wmasca@tin.it

KEY WORDS: *FALCONIFORMES*, CALTANISSETTA, NATURA 2000 NETWORK

Summary *The Caltanissetta province host 13 sites of the Natura 2000 network, which occupy about 20% of the province. Falconiformes are represented by 9 nesting species and, particularly, by 83-100% of* Hieraaetus fasciatus*, 68-69% of* Falco naumanni*, 35-47% of* Falco biarmicus *and 33-41% of* Falco peregrinus *of the regional breeding populations. In the IBA 166 occurs 61-62% of the provincial breeding population of* Falco naumanni *(665-765 couples).*

I falconiformi sono una categoria zoologica che permette di avere un quadro dello stato di tutela ambientale di ampi territori. La presenza di popolazioni nidificanti con buoni indici riproduttivi certificano non solo il buon andamento della popolazione ma anche la presenza nel territorio di ecosistemi e nicchie ecologiche diversificate. Per la buona riuscita della riproduzione è importante la collocazione dei siti in aree tutelate e con controlli adeguati del territorio (parchi, riserve naturali, siti di interesse comunitario, aree demaniali ecc). Risulta interessante, pertanto, avere un loro quadro collocativo in vasti territori per l'avvio di azioni di tutela, a tal fine, perciò, qualsiasi contributo risulta importante.

La provincia di Caltanissetta è estesa 2124 Km^2, il suo territorio è morfologicamente abbastanza diversificato con habitat rupicoli e calanchivi, estesi pascoli e coltivazioni arboree e cerealicole. Comprende due vaste aree, una meridionale che gravita attorno alla Piana di Gela e una settentrionale a nord-ovest del F. Salso con il vasto comprensorio della Valle del F. Salito Gallo-d'Oro affluente del Platani. Vi insistono: 7 aree protette regionali (R.N.O.), 11 siti di interesse comunitario (SIC) che inglobano le R.N.O., una zona di protezione speciale (ZPS), un'importante area per gli uccelli (IBA). Complessivamente i siti di Rete Natura 2000 sono 13 con una estensione di 433 Km^2, il 20% circa del territorio provinciale. La gestione delle R.N.O. è stata affidata all'Azienda Regionale Foreste Demaniali, alle Università siciliane, alle Province ed alle Associazioni ambientaliste.

L'ordine dei Falconiformi è rappresentato da 9 specie nidificanti certe e regolari, anche con popolazioni tra le più significative regionali e nazionali: *Milvus migrans, Accipiter nisus, Buteo buteo* (150-180 cp)*, Hieraaetus fasciatus* (7-9 cp)*, Falco naumanni* (665-765 cp)*, Falco tinnunculus* (320-360 cp)*, Falco subbuteo, Falco biarmicus* (20-26 cp)*, Falco peregrinus* (29-33 cp). Tutti, tranne *Buteo buteo*, sono inseriti nelle liste SPEC 1 e 3, nell'allegato 1 della Direttiva CE 79/409 e nella Lista rossa dei nidificanti in Italia (Calvario *et al.,* 1999).

Le specie SPEC sono: grillaio (SPEC 1), nibbio bruno, aquila di Bonelli , gheppio, lanario e pellegrino (SPEC 3); tranne il gheppio le altre sono inserite nell'allegato 1 della Direttiva CE 79/409. Nella Lista rossa: aquila del Bonelli (in pericolo critico), nibbio bruno, lodolaio, lanario e pellegrino (in pericolo), grillaio (a più basso rischio).

La distribuzione dei falconiformi nelle aree provinciali di rete natura 2000 (RNO, SIC, ZPS, IBA) è indicata nella Tab.1, vi nidificano: il 100% di *Milvus migrans* e di *Falco subbuteo*, l'83-100% di *Hieraaetus fasciatus*, il 68-69% di *Falco naumanni*, il 60-62% di *Falco tinnunculus*, il 50-75% di *Accipiter nisus*, il 35-47% di *Falco biarmicus*, il 33-41% di *Falco peregrinus* e il 27-31% di *Buteo*

buteo. In particolare per *Falco naumanni*, che risulta essere la specie più abbondante (Mascara & Sarà, 2006; Mascara, 2011), l'IBA 166 Biviere e Piana di Gela, accoglie il 61-62% della popolazione provinciale. Inoltre il 27-40% dei siti delle specie più a rischio: *Hieraaetus fasciatus, Falco biarmicus e Falco peregrinus* si trovano in aree demaniali gestite dall'Azienda Regionale Foreste Demaniali, quindi potenzialmente protette da attività di bracconaggio e di predazione al nido purtroppo molto frequenti. Queste aree hanno quindi assunto, assieme ai siti di rete Natura, un ruolo fondamentale per la loro protezione.

Bibliografia

CALVARIO ET AL. 1999. NUOVA LISTA-ROSSA DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN ITALIA. LIPU-WWF (A CURA DI); MASCARA R 2011. MONOGRAFIE NATURALISTICHE, 3. EDIZIONI DANAUS, PALERMO; MASCARA R, SARÀ M 2006. AVOCETTA 30: 39-47.

Tabella 1 - Coppie di Falconiformi nei siti di Rete Natura 2000 (SIC, ZPS, IBA), nelle Riserve Naturali Regionali (RNR) e nelle aree demaniali regionali (dati 2010-2011).

	Aquila di Bonelli	Grillaio	Lanario	Pellegrino
Provincia Caltanissetta	7-9	665-765	20-26	29-33
Siti rete natura 2000 (SIC)	2-3	55-75	3-4	7-8
Siti rete natura 2000 (ZPS-ITA 050012)		185-205		
Siti rete natura 2000 (IBA 166 e adiacenze)	3-4	460-520	3-5	3-5
Siti a protezione regionale	1-2	25-45	1	4-5
Aree demaniali	5-6	35-40	2-3	10-11

CHECK-LIST DELL'AVIFAUNA NELL'AREA FLORISTICA PROTETTA DI MONTEDORO (SENIGALLIA, AN, MARCHE)

NIKI MORGANTI[1 2], MAURO MENCARELLI[1] & FRANCESCA MORICI[1]

[1]Studio naturalistico Diatomea, Senigallia (AN), info@studiodiatomea.it; [2]Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo", DiSTeVA

Key Words: Nesting birds, woods, monitoring

Summary *The wood of Montedoro is a Floristic Protected Area that was established in 1997 by the Marche Region. It is located in Senigallia (AN), in a hilly area on the right side of the Cesano River. The area covers about 6 hectares, where two small streams give rise to the Montedoro Ditch, a tributary of the River Cesano. The wood is mainly characterized by a forest of* Quercus pubescens, Fraxinus ornus, Ulmus minor, Salix sp. *and* Populus sp. *There are also shrubs of* Laurus nobilis, Euonymus europaeus *and* Crataegus monogyna. *In november 2009, a monitoring program was started to produce a check-list of the bird species present in this area. Before starting the surveys, we identified 4 point counts that cover all of the environment types of the wood. Each point count was monitored every 15 days. Passeriformes were detected using the IPA methodology, whereas the presence of owls was detected using the technique of lip-synching. Despite the modest size, the area has a good biodiversity as it includes 63 bird species. The most relevant species are* Asio otus, Buteo buteo, Buteo rufinus, Dendrocopos major, D. minor, Lanius colliuro *and* Picus viridis.

La Selva di Montedoro è un'area floristica protetta (L. R. 52/1974) istituita nel 1998 per la presenza di specie vegetali di interesse naturalistico: il Giglio puzzolente *Iris foetidissima* e il Dragonzio *Dracunculus vulgaris*. Il bosco, di proprietà privata, copre un'area di 6,05 ettari in un contesto collinare litoraneo prevalentemente coltivato. L'area ricade all'interno del Comune di Senigallia. La selva rappresenta inoltre uno degli ultimi boschi relitti dell'hinterland senigalliese, ciò che resta delle estese foreste abbattute nel corso dei secoli in seguito allo sviluppo dell'agricoltura. Nell'area non erano mai stati effettuati monitoraggi mirati alla conoscenza della comunità ornitica presente, fatta eccezione per qualche sporadica segnalazione: questo lavoro si propone quindi come un primo studio scientifico nella Selva di Montedoro.

Il fosso di Montedoro, affluente di destra orografica del fiume Cesano, delimita il confine nord-occidentale; mentre nel confine sud-orientale si trova il fosso di Maiano che confluisce nel fosso di Montedoro. La Selva assume una particolare forma a 'V', con un lato esposto verso est e uno verso nord: grazie a questa conformazione e alle diverse esposizioni, al suo interno si possono trovare tipologie ambientali molto differenti.

La Selva è caratterizzata principalmente da un bosco di Roverella *Quercus pubescens* e Orniello *Fraxinus ornus* e da una zona umida a salice *Salix sp.,* pioppo *Populus sp.* e Olmo *Ulmus minor.* Gli arbusti più rappresentati sono: Alloro *Laurus nobilis,* Berretta da prete *Euonymus europaeus* e Biancospino *Crataegus monogyna.*

Il presente lavoro è il risultato della ricerca di quasi due anni svolta all'interno della Selva di Montedoro, con inizio a novembre 2009 e fine a luglio 2011. Al fine di ricoprire tutte le tipologie ambientali presenti sono stati individuati 4 punti di ascolto/osservazione che sono stati monitorati ogni 15 giorni. I dati sono stati raccolti in schede di rilevamento contenenti le indicazioni cartografiche, le tipologie ambientali, il periodo di osservazione e le specie rilevate con indicati codici differenti a seconda del periodo dell'anno di monitoraggio. Per il rilevamento dei passeriformi è

stata adottata la metodologia IPA, che attribuisce due valori alle specie: 0,5 (specie vista) e 1 (specie in canto, in comportamento territoriale o comportamenti che dimostrino la presenza di nido o pulli). La presenza di rapaci notturni è stata rilevata mediante la tecnica del play-back.

Con i dati raccolti nei due anni di rilevamento è stato elaborato un database in formato Excel. La check-list comprende 63 specie, di cui 45 nidificanti; tra queste segnaliamo *Lanius collurio*, *Hippolais polyglotta*, *Phylloscopus sibilatrix*, *Dendrocopus minor*. Segnalazioni al di fuori del periodo di monitoraggio hanno inoltre permesso di ampliare la check-list. E' stata registrata la presenza di 4 specie di Picidi ed accertata la nidificazione di *Dendrocopus major* e *D. minor*. Con tutta probabilità nelle scarpate limitrofe all'area della selva nidifica *Merops apiaster*.

Tabella 1 - Check-list degli uccelli osservati nella Selva di Montedoro

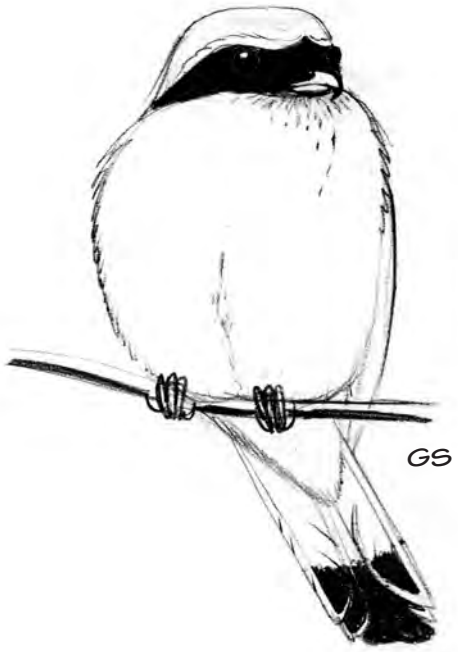
SPECIE	FENOLOGIA - IPA	SPECIE	FENOLOGIA - IPA
Ixobrychus minutus	M irr*	*Turdus merula*	SB (18)
Ardea cinerea	M reg*	*Turdus philomelos*	M reg, B W (1)
Accipiter nisus	M irr*	*Turdus viscivorus*	SB, M reg, W (2)
Buteo buteo	SB	*Cettia cetti*	SB (4)
Buteo rufinus	M irr*	*Hippolais polyglotta*	M reg, B (6)
Falco tinnunculus	SB?	*Sylvia melanocephala*	SB, M reg, W (5,5)
Phasianus colchius	SB (3)	*Sylvia atricapilla*	SB, M reg, W (20)
Larus michaellis	M reg	*Phylloscopus sibilatrix*	M reg, B (4)
Columba palumbus	SB (6)	*Phylloscopus collybita*	M reg, B (5,5)
Streptotelia decaocto	SB (9)	*Regulus regulus*	M irr*
Streptotelia turtur	M reg, B (11)	*Regulus ignicapillus*	M reg, B (2)
Cuculus canorus	M irr*	*Muscicapa striata*	M reg, B (6)
Otus scops	M reg, B?	*Ficedula hypoleuca*	M reg
Athene noctua	SB?	*Aegithalos caudatus*	SB (10,5)
Asio otus	SB*?	*Parus caeruleus*	SB (17)
Apus apus	M reg, B	*Parus major*	SB (15)
Apus melba	M irr*	*Certia brachydactyla*	SB (7)
Merops apiaster	M reg, B (5,5)	*Remiz pendolinus*	M reg, B (2)
Upupa epops	M reg, B (5)	*Oriolus oriolus*	M reg, B (7)
Jinx torquilla	M reg, B (7)	*Lanius colliuro*	M reg, B (3)
Picus viridis	M irr*	*Pica pica*	SB
Dendrocopos major	SB, M reg, W (5)	*Corvus corone cornex*	SB
Dendrocopos minor	SB, W (5)	*Sturnus vulgaris*	SB (12)
Hirundo rustica	M reg, B	*Passer italiae*	SB (17)
Anthus pratensis	M reg, W	*Passer montanus*	SB (11,5)
Motacilla cinerea	M reg, W	*Fringilla coebels*	SB, M reg, W (12)
Motacilla alba	M reg, W	*Serinus serinus*	SB (13,5)
Troglodytes troglodytes	SB (9)	*Carduelis chloris*	SB (6)
Prunella modularis	M reg, W	*Carduelis carduelis*	SB, M reg, W (9)
Erithacus rubecula	SB, M reg, W (11,5)	*Emberiza cirlus*	SB (2)
Luscinia megaryncos	M reg, B (21)	*Emberiza hortulana*	M reg, B (3)
Sitta europea	SB (7,5)		

La Selva di Montedoro, seppur di modeste dimensioni, ospita una ricca comunità ornitica; tale ricchezza è dovuta anche alla buona diversità ambientale che caratterizza l'area. Il fosso di Montedoro e la fascia di vegetazione presente permettono la connessione con il fiume Cesano garantendo la mobilità della fauna che, sfruttando questo corridoio ecologico, riesce a raggiungere la selva.

La poca distanza dalla costa e l'inserimento in un contesto collinare consentono inoltre di effettuare osservazioni interessanti anche durante i periodi di migrazione, tra queste segnaliamo *Buteo rufinus* e *Apus melba.* Infine nella zona umida della selva, nel mese di luglio 2011, è stata registrata la presenza di *Ixobrychus minutus.*

Bibliografia

BRICHETTI P, MASSA B 1998 RIV. ITAL. ORN. 68 (2): 129-152.



Averla piccola

I SIC DEL PARCO REGIONALE DELLA VALLE DEL LAMBRO: INDAGINI AVIFAUNISTICHE E PIANI DI GESTIONE

MARIELLA NICASTRO, GIANPIERO CALVI, ANDREA GALIMBERTI, FRANCESCO ORNAGHI, DANTE SPINELLI & MATTEO BARATTIERI

Centro Tecnico Naturalistico del Parco Regionale della Valle del Lambro, viale Susani 52, 20844 Rancate di Triuggio (MB), ctn@vallelambro.191.it

Key Words: Parco Valle del Lambro, Lombardy, Italy, Special Areas of Conservation, Habitats Directive

Summary *The Lambro Valley Regional Park (Lombardy, Northern Italy) is characterized by the presence of the River Lambro. The Regional Park encompasses four Special Areas of Conservation (SACs, "Habitats Directive", Council Directive 92/43/EEC): Lago di Pusiano, Lago di Alserio, Valle del Rio Cantalupo and Valle del Rio Pegorino. In 2009 and 2010, the Park has drawn the management plans for the Special Areas of Conservation. A fieldwork was carried out in order to update the data previously collected by several birdwatchers and ornithologists. Among the breeding species, the Lago di Pusiano hosts 12 Species of European Conservation Concern (SPECs), of which 3 are listed in the EU Directive 2009/147 (Annex 1): Black Kite, Kingfisher and Red-backed Shrike. These three species also occur at the Lago di Alserio, which includes other two taxa listed in the Annex 1: Little Bittern and Purple Heron. In the other two areas (Cantalupo and Pegorino), there are other 3 and 4 SPECs that occur as breeders. In 2009, a ringing station was established at the Lago di Pusiano. From 2009 to 2010 a total of 100 ringing days were carried out and 2156 birds (of 62 species) were ringed. In October 2010, ecological and genetic studies started with the aim to investigate the biodiversity of the bird populations occurring in the Park and their connectivity with bird populations of the neighbour nature reserves.*

Il Parco Regionale della Valle del Lambro si estende dal Piano d'Erba (CO) fino a tutto il Parco di Monza (MB). Il fiume Lambro, elemento paesaggistico centrale, costituisce un corridoio ecologico fluviale primario antropizzato.

Il Parco comprende 4 SIC: Lago di Pusiano, Lago di Alserio, Valle del Rio Cantalupo e Valle del Rio Pegorino. Il Centro Tecnico Naturalistico del Parco ha redatto negli anni 2009 e 2010 i relativi Piani di Gestione: per la prima volta è stata prodotta una fotografia completa sulle caratteristiche dei siti e sulle componenti faunistiche e floristiche degli stessi. Per tutte le quattro aree indagate - e in modo particolare per i Laghi di Alserio e di Pusiano – era disponibile una consistente messe di dati. L'attività di campo è stata incentrata soprattutto sui nidificanti. Il territorio delle aree di studio è stato suddiviso in quadrati di 500 metri di lato; per ogni quadrato è stato effettuato un censimento tramite punti d'ascolto. Le uscite di rilevamento sono state svolte dal 1 al 30 giugno 2009. Il metodo di censimento utilizzato è quello dei punti di ascolto senza limiti di distanza (Blondel *et al*., 1981) per una durata di 10 minuti (Fornasari *et al*., 1998). Nel SIC IT2020006 "Lago di Pusiano" sono segnalate 143 specie di uccelli di cui 30 inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli; tra le specie che nidificano nell'area, rivestono particolare importanza per l'ambiente palustre il Tarabusino, l'Airone rosso, il Falco di palude e il Martin pescatore, per le situazioni ecotonali è di rilievo la presenza dell'Averla piccola. Nel SIC IT2020005 "Lago di Alserio", invece, sono segnalate 151 specie di cui 29 inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli. Oltre alle specie di interesse conservazionistico del Lago di Pusiano è segnalato anche il Voltolino come probabile nidificante.

Tra le specie svernanti nei due SIC, è di notevole importanza la presenza regolare di Moretta

tabaccata, Albanella reale e Falco pellegrino. Le zone umide che cingono i laghi intermorenici presentano un notevole grado di diversità di ambienti (canneti, torbiere, macchie di salice) che permette la compresenza di specie ornitiche con esigenze ecologiche differenti. Tutti gli habitat presenti nei due SIC sono frequentati da specie che indicano un'elevata valenza naturalistica.

Il SIC del Cantalupo è interamente situato nel territorio di Triuggio (MB); il SIC del Pegorino è posto a ridosso del confine tra i Comuni di Triuggio e Lesmo (MB). Per entrambe le aree i confini dei SIC ricalcano il limite dei settori boschivi. I punti di ascolto sono stati posizionati in modo rigoroso all'interno delle aree forestali, allo scopo di connotare in maniera precisa i due SIC. Le comunità nidificanti censite sono confrontabili: 17 specie per il Cantalupo, 16 specie per il Pegorino. Entrambe presentano tratti tipicamente forestali, e sono caratterizzate da specie che utilizzano boschi fitti. Il Rampichino è ben rappresentato, a conferma di una generale espansione del passeriforme, che rappresenta un ottimo bioindicatore di boschi maturi e in buone condizioni conservative. Non mancano le specie SPEC: 4 per la Valle del Pegorino (Storno, Tortora Selvatica, Picchio verde, Cincia bigia), 3 per il Cantalupo (Storno, Tortora Selvatica, Picchio verde). Interessante la presenza della Tortora selvatica, localizzata in settori marginali, specie in regresso nel settore brianzolo e pressoché assente nel vicino Parco di Monza (Barattieri, oss. pers.). Nel caso del Pegorino, la presenza di un corso d'acqua non influenza la comunità ornitica, per le basse portate e la qualità scarsa di lunghi tratti del Rio; lo stesso avviene per il Cantalupo, attivo solo in poche occasioni durante l'anno. Nel novembre 2009 è stata riaperta la stazione di inanellamento del Lago di Pusiano, con un progetto di monitoraggio in continuum della comunità ornitica. Dall'autunno 2010, sono state effettuate sessioni continuative di inanellamento durante i periodi migratori grazie ad un finanziamento della Fondazione Cariplo nell'ambito del bando "Il corridoio ecologico del Lambro: interventi per il consolidamento e l'implementazione della connettività e della biodiversità". Il progetto, della durata di 24 mesi, ha come scopi principali il monitoraggio e l'implementazione della biodiversità e delle popolazioni ornitiche del SIC. Parallelamente ad indagini di campo e in collaborazione con il dipartimento di Biotecnologie e Bioscienze dell'Università degli Studi di Milano-Bicocca (laboratorio ZooPlantLab), verranno effettuati studi di genetica di popolazione su alcune specie (ad es. Picchio rosso maggiore, Cinciallegra, Rampichino), per verificare la connettività esistente con le popolazioni di aree naturali limitrofe e implementare eventuali corridoi ecologici. Per stimare la qualità del sito come area di sosta durante la migrazione autunnale, si procederà ad incrociare dati di cattura-ricattura a dati di composizione della dieta vegetale (inferiti per via molecolare) per alcune specie migratrici (ad es. Pettirosso, Capinera, Stiaccino). In base ai risultati ottenuti sarà possibile pianificare strategie di piantumazione e gestione forestale atte a migliorare la qualità dell'area. Da quando si è riattivata la stazione sono state effettuate circa 100 giornate di inanellamento durante le quali sono stati catturati e inanellati 2156 individui (62 specie diverse). Numerose le catture di specie di interesse conservazionistico a livello europeo: Martin pescatore (21 individui), Pettazzuro (29 individui) e Averla piccola (13 individui); da segnalare inoltre la cattura di un Forapaglie castagnolo, terza registrata per le province di Como, Lecco e Sondrio, di un Astore, un Voltolino e due Averle maggiori. Le ricatture evidenziano l'importanza del SIC come elemento di transito, sosta e svernamento per contingenti migratori europei e indicano come prioritaria la gestione e la conservazione di questa area.

Bibliografia

BLONDEL J, FERRY C, FROCHOT B 1981. STUDIES IN AVIAN BIOLOGY, 6: 414-420; FORNASARI L, BANI L, DE CARLI E, MASSA R 1998. GIBIER FAUNE SAUVAGE-GAME WILDL. 15, 309-322.

IL MONITORAGGIO DEL NIBBIO REALE *Milvus milvus* NELLA RETE NATURA 2000 DELLA REGIONE ABRUZZO

MASSIMO PELLEGRINI[1], AUGUSTO DE SANCTIS[2], TIZIANA ALTEA[3], CLAUDIO ALLEGRINO[4], STEFANO CIVITARESE[2], NICOLETTA DI FRANCESCO[4], MIRKO DI MARZIO[2], LUCIANO DI TIZIO[4], MARCO LIBERATORE[2], VANESSA PONZIANI[1] & FILOMENA RICCI[1]

[1]IAAP-WWF, Centro Fauna Rupestre dell'Appennino, Riserva naturale regionale Gole del Sagittario, Anversa degli Abruzzi (AQ) abruzzo@wwf.it; [2]Stazione Ornitologica Abruzzese, c/o Museo De Leone, C. da Collalto, Riserva naturale Lago di Penne; [3]Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Territoriale Biodiversità, Centro Ricerche Ambienti Montani, Castel di Sangro (AQ); [4]WWF Abruzzo, via G. D' Annunzio 68 Pescara

Key Words: Red Kite, Abruzzo, monitoring

Summary *The Italian nesting population of the Red Kite is estimated of 293-403 pairs. The southern part of the Abruzzo region (Central Italy) is known to be one of the most important nesting areas for this species, but few data are available on the actual nesting population size. A monitoring program has been carried out since 2009 in an area of 850 sq km, which corresponds to the total Red Kite's area. A total of 77 fixed point counts were chosen in order to cover 50 % of the study area. This paper presents the results of 8 surveys carried out from 2009 to 2010, from March to June. The maximum number of Red Kites was 134 and, therefore, 246 individuals can be estimated for the Abruzzo region. In the reproductive period 32 pairs were counted and 119 pairs estimated. Our preliminary results confirm the importance of the Abruzzo region for the Italian Red Kite population.*

La popolazione italiana di Nibbio reale è composta da 293-403 coppie nidificanti (Allavena *et al.*, 2006). In Abruzzo è presente e nidificante in una vasta area localizzata tra i bacini idrografici dei fiumi Sangro e Trigno comprendente 15 S.I.C. e l' I.B.A. "Monti Frentani".

I dati relativi alla distribuzione e status della specie sono parziali e non recenti (1982-2000) con stime variabili (Pellegrini, 2006) che, come per altre aree europee (Galles, Germania) sembravano confermare un trend molto positivo fino agli anni '90 (Tucker & Health, 1994). La mancanza di informazioni aggiornate raccolte con una metodologia standardizzata hanno suggerito la realizzazione di un monitoraggio anche ai fini di prevenire le verosimili interazioni negative tra la specie e le numerose centrali eoliche costruite ed in via di realizzazione nell' area (Allavena *et al.,* 2009). L'area di studio estesa circa 850 kmq comprende tutto l'areale di presenza stabile della specie in Abruzzo presente anche nella contigua Regione Molise dove sono stimate 40-50 coppie (Allavena *et al.*, 2006). La copertura forestale discontinua e la presenza di una rete viaria accidentata e distribuita in modo non uniforme non permettono l'utilizzo di transetti con auto, metodo altrove usato con successo (Spagna, Galles) per stime e censimenti della popolazione (Craighed & Craighed, 1956). Anche in altre nazioni i transetti non sono ritenuti validi per rilevare le coppie nidificanti (Viňuela *et al.*, 1999). Si è pertanto scelto di utilizzare l'osservazione da punti di vantaggio (n=77) distribuiti uniformemente nell'area scelti in base ad un'analisi territoriale complessiva, utilizzando foto aeree , con la quale sono state escluse solo le aree boscate con copertura forestale totale maggiore ai 150 ha interessate dalla presenza della specie solo marginalmente. In base alla disponibilità complessiva dei rilevatori/giornata è stato assegnato agli stessi il maggior numero possibile di punti/rilevatore contemporaneamente e per aree omogenee. Le osservazioni sono state condotte

ad orari prefissati per tutti i rilevatori con inizio 2h dopo il sorgere del sole e termine 2h prima del tramonto, durata 90'/punto e 30/60' pausa tra punti. Ad ogni rilevatore sono stati assegnati 3 o 4 punti in relazione alla durata della luce/giorno. Per ogni punto il raggio medio di osservazione calcolato di 1,5 km (in Spagna in aree aperte è di 3 km) ha consentito di rilevare nel complesso oltre la metà dell'area di presenza della specie fornendo dati significativi ai fini di un stima attendibile. Ai rilevamenti hanno partecipato 20-43 rilevatori utilizzando una scheda di rilevamento per la raccolta dei dati successivamente confluiti in un database georeferenziato anche per le successive valutazioni di carattere ambientale. Il monitoraggio è stato condotto nel corso di 2 giornate in periodo non riproduttivo, al di fuori del periodo di migrazione, e 2 in periodo riproduttivo, prima dell' involo, negli anni 2009 e 2010. I dati raccolti evidenziano una distribuzione diffusa ma con aree di maggiore concentrazione ed aree di minore presenza. Gli animali sono stati osservati in tutta l'area oggetto del monitoraggio con risultati negativi non riferibili ad una porzione territoriale specifica. Si conferma l'alta rilevabilità della specie, anche per osservatori poco esperti. Nell'area monitorata in periodo pre-riproduttivo sono stati osservati un massimo di 134 nibbi reali con densità media di 0,29 esemplari/kmq. Simile alle medie registrate in Germania e Spagna (Viñuela *et al.*, 1999) dove nelle aree di maggiore densità si raggiungono 1,5 ex/kmq, in tutta l'area di distribuzione regionale della specie si stima pertanto una popolazione di circa 246 esemplari (0,29 x 850). Per quanto riguarda la stima delle coppie riproduttrici il metodo ha rilevato la difficoltà a verificarne con certezza la riproduzione a causa della limitata disponibilità di tempo per osservazioni continuate e/o ripetute, della elusività della specie in riproduzione e della preparazione non uniforme dei rilevatori è pertanto verosimile una leggera sottostima delle coppie. Dai dati raccolti si evidenzia pertanto un minimo certo di coppie (tab. 1) con una densità minima rilevata pari a 0,03-0,04 cpp/kmq ed una probabile pari a 0,09-0.13 cpp/kmq, in Spagna le densità medie rilevate nelle aree idonee alla specie sono di 0,3-0,07 cpp/km^2. Non molto differenti quindi da quanto registrato in Abruzzo dove la stima delle coppie è compresa tra le 32 e le 119 coppie e più probabilmente si dovrebbe attestare su una quantità intermedia confermando la Regione Abruzzo come una delle più importanti in Italia per la conservazione della specie. Il monitoraggio ha inoltre permesso di localizzare coppie riproduttrici non note per diverse altre specie in Direttiva CE 79/409 o di interesse conservazionistico. Le osservazioni sono state condotte grazie alla partecipazione di un numero variabile di 15-36 rilevatori volontari provenienti anche da fuori regione e di 6 tecnici del Corpo Forestale dello Stato presenti in tutte le 4 giornate. Sono stati percorsi oltre 2.400 km di strada nella sola area di studio senza alcun contributo economico, i ringraziamenti vanno a tutti loro.

Bibliografia

ALLAVENA S, ANDREOTTI A, ANGELINI J, SCOTTI M EDS. 2006. ATTI DEL CONVEGNO: STATUS E CONSERVAZIONE DEL NIBBIO REALE (*MILVUS MILVUS) E DEL* NIBBIO BRUNO (*MILVUS MIGRANS*) IN ITALIA ED IN EUROPA MERIDIONALE. SERRA S. QUIRICO; ALLAVENA S, ARTESE C, DE SANCTIS A 2009. ALULA, XVI(1-2); BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. CAMBRIDGE, UK: BIRDLIFE INTERNATIONAL (BC SERIES NO. 12); CARDIEL IE 2006. EL MILANO REAL EN ESPAHA II CENSO NACIONAL (2004). SEO/BIRDLIFE.MADRID; CRAIGHEAD JJ, CRAIGHEAD JR. FC 1956. HAWKS, OWLS AND WILDILIFE. STACKPOLE, WASHINGTON D.C., U.S.A..; PELLEGRINI M 2006. ATTI DEL CONVEGNO: STATUS E CONSERVAZIONE DEL NIBBIO REALE (*MILVUS MILVUS) E DEL* NIBBIO BRUNO (*MILVUS MIGRANS*) IN ITALIA ED IN EUROPA MERIDIONALE. SERRA S. QUIRICO; TUCKER GM, HEATH MF 1994. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES. BIRDLIFE INTERNATIONAL. CAMBRIDGE U.K.; VIÑUELA J, MARTÌ R, RUIZ A (EDS) 1999. MONOGRAFIA N° 6. SEO/BIRDLIFE. MADRID.

Tabella 1 - Riepilogo del monitoraggio del Nibbio reale e delle altre specie di interesse conservazionistico

n° Punti previsti - data	n° Punti rilevati	% Punti +	Area rilevata Ø 3 Km. /punto	Nibbi reali osservati	Coppie rilevate	Coppie probabili	Altre specie
76 01/03/2009	64	65.6	452 km2	130/145			51 poiane, 4 gheppi, 2 pellegrini, 1 cp. Aquila reale, 2 albanelle reali, 1 Picchio muraiolo
77 31/05/2009	52	75	367 km2.	82	15	34	20 poiane, 4 gheppi, 2 pecchia-ioli, 9 nibbi bruni , 1 falco di palude
77 28/02/2010	61 + 2	30	430 km2.	125/131			32 poiane, 2 gheppi, 2 lanari, 2 pellegrini, 9 albanelle reali
70 06/06/2010	38	71	268 km2.	88	10	14	43 poiane, 9 gheppi, 2 pecchia-ioli,11 nibbi bruni, 2 pellegrini, 1 aquila reale, 1 biancone, 4 ghiandaie marine

INDAGINE SULLA NIDIFICAZIONE DEL FALCO PELLEGRINO *Falco peregrinus* NEL PARCO REGIONALE DEI COLLI EUGANEI

GIULIO PIRAS, STEFANO BOTTAZZO & ALDO TONELLI

LIPU Sezione di Padova, Via Vecchia 1, 35127 Padova, padova@lipu.it

Key Words: Peregrin falcon, Euganean Hills

Summary *The first nesting event of the Peregrin falcon* Falco peregrinus *in the Regional Park of Euganean Hills occurred in 2001, in a very delicate (tricky) site due to intensive rock climbing. As a consequence, a monitoring program was started in 2007 to identify suitable nesting sites for this species within the Park territory. During the survey period the settling of a stable population was observed, and some information on the fisical features of the nesting sites were collected.*

La nidificazione del falco pellegrino all'interno del Parco Regionale dei Colli Euganei è un evento recente; in una ricerca condotta negli anni 1994-1997 sui rapaci diurni dei Colli Euganei le osservazioni in periodo riproduttivo erano state solo tre nell'arco di quattro anni (Bottazzo, Piras, Tonelli, 1999). La prima nidificazione accertata è avvenuta nel 2001 sulla falesia trachitica di Rocca Pendice (Bottazzo & Tonelli, 2002). Trattandosi di una palestra di roccia molto utilizzata, è stato coinvolto l'Ente Parco al fine di addivenire ad una regolamentazione dell'uso della parete. Gli scriventi hanno iniziato un'attività di monitoraggio dell'intera area collinare su incarico dell'Ente Parco, al fine di individuare altri siti idonei e possibili coppie di specie rupicole.

La diffusa presenza all'interno dell'area di studio di pareti rocciose artificiali, frutto dell'attività estrattiva caratteristica della zona euganea ha richiesto un lavoro preliminare teso ad individuare i siti con caratteristiche idonee alla nidificazione. E' stata utilizzata la "Carta del censimento delle Cave dismesse dei Colli Euganei", la quale individua 178 siti: 47 di calcare/marna, 14 di latite, 116 di riolite/trachite e 1 di perlite. Sulla base della bibliografia consultata (Cramp, 1980) lo sforzo di indagine è stato concentrato su pareti che presentassero dimensioni sufficienti e che non fossero particolarmente disturbate, senza comunque scartare a priori le altre. I rilievi sistematici sull'intero territorio euganeo hanno avuto inizio nel 2007, i siti idonei sono stati esaminati almeno 2 volte nel corso della stagione riproduttiva: una nel periodo di corteggiamento-deposizione-cova, che va da febbraio ad aprile, e uno nel periodo di allevamento dei pulli, a maggio, che è il mese cruciale per avere conferma delle nidificazioni in atto. Per i siti risultati occupati i rilievi sono stati più numerosi al fine di controllare l'andamento ed il numero di giovani involati. Per la definizione dei siti e dei parametri riproduttivi ci siamo attenuti a quanto proposto da Andreotti e Leonardi (2007). I siti indagati sono stati mappati ed è stata calcolata la distanza minima tra i siti occupati (Nearest Neighbour Distance, Newton *et al*., 1977); sono state rilevate tipologia, esposizione e successo riproduttivo. Ove possibile gli adulti sono stati fotografati al fine di raccogliere informazioni sui singoli individui.

Il Parco dei Colli Euganei si estende su una superficie di 186,9 km^2 e comprende al suo interno un centinaio di rilievi; nell'area indagata il Falco pellegrino è stanziale. All'interno del territorio del Parco non sono presenti, se non in maniera sporadica, diretti competitori, quali *Bubo bubo* (nessuna segnalazione), *Falco biarmicus* (una segnalazione, settembre 2010), *Aquila chrysaetos* (sei segnalazioni) o *Corvus corax* (due segnalazioni). I dati dei dieci anni di monitoraggio sono riassunti nelle tabelle 1 e 2. Sono state rilevate le distanze minime tra i siti occupati (Nearest Neighbour Distance), la cui media è risultata 5,9 km.

I siti occupati, sono stati fino ad ora sempre riutilizzati negli anni successivi, con un'unica eccezione in cui la coppia dopo due anni si è spostata in una seconda cava più tranquilla, posta a circa duecento metri dalla prima. La colonizzazione del territorio euganeo è inseribile in un più ampio quadro di espansione della specie in Veneto (Martignago *et al.,* 2007; Panzarin *et al.,* 2010) che ha portato ad occupare anche siti di pianura.

Un discorso a parte merita il sito di Rocca Pendice, per il quale l'Ente Parco ha istituito una zona di protezione all'interno della quale tra marzo e maggio vige un divieto di arrampicata. Tale zona, a seguito di un intervento diretto del Ministero dell'Ambiente, solo nel 2005 è stata estesa a tutta la parete, mentre negli anni 2003, 2004, 2006, 2007, 2008, 2009 e 2010 ha riguardato una parte della parete, rinegoziata di anno in anno con i fruitori. In questi anni per 4 volte su 7 la nidificazione è fallita.

Ringraziamenti

La nostra gratitudine va a Silvio Basso, Filippo Calore, Carlotta Fassina, Luigi Piva per le lunghe giornate passate ad osservare i falchi, per gli spunti ed i preziosi suggerimenti.

Bibliografia

ANDREOTTI A ET AL. 2007. ATTI DEL CONVEGNO, SERRA SAN QUIRICO (ANCONA), 66-70; BOTTAZZO S ET AL. 1999. SOC. VENEZIANA SC. NAT. LAVORI VOL. 24: 41-50; BOTTAZZO S ET AL. 2002. SOC. VENEZIANA SC. NAT. LAVORI VOL. 27: 69-71; CRAMP S. (ED.) 1980. VOL. II OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD; MARTIGNAGO G ET AL. 1997. BOLL. MUS. CIV. ST.NAT. VENEZIA, SUPPL. AL VOL. 48: 174-177; PANZARIN L ET AL. 2010 SOCIETÀ VENEZIANA DI SCIENZE NATURALI LAVORI VOL. 35: 35-37; NEWTON I ET AL. 1977. J. ANIM. ECOL., 46: 425-441.

Tabella 1 - Riepilogo nidificazioni per anno dal 2001 al 2010

	Siti Attivi	Siti Produttivi	Giovani Involati	Giovani/Sito Attivo	Giovani/Sito Produttivo	% di successo
2001	1	1	2	2,0	2,0	100%
2002	1	1	2	2,0	2,0	100%
2003	1	0	0	0,0	0,0	0%
2004	1	0	0	0,0	0,0	0%
2005	2	2	3	1,5	1,5	100%
2006	2	2	6	3,0	3,0	100%
2007	3	3	6	2,0	2,0	100%
2008	4	3	6	1,5	2,0	75%
2009	5	4	7	1,4	1,8	80%
2010	5	4	11	2,2	2,8	80%

Tabella 2 - Caratteristiche dei siti di nidificazione del Falco pellegrino nei Colli Euganei

	Attivo dal	Anni di occupaz. del sito	Anni produttivi	giovani involati complessiv.	Giovani inv. /anno attivo	Giovani inv. /anno produtt.	esposizione	altitudine slm	altezza fronte	Tipologia
Rocca Pendice	2001	10	6	14	1,4	2,3	E	160	180	trachite
sito 2	2005	6	5	10	1,7	2,0	S-O	85	100	riolite
sito 3	2007	4	4	8	2,0	2,0	S-O	35	50	riolite
sito 4	2008	3	3	7	2,3	2,3	E	40	40	trachite
sito 5	2009	2	2	4	2,0	2,0	S-O	200	40	trachite

MONITORAGGIO E SELEZIONE DELL'HABITAT DEL SUCCIACAPRE *Caprimulgus europaeus* NEL PARCO PINETA DI APPIANO GENTILE – LOMBARDIA

ANDREA PIROVANO[1], ROBERTO SACCHI[2], ANNA VIDUS ROSIN[2], GIORGIO TRESPIOLI[3] & GUIDO PINOLI[3]

[1] Progetto Natura, Cascinello Mako, 20087 Robecco sul Naviglio (MI), andreapirovano@progetto-natura.eu; [2]Laboratorio di Eco-Etologia, Dipartimento di Biologia Animale, Università degli Studi di Pavia, Via Ferrata 1, 27100 Pavia; [3]Consorzio Parco della Pineta di Appiano Gentile e Tradate, via Manzoni 11, 22070 Castelnuovo Bozzente (CO)

Key Words: Nightjar, habitat selection, monitoring, call's recording.

Summary *The presence and habitat requirements of the Nighjar* Caprimulgus europaeus *were investigated in spring-summer 2009 in the Pineta di Appiano Gentile e Tradate Natural Park-Lombardy. The presence of the species was monitored using the playback technique in 58 points, selected on the basis of suitable areas of presence. Territorial male song was recorded to recognize each male and avoid double counting and thus overestimation of the population. The analysis of environmental requirements was implemented at different spatial scales, using multivariate analysis techniques, comparing the habitat characteristics around presence and absence sites. The variable that discriminate presence/absence sites at the landscape scale was distance from roads, while at the macro habitat scale, it was clearings in Oak forest.*

Il Succiacapre *Caprimulgus europaeus* appartiene all'ordine dei Caprimulgiformi, presenta abitudini crepuscolari e notturne, è un migratore che sverna a sud del Sahara e compare in Europa dalla fine di aprile. La specie è legata per la riproduzione ad aree aperte, caratterizzate da vegetazione arbustiva bassa ed alberi radi, oppure a radure all'interno di aree boscate e giovani piantagioni di conifere. Il Succiacapre è una specie territoriale; poco dopo il loro arrivo, i maschi delimitano il territorio attraverso il canto (*churring*), emesso prevalentemente da posatoi quali cime di cespugli o rami laterali di alberi più grandi, spesso isolati.

Le popolazioni di Succiacapre hanno subito un declino dalla maggioranza dei paesi europei, Italia compresa, già a partire dagli anni '50 del secolo scorso, principalmente a causa del degrado degli habitat - hanno probabilmente sofferto della conversione di prati, incolti e brughiere in seminativi o in aree edificate - e dell'uso di diserbanti e pesticidi in agricoltura.

Il Succiacapre è inserito nell'All. I della Direttiva Uccelli 79/409/CEE, nella Categoria 2 delle SPEC e in Italia il suo stato di conservazione è considerato cattivo (Gustin *et al.,* 2009).

La presenza e le esigenze ambientali della specie sono state indagate nella primavera-estate 2009 nel Parco Pineta di Appiano Gentile e Tradate, al fine di poter pianificare degli interventi di conservazione nell'ambito di un progetto di riqualificazione degli habitat a brughiera presenti nel Parco. Il Parco, situato a cavallo delle province di Como e Varese, occupa una superficie di circa 4.586 ha e si colloca nella fascia dell'alta pianura lombarda. La presenza della specie è stata monitorata utilizzando la tecnica del playback in 58 punti, selezionati a livello cartografico in aree idonee alla presenza della specie. Il monitoraggio è stato realizzato in collaborazione con le Guardie Ecologiche Volontarie (GEV) del Parco.

Per evitare doppi conteggi e sovrastimare così la popolazione, sono state realizzati censimenti in contemporanea e sono state acquisite attraverso un microfono a parabola, le registrazioni delle vocalizzazioni dei maschi in canto territoriale, al fine di riconoscerli individualmente. Le variabili

individuate, relative alle caratteristiche del canto (Rebbeck *et al.,* 2001), sono state analizzate attraverso l'Analisi di Funzione Discriminante (AFD), un metodo di analisi multivariata che permette di attribuire gli individui ad uno o più gruppi, in questo caso i diversi canti ai diversi individui/territori.

L'analisi delle esigenze ambientali è stata realizzata a differenti scale spaziali, confrontando con tecniche di analisi multivariata le caratteristiche ambientali intorno ai siti di presenza e assenza.

Sono stati identificati 13 territori distinti ed una densità pari a 0,5 territori/km^2, ricavata dall'area totale indagata (n° 58 *buffer*, r = 400, sup. tot. = 29,14 km^2), che risulta relativamente bassa ma entro i range delle densità rilevate in altri studi (range: 0,15-10 territori/ km^2; Wichmann, 2004). Il metodo utilizzato per analizzare i canti territoriali (Rebbeck *et al.,* 2001) si è rivelato utile per distinguere gli individui ed evitare sovra stime, specie in aree fortemente boscate; la presenza di un individuo che cantava da due posatoi posti a 900 m l'uno dall'altro era stata inizialmente sovrastimata a due, sulla base solo del canto spontaneo o del playback.

A scala di paesaggio la distanza dalle strade è stata l'unica variabile utile a discriminare le aree di presenza da quelle di assenza (Analisi di Regressione Logistica - procedura *Stepwise* -, p=0,037); nei siti di presenza la distanza dei baricentri dei territori dalle strade è superiore rispetto ai siti di assenza, in accordo con quanto riscontrato da Langston *et al.* (2007) che ha rilevato come densità e successo riproduttivo tendano a diminuire in prossimità di aree antropizzate.

A scala di macro habitat invece i boschi a farnia e rovere, radi per cause di origine antropica e le radure (Analisi di Funzione Discriminante - procedura *Stepwise* -, p=0,006) sono state le variabili più importanti per spiegare la presenza della specie. Le radure sono risultate una variabile importante nel determinare la scelta dei territori anche in Austria (Wichmann, 2004) e ciò dimostra come in aree forestali questi elementi siano un elemento imprescindibile per determinare la presenza della specie. Un'analisi a livello di micro habitat sulle radure, ha evidenziato come l'altezza dello strato erbaceo influenzi negativamente la scelta delle radure da parte del Succiacapre (Analisi di Regressione Logistica - procedura *Stepwise* -, p=0,034); i territori occupati sono quindi caratterizzati da un'altezza della vegetazione erbacea mediamente più bassa rispetto ai siti di assenza (media: 22,6 ± 3,67 cm vs. 41,9 ± 6,44 cm; ANOVA one way: P=0,016).

A fini gestionali è stato calcolato il valore soglia delle dimensioni delle radure e la forma, al fine di poter intraprendere delle misure di conservazione. In radure di dimensioni minori di 0,3 ha, le probabilità di presenza del Succiacapre decrescono sensibilmente (< 50%), mentre l'indice di forma medio assume un valore di 1,1, tendente quindi alla forma circolare. In Austria Wichmann (2004) ha trovato un valore minimo per le radure occupate di 0,7 ha, e valori simili per l'indice di forma; in ambienti forestali sembrerebbe che radure che presentano forme che si discostano troppo da quella circolare tendano a chiudersi più rapidamente.

Bibliografia

GUSTIN M ET AL. 2009. MINISTERO DELL'AMBIENTE DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE: 1-1153; LANGSTON RHW ET AL. 2007. IBIS 149 (SUPPL. 1): 27-36; REBBECK M ET AL. 2001. IBIS 143: 468-475; WICHMANN G 2004. JOURNAL OF ORNITHOLOGY 145: 69-73.

PROGETTO ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE LAGO DI VICO (LAZIO, VITERBO): SINTESI DEI RISULTATI

ALESSANDRO QUATRINI[1], FABIO SCARFÒ[2] & MARZIO ZAPPAROLI[1]

[1]Dipartimento per la Innovazione nei Sistemi Biologici, Agroalimentari e Forestali, Università degli Studi della Tuscia, Via S. Camillo de Lellis snc, 01100 Viterbo, alessandroqua@unitus.it; [2]Riserva Naturale Regionale Monterano, P. Tubingen 1, 00060 Canale Monterano (RM)

Key Words: Atlas, Birds, Parks, Natura 2000, Vico Lake, Latium, Italy

Summary *A Project Atlas of the Breeding Birds in the Vico Lake Nature Reserve (SPA IT6010057, Viterbo, Latium, Italy) was carried out in 2006-2010. The study area was gridded into 1x1 km UTM cells (42 Research Units). Overall, 9.490 records were collected using the method proposed by the European Ornithological Atlas Committee, that considers three grades of evidence for breeding: possible (635 records, 6,7%), probable (8.518 records, 89,7%) and confirmed (337 records 3,6%). A total of 72 breeding species were found, 28 non-Passerines and 44 Passerines, which correspond to 40,2% of the species breeding in Latium (n=179) and 28,9% of the species breeding in Italy (n=249). The average number of breeding species per Research Unit was 33 (min 20, max 50).*

L'Atlante degli Uccelli Nidificanti nella Riserva Naturale Regionale Lago di Vico (2006-2010) vuole fornire un quadro aggiornato dell'avifauna dell'area protetta, della sua microdistribuzione e delle sue preferenze ambientali. La Riserva è stata istituita con L. R. 47/1982, ampliata all'intera cerchia craterica con L. R. 24/2008, comprendendo i comuni di Caprarola e Ronciglione (VT). L'area di studio si trova a 510-965 m s.l.m. e si estende (superficie lacustre esclusa) per 2.995 ha, di cui 1/3 tutelati dalla ZPS IT6010057. Le tipologie ambientali rappresentate sono: boschi d'alto fusto (faggeta, cerreta) che occupano il 37% della superficie totale; coltivazioni a nocciolo, 37%; castagneti da frutto, 10%; aree aperte/aree di transizione (prati e pascoli cespugliati, seminativi, colture arboree da legno, colture ortive), 6%; bosco ceduo, 5%; aree palustri (canneti, giuncheti e formazioni ripariali a salice e pioppo), 3%; zone residenziali, 2%. Il clima è temperato con caratteristiche di suboceanità dovute alla presenza del lago: temperatura media annua di 13.5°C, precipitazioni medie annue 1.200 mm (Blasi, 1994). L'area di studio è stata suddivisa in 42 unità di rilevamento (U.R.), costituite da quadrati di 1 km di lato (griglia U.T.M.). Sono state escluse le U.R. con meno del 20% di superficie ricadente nell'area di studio. La metodologia usata per la raccolta dei dati è quella dell'European Ornithological Atlas Committee, già utilizzata per l'Atlante nazionale (Meschini & Frugis 1993) e per il nuovo Atlante regionale (Brunelli *et al.,* 2011). In ogni U.R. per ciascuna specie contattata è stata assegnata una categoria di nidificazione: eventuale, probabile, certa. Durante i rilievi (febbraio-agosto) è stata visitata ogni unità di rilevamento (U.R.) perlustrando tutti gli ambienti presenti. Le specie sono state contattate attraverso l'osservazione diretta, l'ascolto del verso e/o del canto. Per aumentare la contattabilità degli Strigiformi e del picchio rosso minore è stato utilizzato il playback (Barbieri *et al.,* 1976; Quatrini *et al.*, 2009; Scarfò *et al.,* 2009). Sono state raccolte 9.490 osservazioni (contatti per ogni singolo individuo) di cui 337 (3,6%) nidificazioni certe, 8.518 (89,7%) probabili e 635 (6,7%) eventuali. Le specie nidificanti sono 72, di cui 28 non Passeriformi e 44 Passeriformi. Il numero medio di specie rilevate per U.R. è 33 (min. 20, max. 50). Il numero di specie nidificanti nell'area protetta rappresenta il 57,1% delle specie nidificanti nella Provincia di Viterbo (n=141; Brunelli *et al.,* 2011), il 40,2% delle specie

nidificanti nel Lazio (n=179; Brunelli *et al.,* 2011) e il 28,9% degli uccelli nidificanti in Italia (n=249; Brichetti & Massa 1998). Negli ambienti umidi la specie più comune è lo svasso maggiore (33% di U.R.), la meno frequente è il porciglione (10% di U.R.). Tra i Falconiformi la poiana è la specie più comune (33% di U.R.), mentre l'allocco è lo Strigiforme più diffuso con almeno 150 coppie stimate (93% di U.R.). Il picchio rosso maggiore è il più frequente tra i Piciformi (95% di U.R.). Risultano ubiquitarie (100% di U.R.) il merlo, la capinera, la cinciallegra e il fringuello. Tra i Passeriformi la specie più rara è il fanello (7% di U.R.). La tipologia ambientale con maggior ricchezza specifica è rappresentata dalle "aree palustri" (37 specie). La tipologia con più bassa biodiversità è quella dei "noccioleti" (13 specie), monocoltura intensiva con massima semplificazione degli elementi naturali e sottoposta a frequenti trattamenti fitosanitari.

Tabella 1 - Elenco delle specie nidificanti nella RNR Lago di Vico. In grassetto le specie inserite in All. I della Direttiva "Uccelli" 2009/147/CE; in apice le categorie di minaccia secondo la Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (Lipu & WWF, 1999).

N	Specie	N	Specie	N	Specie
1	*Anas strepera* ^{CR}	25	*Jynx torquilla*	49	*Regulus ignicapillus*
2	*Anas platyrhynchos*	26	*Picus viridis* ^{LR}	50	*Muscicapa striata*
3	*Coturnix coturnix* ^{LR}	27	*Dendrocopos major*	51	*Aegithalos caudatus*
4	***Ixobrychus minutus*** ^{LR}	28	*Dendrocopos minor* ^{LR}	52	*Cyanistes caeruleus*
5	*Tachybactus ruficollis*	**29**	***Lullula arborea***	53	*Parus major*
6	*Podiceps cristatus*	30	*Alauda arvensis*	54	*Periparus ater*
7	***Pernis apivorus*** ^{VU}	31	*Hirundo rustica*	55	*Poecile palustris*
8	*Accipiter nisus*	32	*Delichon urbicum*	56	*Sitta europaea*
9	*Buteo buteo*	33	*Motacilla alba*	57	*Certhia brachydactyla*
10	*Falco tinnunculus*	34	*Troglodytes troglodytes*	58	*Oriolus oriolus*
11	*Rallus acquaticus* ^{LR}	35	*Erithacus rubecula*	**59**	***Lanius collurio***
12	*Gallinula chloropus*	36	*Luscinia megarhynchos*	60	*Garrulus glandarius*
13	*Fulica atra*	37	*Phoenicurus phoenicurus*	61	*Pica pica*
14	*Columba palumbus*	38	*Saxicola torquata*	62	*Corvus cornix*
15	*Streptopelia decaocto*	39	*Turdus merula*	63	*Sturnus vulgaris*
16	*Streptopelia turtur*	40	*Turdus philomelos*	64	*Passer domesticus*
17	*Cuculus canorus*	41	*Cettia cetti*	65	*Passer montanus*
18	*Tyto alba* ^{LR}	42	*Cisticola juncidis*	66	*Fringilla coelebs*
19	*Athene noctua*	43	*Acrocephalus scirpaceus*	67	*Serinus serinus*
20	*Strix aluco*	44	*Acrocephalus arundinaceus*	68	*Carduelis chloris*
21	*Asio otus* ^{LR}	45	*Hippolais poliglotta*	69	*Carduelis carduelis*
22	*Apus apus*	46	*Sylvia atricapilla*	70	*Carduelis cannabina*
23	***Alcedo atthis*** ^{LR}	47	*Sylvia cantillans*	71	*Emberiza cirlus*
24	*Upupa epops*	48	*Phylloscopus collybita*	72	*Emberiza calandra*

Ringraziamenti

Si ringraziano il Dott. Felice Simmi, Direttore della RNR Lago di Vico, il Dott. Giovanni Marangoni, il personale guardiaparco e l'ornitologo Angelo Meschini.

Bibliografia

BARBIERI F, BOGLIANI G, FASOLA M 1976. ATTI I CONVEGNO SICILIANO DI ECOLOGIA: 109-116; BLASI C 1994. FITOSOCIOLOGIA 27: 151-175; BRICHETTI P, MASSA B 1998. RIVISTA ITALIANA DI ORNITOLOGIA 68: 129-154; BRUNELLI M, SARROCCO S, CORBI F, SORACE A, BOANO A, DE FELICI S, GUERRIERI G, MESCHINI A, ROMA S 2011. EDIZIONI ARP, ROMA; LIPU E WWF (A CURA DI) 1999. RIV. ITAL.ORN. 69: 3-43; MESCHINI E, FRUGIS S (A CURA DI) 1993. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA 20: 1-345; QUATRINI A, SCARFÒ F, ZAPPAROLI M 2009. ALULA 16 (1-2): 683-685; SCARFÒ F, FILIPPI G, NAVARRA D 2009. ALULA 16 (1-2): 793-794.

Codibugnolo

ATTIVITÀ DI INANELLAMENTO NELLA RISERVA NATURALE REGIONALE DELLA VALLE CAVANATA (GRADO, FRIULI VENEZIA GIULIA). PRIMI DATI E PROSPETTIVE FUTURE

ANDREA ROCCO & TARCISIO ZORZENON

Riserva Naturale Regionale della Valle Cavanata, c/o Comune di Grado, piazza Biagio Marin 4, 34070 Grado (GO), andrea.rocco@comunegrado.it

Key Words: Valle Cavanata, ringing-monitoring, Grado, Friuli Venezia Giulia, Northern Italy.

Summary *The Regional Nature Reserve of Valle Cavanata is an optimal bird monitoring area, as the hunting is forbidden and the presence of other forms of human disturbance is extremely reduced. Since autumn 2009, some ringing sessions have taken place in this area. Mist-nets were located on embankments close to Casa Spina and to the fish-trap of Valle Cavanata. The ringing activity continued in spring and summer/autumn of 2010. Overall, 546 birds of 41 species were ringed.*

Al fine di realizzare una stazione fissa di inanellamento presso la Riserva Naturale Regionale della Valle Cavanata, ma anche in ossequio a disposizioni e raccomandazioni contenute nelle Direttive 2009/147/CE (Direttiva Uccelli) e 43/92 CE (Direttiva Habitat) riguardanti il monitoraggio della fauna nelle aree ZPS e SIC, a partire dall'autunno 2009 sono state effettuate alcune sessioni di cattura allo scopo di testare due transetti provvisori situati su argini interni, nei pressi di Casa Spina in prossimità della peschiera della Valle Cavanata. L'attività è proseguita nella primavera e durante il periodo estivo - autunnale del 2010. La Riserva Naturale Regionale della Valle Cavanata ben si presta a questa tipologia di monitoraggio anche grazie all'assenza di attività venatoria ed alla ridotta presenza di altre forme di disturbo antropico, condizioni ideali per il transito e la sosta degli uccelli.

La Riserva Naturale Regionale della Valle Cavanata in Comune di Grado Provincia di Gorizia, compresa nel SIC/ZPS IT 3330006 "Valle Cavanata e Banco Mula di Muggia" per un' estensione di 340 ha è inserita nell'elenco delle Zone Ramsar. L'area scelta per la creazione dei transetti dista circa 200 metri dalla sponda del canale di Primero, bocca di porto estremo lembo orientale della laguna di Grado ed è caratterizzata da canali e chiari di valle salmastri, argini cespugliati con alberi isolati, non distante da un bosco igrofilo di retroduna ed estensioni di prateria psammofila.

Nel 2009 sono stati attivati 2 transetti - per un totale di 114 m di reti di tipo mist-net situati sugli argini interni nei pressi di Casa Spina. I due transetti sono caratterizzati dal livello sopraelevato rispetto alla Valle e dall' ambiente aperto con bassa vegetazione cespugliosa ai bordi dove predomina il rovo con isolati cespugli di biancospino, ligustro europeo, alcune piante di tamerice e pochi isolati alberi. Nel 2010 è stato attivato un terzo transetto in ambiente caratterizzato da cespugli di ligustro europeo, falso indaco, biancospino, tamerici e cannuccia palustre. La misura totale delle reti utilizzate, a partire dal 2010 è di 144 m.

Gli obbiettivi della ricerca sono: monitoraggio di specie di non facile identificazione in natura (silvie, acrocefali, luì, ecc.) - contattare eventuali specie non ancora segnalate all'interno della Riserva Naturale, ma più volte segnalate in aree limitrofe - la valutazione dell'importanza rappresentata dai diversi habitat nel corso della migrazione per specie difficilmente censibili con metodi diversi - l'utilizzo dei risultati nella programmazione della gestione attiva della vegetazione e più in

generale degli habitat stessi. Durante le sessioni di inanellamento sono stati inoltre effettuati rilievi sulla presenza di tutte le specie ornitiche all'interno della Riserva.

L'attività di inanellamento nel 2009 è iniziata il 23 settembre e si è conclusa l' 11 novembre. Sono state effettuate sette uscite e sono stati catturati 212 uccelli di 21 specie diverse. Di interesse la cattura di una salciaiola *Locustella luscinioides*, di 8 esemplari di martin pescatore *Alcedo atthis,* e di 3 esemplari di occhiocotto *Sylvia melanocephala,* specie questa al limite del suo areale. Le autoricatture (cioè le catture di uccelli da noi inanellati nella stessa località), particolarmente importanti per la valutazione della fedeltà al sito dei soggetti inanellati, sono state 12. Fra le ricatture va segnalata una capinera *Sylvia atricapilla* inanellata in Ungheria il 23.07.2009 e da noi ripresa il 21.10.2009 (90 giorni, 368 km) ed un luì piccolo *Phylloscopus collybita*, da noi inanellato il 21.10.2009 e ricatturato in Croazia il 04.11.2009 (14 giorni, 442 km).

L'attività di inanellamento nel 2010 è iniziata il 27 aprile e si è conclusa il 29 ottobre. Sono state effettuate undici uscite e sono stati catturati 334 uccelli di 37 specie diverse.

Di interesse la cattura di un esemplare di rampichino alpestre *Certhia familiaris,* effettuata il 29 ottobre (prima segnalazione per l'area della Riserva Naturale), di 2 succiacapre *Caprimulgus europaeus*, di 9 esemplari di martin pescatore e di 3 esemplari di occhiocotto. Le autoricatture, sono state 17. A tutti gli uccelli catturati sono state rilevate le misure biometriche standard ovvero: corda massima, terza remigante, tarso, becco, grasso, muscolo, muta e peso.

Al fine di migliorare la qualità e la quantità dei dati raccolti per il futuro si ritiene opportuno ampliare i periodi ed aumentare la frequenza delle giornate di cattura. Altresì l'area ben si presta alla cattura di altri gruppi di uccelli, in particolare larolimicoli ed anatidi, come anche al proseguimento della attività di inanellamento di pulli, cigno reale *Cygnus olor*, cavaliere d'italia *Himantopus himantopus,* gabbiano reale *Larus michahellis*, sospesa ormai da quasi un decennio.

ISOLOTTI ARTIFICIALI: SVILUPPO DI UNA COLONIA DI LAROLIMICOLI CHARADRIFORMES NELLA R.N. REGIONALE DELLA VALLE CAVANATA (GRADO, FRIULI VENEZIA GIULIA)

ANDREA ROCCO & PAOLO UTMAR

Comune di Grado piazza Biagio Marin 4, 34073 Grado andrea.rocco@comunegrado.it

Key Words: Grado, Valle Cavanata, waterbirds, colony

Summary *In the 1970s the Common Tern and other waterbirds ceased to breed at Valle Cavanata, a fish farm in the lagoon of Grado, that is a nature reserve established in 1996. In 1999 the nature reserve started the management of the water level and other actions to improve the breeding success of waterbirds. Artificial islets were provided with tern decoys and wires in order to discourage landing of Yellow-legged gulls. Common Terns started to breed in these islets in 2000 (1 pair) and in 2011 about 90-100 pairs were estimated. Breeding of Little Terns, Black Winged Stilts and Redshanks were also recorded. Heavy rainfall resulted an important cause of failure for the breeding birds.*

I livelli idrici elevati, la predazione da parte del ratto, l'occupazione precoce dei siti idonei da parte del gabbiano reale *Larus michahellis* hanno provocato alla fine degli anni 70 l'abbandono della Valle Cavanata da parte del fraticello *Sternula albifrons*, della sterna comune *Sterna hirundo* e del fratino *Charadrius alexandrinus*, elencati in ordine di abbondanza (Parodi *et al*., 1993). La zona, già Oasi di Protezione e Zona Ramsar, è stata dichiarata Riserva Naturale Regionale nel 1996 e a partire dal 1999 è stata avviata da parte dell'Amministrazione Regionale la gestione naturalistica dell'ambito protetto e attualmente la zona è gestita dal Comune di Grado. Al fine di incrementare le specie nidificanti sono stati realizzati degli isolotti per favorirne l'insediamento. Si è puntato sulla sterna comune data la presenza di colonie a 2-3 km di distanza e visto che la zona di intervento era frequentata dalla specie per il foraggiamento. La nidificazione di una coppia coronata da successo è avvenuta nel 2000 (Ota *et al.,* 2001) mentre nel 2002 si riproducevano 5 coppie (Rondi *et al.,* 2003). Il presente lavoro si propone di descrivere i risultati dell'intervento a 12 anni dal suo inizio.

L'area di intervento è compresa all'interno di una ex-valle da pesca dove il livello dell'acqua è regolato attraverso 4 chiuse che collegano lo specchio interno al mare. Gli interventi attuati sono: 1) l'abbassamento generale del livello dell'acque con l'emersione di parti del fondale; 2) la costruzione di bassi isolotti (max 10-15 cm sul livello idrico della valle) spogli e ricoperti da materiale permeabile come valve, ghiaia e sabbia ;3) la costruzione di una doppia griglia di fili annodati a pali e tondini metallici rispettivamente a 70 cm e a 15 cm dal terreno (con "maglia" di 90 cm di lato) allo scopo di scoraggiare l'atterraggio e l'arrivo a nuoto del gabbiano reale; 4) la posa di zimbelli di sterna comune in cova sugli isolotti medesimi; 5) dal 2006 con l'affermarsi della colonia, i nuovi isolotti vengono realizzati senza i fili di protezione; 6) nel 2008 è stata realizzata una zattera (galleggiante) posta in acque profonde a circa 300 mt. dalla colonia. Complessivamente la superficie a disposizione è di 90 mq. per un totale di 11 isolotti, di cui 9 realizzati nella zona della Peschiera, uno a 1 km di distanza e la zattera già citata; tutti sono stati utilizzati dalla sterna comune. La presenza di una colonia di larolimicoli di crescenti dimensioni grazie all'azione di mobbing nei confronti del gabbiano reale ha creato un'ampia zona sicura anche al di fuori degli isolotti oggetto dell' intervento. Attualmente la popolazione nidificante di gabbiano reale risulta in drastico calo, con 343 coppie nel 2011 rispetto alle 835 del 1998 (Parodi, 1999).

In tale zona, costituita da acque molto basse (max 10 cm) e da fanghi emergenti variamente colonizzati da *Salicornia sp*., si sono insediati progressivamente come nidificanti ulteriori coppie di sterna comune, il cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus*, la pettegola *Tringa totanus* e il fraticello. Altre specie localmente non nidificanti sono state osservate regolarmente associate alla colonia, tra queste: gabbiano comune *Larus ridibundus*, gabbiano corallino *Larus melanocephalus* e sterna zampenere *Sterna nilotica*. La sommersione dei nidi, in particolare quelli posti sul fondale asciutto, a seguito di intense precipitazioni e la predazione da parte della volpe sono le cause di perdite riscontrate. L'uso di zimbelli era noto (Perennou *et al*., 1996) mentre i fili per scoraggiare l'insediamento di specie ubiquitarie e di maggiori dimensioni sono stati usati in Canada per favorire la sterna comune a discapito della gavina americana *Larus delawarensis* (Blokpoel *et al*., 1997). La ricostituzione di una colonia plurispecifica di larolimicoli di interesse conservazionistico rappresenta un successo notevole ottenuto con uno sforzo economico limitato. Per il Friuli Venezia Giulia la consistenza raggiunta nel sito da sterna comune è da considerarsi elevata considerando che il numero massimo noto è di 130 nidi rilevati in valle Artalina nel 1992 (Parodi, 1999), risulta inoltre essere uno dei pochi siti regolarmente occupati dal fraticello in Regione. L'attenta gestione dei livelli idrici risulta essenziale per tale obiettivo; utile risulterebbe l'installazione di una porta vinciana a garanzia del ricambio idrico e del mantenimento di adeguati livelli nell'invaso.

Dal 2006, con l'affermarsi della colonia di sterna comune, la concomitante diminuzione del numero di coppie nidificanti di gabbiano reale nell'area e l'aumento della superficie disponibile per la nidificazione, si nota l'utilizzo indifferenziato dei manufatti protetti o meno da fili.

Tabella 1 - Evoluzione della popolazione nidificante tra il 1999 e il 2011nella Valle Cavanata. (d) = nidi posti su isolotti protetti; (f) = nidi posti su isolotti non protetti.

Anno	n. isole	n. nidi cavaliere	n. nidi pettegola	n. nidi sterna com. (d).	n. nidi sterna com. (f).	n. nidi fraticello
1999	1					
2000	2			1		
2001	2			2		
2002	2			4	1	
2003	2			10	1	
2004	2	5	1	10	2	
2005	3	2		13	9	
2006	3	12	2	8	12	
2007	7	7	2	20	7	4
2008	7	13	2	?	-	8
2009	8	?	3	40	-	11
2010	9	18	2	86	-	8
2011	11	15-20	2	90-100	-	6

Bibliografia:

BLOKPOEL H, TESSIER GD, (BUD) ANDRESS RA 1997. COLONIAL WATERBIRDS VOL. 20, NO. 1 1997, PP. 98-101; OTA D, DE LUCA D, MARINI R 2001. AVOCETTA 25: 119; PARODI R, 1999. MUSEO FRIULANO DI STORIA NATURALE, 42; PARODI R, PERCO F, UTMAR P 1993. *FAUNA* 3: 7-38; PERENNOU C, SADOUL N, PINEAU O, JOHNSON A, HAFNER H 1996. ARLES (FRANCE) PP. 1-114; RONDI A, OTA D, MARINI R 2003. AVOCETTA 27: 178.

COMPOSIZIONE QUALI-QUANTITATIVA DELL'AVIFAUNA ACQUATICA DI DUE CICLI ANNUALI NEL COMPLESSO DI ZONE UMIDE COSTIERE DEL FRIULI VENEZIA GIULIA

FLAVIO ROPPA, LINO CASINI, GABRIELE FACCHIN, FABRIZIO FLORIT & LORENZO SERRA

Via San Zenone 98, 33052 Cervignano del Friuli (UD), roppaflavio@hotmail.com

Key Words: waterbird community, coastal wetlands, Friuli Venezia Giulia

Summary *The results of monthly censuses of waterbirds, carried out at spring high tides with constant effort in the coastal wetlands of Friuli Venezia Giulia in the period June 2006 – May 2008, were reported. The analysis was based on data originating from the integration of terrestrial and aerial censuses. This technique allowed to cover most of the study area and to obtain a more reliable size estimate of breeding and wintering populations. The structure of the community has been analyzed on a monthly basis, through the definition of community indexes and parameters. Monthly numerical fluctuations, species composition of most represented taxa in the study area and spatial and ecological distribution of most significant species were described. The community was composed by 115 species, of which Dunlins, Eurasian Wigeons, Eurasian Coots and Mallards were dominant in both the annual cycles. The general abundance was low from May to July and high from October to February, showing a marked periodicity in populations. The lowest abundance value was recorded in June 2006 (n_{min}=13,971 individuals), while the highest one was recorded in December 2007 (n_{max}=120,567 individuals), against comparable richness values (r=60 and r=62 respectively). Monthly richness (r_{min}=52; r_{max}=80) and diversity (H'_{min}=1.89; H'_{max}=2.68) values resulted very high within each annual cycle, especially close to migratory peaks. Species showing most stable population size during the whole annual cycles were highlighted by the calculation of a time utilization index. Abundance fluctuations and specific composition of most represented taxa did not significantly differ between the two annual cycles (KS-test, P≥0.518).*

Il presente lavoro rientra nell'ambito del progetto ANSER (Lead Partner: Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia - Programma Interreg IIIA Transfrontaliero Adriatico) sul ruolo ecologico delle zone umide per la sosta e lo svernamento degli uccelli acquatici nell'Adriatico settentrionale. Vengono illustrati i risultati del programma di monitoraggio condotto in Friuli Venezia Giulia, su 39 zone umide costiere comprese tra le foci dei fiumi Timavo e Tagliamento. I dati analizzati riguardano 48 censimenti a sforzo costante svolti con cadenza quindicinale durante il periodo giugno 2006 - maggio 2008. I risultati derivano dall'integrazione di conteggi terrestri e aerei, condotti in condizione di sizigie, come indicato in Facchin *et al.* (2008) e Facchin *et al.* (2009).

La ricchezza specifica risulta molto elevata in ogni mese (r=52÷80), con i picchi in corrispondenza del periodo migratorio, quando alle specie stanziali si uniscono quelle migratrici. Il valore assoluto nel biennio è pari a 115 specie. L'andamento dell'abbondanza relativa dei raggruppamenti tassonomici più rappresentativi per l'area presenta un'evidente stagionalità (Fig. 1). Abbondanze contenute caratterizzano la stagione riproduttiva (N_{min}=13971, giugno 2006), quando la comunità è formata principalmente da Laridi, Limicoli e Anatidi. Nei mesi dello svernamento (novembre-febbraio) si registrano invece i valori di abbondanza più elevati (N_{max} =120567, dicembre 2007). In questo periodo la comunità è caratterizzata, in ordine decrescente, da Anatidi, Limicoli, Rallidi e Laridi. L'abbondanza complessiva della comunità nel biennio è stata pari a N=1400866.

Su entrambi i cicli annuali, le specie dominanti sono risultate le stesse: piovanello panciane-

ra *Calidris alpina*, fischione *Anas penelope*, folaga *Fulica atra* e germano reale *Anas platyrhyncos*. Anche la subdominanza riguarda le stesse specie: gabbiano comune *Chroicocephalus ridibundus*, alzavola *Anas crecca*, chiurlo maggiore *Numenius arquata* e pivieressa *Pluvialis squatarola*. L'unica differenza tra i due anni è attribuibile al gabbiano reale *Larus michahellis*, che da specie subdominante (primo anno) diventa dominante (secondo anno).

La comunità considerata nel suo complesso mostra valori molto elevati di diversità (H') in quasi tutti i mesi del ciclo annuale. Essa raggiunge i valori massimi in periodo postriproduttivo e all'inizio del transito migratorio in entrambi i cicli annuali. Il calcolo dell'Indice di Utilizzazione Temporale (*sensu* Casini *et al.*, 1992) ha permesso di evidenziare le specie temporalmente e numericamente più stabili (IUT≥11) fra quelle con abbondanza annuale consistente (N≥500): airone cenerino *Ardea cinerea*, garzetta *Egretta garzetta*, cigno reale *Cygnus olor*, gabbiano reale *Larus michaellis* e gallinella d'acqua *Gallinula chloropus*. Tale stabilità si mantiene per entrambi i cicli annuali. L'andamento numerico e la composizione faunistica dei principali gruppi tassonomici non differiscono significativamente nei due cicli annuali (KS-test a campioni indipendenti, P≥0.518).

Notevole è la presenza di Anatidi e Limicoli in inverno; il periodo riproduttivo è caratterizzato dalle numerose coppie di gabbiani reali nidificanti e, in misura minore, dalle colonie di Sternidi ed Ardeidi. La comunità appare nel complesso ricca in specie e ben diversificata, evidenziando da un lato l'ampia varietà di habitat che caratterizza l'area di studio e, più in generale, gli ambienti di transizione, e dall'altro l'importante presenza di zone di tutela, a differente grado, presenti lungo il tratto costiero. L'atlante mensile della ricchezza specifica e dell'abbondanza delle singole specie è pubblicato sul sito www.anserproject.it, secondo le specifiche indicate in Facchin *et al.* (2009).

Ringraziamenti

Per la raccolta dei dati si ringraziano, in particolare: E. Benussi, S. Candotto, L. Felcher, C. Guzzon, K. Kravos, A. Rocco, P. Tout, P. Utmar, G. Vicario, I. Zanutto, T. Zorzenon.

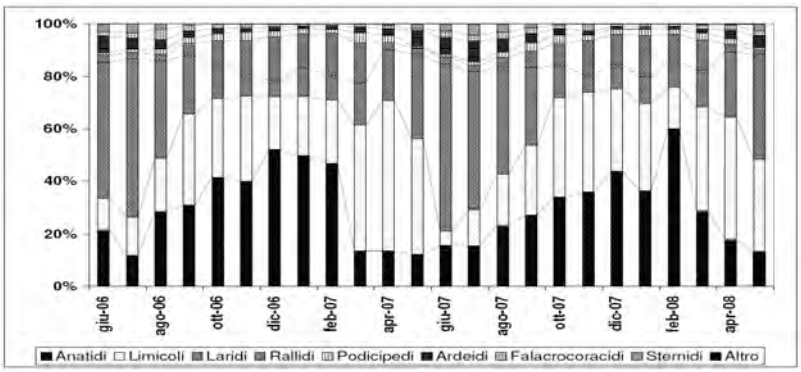


Figura 1 - Andamento dell'abbondanza mensile dei raggruppamenti tassonomici più rappresentativi.

Bibliografia

CASINI L, MAGNANI A, SERRA L 1992. RIC. BIOL. SELVAGGINA 92: 1-54. CASINI L, FACCHIN G, SERRA L 2009. ALULA, XVI (1-2): 202-204. FACCHIN G, CASINI L, FLORIT F, SERRA L, SPONZA S 2008. BOLL. MUS. CIV. ST. NAT. VENEZIA, SUPPL., 58 (2007): 15-22. FACCHIN G, FLORIT F, HUBINA T, FRANGIAMONE G, FIESOLI C, BONAZZI P, CASINI L, GELLINI S, SERRA L 2009. ALULA, XVI (1-2): 601-603.

LA VALLE DEI TEMPLI DI AGRIGENTO: PARCO ARCHEOLOGICO MA ANCHE ORNITOLOGICO

GIOVANNI SALVO

Via Caprera 50, 92020 Racalmuto (AG), fantsalv@libero.it

Summary *The Temples Valley of Agrigento is known for the presence of doric temples and numerous vestiges of the old Akragas. It is built on the slope of a sandstone hill, located at the south of Agrigento. It continues the eastern urban belt, known as Rupe Atenea, which is 1 km long and reach an height of approximately 30 metres in the central part. The steep slope has been reforested by the national forest authority with Coniferae and Eucalypts, while the archeological site is a carpet of olives and almonds trees. The two environments are extended for 217 ha and form a protected area of great naturalistic concern.*
Overall, 52 breeding species have been counted, of which 42 are present also in winter and 35 are Passeriformes. It is extremely interesting the presences of Falco biarmicus, Falco peregrinus*,* Accipiter nisus, Lanius senator, Fringilla coelebs, Carduelis chloris *and* Ptyonoprogne rupestris*. In winter a total of 54 species have been observed, of which 39 are Passeriformes. Rarely the presence of* Hieraaetus pennatus, Asio otus *and* Regulus ignicapillus *have been recorded.*

La Valle dei Templi di Agrigento, dichiarata dall'UNESCO "patrimonio dell'umanità", è nota in tutto il mondo per i templi dorici e le numerose testimonianze dell'antica Akragas. Abbraccia il territorio a sud dell'odierna città, costruita sul pendio di una collina di arenaria.

È in continuità con la Rupe Atenea, la cintura urbana orientale, lunga oltre un km e alta, nella parte centrale, circa 30 m. Il ripido pendio che degrada a valle è stato rimboschito dall'Azienda foreste demaniali prevalentemente con conifere ed Eucalipti.

Il sito archeologico è invece un tappeto di ulivi e mandorli; questi ultimi, simbolo della primavera, sono i protagonisti della "festa del Mandorlo in fiore", che si celebra in febbraio, con la partecipazione di gruppi folkroristici provenienti da ogni parte del mondo.

I due ambienti, estesi complessivamente 217 ettari costituiscono un'area protetta di notevole interesse naturalistico (Salvo, 1998). Regolari ricognizioni in tutti i mesi dell'anno dal 1979 al 2010, con i metodi dei Transetti campione e delle Stazioni di osservazione e ascolto, hanno consentito di censire una numerosa comunità ornitica nidificante e svernante.

Sono state censite 52 specie nidificanti, 42 delle quali stazionarie e 10 estive; 35 passeriformi e 17 appartenenti ad altri ordini. Di particolare interesse, ma tipici del comprensorio, sono il Lanario *Falco biarmicus*, il Pellegrino *Falco peregrinus* e l'Averla capirossa *Lanius senator*. In conseguenza della maturazione del bosco, da circa un decennio nidificano anche lo Sparviero *Accipiter nisus*, il Fringuello *Fringilla coelebs* ed il Verdone *Carduelis chloris*.

Recente è anche l'insediamento della Rondine montana *Ptyonoprogne rupestris*. In inverno sono state osservate 54 specie, 39 delle quali passeriformi. Tra le rarità meritano di essere segnalati l'Aquila minore *Hieraaetus pennatus*, il Gufo comune *Asio otus* ed il Fiorrancino *Regulus ignicapillus*.

Bibliografia

SALVO G 1998. ED. ARBOR.

Tabella 1 - Elenco delle specie nidificanti e svernanti. B=Breeding; S= Sedentary; M=Migratoty; W=Wintering; reg=regular; irr= irregular

Specie	B	S	M	W	reg	irr
Accipiter nisus	x	x		x		
Buteo buteo	x	x		x		
Hieraaetus pennatus			x	x		
Falco tinnunculus	x	x		x		
Falco biarmicus	x	x		x		
Falco peregrinus	x	x		x		
Gallinula chloropus	x	x		x		
Columba livia	x	x		x		
Columba palumbus	x	x		x		
Streptopelia decaocto	x	x		x		
Streptopelia turtur	x		x		x	
Tyto alba	x	x		x		
Otus scops	x	x		x		
Athene noctua	x	x		x		
Asio otus			x	x		x
Apus apus	x		x		x	
Apus pallidus	x		x		x	
Upupa epops	x		x		x	
Picoides major	x	x		x		
Galerida cristata	x	x		x		
Alauda arvensis			x	x	x	
Ptyonoprogne rupestris	x	x		x		
Hirundo rustica	x		x		x	
Delichon urbica	x		x		x	
Anthus pratensis			x	x	x	
Motacilla cinerea	x	x		x		
Motacilla alba			x	x	x	
Troglodytes troglodytes	x	x		x		
Prunella modularis			x	x		x
Erithacus rubecula			x	x	x	
Luscinia megarhynchos	x		x		x	
Phoenicurus ochruros			x	x	x	

Specie	B	S	M	W	reg	irr
Saxicola torquata	x	x		x		
Monticola solitarius	x	x		x		
Turdus merula	x	x		x		
Turdus philomelos			x	x	x	
Cettia cetti	x	x		x		
Cisticola juncidis	x	x		x		
Acrocephalus scirpaceus	x		x		x	
Sylvia cantillans	x		x		x	
Sylvia melanocephala	x	x		x		
Sylvia atricapilla	x	x		x		
Phylloscopus collybita			x	x	x	
Regulus ignicapillus			x	x		x
Parus caeruleus	x	x		x		
Parus major	x	x		x		
Certhia brachydactyla	x	x		x		
Lanius senator	x		x		x	
Garrulus glandarius	x	x		x		
Pica pica	x	x		x		
Corvus monedula	x	x		x		
Corvus corone	x	x		x		
Corvus corax	x	x		x		
Sturnus vulgaris			x	x	x	
Sturnus unicolor	x	x		x		
Passer hispaniolensis	x	x		x		
Passer montanus	x	x		x		
Fringilla coelebs	x	x		x		
Serinus serinus	x	x		x		
Carduelis chloris	x	x		x		
Carduelis carduelis	x	x		x		
Carduelis cannabina	x	x		x		
Emberiza cirlus	x	x		x		
Miliaria calandra	x	x		x		

L'AVIFAUNA NIDIFICANTE E SVERNANTE NELLA RISERVA NATURALE DI TORRE SALSA (AGRIGENTO)

GIOVANNI SALVO

Via Caprera 50, 92020 Racalmuto (AG), fantsalv@libero.it

Summary *The nature reserve of Torre Salsa is a coastal area of 761,62 ha established in 2000 and managed by WWF. In the nature reserve, birds of 50 breeding species have been observed, of which 39 occur in winter and 34 are Passeriformes. Among the resident species, there are* Falco peregrinus, Charadrius alexandrinus *and* Rallus aquaticus *that deserve to be mentioned. Among the species that occur only in summer, there are* Coracias garrulus *and* Merops apiaster. *In 2006, a pair of* Hirundo daurica *built a nest inside a building and a no-flying chick of* Clamator glandarius *has been observed. One pair of* Falco biarmicus *built a nest on a coastal cliff up to 1988, but in 1989 this site was occupied by a pair of* Falco peregrinus. *For more than 10 years the* Tachybaptus ruficollis *and the* Fulica atra *do not breed anymore.* Calandrella brachydactyla *also disappeared as breeder. In winter, 68 species have been registered, 42 are Passeriformes, 63 are regularly present and 5 occur irregularly. Extremely interesting is the presence of* Circaetus gallicus, Hieraaetus fasciatus, Stercorarius parasiticus *and* Motacilla flava.

La Riserva Naturale Orientata di Torre Salsa ha un'estensione di 761,62 ettari, ricadenti nei comuni di Siculiana e Montallegro; è stata istituita nel 2000 ed affidata in gestione al WWF. È uno degli ultimi lembi costieri sopravvissuti alla speculazione ed alla lottizzazione selvaggia, che negli ultimi decenni hanno investito la costa agrigentina (Salvo, 1998).

L'area è caratterizzata da una variegata diversità di substrati geologici e da un mosaico di microambienti. La costa è un alternarsi di alte falesie di gesso, marna calcarea a globigerine, calanchi ricoperti di *Salsola verticillata*, macchia mediterranea con prevalenza di *Chamaerops humilis, Calicotome villosa, Euphorbia dendroides, Pistacia lentiscus, Rosmarinus officinalis, Juniperus phoenicea*. La spiaggia è caratterizzata da un'ampia fascia di dune con rada vegetazione di *Ammophila littoralis, Otanthus maritimus, Echinophora spinosa, Salsola kali,* ecc.

Nell'interno, colli di gesso e rupi scoscese presentano una vegetazione bassa e cespugliosa, in cui prevalgono *Ampelodesmos mauritanicus, Thymus capitatus ed Asphodelus microcarpus*. Alcune zone sono state rimboschite, con prevalenza di *Pinus halepensis* e *Acacia retinodes.* I campi sono in gran parte coltivati a vigneti, frutteti e cereali, alternati a foraggio. Il vallone Pantano spezza col suo ruscello la valle ed ospita una fitta vegetazione a *Phragmites australis, Tamarix africana, Typha latifolia, Juncus acutus, Arthrocnemum fruticosum,* ecc.

Le diverse tipologie ambientali rendono la fauna selvatica ricca e varia; particolarmente numerosa e rappresentativa è quella ornitica. Lo studio dell'area è iniziato molto prima dell'istituzione della Riserva, sin dal 1983, con regolari rilevamenti in tutti i mesi dell'anno, che hanno consentito di censire le specie, nonché di accertare la loro fenologia e consistenza. Oltre che per la miriade di specie migratrici, la Riserva riveste un notevole interesse per i nidificanti e gli svernanti. Complessivamente sono state osservate 50 specie nidificanti; 39 stazionarie e 11 estive; 34 passeriformi e 16 appartenenti ad altri ordini.

Tra le stazionarie meritano di essere menzionati il Pellegrino *Falco peregrinus*, il Fratino *Charadrius alexandrinus* ed il Porciglione *Rallus aquaticus*; tra le estive la Ghiandaia marina *Coracias garrulus* ed il Gruccione *Merops apiaster*. Nel 2006, all'interno di una costruzione, ha nidificato una coppia di Rondine rossiccia *Hirundo daurica*; e sempre nel 2006 è stato osservato un giovane

non volante di Cuculo dal ciuffo *Clamator glandarius*. Sino al 1988, in una falesia costiera, nidificava una coppia di Lanario *Falco biarmicus*, sostituita l'anno successivo dal Pellegrino.

Per il prosciugamento di un piccolo invaso, da oltre un decennio non si riproducono più il Tuffetto *Tachybaptus ruficollis* e la Folaga *Fulica atra*. Scomparsa anche la Calandrella *Calandrella brachydactyla*, divenuta rara in tutta la provincia di Agrigento dopo il 1990. In inverno sono state censite 68 specie, 42 delle quali passeriformi, 63 sono le presenze regolari, 5 irregolari. Di particolare interesse sono il Biancone *Circaetus gallicus*, l'Aquila del Bonelli *Hieraaetus fasciatus*, il Labbo *Stercorarius parasiticus* e la Cutrettola *Motacilla flava*.

Ringraziamenti

Un sincero ringraziamento a Davide Bonaviri, guardia della Riserva, per le informazioni fornite.

Bibliografia

SALVO G 1998. ED. ARBOR.

Tabella 1 - Elenco delle specie nidificanti e svernanti. B=Breeding; S=Sedentary; M=Migratory; W=Wintering; reg=regular; irr=irregular.

Specie	B	S	M	W	reg	irr
Tachybaptus ruficollis				x		
Phalacrocorax carbo				x		
Circaetus gallicus				x		x
Buteo buteo	x	x		x		
Hieraaetus fasciatus				x		
Falco tinnunculus	x	x		x		
Falco peregrinus	x	x		x		
Coturnix coturnix				x		
Rallus aquaticus	x	x		x		
Gallinula chloropus	x	x		x		
Charadrius alexandrinus	x	x		x		
Vanellus vanellus				x		x
Gallinago gallinago				x		
Scolopax rusticola				x		
Actitis hypoleucos				x		x
Stercorarius parasiticus				x		x
Larus melanocephalus				x		
Larus ridibundus				x		
Larus fuscus				x		
Larus cachinnans				x		
Sterna sandvicensis				x		

Specie	B	S	M	W	reg	irr
Columba livia	x	x		x		
Columba palumbus	x	x		x		
Streptopelia turtur	x		x			
Clamator glandarius	x		x			x
Tyto alba	x	x		x		
Otus scops	x	x		x		
Athene noctua	x	x		x		
Merops apiaster	x		x			
Coracias garrulus	x		x			
Upupa epops	x		x			
Galerida cristata	x	x		x		
Lullula arborea	x	x		x		
Alauda arvensis				x		
Hirundo rustica	x		x			
Hirundo daurica	x		x			x
Anthus pratensis				x		
Motacilla flava				x		x
Motacilla cinerea				x		
Motacilla alba				x		
Troglodytes troglodytes	x	x		x		
Prunella modularis				x		
Erithacus rubecula				x		
Luscinia megarhynchos	x		x			
Phoenicurus ochruros				x		
Saxicola torquata	x	x		x		
Monticola solitarius	x	x		x		
Turdus merula	x	x		x		
Turdus philomelos				x		
Cettia cetti	x	x		x		
Cisticola juncidis	x	x		x		
Acrocephalus scirpaceus	x		x			
Sylvia conspicillata	x		x			
Sylvia cantillans	x		x			
Sylvia melanocephala	x	x		x		

Specie	B	S	M	W	reg	irr
Sylvia atricapilla	x	x		x		
Phylloscopus collybita				x		
Parus caeruleus	x	x		x		
Parus major	x	x		x		
Certhia brachydactyla	x	x		x		
Remiz pendulinus	x	x		x		
Garrulus glandarius	x	x		x		
Pica pica	x	x		x		
Corvus monedula	x	x		x		
Corvus corone	x	x		x		
Corvus corax	x	x		x		
Sturnus vulgaris				x		
Sturnus unicolor	x	x		x		
Passer hispaniolensis	x	x		x		
Passer montanus	x	x		x		
Petronia petronia	x	x		x		
Fringilla coelebs				x		
Serinus serinus	x	x		x		
Carduelis chloris				x		
Carduelis carduelis	x	x		x		
Carduelis cannabina	x	x		x		
Emberiza cirlus	x	x		x		
Emberiza schoeniclus				x		
Miliaria calandra	x	x		x		

ANDAMENTI RECENTI DEGLI ARDEIDI NIDIFICANTI NELLA REGIONE VENETO: ANNI 1998-2010

FRANCESCO SCARTON, FRANCESCO MEZZAVILLA & EMILIANO VERZA

Associazione Faunisti Veneti, c/o Museo di Storia Naturale di Venezia, S. Croce 1730, Venezia, scarton@selc.it

Key Words: Veneto, herons, trends, nesting, colonies

Summary *Trends of seven species of herons breeding in the period 1998-2010 in the Veneto region are presented. It was observed a strong increase of Grey Heron (+10.1% per year) and Cattle Egret (+ 41.3%) populations, a stable situation of the Squacco Heron (+ 1.5%) and an uncertain trend of the Night Heron (-3.2%) population. Moreover, there was a moderate decrease of the Little Egret (-5.6%), and a strong decrease of Purple Heron (-9.5%) and Great Egret (-14.9%) populations. In 2010, there were about 3,800 pairs of herons nesting in about 80 colonies, mostly located along the coastal strip of the Veneto region.*

Nel 1998-2000 l'Associazione Faunisti Veneti coordinava lo svolgimento del primo censimento delle garzaie presenti nell'intero Veneto (Mezzavilla & Scarton, 2002); nel 2002 il quadro regionale veniva aggiornato con censimenti parziali e stime (Fasola *et al.*, 2007). Negli anni successivi sono stati effettuati altri censimenti a scala provinciale, che hanno aggiornato solo parzialmente le conoscenze sulla distribuzione e consistenza delle colonie (Fracasso *et al.*, 2003; Mezzavilla & Bettiol, 2007; Verza & Trombin, 2008). Nel 2009-2010 si è quindi ritenuto opportuno ripetere il censimento delle colonie di Ardeidi presenti nell'intero territorio regionale.

Sono stati esaminati tutti i siti noti per essere stati occupati almeno una volta dal 1999 al 2008, oltre ad altri ritenuti potenzialmente idonei. La copertura del territorio del Veneto è risultata buona nel biennio, con modeste lacune per alcuni settori centro-occidentali. Il principale metodo seguito nel 2009-2010 è stato il conteggio diretto dei nidi nel periodo di massima presenza alla colonia (marzo-luglio); spesso ogni sito è stato visitato almeno due volte da uno o più rilevatori. In rare occasioni si sono stimati i nidi tramite conteggi aerei, soprattutto per le garzaie ubicate in canneto, oppure si è proceduto ad una stima a distanza del numero di coppie presenti, qualora la garzaia fosse irraggiungibile. In pochi casi si è proceduto ad una successiva visita alle garzaie nei mesi autunnali. Le imprecisioni insite in ciascuno di questi metodi di conteggio sono ben note, ma si è ritenuto che in ogni caso una stima delle coppie presenti fosse sufficiente per gli scopi di questa indagine. Il trend di popolazione nel periodo 1998-2010 per le specie di Ardeidi è stato calcolato tramite il software TRIM 3.53 che permette di analizzare le variazioni interannuali nell'abbondanza delle specie studiate, rappresentate da indici annuali (Pannekoek & van Strien, 2001).

Nella Tabella 1 si espongono i dati rilevati nel 2009-2010, unitamente a quelli relativi al 1998-2000 (primo censimento regionale) e al 2002 (censimenti e stime riassunti in Fasola *et al.*, 2007). Nel 2009 sono state censite 73 garzaie, salite a 78 nel 2010. Complessivamente hanno nidificato sette specie di Ardeidi coloniali; è stata stimata la presenza complessiva di 3669-4079 coppie nel 2009 e di 3647-3862 nel 2010. La specie più numerosa e più diffusa è risultata l'airone cenerino *Ardea cinerea*, seguito da garzetta *Egretta garzetta*, nitticora *Nycticorax nycticorax* e airone rosso *Ardea purpurea*. Meno abbondanti l'airone guardabuoi *Bubulcus ibis* e la sgarza ciuffetto *Ardeola ralloides*; pochissime le coppie di airone bianco maggiore *Casmerodius albus*.

I siti di nidificazione sono di tipologia estremamente varia: 1) canneti di estensione molto variabile, fluviali, lagunari o ubicati all'interno di valli da pesca site nelle lagune di Venezia, di Caorle e

nel delta del Po; 2) boschetti golenali, lungo il Po, l'Adige ed altri corsi minori; 3) nuclei arborei all'interno di valli da pesca, ville patrizie, tenute private, cave di ghiaia o argilla dismesse e riallagate; 5) filari o piccoli nuclei arborei, isolati in mezzo a coltivazioni intensive. L'areale regionale interessato dalla presenza di garzaie non ha evidenziato sostanziali modifiche tra il 1998 ed il 2010; la maggior parte delle colonie e delle coppie si concentra nell'arco litoraneo delle province di Rovigo e Venezia, mentre del tutto modesta è la presenza nella provincia di Belluno. Per le province di Treviso e Vicenza la situazione più recente è simile a quella passata, mentre un sensibile aumento delle colonie si è osservato nella provincia di Verona ed in quella di Padova. Il confronto tra il 1998 ed il 2010 evidenzia una notevole stabilità nel numero complessivo di coppie nidificanti (3794 vs. 3665 coppie). Il numero delle garzaie è invece aumentato notevolmente, passando da 33 (1998) a 78 (2010); le dimensioni delle colonie sono di conseguenza diminuite sensibilmente, con differenze tra mediane elevate ed al limite della significatività (33 coppie vs. 19.5: Mann-Whitney U Test, Z=1.83, P=0.066). Nel 2010 i siti ospitavano tra 1 (anche le nidificazioni singole sono state incluse nell'indagine) e 339 coppie; più di metà della popolazione si concentra in nove garzaie.

La ripartizione delle coppie tra le specie è fortemente variata nel corso del periodo considerato, con evidenti variazioni per diverse specie. L'analisi dei trend per il periodo 1998-2010 (Tabella 1) effettuata con TRIM evidenzia in quasi tutti i casi andamenti significativi:

- il totale dei nidificanti e la sgarza ciuffetto sono "stabili";
- l'airone cenerino ed airone guardabuoi risultano in "forte incremento";
- la nitticora presenta andamento "incerto", benché negativo;
- la garzetta appare in "modesto decremento";
- l'airone rosso e airone bianco maggiore (per questa specie i casi di nidificazione sono però molto esigui) risultano invece in "forte decremento".

I forti incrementi osservati a carico dell'airone cenerino e dell'airone guardabuoi, così come la più contenuta diminuzione della garzetta paiono in accordo con quanto noto a scala nazionale, mentre il netto calo dell'airone rosso può essere dovuto a locali peggioramenti degli ambienti elettivi di nidificazione, quali i canneti. L'airone bianco maggiore rimane specie rarissima come nidificante, a rischio di scomparsa dal novero delle specie che si riproducono nella regione. Elementi di criticità sono costituiti dalla frammentazione della popolazione nidificante in molti siti e dalla forte riduzione di alcune delle garzaie tradizionalmente presenti nel Veneto.

Ringraziamenti

Un particolare ringraziamento ai numerosi rilevatori che hanno reso possibile lo svolgimento di questo Progetto; al Corpo di Polizia Provinciale di Venezia; ai proprietari delle numerose valli da pesca, tenute agricole e residenze private che hanno permesso l'effettuazione dei censimenti nelle loro proprietà.

Bibliografia

FASOLA M ET AL. 2007. *AVOCETTA* 31: 5–46; FRACASSO G ET AL. 2003. STUDIO EIKON, SANDRIGO (VI), 151 PP; MEZZAVILLA F, SCARTON F (EDS.) 2002. AS.FA.VE., 95 PP; MEZZAVILLA F, BETTIOL K (EDS.) 2007. AS.FA.VE. 197 PP; PANNEKOEK J, VAN STRIEN AJ 2001. THE NETHERLANDS: STATISTICS NETHERLANDS; VERZA E, TROMBIN D (A CURA DI) 2008. ENTE PARCO REGIONALE VENETO DEL DELTA DEL PO, ASS. CULT. NAT. SAGITTARIA, 175 PP.

Tabella 1 - Coppie nidificanti nella regione Veneto: dati disponibili per il 1998-2010, classificazione dei trend tramite TRIM e variazioni % annue.

	Nitticora	Sgarza ciuffetto	Airone guardabuoi	Garzetta	Airone bianco maggiore	Airone cenerino	Airone rosso	Totale
1998	654	45	5	1730	7	533	820	3794
1999	605	48	9	2011	6	640	830	4149
2000	484	41	4	1953	7	726	701	3916
2002	347	41	5	1183	6	1097	663	3342
2009	389	49	198	1268	2	1609	360	3874
2010	440	50	214	957	1	1724	280	3665
Valutazione del trend	Incerto	Stabile	Forte incremento	Modesto decremento	Forte decremento	Forte incremento	Forte decremento	Stabile
Variazione % annua	-3.2	+1.5	+ 41.3	-5.6	-14.9	+ 10.1	-9.5	-0.4

L'AVIFAUNA DELLA ZPS "BASSO GARDA" INCLUSA NELLA "DIRETTIVA UCCELLI"

MAURIZIO SIGHELE

Verona Birdwatching, Via Lungolorì 5/a, 37127 Verona, maudoc@maudoc.com

Key Words: Lake Garda, Veneto, Verona, Special Protected Areas

Summary *The aim of this research was to update the list of bird species present in the Special Protected Area (SPA) IT3210018 "Basso Garda" (Verona, NE Italy).*

Alla fine del 2006 è iniziata una ricerca sull'avifauna della ZPS denominata "Basso Garda", codice IT3210018, che rappresenta la porzione meridionale del Lago di Garda veronese, (Peschiera d/G, Castelnuovo d/G, Lazise).

Il formulario Natura 2000 di questa ZPS, aggiornato al 2003, non appariva adeguato, perciò è stato da subito proposto un elenco di 139 specie segnalate in quest'area dal 1985 in poi, frutto di conoscenze personali e di una revisione della letteratura (Sighele, 2008). La successive ricerche hanno aumentato le conoscenze su quest'area, portando il numero delle specie segnalate a 170. Tra queste, 36 sono incluse nella Direttiva Uccelli (solo 6 ricordate dal formulario), presenti per lo più in inverno o in migrazione/dispersione, mentre solo *Ixobrychus minutus* e *Alcedo atthis* sono possibili nidificanti.

Aythya nyroca: inclusa nel formulario come specie di passo sporadico, ma le poche osservazioni sul Garda erano riferite a siti al di fuori della ZPS. È di estremo interesse, quindi, la segnalazione di 24 indd. nel marzo 2010, l'unica recente all'interno della ZPS. Storicamente la specie era considerata migratrice regolare con brevi soste sul Garda (Perini, 1858; Garbini, 1904).

Mergus albellus: non inserita nel formulario, ma va considerata specie migratrice e svernante nella ZPS, seppur occasionale; l'ultima segnalazione è del gennaio 2002.

Gavia stellata: sverna assai irregolarmente nel basso Garda; osservati pochissimi indd. negli ultimi 12 anni di censimenti invernali nelle province di Brescia e di Verona (2 indd.), l'ultima volta segnalata nel gennaio 2005. Non è nel formulario.

Gavia arctica: svernante pressoché regolare nel basso Garda veronese, anche se con pochi individui, mentre è molto più numerosa nel medio Garda, tra Torri del Benaco e Malcesine. Nel formulario è invece indicata come svernante rara.

Gavia immer: il 26.12.2009 un ind. è stato osservato a Padenghe (BS) e poi in tutto il Garda meridionale (nella ZPS 7-24.01.2010). L'unica altra segnalazione veronese risale al 30.12.1898 (Foschi *et al.*, 1996). Non è nel formulario.

Botaurus stellaris: osservato assai occasionalmente durante i censimenti degli svernanti, una sola volta negli ultimi 20 inverni (gen. 2003), conformemente al formulario. Al di fuori dei mesi invernali, di recente è stato segnalato 2 volte, l'ultima nel marzo 2011.

Ixobrychus minutus: la sua presenza nella ZPS in periodo riproduttivo non è stata segnalata per diversi anni, mentre nidifica al Lago del Frassino e nei canneti di Punta Grò (BS). Di recente però osservato in agosto 2005, giugno-agosto 2008 e giugno 2011. Nel formulario è invece considerato nidificante comune abituale.

Egretta garzetta: non nel formulario, ma è visitatrice regolare del basso Garda.

Casmerodius albus: in provincia di Verona era una specie di presenza abbastanza sporadica fino a vent'anni fa, mentre oggi è abbondante nei mesi invernali. Questo trend positivo si rileva anche

dalla prima segnalazione nella ZPS "Basso Garda", il 24.09.2010.

Ardea purpurea: nidifica sia al Lago del Frassino che nei canneti della sponda meridionale bresciana del Garda, ma non era nota alcuna segnalazione nella ZPS fino al 4.06.2010, segnalato poi anche in maggio 2011.

Podiceps auritus: incluso nel formulario come svernante molto raro, ma la presenza di questa specie nella ZPS è di recente acquisizione, osservato solo tra il 2002 e il 2005, mentre non è nota alcuna segnalazione precedente, se non una storica: a Peschiera d/G il 19.04.1928 (Duse & Cambi, 1980).

Pernis apivorus: non nel formulario, è invece specie di doppio passo regolare.

Milvus migrans: non nel formulario, va considerata specie di passo verosimilmente regolare.

Circus aeruginosus: anticamente nidificava nei canneti del basso Garda (Arrigoni Degli Oddi, 1899), ma oggi è specie solo di passo, quasi regolare.

Circus cyaneus: non nel formulario, è specie migratrice e svernante quasi regolare.

Circus pygargus: migratrice sporadica, non è nel formulario.

Pandion haliaetus: di passo probabilmente regolare nel basso Garda veronese, è invece indicato come raro nel formulario.

Falco columbarius: specie segnalata solo due volte, gennaio e settembre 2011.

Falco peregrinus: non se ne conoscevano segnalazioni nella ZPS fino al 2010, quando è stato osservato sia in febbraio che in settembre. Presente 2 volte anche nel settembre 2011.

Porzana porzana: non nel formulario, il Voltolino è stato raramente segnalato durante il passo migratorio, ma la regolarità e la quantità del passo è difficilmente valutabile, vista la sua elusività.

Porzana parva: non nel formulario, è stata segnalata in passato nella ZPS durante il passo migratorio, mentre l'unica osservazione recente è riferita al 24.03.2010.

Grus grus: non nel formulario, è da considerare specie migratrice occasionale. Segnalata una sola volta l'8.03.2008, quando sono stati fotografati 14 indd.

Limosa lapponica: una sola segnalazione nel basso Garda veronese (1 ind. presente il 18.09.2003); non nel formulario.

Tringa glareola: non nel formulario, è osservata sporadicamente.

Larus minutus: osservato regolarmente nel basso Garda, anche in gruppi molto numerosi (talora di un centinaio di indd.), prevalentemente nei passi migratori, ma anche in inverno. Non nel formulario.

Larus melanocephalus: occasionale in provincia di Verona, quasi tutte le segnalazioni sono riferite a questa ZPS, dove è comunque assai sporadica. Non è nel formulario.

Sternula albifrons: una sola segnalazione recente di questa specie (sett. 2004).

Hydroprogne caspia: una sola osservazione nel basso Garda veronese, nel settembre 2003 (Sighele & Lui, 2005).

Chlidonias hybrida: specie di passo poco numeroso nel basso Garda veronese. Un singolo ind. ha svernato in queste acque per diversi anni, osservato in tutta la costa meridionale (Sighele & Lui, 2004); non nel formulario.

Chlidonias niger: di passo regolare e numeroso, in attività trofica; non è nel formulario. Un tempo nidificava nella zona di Peschiera d/G (Arrigoni degli Oddi, 1899).

Sterna sandvicensis: considerato migratore probabilmente regolare sul Garda bresciano (Busetto & Gargioni, 1994), non si conoscono recenti segnalazioni nel basso Garda veronese se non una recente del 17.05.2010. Storicamente sono ricordate 3 catture sul Garda veronese, l'ultima il'8.04.1881 (Arrigoni degli Oddi, 1899). Non nel formulario.

Sterna hirundo: osservata regolarmente nel periodo post-riproduttivo, non è invece elencata nel formulario.

Asio flammeus: l'unica segnalazione nota in quest'area è riferita al novembre 1991 a San Benedetto di Lugana (De Franceschi & De Franceschi, 1999). Non nel formulario.

Alcedo atthis: facilmente osservabile nel basso Garda veronese, soprattutto nei mesi invernali, ma è possibile che sia anche nidificante; non è nel formulario.

Lullula arborea: di presenza autunnale nel basso Garda veronese, osservata con una certa regolarità nel mese di ottobre; non in formulario.

Acrocephalus melanopogon: migratore scarso nei canneti del basso Garda, contattato solo il 29.10.2006. Non è nel formulario.

Bibliografia

ARRIGONI DEGLI ODDI E 1899. ATTI SOC. ITAL. SC. NAT. 38: 75-191; BUSETTO M, GARGIONI A 1994. ANN. MUS. CIV. SC. NAT. BRESCIA 29: 287-292; DE FRANCESCHI G, DE FRANCESCHI PF 1999. LA LESSINIA - IERI OGGI DOMANI 22: 53-62; DUSE A, CAMBI D 1980. NUOVA ED. ATENEO DI SALÒ, BRESCIA; FOSCHI UF ET AL. 1996. RIC BIOL SELVAGGINA 97: 176; GARBINI A 1904. LA PROVINCIA DI VERONA. ED. OLSCHKI, FIRENZE; PERINI G 1858. TIP. VICENTINI, VERONA; SIGHELE M 2008. BOLL. MUS. CIV. ST. NAT. VENEZIA SUPPL. 58: 104-115; SIGHELE M, LUI F 2004. RIV ITAL ORN 74: 85-88; SIGHELE M, LUI F 2005. NATURA VICENTINA 7: 209-213.

TRADE OFF TRA ESIGENZE DI CONSERVAZIONE DI SITI NATURA 2000 E IL MONITORAGGIO DEI CANTIERI DEL MOSE

CECILIA SOLDATINI[1], YURI V. ALBORES-BARAJAS[1], CRISTINA DABALÀ[2], PATRIZIA TORRICELLI[1] & NATALE EMILIO BALDACCINI[3]

[1]Dipartimento di Scienze Ambientali, Informatica e Statistica, Università Ca'Foscari, Castello 2737/b, 30122 Venezia, cecil@unive.it; [2]CORILA Consorzio per la gestione del Centro di coordinamento delle attività di ricerca inerenti il sistema lagunare di Venezia, Palazzo Franchetti, S.Marco 2847, 30124 Venezia; [3]Dipartimento di Biologia, Università di Pisa, Via A. Volta 6, 56126 Pisa

Key Words: bird community, human disturbance, Natura 2000

Summary *The Venice's Magistrato alle Acque (MAV), through its concessionary Consorzio Venezia Nuova, decided to carry out a monitoring program of the environmental and socio-economic effects of the construction of mobile barriers for tidal control ("MOSE" system) at the three Venice lagoon inlets. The monitoring plan, entrusted to CORILA as an independent Institution, considers the ecosystem components that may be directly impacted by the yard activities. One of the monitored biological components is avifauna. We monitored bird populations and communities to detect any differences between the bird communities of seven monitored areas and evaluate their seasonal evolution. One of the areas is inside a wide lagoon, while the others are on a sandy coast with dunes and Mediterranean vegetation. The census techniques were useful for a representation of habitat use by the different species. The four sites required to be deeply examined as they are all considered SPAs (according to the Birds Directive 79/409/EEC). Different sampling techniques are being used. Diversity in communities composition has been estimated from transects count data. Census allowed the description of the evolution of the community composition in reaction to disturbance and the production of thematic cartography.*

Il Magistrato alle Acque di Venezia, attraverso il suo concessionario, il Consorzio Venezia Nuova, ha disposto che venga svolto un programma di monitoraggio degli effetti della costruzione delle barriere mobili per il controllo delle maree alle tre bocche di porto della laguna di Venezia (il sistema "MOSE") sull'ambiente e sugli aspetti socio economici.

Dal 2005 stiamo monitorando le popolazioni e le comunità ornitiche per poterne valutare lo stato e la relativa evoluzione. Tutto questo tenuto conto del contesto ambientale in cui si opera, delle sue complesse valenze ecologiche, dell'insita fragilità ecosistemica, del valore dei siti stessi in quanto dichiarati di interesse comunitario. La laguna di Venezia, costituisce un sito "Natura 2000" (ZPS: IT3250046; SIC : IT3250023, IT3250003, IT3250031).

Vengono regolarmente monitorati 7 siti di cui 6 in ambiente litoraneo situati alle bocche di porto e un area di posatoio per l'avifauna acquatica nella laguna soggetta a marea, oltre alla laguna soggetta a marea. Al fine di documentare l'esistenza di eventuali fenomeni di disturbo sull'avifauna sono state pianificate ed attuate attività di rilevamento per documentare variazioni nell'uso dell'habitat di specie appartenenti a famiglie di Passeriformi e gruppi affini, nonché di uccelli acquatici, durante tutte le fasi del ciclo biologico (nidificazione, svernamento e migrazione). Sono stati analizzati i dati ottenuti con tre differenti tecniche di campionamento.

I punti d'ascolto e i relativi indici puntiformi di abbondanza sono stati considerati solo per sei mesi l'anno in quanto il metodo è legato alle vocalizzazioni. Ulteriori analisi dettagliate sono state compiute per la descrizione dell'uso dell'habitat. I conteggi completi hanno permesso un'accurata

descrizione dell'uso dell'habitat e la produzione di cartografia tematica. Per i siti litoranei, oltre alle check-list e alle liste di specie nidificanti con relativa mappatura delle aree di nidificazione sono stati confrontati gli andamenti dell'indice di Shannon modificato M (Buckland *et al.,* 2005) a partire dal primo anno di monitoraggio.

È stato valutato inoltre l'andamento di alcune specie e confrontata la loro abbondanza tra il sesto e il primo anno di monitoraggio. Lo stesso confronto è stato fatto per il sito lagunare, Bacan di Sant'Erasmo. In questo ultimo sito si è verificata una diminuzione di alcuni limicoli nell'anno 2007. Negli ultimi anni si stanno registrando segni di ripresa (Fig. 1). A livello di bacino l'abbondanza delle specie acquatiche svernanti in laguna (in particolare quelle riscontrate in diminuzione al Bacan) non sembra influenzata dai lavori in corso (Fig. 2). Al contrario, le sterne che usano l'area come roost serale post riproduttivo sono diminuite, in particolare il mignattino risulta assente e il fraticello si è spostato verso siti più interni della laguna. Monitorando i roost serali in corrispondenza dei picchi di marea in periodo post riproduttivo sono stati osservati andamenti differenti in momenti diversi della giornata. In particolare si osserva la già descritta diminuzione delle tre specie ma con pattern diversi a seconda del momento della giornata, come ad esempio per il fratino.

Nei siti costieri monitorati dal 2005 le variazioni registrate sono interne a normali e attese fluttuazioni, comprese nel range di variazione già osservato in passato. Per quanto riguarda i siti costieri per i quali il monitoraggio è iniziato recentemente, si osserva una grande variabilità interannuale, da imputare forse alle ridotte dimensioni dei siti, che comportano un'instabilità intrinseca a cui possono concorrere fattori di varia natura, sia biotici che abiotici.

Considerando informazioni provenienti dall'area vasta (Atlanti del Comune e della Provincia di Venezia in corso di svolgimento) è opportuno puntualizzare che le popolazioni di alcune specie come fratino, fraticello e beccamoschino stanno subendo variazioni su scala maggiore rispetto a quella monitorata. In particolare la maggior parte delle colonie di fraticello sono attualmente posizionate nelle barene artificiali e nelle valli da pesca, quindi la loro parziale scomparsa dai litorali potrebbe essere stata dovuta allo spostamento verso altri tipi di ambienti. La comunità del Bacan di Sant'Erasmo ha vissuto un periodo di forte stress (2007-08) e mostra alcuni timidi cenni di ripresa.

La comunità apparentemente più colpita al momento sembra essere quella che utilizza lo scanno sabbioso come roost serale. Tale elemento suffraga l'ipotesi di reazione a variazioni strutturali dell'area dello scanno sabbioso (granulometria e pendenza delle rive, conseguenza indiretta dei lavori alle bocche di porto in aggiunta alla normale instabilità dell'area) più che un disturbo diretto dovuto alle attività di cantiere (assenti di notte).

Bibliografia

BUCKLAND ST ET AL. 2005. PHILOSOPHICAL TRANSACTIONS OF THE ROYAL SOCIETY B 360: 243-254.

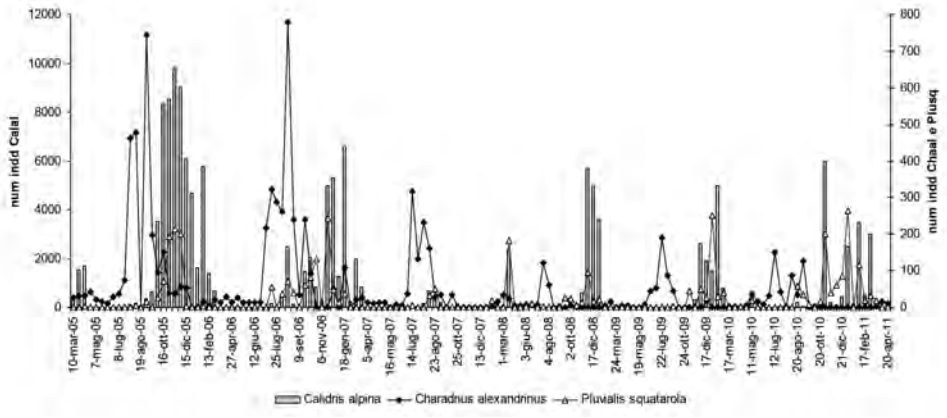


Figura 1 - Andamento di 3 specie di limicoli al Bacan di Sant'Erasmo

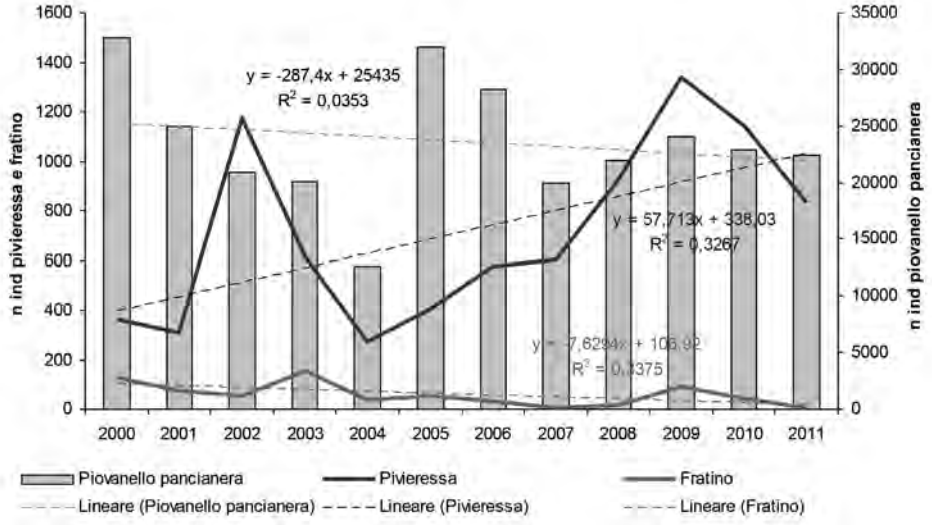


Figura 2 - Stesse specie di figura 1 osservate in tutta la laguna (dati IWC)

L'ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NELLA RISERVA NATURALE DI DECIMA MALAFEDE

ALBERTO SORACE[1], CORRADO BATTISTI[1 2], EMANUELA LORENZETTI[1], MARZIA MIRABILE[1], PAOLO MONTI[1], STEFANO PETRELLA[1], DANIELE TAFFON[1], CORRADO TEOFILI[1] & MARCO TROTTA[1]

[1]SROPU, via Crippa 60, 00125 Roma, sorace@fastwebnet.it; [2]Servizio "Ambiente (aree protette-parchi regionali)", Provincia di Roma, Via Tiburtina 691, 00159 Roma

Key Words: central Italy, Rome rural area, natural Reserve, Atlas

Summary *Data were collected from 306 UTM grid quadrants (500 m x 500 m). The recorded species were 71, of which 24 of conservation concern (Tab.1). The mean number of species per quadrant was 21.5 (± 5.7 SD) (Fig.1). The mean number of species of conservation concern per quadrant was 5.9 (± 2.7 SD) (Fig.1). Values of proportional similarity index (PSI) ranged between 0.07 (*Fulica atra*) and 0.98 (*Turdus merula, Serinus serinus*). Among the terrestrial species, the minimum PSI values were obtained for* Sitta europaea *(0.36) and* Dendrocopos minor *(0.49). The central parts of the protected area presented lower number of species (Fig.1).*

L'Atlante ornitologico di un'area protetta è uno strumento utile per investigare la distribuzione delle varie specie ornitiche nello spazio e nel tempo anche ai fini di una corretta pianificazione e gestione dell'area (Sutherland *et al.,* 2004). Recentemente, varie aree protette hanno avviato o completato la raccolta dati per la realizzazione di un atlante ornitologico (p. es. nel Lazio: Taffon *et al.,* 2008; De Santis *et al.,* 2009; Ukmar *et al.,* 2009, Guidi & Battisti, 2010). In questo contributo riportiamo i dati raccolti per la realizzazione dell'Atlante della Riserva naturale di Decima Malafede. La Riserva è un'area naturale protetta di 6145 ettari, compresa interamente nel territorio del comune di Roma. Nel corso della primavera 2010 sono stati effettuati dei rilevamenti ornitologici per mappare la distribuzione degli uccelli nidificanti all'interno della Riserva. L'area di studio è stata suddivisa in 306 unità di rilevamento (U.R.) corrispondenti a quadranti di 500 metri di lato ricavati dalla suddivisione della griglia UTM (Fig.1). All'interno di ogni U.R. veniva percorso un transetto non lineare, della durata di 20 minuti, durante il quale venivano rilevate tutte le specie viste o sentite annotando per ognuna di esse l'ambiente (categoria CORINE) in cui veniva contattata. Ogni U.R. è stata visitata due volte durante la stagione riproduttiva, la prima tra il 10 marzo e il 20 aprile, la seconda dal 1 maggio al 15 giugno. Le visite sono state effettuate nelle prime quattro ore del mattino. Il protocollo di campionamento non ha quindi consentito il rilevamento sistematico delle specie notturne. Sono stati evitati i sopralluoghi nel corso di giornate con forte vento o pioggia. Per ciascuna specie nidificante, è stata ricavata la categoria di nidificazione (eventuale, probabile o certa) e la sua specializzazione ecologica. In particolare per indagare l'ampiezza di nicchia delle diverse specie è stato calcolato l'Indice di Similarità Proporzionale (Feinsinger, 1981), con la formula:

$$PSI = 1 - 0,5 \Sigma i \, | pi - qi |$$

dove pi è la frequenza relativa di una categoria di uso del suolo nell'area della riserva e qi è la frequenza relativa di uso della stessa categoria da parte della specie in esame. L'indice varia da 0 a 1 valore che equivale alla massima ampiezza di nicchia.

Complessivamente sono state rilevate 71 specie potenzialmente nidificanti (eventuali, probabili

e certe) di cui 26 non-Passeriformi (36,6%). Nel Parco sono presenti circa il 38,2% delle specie nidificanti nel Lazio (Brunelli *et al.,* 2011).

Tra le 71 specie nidificanti, 24 sono di interesse conservazionistico (Tab. 1): 3 (4,2%) sono inserite nella Dir. 2009/147/CE, 20 (28,2%) sono SPEC 2 e 3 (BirdLIfe International, 2004) e 9 (12,7%) rientrano nella Lista Rossa Nazionale (LIPU & WWF, 1999). 25 specie sono risultate localizzate (presenti in meno del 10 % delle U.R.) di cui 20 molto localizzate (< 5 % delle U.R.).

Tabella 1 - Specie a priorità di conservazione presenti nella Riserva di Decima Malafede. Per ogni specie è riportato il valore dell'Indice di Similarità Proporzionale (vedi testo).

	PSI		PSI		PSI
Milvus migrans	0,79	*Upupa epops*	0,78	*Delichon urbicum*	0,87
Falco tinnunculus	0,90	*Jynx torquilla*	0,82	*Phoenicurus phoenicurus*	0,69
Falco subbuteo	0,69	*Picus viridis*	0,86	*Muscicapa striata*	0,83
Coturnix coturnix	0,71	*Dendrocopos minor*	0,49	*Lanius collurio*	0,79
Streptopelia turtur	0,87	*Calandrella brachydactyla*	0,53	*Lanius senator*	0,68
Tyto alba	0,69	*Galerida cristata*	0,88	*Sturnus vulgaris*	0,95
Athene noctua	0,84	*Alauda arvensis*	0,83	*Passer montanus*	0,84
Merops apiaster	0,90	*Hirundo rustica*	0,95	*Emberiza calandra*	0,88

In media sono state censite 21,5 specie per U.R. (± 5,7 DS, min: 7 max: 43) e 5,9 specie a priorità di conservazione per U.R. (± 2,7 *DS*, min: 0 max: 16). Nonostante la maggiore concentrazione di aree boschive nelle porzioni centrali dell'area protetta, le zone centrali sono quelle che mostrano valori più bassi sia del numero di specie che del numero di specie a priorità di conservazione (Fig.1). I valori dell'indice PSI sono variati tra 0,07 (*Fulica atra*) a 0,98 (*Turdus merula*, *Serinus serinus*). Tra le specie non legate ad ambienti acquatici i valori minimi sono stati ottenuti per *Sitta europaea* (0,36). Tra le specie a priorità di conservazione, i valori massimi si osservano per *Hirundo rustica* e i minimi per *Dendrocopos minor* (0,49) (Tab.1).

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Ente Roma Natura che ha finanziato la ricerca, in particolare il Dr. Luca Marini.

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO.12, CAMBRIDGE. BRUNELLI M ET AL. 2011. EDIZIONI ARP. DE SANTIS E ET AL. 2009. ALULA 16: 541-543. FEINSINGER P ET AL., 1981. ECOLOGY 62: 27-32. GUIDI A, BATTISTI C 2010. ALULA 17: 59-87. LIPU & WWF 1999. RIV. ITAL. ORN. 69: 3-43. SUTHERLAND WJ, NEWTON I, GREEN RE 2004. OXFORD UNIVERSITY PRESS. TAFFON D ET AL. 2008. GANGEMI EDITORE. UKMAR E ET AL. 2009. ALULA 16: 689-691.

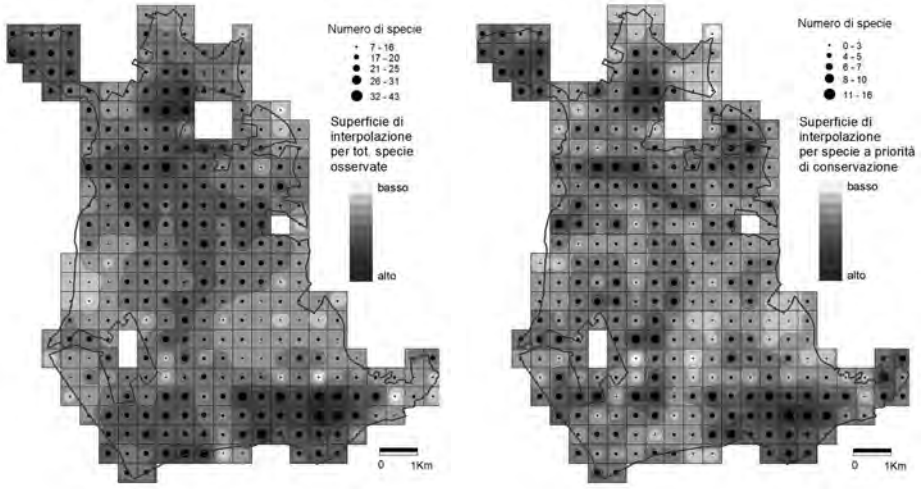


Figura 1 - Carta interpolata (metodo IDW in ArcView 3.2; N. of Neighbors = 15; Power = 2; Barriers = No Barriers) del numero di specie osservate e del numero di specie a priorità di conservazione, ottenuta assegnando i valori di questi due parametri al centroide dei quadranti.

LA COMUNITÀ ORNITICA INVERNALE IN AMBIENTE DI MACCHIA MEDITERRANEA NELLA RISERVA NATURALE DI DECIMA-MALAFEDE: ANALISI DEI DATI 2000-01/2010-11

MARCO TROTTA

S.R.O.P.U., Via di S. Felicola 99, 00134 Roma, marcotrot@gmail.com

Key Words: Decima-Malafede Natural Reserve, bird communities, mediterranean maquis, wintering

Summary *In the winter seasons of 2000-01 and 2010-11 the bird community of the nature reserve of Decima-Malafede (Rome) was investigated. The nature reserve is characterized by Mediterranean maquis. The Blackbird showed the highest value of abundance. The Great Spotted Woodpecker took advantage from the natural evolution of the vegetation. The presences of the Dartford warbler and the Cirl bunting were not confirmed in the winter season of 2010-11. The comparison of bird communities wintering in 2000-2001 and 2010-11 showed a high similarity. Of remarkable importance the presence of the Mistle thrush.*

Nell'ultimo decennio l'avifauna della Riserva Naturale di Decima-Malafede è stata oggetto di studi che hanno riguardato le specie nidificanti (Trotta, 2000a; Sarrocco *et al.*, 2002; Trotta, 2009; Trotta, 2010), scarsi sono invece i dati sulla comunità di uccelli svernanti (Trotta 2000b; Panuccio, 2009). In questa indagine vengono forniti dati quantitativi sull'avifauna presente in inverno nella macchia secondaria di Catavanni, viene inoltre analizzata l'evoluzione della comunità ornitica a distanza di dieci anni. L'area di studio è una formazione a macchia mediterranea estesa 538,4 ha e inclusa nel SIC IT6030053 "Sughereta di Castel di Decima"; la sughera *Quercus suber*, il cerro *Quercus cerris* e il farnetto *Quercus frainetto* sono le specie arboree dominanti.

Lo strato arbustivo è formato da essenze tipiche della macchia mediterranea: corbezzolo *Arbutus unedo*, fillirea *Phillyrea latifolia*, mirto *Myrtus communis* e lentisco *Pistacia lentiscus*. I rilievi sono stati eseguiti dal 15/12/10 al 31/01/11 percorrendo, almeno una volta per decade, un transetto di 1.050 Km. I dati raccolti sono stati comparati con quelli registrati utilizzando la stessa metodologia di studio nel periodo 15/12/00-31/01/01. L'indice di Sorensen ha evidenziato un elevato grado di somiglianza tra le due comunità; anche le specie dominanti, tranne l'occhiocotto *Sylvia melanocephala* dominante solo nel 2010-11, sono le stesse in entrambi i periodi indagati (pettirosso *Erithacus rubecula*, merlo *Turdus merula*, codibugnolo *Aegithalos caudatus*, cinciarella *Cyanistes caeruleus*, cinciallegra *Parus major* e ghiandaia *Garrulus glandarius*).

I valori degli indici di comunità non hanno evidenziato differenze sostanziali tra i due rilevamenti, l'unica eccezione è rappresentata dall'abbondanza che nel 2010-11 ha mostrato un sensibile decremento (Tab. 1). In ambiente mediterraneo l'elevata vagilità degli uccelli in periodo invernale non consente comunque di ottenere stime di abbondanza attendibili e confrontabili nel tempo. Le variazioni che si registrano nella struttura della comunità sono dovute principalmente all'evoluzione della vegetazione.

Questo processo naturale, agevolato dall'assenza di incendi rilevanti nel periodo intercorso tra i due rilevamenti, ha favorito nel 2010-11 la presenza del picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*. Rispetto ai dati del 2000-01 non sono state invece confermate le presenze della magnanina comune S*ylvia undata* e dello zigolo nero E*mberiza cirlus*, specie maggiormente legate alla

macchia bassa e alla gariga. Il merlo, oltre ad essere la specie più frequente nell'inverno 2000-01, ha fatto registrare in assoluto il valore di abbondanza più elevato. Il pettirosso la cinciarella e la cinciallegra, sono risultate le specie più frequenti nell'inverno 2010-11.

Gli indici di ricchezza specifica e di abbondanza sono inferiori a quelli rilevati da Sorace (2000) in un ambiente simile nella Riserva di Monte Arcosu, risultano invece più elevati se confrontati con la comunità ornitica svernante in una macchia mediterranea a minore sviluppo verticale (Gustin & Sorace, 1995). Tra le specie rilevate, degne di nota le presenze della tordela *Turdus viscivorus*, rara in inverno lungo la fascia costiera del Lazio (Biondi *et al.,* 1999), e della magnanina comune, quest'ultima inserita tra le specie "in declino" da BirdLife International (2011).

Tabella 1 - Abbondanza per Km. (IKA) e frequenza relativa (pi) delle specie osservate nella macchia secondaria di Catavanni (RN di Decima-Malafede; inverno 2000-01 e 2010-11). In grassetto le specie dominanti (pi >= 0,05); sono riportati anche i valori degli indici di comunità: ricchezza (S), diversità (H') ed equiripartizione (J').

INVERNO 2000-01	N° max	IKA	Frequenza (pi)
Columba palumbus	2	1.9	0.037
Regulus ignicapilla	1	1.0	0.019
Troglodytes troglodytes	2	1.9	0.037
Prunella modularis	2	1.9	0.037
Erythacus rubecula	6	5.7	**0.111**
Turdus merula	9	8.6	**0.167**
Turdus philomelos	1	1.0	0.019
Sylvia undata	1	1.0	0.019
Sylvia melanocephala	6	5.7	**0.111**
Sylvia atricapilla	2	1.9	0.037
Phylloscopus collybita	1	1.0	0.019
Aegithalos caudatus	5	4.8	**0.093**
Cyanistes caeruleus	6	5.7	**0.111**
Parus major	5	4.8	**0.093**
Garrulus glandarius	3	2.9	**0.056**
Fringilla coelebs	1	1.0	0.019
Carduelis carduelis	1	1.0	0.019
Emberiza cirlus	2	1.9	0.037
Totale	**56**	**53.3**	**1.0**
RICCHEZZA (S)	**18**		
DIVERSITA' (H')	**2.63**		
EQUIRIPARTIZIONE (J')	**0.91**		

INVERNO 2010-11	N° max	IKA	Frequenza (pi)
Scolopax rusticola	1	1.0	0.023
Columba palumbus	2	1.9	0.045
Dendrocopos major	1	1.0	0.023
Motacilla alba	1	1.0	0.023
Regulus regulus	1	1.0	0.023
Regulus ignicapilla	2	1.9	0.045
Troglodytes troglodytes	1	1.0	0.023
Prunella modularis	2	1.9	0.045
Erythacus rubecula	5	4.8	**0.114**
Turdus merula	4	3.8	**0.091**
Turdus viscivorus	1	1.0	0.023
Sylvia melanocephala	2	1.9	0.045
Sylvia atricapilla	1	1.0	0.023
Phylloscopus collybita	1	1.0	0.023
Aegithalos caudatus	3	2.9	**0.068**
Cyanistes caeruleus	5	4.8	**0.114**
Parus major	5	4.8	**0.114**
Garrulus glandarius	4	3.8	**0.091**
Sturnus vulgaris	1	1.0	0.023
Fringilla coelebs	1	1.0	0.023
Totale	**44**	**41.9**	**1.0**
RICCHEZZA (S)	**20**		
DIVERSITA' (H')	**2.78**		
EQUIRIPARTIZIONE (J')	**0.93**		

Bibliografia

BIONDI M ET AL. 1999. ALULA VI: 3-124; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2011. DOWNLOADED FROM HTTP://WWW.BIRDLIFE.ORG ON 04/09/2011; GUSTIN M, SORACE A 1995. AVOCETTA 19: 87; PANUCCIO M 2009. ALULA XVI(1-2): 112-114; SARROCCO S ET AL. 2002. ALULA IX: 3-31; SORACE A 2000. RIV. ITAL. ORN. 70: 149-158; TROTTA M 2000A. GLI UCCELLI D'ITALIA XXV: 43-48; TROTTA M 2000B. PICUS 27: 91-94; TROTTA M 2009. ALULA XVI: 387-389; TROTTA M 2010. ALULA XVII: 105-111.

CONFRONTO DEI POPOLAMENTI DI SPECIE ACQUATICHE DI INTERESSE CONSERVAZIONISTICO NIDIFICANTI NEL COMPLESSO LAGUNA DI VENEZIA – DELTA DEL PO (VENETO)

EMILIANO VERZA[1], FRANCESCO SCARTON[2], MAURO BON[3] & DANILO TROMBIN[1]

[1]Associazione Culturale Naturalistica Sagittaria, Via del Sacro Cuore 7, 45100 Rovigo, sagittaria.at@libero.it; [2]SELC soc. coop., Via dell'Elettricità 3/d, Marghera (VE); [3]Museo di Storia Naturale di Venezia, Santa Croce 1730, 30135 Venezia

Key Words: waterbirds, Lagoon of Venice, Po Delta, populations, trends, nesting

Summary *The present study present the population trend between 2000 and 2010 of eight waterbird species of conservation concern that breed in the Lagoon of Venice and Po Delta. There has been a huge increase for the populations of* Phalacrocorax pygmeus *and* Haematopus ostralegus*, whereas a general increase for those of* Sternula albifrons *and* Sterna sandvicensis*. In the study period new settlements of* Glareola pratincola *and* Larus melanocephalus *have been recorded. Finally an overall stability for the population of* Tringa tetanus *has been observed. The only nesting of* Phoenicopterus roseus *has been recorded in 2008 in the northern part of the Lagoon of Venice. These data confirm the importance at national and international levels of the Lagoon of Venice and Po Delta for waterbirds.*

Per il recente passato sono disponibili dati relativi alla nidificazione di alcune importanti specie di avifauna acquatica relativamente alle zone umide costiere del Veneto. Al fine di valutare il trend di alcune specie guida, e di conseguenza lo stato di conservazione degli habitat interessati, si è provveduto ad un confronto tra i dati raccolti nel 2000 e quelli raccolti nel 2010. La scelta di un'area così vasta d'indagine è dovuta alla mobilità di molte specie, nonché alla interconnessione delle locali zone umide.

L'area d'indagine riguarda le zone umide costiere del Veneto, ricadenti nelle provincie di Venezia, Padova (per un modesto settore) e Rovigo, per un totale di circa 76.000 ettari. In particolare si tratta della Laguna di Venezia e della parte veneta del Delta del Po; le zone umide della Laguna di Caorle non sono comprese nella presente analisi. Gli ambienti considerati includono tutte le tipologie di zone umide, a diverso grado di salinità e profondità dell'acqua: 1) valli arginate, con acque salmastre a bassa profondità; 2) lagune aperte: soggette ad escursione di marea e comprendenti il litorale sabbioso; 3) rami fluviali: parte terminale dei principali corsi d'acqua, tra cui Adige e Po; 4) zone umide minori, quali vasche di decantazione ed ex-cave per l'estrazione di materiali per costruzione. I dati sono stati raccolti nell'ambito di censimenti coordinati a livello provinciale e regionale, e di rilievi indipendenti, con l'utilizzo delle metodiche standard di rilevamento dell'avifauna acquatica. Per molte aree le indagini sono state condotte mediante natanti. Ove possibile i nidi sono stati contati singolarmente; per le valli da pesca della laguna di Venezia i dati sono in parte provenienti da censimenti ed in parte da stime.

Il periodo d'indagine ha abbracciato tutto l'arco primaverile ed estivo potenzialmente interessato dalle nidificazioni (marzo - luglio), degli anni 2000 e 2010. Le specie scelte sono state otto, in base al loro valore conservazionistico o all'importanza dei nuclei nidificanti su scala nazionale. Si tratta di: fenicottero *Phoenicopterus roseus,* marangone minore *Phalacrocorax pygmeus*, beccaccia di mare *Haematopus ostralegus*, pernice di mare *Glareola pratincola*, pettegola *Tringa totanus*, gabbiano corallino *Larus melanocephalus*, fraticello *Sternula albifrons* e beccapesci *Sterna sandvicensis*. Nella Tabella 1 si espongono i dati relativi al 2000 e al 2010.

Tabella 1 - Stima delle popolazioni nidificanti nel complesso Laguna di Venezia - Delta del Po; per il fenicottero si veda testo.

	2000													
	Marangone minore		Beccaccia di mare		Pernice di mare		Pettegola		Gabbiano corallino		Fraticello		Beccapesci	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Laguna di Venezia	80	80	11	12	0	0	1625	1842	0	0	292	393	563	563
Delta del Po	0	0	30	58	0	0	12	19	0	0	405	407	0	0
totale 2000	**80**	**80**	**41**	**70**	**0**	**0**	**1637**	**1861**	**0**	**0**	**697**	**800**	**563**	**563**

	2010													
	Marangone minore		Beccaccia di mare		Pernice di mare		Pettegola		Gabbiano corallino		Fraticello		Beccapesci	
	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max	min	max
Laguna di Venezia	269	269	90	110	0	0	1700	1900	32	32	550	700	800	900
Delta del Po	127	127	125	154	14	21	30	40	65	108	754	860	0	0
totale 2010	**396**	**396**	**215**	**264**	**14**	**21**	**1730**	**1940**	**97**	**140**	**1304**	**1560**	**800**	**900**

Il fenicottero, seppure in costante aumento come svernante, ha nidificato solo irregolarmente nel periodo considerato (2008, Valle Dogà – VE: Panzarin & Zanetti, 2009). In quell'anno la costruzione dei nidi è avvenuta a partire da marzo, con 35 coppie in cova. In luglio vengono censiti 173 nidi, ma la gran parte dei giovani muore a causa di una tempesta verificatasi a fine agosto. Nessuna nidificazione ha invece avuto luogo nel Delta del Po.

Il marangone minore denota un rilevante incremento (da circa 80 a quasi 400 coppie), benché rimanga localizzato in pochi siti riproduttivi; è specie di recente insediamento, in particolare per l'area del Delta del Po. Si riproduce all'interno di colonie plurispecifiche costituite perlopiù da Ardeidi.

La beccaccia di mare evidenzia un aumento ancor più rilevante, passando da circa 50 ad oltre 200 coppie. Nel corso degli anni si è osservata una progressiva colonizzazione anche degli ambienti vallivi, in quanto è presumibile che i siti di nidificazione del litorale siano quasi del tutto saturi. In laguna di Venezia la maggior parte delle coppie si riproduce in barene ricostruite, mentre alcune coppie si riproducono da pochi anni in siti del tutto artificiali quali i cantieri di opere costiere.

La pernice di mare ed il gabbiano corallino risultavano assenti nel 2000, mentre sono ora entrambi presenti con nuclei di modesta consistenza, confinati agli ambienti vallivi del Delta del Po e irregolarmente in quelli della Laguna di Venezia. Nel comprensorio deltizio la prima specie pare in modesto incremento, mentre la seconda ha fatto registrare un progressivo decremento, subito dopo i primi anni dal suo insediamento, avvenuto nel 2001 (Fracasso *et al.*, 2003).

La pettegola può essere considerata stabile attorno alle 1700-1900 coppie, concentrate nelle barene della laguna di Venezia, sito primario per la specie nel Mediterraneo. E' presente nel Delta del Po con contingenti di scarsa entità, anche se in apparente incremento.

Per il fraticello *Sternula albifrons* si osserva tra i due anni di riferimento un raddoppio dei nidificanti (da circa 700 ad oltre 1300 coppie). È da notare come circa la metà delle coppie nidificanti nel Delta si riproduca oramai in ambiente vallivo, a causa dei fattori di disturbo, soprattutto quelli di origine antropica, presenti sugli scanni lagunari. Da diversi anni la gran parte della popolazione lagunare si riproduce in barene ricostruite.

Il beccapesci *Sterna sandvicensis* risulta in aumento tra i due anni considerati (da circa 500 ad oltre 800 coppie), utilizzando primariamente le barene della Laguna di Venezia. Nel Delta è specie nidificante occasionale.

Il confronto tra i dati 2000 e 2010 ha messo in luce come i popolamenti di queste specie, così come di altre di uccelli acquatici, abbiano buone potenzialità e possano raggiungere favorevoli

stati di conservazione a livello locale. La vastità e complessità delle zone umide considerate sono ancora in grado di garantire sufficienti siti idonei per la riproduzione e sufficienti risorse trofiche. In particolare va ricordata l'importanza delle gestione antropica conservativa esercitata all'interno delle valli da pesca e da caccia, nonché la recente introduzione di norme più restrittive e conservazionistiche. Fattori positivi sono anche l'arrivo di adulti riproduttivi da altre zone est europee, nonché ricreazione di ambienti simili a quelli barenali nella Laguna di Venezia ed in alcune del Delta del Po.

Permangono tuttavia fattori di forte disturbo antropico, tra cui la balneazione sul litorale, in grado di condizionare negativamente specie quali il fraticello ed il fratino, e la perdita annuale di covate a causa di interventi di regimazione idraulica che non tengono conto della presenza di specie nidificanti.

Ringraziamenti

Un doveroso ringraziamento a tutti i rilevatori e collaboratori che hanno partecipato alle indagini di campo.

Bibliografia

FRACASSO G ET AL. 2003. STUDIO EIKON, SANDRIGO (VI); PANZARIN L, ZANETTI M 2009. OSSERVAZIONI DI CAMPAGNA 2008, VOL. 11.

Pollo sultano

PLIS E CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA: IL PARCO DEL BOSCO DEL RUGARETO (VA - MI)

ANDREA VIGANÒ[1] & LUCA MOIANA[2]

[1]Via De Gasperi 276, 21050 Marnate (VA), andreaviga@libero.it; [2]Via Municipio Vecchio 84/B, 21040 Cislago (VA)

Key Words: Local Park, biodiversity, conservation

Summary *The Local Park of Supra-municipal Concern "Rugareto Wood", extended on 1,264 ha of wood and agricultural areas, is in the urbanized plain between Milan and Varese (northern Italy). A total of 103 species have been registered, of which 50 breeding species that include daily and nocturnal raptors. Relevant is the breeding community in the wood, where are dominant* Dendrocopos major *and* Parus palustris *whereas are frequent* Certhia brachydactyla, Picus viridis, Garrulus glandarius, Sitta europaea *and* Parus caeruleus*. Important are the oak and mixed woods. Maintenance and improvement of the forest is essential, given that it represents a green corridor which connects different plain areas of the park.*

Il PLIS (Parco Locale di Interesse Sovracomunale) "Bosco del Rugareto" ha intrapreso una serie di studi naturalistici del territorio. Questo contributo offre una sintesi delle informazioni relative all'avifauna.

Il Parco si trova in un'area antropizzata di pianura tra le province di Varese e Milano, ad una quota media di 230 mslm. La superficie del PLIS è di 1.264 ha, suddivisi fra i comuni di Cislago (capofila), Gorla Minore, Marnate e Rescaldina che assommano circa 40.000 abitanti. Il Parco collega fra loro altri due PLIS: Parco Medio Olona e Fontanile di S. Giacomo. Le principali tipologie ambientali presenti nel Parco sono il bosco e le aree agricole. I boschi, che occupano gran parte della superficie in modo esteso e continuo, sono costituiti da popolamenti arborei di latifoglie; raro *Pinus sylvestris*. Il bosco naturale è improntato a *Quercus robur* e *Carpinus betulus*, ma rilevante è la presenza di specie nordamericane naturalizzate, quali *Quercus rubra*, *Robinia pseudoacacia*, che forma i boschi più estesi, e *Prunus serotina*. Queste specie danno luogo sia a boschi misti, talora con la farnia, sia a boschi monospecifici. Le aree agricole ospitano colture asciutte: in prevalenza grano, poi mais e prati polifiti da sfalcio. Il reticolo idrografico è rappresentato da: Fontanile di Tradate, fosso Gradaluso (perlopiù asciutto) e Torrente Bozzente. Nell'area di spaglio del torrente Fontanile, a tutela di un'area industriale, è stata realizzata una vasca di espansione di grande importanza per gli animali. Lungo la SP che taglia in due il PLIS, sono presenti capannoni industriali e due cave di sabbia utilizzate dalla fauna per la presenza costante di riserve d'acqua.

Lo studio (marzo 2009 - febbraio 2010) ha voluto fornire un quadro completo ed aggiornato dell'avifauna, con particolare riferimento a nidificanti e migratori. Le metodiche adottate sono: punti di ascolto, transetto, play-back per notturni e aree campione. Stazioni, transetti e dati raccolti sono stati georeferenziati. I punti di ascolto sono stati distribuiti nelle differenti tipologie ambientali presenti; con riferimento alla griglia chilometrica della cartografia regionale è stato scelto di effettuare 3 punti nei quadrati interamente ricadenti nel parco, 2 punti nei quadrati ricadenti per circa la metà ed 1 punto per i quadrati ascritti al parco per meno della metà della loro superficie. Complessivamente i punti di ascolto, effettuati in tarda primavera nelle prime ore del dì, sono stati 43. I transetti sono stati percorsi in periodo migratorio. Le abbondanti piogge della seconda quindicina di aprile 2009 hanno impedito alcune uscite. I 6 transetti monitorati sono così distribuiti: 2 a Cislago, 1 a Gorla minore, 1 a Marnate, 1 a Rescaldina e 1 fra Cislago e Rescaldina.

L'indagine su rapaci notturni e *Caprimulgus europaeus* si è svolta a partire dal tramonto, con play back lungo un transetto prestabilito. Primavera ed estate sono state dedicate alla ricerca di succiacapre, *Athene noctua* e *Asio otus* per il quale si è preferito optare, nei siti ritenuti idonei, al semplice ascolto del richiamo dei giovani. La tarda estate e il periodo autunnale sono stati dedicati a *Strix aluco*. Al fine di monitorare il passo migratorio legato ad aree umide è stata visitata l'area di spaglio del torrente Fontanile e l'area delle cave. Infine sono stati acquisiti i dati relativi all'abbattimento di turdidi da appostamento fisso.

Le specie censite all'interno del PLIS sono 103, di cui oltre 50 nidificanti, compresi rapaci diurni (5 specie) e notturni (4 specie). Sei specie sono inserite nell'All. I della Direttiva 79/409/CEE e 50 sono di interesse conservazionistico regionale. Il trend di presenza delle specie è rappresentato nella figura 1, con il massimo delle presenze fra aprile e settembre (64 le specie censite a maggio).

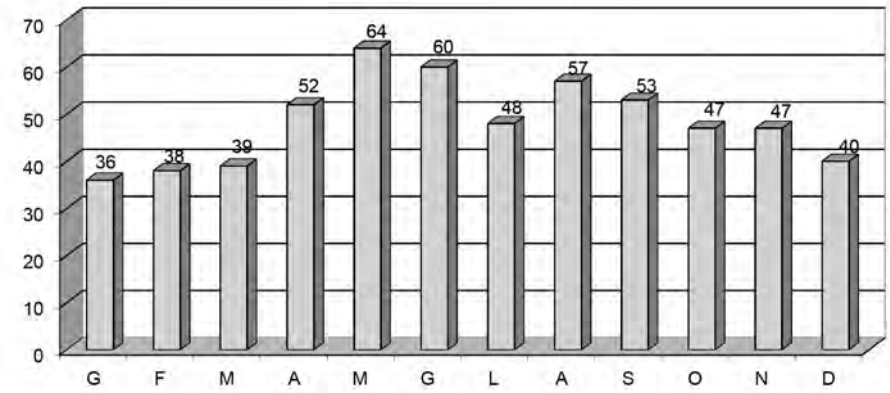


Figura 1 - Numero totale di specie rilevate mensilmente

Tabella 1 - Elenco specie e fenologia. Legenda: S = sedentario; N = nidificante; W = svernante; M = migratore; E = presenza estiva senza indizi di nidificazione

Specie	Nome scientifico	Status fenologico
Tuffetto	*Tachybaptus ruficollis*	M
Cormorano	*Phalacrocorax carbo*	M, W
Airone cenerino	*Ardea cinerea*	S
Germano reale	*Anas platyrhynchos*	S, N
Alzavola	*Anas crecca*	M
Falco pecchiaiolo	*Pernis apivorus*	N
Nibbio bruno	*Milvus migrans*	E
Nibbio reale	*Milvus milvus*	M
Albanella reale	*Circus cyaneus*	M

Sparviere	*Accipiter nisus*	S, N?
Astore	*Accipiter gentilis*	M, W
Poiana	*Buteo buteo*	S, N
Falco pescatore	*Pandion haliaetus*	M
Lodolaio	*Falco subbuteo*	N
Gheppio	*Falco tinninculus*	S, N
Pellegrino	*Falco peregrinus*	S
Quaglia	*Coturnix coturnix*	N
Fagiano comune	*Phasianus colchicus*	S, N, restocking
Gru	*Grus grus*	M
Gallinella d'acqua	*Gallinula chloropus*	S, N
Folaga	*Fulica atra*	M
Cavaliere d'Italia	*Himantopus himantopus*	M
Corriere piccolo	*Charadrius dubius*	N
Beccaccia	*Scolopax rusticola*	M, W
Beccaccino	*Gallinago gallinago*	M
Piro piro culbianco	*Tringa ochropus*	M
Piro piro piccolo	*Actitis hypoleucos*	M
Gabbiano reale	*Larus cachinnans*	W
Gabbiano comune	*Larus ridibundus*	W
Piccione torraiolo	*Columba livia*	S, N
Colombaccio	*Columba palumbus*	S, N
Tortora dal collare	*Streptopelia decaocto*	S, N
Tortora selvatica	*Streptopelia turtur*	N
Cuculo	*Cuculus canorus*	M, N
Assiolo	*Otus scops*	N
Civetta	*Athene noctua*	S, N
Allocco	*Strix aluco*	S, N
Gufo comune	*Asio otus*	N
Succiacapre	*Caprimulgus europaeus*	N ?
Rondone	*Apus apus*	N

Rondone maggiore	*Apus melba*	E
Martin pescatore	*Alcedo atthis*	M
Gruccione	*Merops apister*	M, N?
Upupa	*Upupa epops*	M, N?
Torcicollo	*Jynx torquilla*	N
Picchio verde	*Picus viridis*	S, N
Picchio rosso maggiore	*Dendrocopos major*	S, N
Picchio rosso minore	*Picoides minor*	S, N
Allodola	*Alauda arvensis*	M, W
Tottavilla	*Lullula arborea*	M
Rondine	*Hirundo rustica*	N
Balestruccio	*Delichon urbica*	N
Pispolone	*Anthus trivialis*	M
Pispola	*Anthus pratensis*	M, W
Cutrettola	*Motacilla flava*	M
Ballerina gialla	*Motacilla cinerea*	M
Ballerina bianca	*Motacilla alba*	N
Scricciolo	*Troglodytes troglodytes*	N
Passera scopaiola	*Prunella modularis*	W
Pettirosso	*Erithacus rubecula*	W, N
Usignolo	*Luscinia megarhynchos*	N
Codirosso spazzacamino	*Phoenicurus ochruros*	S, N
Codirosso	*Phoenicurus phoenicurus*	N
Stiaccino	*Saxicola rubetra*	M
Culbianco	*Oenanthe oenanthe*	M
Merlo	*Turdus merula*	S, N
Cesena	*Turdus pilaris*	M
Tordo bottaccio	*Turdus philomelos*	M
Tordo sassello	*Turdus iliacus*	M
Canapino	*Hippolais poliglotta*	M, N
Capinera	*Sylvia atricapilla*	M, N

Luì piccolo	*Phylloscopus collybita*	M, N
Luì grosso	*Phylloscopus trochilus*	M
Luì bianco	*Phylloscopus bonelli*	M
Regolo	*Regulus regulus*	W, N?
Pigliamosche	*Muscicapa striata*	N
Balia nera	*Ficedula hypoleuca*	M, N?
Codibugnolo	*Aegithalos caudatus*	S, N, W
Cincia bigia	*Parus palustris*	S, N
Cincia mora	*Parus ater*	S, N, W
Cinciarella	*Parus caerulescens*	S, N
Cinciallegra	*Parus major*	S, N
Picchio muratore	*Sitta europaea*	S, N
Rampichino	*Certhia brachydactyla*	S, N
Averla piccola	*Lanius collurio*	M, N?
Rigogolo	*Oriolus oriolus*	N
Ghiandaia	*Garrulus glandarius*	S, N
Gazza	*Pica pica*	S, N
Taccola	*Corvus monedula*	S
Corvo	*Corvus fragilegus*	W
Cornacchia grigia	*Corvus corone cornix*	S, N
Storno	*Sturnus vulgaris*	N
Passera d'Italia	*Passer italiae*	S, N
Passera mattugia	*Passer montanus*	S?, N
Fringuello	*Fringilla coelebs*	S, N, M, W
Peppola	*Fringilla montifringilla*	W
Verzellino	*Serinus serinus*	N
Verdone	*Carduelis chloris*	S, N
Cardellino	*Carduelis carduelis*	S, N
Fanello	*Carduelis cannabina*	W
Lucarino	*Carduelis spinus*	W
Frosone	*Coccothraustes coccothraustes*	S, N?
Migliarino di palude	*Emberiza schoeniclus*	W

L'importanza del Parco per la riproduzione delle specie forestali è dimostrata dal fatto che *Dendrocopos major* e *Parus palustris* siano dominanti, *Certhia brachydactyla*, *Picus viridis*, *Garrulus glandarius*, *Sitta europaea* e *Parus caeruleus* frequenti. Tali presenze testimoniano di boschi di buona struttura. Nidificanti anche *Dendrocopos minor* e *Jynx torquilla*; probabile *Coccothraustes coccothraustes*.

I boschi più importanti per l'avifauna sono risultati il bosco di quercia e il bosco misto con quercia, disetaneo con almeno metà alberi maturi. Appare pertanto utile contenere le specie arboree esotiche che, prendendo il sopravvento, creano un ambiente omogeneo inidoneo alla presenza di molte specie. L'invaso del Fontanile e i laghetti di cava favorendo la sosta dell'avifauna migratrice devono essere valorizzati e gestiti per incrementare e diversificare le presenze. Anche i boschi del PLIS sono importanti per le specie migratrici, quali *Ficedula hypoleuca* e turdidi.

Il PLIS ospita popolazioni ornitiche forestali ancora consistenti e specie anche poco frequenti nel territorio provinciale. Tale patrimonio va conservato attraverso il mantenimento dell'attuale destinazione d'uso del territorio e adeguate opere di miglioramento ambientale, riguardanti sia il comparto forestale che quello agricolo. Gli effetti dell'imminente realizzazione di autostrada Pedemontana lungo il confine nord del PLIS andranno attentamente monitorati.

Ringraziamenti

Si ringrazia Abramo Giusto, attento osservatore dei fenomeni naturali

Sessione quinta

RICERCA ORNITOLOGICA APPLICATA: SPECIE, COMUNITÀ, HABITAT

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

RUOLO DEI DATI LIDAR NELL'ELABORAZIONE DI MODELLI DI IDONEITÀ AMBIENTALE PER L'AVIFAUNA

CLARA TATTONI & PAOLO PEDRINI

Museo delle Scienze, Sezione Zoologia dei Vertebrati, via Calepina 14, Trento, clara.tattoni@mtsn.tn.it

KEY WORDS: GIS, HABITAT SUITABILITY MODELS, LIDAR, FARMLAND BIRDS

Summary *Habitat suitability models are based on digital maps that very often describe the environment at a human scale and therefore miss ecological structures and features that are important for wildlife.* LiDAR *(Light Detection And Ranging) data, laser scanning acquired by remote sensing, can fill this gap by providing useful information not only on the spatial extent of habitat types but also information on the vertical height. In this work we evaluated the effect of three* LiDAR-*derived variables (tree height, percentage of trees in open areas and length of ecotone) on the performance of habitat models, developed for four farmland bird species. For each run we included and excluded the LiDAR variables and recorded the improvement in model performance using the AUC (Area Under the Curve), AIC (Akaike Information Criterion), Sensitivity, Specificity. Model results were applied in a GIS in order to create habitat suitability maps. Results for the LR (Logistic Regression) models showed that for most of the species at least one LiDAR variable was selected and significant ($p<0.05$). Additionally, the inclusion LIDAR data gave a positive percentage of contribution to the AUC of the Maxent models. The models calculated using LiDAR derived variables identified a smaller area on the map, with a better overlap with open areas, thus showing a more realistic spatial pattern. The interpretation of these variables is also more straightforward, both from the ecological point of view and to define management guidelines.*

I modelli di idoneità ambientale sono basati sui dati di presenza (e assenza ove disponibili) delle specie di interesse e sulla cartografia digitale preesistente. I tematismi cartografici disponibili presso gli enti pubblici spesso non considerano elementi e strutture ecologiche importanti per l'avifauna ma si concentrano su una descrizione dell'ambiente funzionale alla pianificazione e agli interessi dell'uomo.

Una pratica comune per ovviare questo limite consiste nell'elaborare nuove variabili tramite analisi GIS (Geographic Information Systems) per individuare delle variabili prossimali (*proxy)* che possano appunto approssimare l'andamento dell'informazione mancante. Ad esempio si può utilizzare la distanza dalle strade invece del disturbo antropico, oppure la distanza dai corsi d'acqua quando non si dispone di un gradiente di umidità e così via. L'utilizzo di variabili ambientali rilevate sul campo è sicuramente interessante ma i costi di raccolta e la copertura limitata ai siti di indagine ne restringono l'utilizzo ai fini dei modelli. I dati telerilevati (immagini satellitari, foto aeree e dati LiDAR) sembrano avere un ruolo sempre più importante per descrivere le variabili ecologiche su vasta scala (Graf *et al*., 2009) e la diffusione del dato LiDAR (Light Detection And Ranging) in particolare sembra molto promettente nel campo della modellistica ecologica (Bradbury *et al*., 2005; Lefsky, 2002).

I dati LiDAR sono dati telerilevati con la tecnologia del Laser scanning che permette di raccogliere informazioni sia sulla superficie del terreno sia sugli elementi verticali presenti su di esso. Da tale rilievo, ormai disponibile in molte regioni italiane, si possono quindi derivare informazioni sulla vegetazione sia in termini di estensione che di struttura verticale, utili ad integrare alcune del-

le informazioni mancanti nella cartografia comunemente disponibile. Tuttavia l'elaborazione del dato LiDAR è ancora molto onerosa in termini di tempo di calcolo per via dell'elevata risoluzione (anche 0.5 metri) che comporta la gestione di file molto grandi. Inoltre non sono ancora disponibile procedure standard per estrarre informazioni 'ecologiche' (Kaartinen & Hyyppä, 2008).

Al fine di dimostrare il loro potenziale utilizzo nel settore della conservazione e gestione degli habitat di specie, l'obiettivo di questo lavoro è di valutare l'effetto di tre variabili derivate dal LiDAR (altezza degli alberi, percentuale di alberi e cespugli nelle aree aperte e lunghezza dell'ecotono bosco/prato) nei diversi modelli di idoneità ambientale per quattro specie di Uccelli di ambiente agricolo (nella provincia di Trento). Obiettivi particolari sono la valutazione della significatività, della *performance* (analisi ROC) e dell'effetto spaziale di queste variabili nei modelli.

Area di studio e Metodi

Questo lavoro è stato svolto nell'ambito del Piano di Sviluppo Rurale (PSR) della Provincia Autonoma di Trento e l'area di studio coincide con il territorio provinciale che copre una superficie di 6.200 km² (46°04' N, 11°07' E). A partire dagli anni '50 del secolo scorso il territorio trentino, così come molte altre zone alpine, è andato incontro ad un significativo cambiamento dell'uso del suolo. Alle quote medio alte si è verificato l'abbandono delle aree meno redditizie per agricoltura e allevamento, con conseguente riconquista da parte del bosco che ora occupa circa il 52% del territorio mentre nel fondovalle si è assistito all'espansione delle aree urbane ed all'intensificazione delle pratiche agricole nelle zone più favorevoli (Sitzia, 2009; Tattoni *et al*., 2010).

La progressiva scomparsa delle aree aperte naturali e seminaturali ha provocato il declino delle popolazioni di alcune specie tipiche di questi ambienti alcune delle quali sono specie prioritarie per la conservazione. In questo lavoro si sono realizzati dei modelli di habitat potenziale per quattro di queste specie: re di quaglie, averla piccola, picchio verde e assiolo *(Crex crex, Lanius collurio, Picus viridis, Otus scops).*

I dati di presenza delle specie sono stati reperiti negli archivi del Museo delle Scienze: una parte di essi deriva dai rilievi del progetto MITO trentino (Fornasari *et al.,* 2001), altri da monitoraggi specifici condotti dal Museo a partire dagli anni '90 per il re di quaglie e l'assiolo (Sergio *et al*., 2009; Pedrini *et al*., 2002); ulteriori campionamenti per averla piccola e picchio verde sono stati effettuati nell'ambito di tesi di laurea nel 2009 e 2010 (dati non pubblicati). Nella Tabella 1 sono riassunti i dati complessivamente disponibili per le quattro specie e utilizzati nei modelli.

Tabella 1 - Dati di presenza e assenza per le specie considerate

Specie	Presenza	Assenza
Averla piccola	318	1162
Picchio verde	306	1162
Re di quaglie	1223	1200
Assiolo	498	0

Per quanto riguarda le banche dati cartografiche, la Provincia di Trento dispone di dati molto dettagliati riguardanti la copertura forestale e le aree urbane, ma per quanto riguarda le zone agricole manca una descrizione di alcuni aspetti, come la presenza di cespugli e siepi, ritenute importanti per la descrizione dell'habitat delle specie di interesse (Brambilla *et al*., 2009).

Per questo motivo si è utilizzato il dato LiDAR per estrarre quest'informazione per tutto il territorio provinciale. Il DTM (Modello Digitale del Terreno)e il DSM (Digital Surface Model) derivati

da Lidar sono stati elaborati insieme all'indice NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), secondo le procedure riportate in dettaglio nei lavori di Demir *et al*. (2008) e Brovelli *et al*. (2002). Il calcolo dell'NDVI è basato sull'ortofoto a 4 bande del volo 2008 denominato TerraItalyTM, ripreso dalla CGR spa e messo a disposizione dalla Provincia.

Elaborazioni successive hanno portato alla creazione di tre nuove variabili: altezza degli alberi, percentuale di alberi in area aperta e lunghezza dell'ecotono in area aperta.

Segue un elenco delle variabili ambientali derivate dalla cartografia provinciale, con risoluzione 10 m.

Variabili derivate dal Modello Digitale del Terreno DTM:

- Quota
- Pendenza
- Esposizione (8 classi N, S, E, O, NE...)
- Ore medie di sole per stagione
- Variabili derivate dalla carta di Uso del suolo (Pguap 2006)
- Uso del suolo riclassificato
- Indice di diversità
- Percentuale di aree aperte, cespugli e foresta in un intorno di 3 ettari
- Idrografia
- Distanza da case e strade
- Variabili derivate dal LiDAR 2008 e dalle foto aeree 2008
- Altezza degli alberi
- Percentuale di alberi in un' area aperta
- Lunghezza dell'ecotono, tra alberi o cespugli e prato in area aperta

Per ciascuna specie sono stati applicati 2 approcci modellistici tra quelli maggiormente utilizzati in letteratura: modelli GLM (link Logit) ovvero Regressione Logistica stepwise (RL) e Massima entropia (Maxent), di volta in volta includendo o escludendo le variabili derivate dal LiDAR e registrando l'accuratezza dei risultati con analisi della curva ROC (Receiver Operating Characteristic, Fawcett, 2006).

Ogni approccio modellistico è stato replicato 30 volte per ogni specie, estraendo il 25% del campione in modo casuale per effettuare una validazione del potere predittivo. Per ogni specie sono stati quindi calcolati 120 modelli, 30 repliche per ogni metodo di volta in volta includendo ed escludendo i dati derivati dal LiDAR, per un totale generale di 420 modelli.

La selezione dei modelli migliori è stata effettuata sulla base del valore di accuratezza e sensitività predittiva derivanti dall'analisi ROC, seguendo il metodo proposto da Anderson *et al*. (2003).

I migliori modelli per ogni specie sono stati applicati tramite GIS all'intera area di studio creando mappe dell'habitat potenziale.

Risultati e discussione

Per comprendere meglio il ruolo dei dati LiDAR nei modelli, una prima valutazione è stata fatta considerando il numero di volte in cui le variabili sono risultate significative nelle diverse repliche. Il livello di significatività è stato valutato diversamente nei due approcci modellistici utilizzati: per la regressione logistica una variabile è stata ritenta significativa per valori di $p < 0.05$ del test di Wald, riportato durante la procedura di selezione *stepwise;* in Maxent, che non prevede uno strumento per la selezione delle variabili, è stato stabilito come criterio di significatività un contributo maggiore del 5 % all'accuratezza (AUC).

Tabella 2 - Numero di volte in cui ciascuna delle 3 variabili LiDAR apporta un contributo significativo al modello per ogni specie ed ogni approccio modellistico.

	Percentuale di alberi in area aperta	Altezza alberi	Ecotono	Tipo di Modello
Averla piccola	12	18	18	RL
Picchio verde	7	11	25	RL
Re di quaglie	23	30	30	RL
Averla piccola	2	0	11	Maxent
Picchio verde	0	10	30	Maxent
Re di quaglie	30	0	0	Maxent
Assiolo	0	0	30	Maxent

I risultati della Tabella 2 mostrano come l´effetto dei dati LiDAR vari sia a seconda della specie, come atteso in relazione alle diverse caratteristiche ecologiche sia a seconda del tipo di modello utilizzato per la stessa specie. Questo fenomeno si riscontra in modo particolarmente marcato per l'averla piccola ed il re di quaglie mentre nel caso del picchio verde i due metodi concordano nel definire l'ecotono come la più importante delle 3 variabili.

Per quanto riguarda il primo obiettivo del lavoro, si può concludere che l'ecotono sia la caratteristica ecologica più significativa tra quelle derivabili dal LiDAR per tutte le specie. In un ambiente agricolo intensivo la presenza di piccoli gruppi di alberi e siepi rappresenta un aspetto importante per la presenza degli uccelli, che possono utilizzarli per posarsi e ripararsi.

La scelta del modello migliore per ciascuna specie è stata effettuata selezionando il miglior modello per ogni specie calcolato con e senza variabili LiDAR, successivamente sono stati confrontati i migliori ottenuti con la RL e con Maxent. Tenuto conto che lo scopo finale di questi modelli è l'applicazione al caso reale del PSR, è stato dato particolare rilievo alla loro capacità predittiva;perciò le prestazioni sono state valutate attraverso i parametri dell'analisi ROC ottenuti sui dati sia di *training* sia di *test*.

I modelli migliori sono quindi quelli che presentavano contemporaneamente i valori più elevati di AUC (Area Under the Curve o accuratezza) sia sui dati di *training* che di *test* (Fawcett, 2006). Sono stati inoltre considerati altri due parametri derivati dall'analisi ROC: la percentuale di punti di presenza correttamente riclassificati dal modello TPR *(Total Positive Rate o Sensitivity);* la percentuale dei punti di assenza correttamente classificati (*Specificity*) ed il tasso di predizione corrette totale (*Hit Rate o Accuracy*).

Questi parametri sono utili per distinguere un modello con una buona accuratezza che predice meglio i punti di assenza da quelli di presenza, poiché questo risultato potrebbe portare a delle interpretazioni errate quando usato in un caso reale di pianificazione.

Questo processo di selezione ha portato ad individuare come miglior risultato per l'averla piccola il modello calcolato con il metodo Maxent includendo le variabili LiDAR, in cui tutte e 3 hanno contribuito positivamente all'aumento dell'AUC nella misura di 3.6 per la percentuale di alberi, 3.3 per l'ecotono e 1.4 per l'altezza degli alberi.

Per il picchio verde invece il modello migliore è risultato essere stato calcolato con il metodo RL in cui solo due delle variabili LiDAR hanno contribuito significativamente: percentuale di alberi ed ecotono.

Anche per il re di quaglie l'approccio modellistico migliore è risultato la RL e tutte e tre le variabili hanno dato un contributo significativo alla definizione dell'habitat idoneo.

Nel caso dell'assiolo invece, l'introduzione di queste variabili aggiungeva rumore di fondo al modello, e quello calcolato con Maxent senza queste variabili presentava una maggior capacità di riclassificare i punti di presenza (unici disponibili per questa specie). Solo per questa specie quindi il dato ricavato dal LiDAR non ha apportato informazioni utili a descriverne l'habitat.

Il confronto spaziale dei modelli ha mostrato come l'uso delle variabili LiDAR fornisse un risultato più realistico in termini di definizione dell'habitat idoneo, per tutte le specie tranne l'assiolo. Infatti i modelli migliori individuano con maggior precisione le aree aperte con presenza di alberi e cespugli, discriminandole da quelle in cui sono assenti. A titolo di esempio si riportano le mappe di idoneità per il re di quaglie, ingrandite nell'area dell'altopiano di Folgaria. Nella Figura 1b si nota che l'area idonea è molto più estesa ed include anche delle zone in cui la specie non è mai stata osservata mentre nella Figura 1a il risultato è molto più coerente con le osservazioni decennali di questa specie.

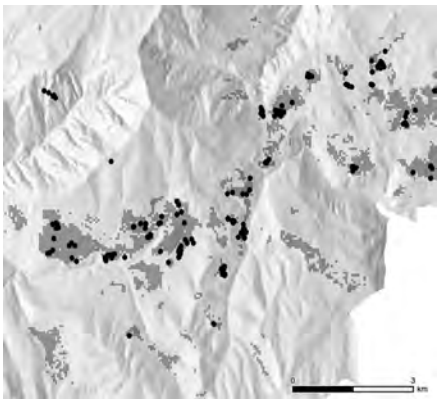


Figura 1a - Mappe di idoneità del re di quaglie nella zona di Folgaria calcolata includendo il dato LiDAR. I punti scuri indicano la presenza storica della specie dal 2000 ad oggi.

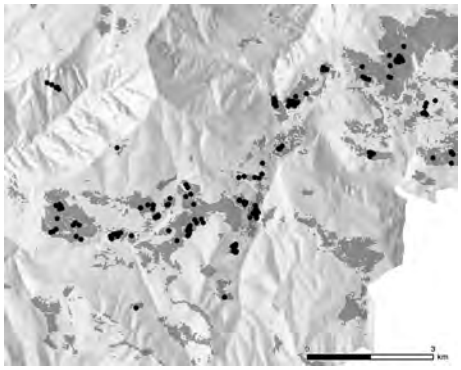


Figura 1b - Mappe di idoneità del re di quaglie nella zona di Folgaria calcolata senza il dato LiDAR

Da questi risultati si può concludere che dal dato LiDAR si possono estrarre delle informazioni utili per la modellistica, in quanto ha portato un contributo positivo nei modelli elaborati in termini sia strettamente statistici sia spaziali in quanto l'inclusione di queste variabili produce delle mappe che si sovrappongono meglio alle aree aperte e mostrano una struttura spaziale più realistica.

In particolare l'importanza dell'ecotono rappresenta un risultato facilmente interpretabile anche ai fini della pianificazione territoriale a scala provinciale e le procedure di valutazione ambientale, con particolare riferimento alla valutazione del Piano di Sviluppo Rurale e della funzionalità della Rete Natura 2000.

Come sviluppo futuro sarebbe interessante utilizzare la banca dati cartografica elaborata per questo lavoro anche per altre specie e provare ad estrarre altre variabili da questo tipo di rilievo, considerando, ad esempio, anche la struttura verticale delle chiome.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Marco Girardello e Mattia Brambilla per i loro commenti durante le varie fasi del lavoro, Franco Rizzolli, Francesco Ceresa e Roberto Leonardi per la raccolta dati, Davide Geneletti e Marika Ferrari per i primi tentativi con Maxent.

Bibliografia

ANDERSON ET AL. 2003. ECOLOGICAL MODELLING 162: 211-232; BRADBURY ET AL. 2005. IBIS 147: 443-452; BRAMBILLA ET AL. 2009. BIOLOGICAL CONSERVATION 142: 2033-2042; BROVELLI ET AL. 2002. TRENTO, ITALY; CRAMP S 2000. OXFORD UNIVERSITY PRESS; DEMIR ET AL. 2008. THE INTERNATIONAL ARCHIVES OF THE PHOTOGRAMMETRY, REMOTE SENSING AND SPATIAL INFORMATION SCIENCES XXXVII: 313-318; FAWCETT 2006. PATTERN RECOGNITION LETTERS 27: 861-874; FORNASARI ET AL. 2001. AVOCETTA 25; GRAF ET AL. 2009. FOREST ECOLOGY AND MANAGEMENT 257: 160-167; GRASS DEVELOPMENT TEAM 2008 HTTP://GRASS.OSGEO.ORG; KAARTINEN, HYYPPÄ 2008. EUROSDR PROJECT, FRANKFURT; LEFSKY 2002. BIOSCIENCE 52: 19-3; PEDRINI ET AL. 2003. STUDI TRIDENTINI DI SCIENZE NATURALI, ACTA BIOLOGICA 80; PEDRINI ET AL. 2002. ACTA BIOLOGICA 78: 55-60; PGUAP 2006. PIANO URBANISTICO PROVINCIALE HTTP://WWW.TERRITORIO.PROVINCIA.TN.IT/PORTAL/SERVER.PT/COMMUNITY/SGC_-_GEOCATALOGO/862/SGC_-_GEOCATALOGO/32157; SERGIO ET AL. 2009. IBIS 151: 40-50; SITZIA ET AL. 2009. PAT, SERVIZIO FORESTE E FAUNA; TATTONI ET AL. 2010. FOREST - BIOGEOSCIENCES AND FORESTRY 3: 72-80.

RESTOCKING DEL NIBBIO REALE *Milvus milvus* IN TOSCANA MERIDIONALE. METODI E PRIMI RISULTATI

GUIDO CECCOLINI, ANNA CENERINI, MATTEO BAINI, VALENTINA FALCHI, LUCA PASSALACQUA & SERGIO VIGNALI

CERM Centro Rapaci Minacciati, Via S. Cristina 6, 58055 Rocchette di Fazio (GR), guido.ceccolini@biodiversita.eu

Key Words: Red kite, restocking, Tuscany, LIFE, breeding

Summary *A red kite reintroduction programme began in southern Tuscany (Italy) in 2007. Young red kites are collected in nests of France (Corsica) and Switzerland (Canton of Fribourg) at the age of about 4-5 weeks. Once translocated in Tuscany, the young red kites spend 45-60 days in the aviaries of the CERM, Endangered Raptors Centre, then they are released into the wild in the Upper Albegna Valley (GR). Between 2007 and 2010 a total of 78 young red kites was released. Most red kites released in 2008-2010 (73) remained in the release area with these survival rates: 78% (1st year), 63% (2nd year) and 65% (3rd year). A total of 7 individuals was found dead, 3 of them due to unknown causes and 4 of them due to electrocution. In 2011 two nests were found and monitored, both of them located in the surroundings of the release site (1,2 km). In late June 2011 two young fledged from the first nest and at least one young from the second one. Three more pairs were recorded, though it was not possible to detect the nest. Considering that six young red kites of the first year were observed in the feeding platforms between late July and early August, the presence of at least 3-5 successful breeding pairs can be estimated. Considering the sex-ratio of the individuals that are two and three years old and still present in the release area, the presence of 9 pairs can be estimated.*

Il nibbio reale è una specie endemica del Paleartico occidentale, parzialmente migratrice. La sua popolazione europea, stimata tra le 20.800 e le 25.500 coppie (Aebischer, 2009a), costituisce il 95% della popolazione riproduttiva mondiale. Il nibbio reale è inserito tra le specie *Near-threatened* (NT) nella Red List della IUCN (2011), è considerato in uno stato di conservazione sfavorevole e classificato come SPEC 2 (BirdLife International, 2004). È una specie di interesse comunitario inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/EC).

In Italia la specie è diminuita drasticamente tra il XIX secolo e gli anni '90 del XX secolo quando venivano stimate 131-171 coppie (Minganti & Zocchi, 1992). Nel 2009 la situazione è migliorata con 314-426 coppie stimate (Sarà *et al*., 2009), distribuite soprattutto in Basilicata (150-200), Abruzzo (70-100) e Molise (40-50); ciononostante lo stato di conservazione della specie viene valutato come negativo (Gustin *et al*., 2009).

In Toscana il nibbio reale era una specie nidificante comune (Arrigoni degli Oddi, 1929; Savi, 1827; Salvadori, 1887) che ha cominciato a diminuire nel XIX secolo per estinguersi nel XX secolo, probabilmente tra la fine degli anni '60 e gli anni '80. Alla fine del XX secolo le uniche segnalazioni riguardavano tra i 5 ed i 10 individui svernanti all'anno (Tellini Florenzano *et al*., 1997).

In Toscana meridionale, nell'Alta Valle dell'Albegna (GR), il contesto socio-economico e le condizioni ambientali sono parse idonee all'attuazione di un programma di ripopolamento del nibbio reale (Gaibani, 2006, 2010; Terrasse, 2006), coerente con le linee guida ministeriali per l'immissione di specie faunistiche (AA.VV., 2007) e con i criteri dettati dall'IUCN (2008). Proprio l'IUCN (2011), peraltro, ritiene i progetti di reintroduzione utili per la conservazione della specie.

Occorre ricordare, inoltre, che la spiccata filopatria del nibbio reale renderebbe altrimenti improbabile un suo insediamento spontaneo nell'area oggetto del programma (Gaibani, 2010). Un ulteriore stimolo all'avvio del ripopolamento in Toscana è venuto dal successo registrato dai progetti di restocking attuati in Gran Bretagna a partire dal 1989 (Carter *et al*., 1999; Carter, 2001; Carter & Grice, 2002; Carter & Newbery, 2004; Wotton *et al*., 2002) che hanno portato da circa 40 coppie riproduttive negli anni '80 del secolo scorso (Carter & Grice, 2002) alle 1.000-1.200 attuali (Aebischer, 2009a).

In Toscana il programma è stato avviato nel 2007 nell'ambito del progetto LIFE04 NAT/IT/000173 *Biarmicus* (Ceccolini & Cenerini, 2009), ormai concluso, e viene completato nell'ambito del progetto LIFE08 NAT/IT/000332 *Save the Flyers* (www.lifesavetheflyers.it) dalla Comunità Montana Amiata Grossetano con il cofinanziamento della Commissione Europea ed il supporto di Enel Distribuzione S.p.A. (partner del progetto). Nell'ambito di *Save the Flyers* è in corso un analogo programma di restocking nel Parco Regionale della Gola della Rossa e di Frasassi (AN), a cura della Comunità Montana dell'Esino-Frasassi (partner).

Area di studio e metodi

Il programma di ripopolamento del nibbio reale in Toscana interessa l'Alta Valle dell'Albegna, localizzata nella parte sud-orientale della provincia di Grosseto, in particolare nella porzione meridionale del SIC/ZPS Monte Labbro e Alta Valle dell'Albegna (6.300 ha), un territorio ben conservato e poco antropizzato che si estende tra 260 e 1.193 metri di quota ed è interessato da attività agro-silvo-pastorali condotte in maniera tradizionale (Ceccolini & Cenerini, 2002, 2007; 2009; Ceccolini *et al*., 2007; Gaibani, 2006, 2010; Terrasse, 2006).

Le condizioni ambientali del territorio, già idonee al nibbio reale, sono state migliorate grazie ad interventi effettuati nell'ambito dei progetti LIFE *Biarmicus* e *Save the Flyers* quali la ripulitura di praterie sommitali, per evitarne l'evoluzione verso formazioni arbustive, e la messa in sicurezza di 45 km di linee elettriche pericolose per l'avifauna (in parte già conclusa in parte da attuarsi entro il 2013) ad opera di Enel Distribuzione.

Prima tappa del ripopolamento del nibbio reale è stata la redazione di un piano di fattibilità (Gaibani, 2006; Terrasse, 2006), poi aggiornato alla luce dei risultati ottenuti con i primi tre anni di rilasci 2007-2009 (Gaibani, 2010). Il piano ha, tra l'altro, permesso di stimare in circa 110 individui il numero di animali da rilasciare per giungere alla costituzione di una popolazione minima vitale (Gaibani, 2010).

La metodologia di rilascio in Toscana meridionale ricalca quella impiegata in Gran Bretagna (Carter, 2001; Carter & Grice, 2002; Evans, 1997) che prevede la traslocazione da aree donatrici di giovani individui di nibbio reale prelevati nel nido. Tale traslocazione è fattibile visto il basso livello di diversità genetica delle popolazioni europee, evidenziato da un'analisi del DNA mitocondriale condotta da Roques & Negro (2005) su alcune popolazioni europee (Spagna, Isole Baleari, Germania, Italia, Francia, Svizzera e Lussemburgo).

I paesi donatori del programma in corso in Toscana sono la Francia (Corsica) e la Svizzera (Cantone di Friburgo).

In Corsica, a differenza di quanto avvenuto nel resto della Francia, dove il nibbio reale ha subito un drastico calo alla fine del XX secolo (Aebischer, 2009b; Birdlife International, 2009), si è verificato un rilevante incremento durante gli anni '90 in parte legato all'espansione del coniglio selvatico (Mougeot, 2000; Thibault & Bonaccorsi, 1999) e ne vengono stimate 200-270 coppie (Thiollay & Bretagnolle, 2004). L'area di prelievo è la ZPS Valle del Regino (Regione della Balagne) dove si ha un trend positivo con 55 nidi accertati nel 2009 (Faggio *et al*., 2009) e 69 nidi

accertati nel 2010 (Cartes *et al*., 2010).

In Svizzera, a partire dagli anni '70 del XX secolo, la popolazione di nibbio reale ha iniziato ad aumentare con una progressiva espansione del suo areale. Infatti nel 1976 venivano stimate 150 coppie, a metà degli anni '80 tra le 250 e le 300 coppie, nel 2009 tra le 1.200 e le 1.500 coppie. L'area svizzera di prelievo è il Cantone di Friburgo nel quale vengono stimate tra le 48 e le 64 coppie (Aebischer, 2009a, 2009b).

Al fine di valutare i risultati del ripopolamento è opportuno ricordare che la popolazione còrsa è sedentaria mentre la popolazione svizzera è per lo più migratrice, svernando in Francia e Spagna.

Le operazioni di censimento e monitoraggio dei nidi e quelle di prelievo dei giovani vengono curate, in Corsica, dall'Association des Amis du Parc Naturel Régional de Corse (AAPNRC) e, in Svizzera, dal dott. Adrian Aebischer e dai suoi collaboratori.

Ogni anno, tra fine maggio e metà giugno, giovani esemplari di nibbio reale vengono prelevati dai nidi delle aree donatrici all'età di circa 4-5 settimane, già in grado di termoregolarsi ed alimentarsi. Il prelievo viene effettuato lasciando almeno un *pullus* nel nido.

I nibbi còrsi sono trasferiti da Bastia (Corsica) a Grosseto per mezzo di un piccolo aereo e da qui, in auto, al CERM (Centro Rapaci Minacciati). I nibbi svizzeri vengono trasferiti solo con un automezzo. I giovani, divisi in gruppi di 5-6 per voliera, trascorrono nel CERM un periodo di ambientamento di 45-60 giorni. Il loro sesso viene determinato tramite PCR.

Prima del rilascio ciascun individuo viene munito di anello ISPRA, di placche alari di colore blu con codice bianco e di radio VHF. Due piattaforme in legno vengono costantemente rifornite di cibo per supportare i giovani rilasciati. Il monitoraggio degli animali viene effettuato mediante radiotracking, osservazione diretta e videocontrollo dell'uso delle mangiatoie. Il programma di ripopolamento è affiancato da varie attività di sensibilizzazione e coinvolgimento della popolazione locale. La ricerca *ad hoc* delle coppie nidificanti e territoriali si è svolta mediante sopralluoghi nell'Alta Valle dell'Albegna condotti in un'area di circa 25.000 ha (compresa in una fascia di circa 5 km ad Est e ad Ovest del Fiume Albegna, con limite settentrionale lungo la dorsale Monte Labbro-Aquiala e limite meridionale tra i paesi di Montemerano e Pomonte), tra il 19 febbraio ed il 12 luglio 2011.

Risultati e discussione

Tra il 2007 ed il 2011 sono stati rilasciati 78 giovani individui di nibbio reale, di cui 36 di origine svizzera e 42 di origine còrsa.

Tasso di sopravvivenza La stima del tasso di sopravvivenza minimo è stata effettuata sui 58 esemplari liberati negli anni 2008-2010 (26 svizzeri e 32 còrsi) in quanto i cinque nibbi reali rilasciati nel 2007 si sono dispersi nel giro di pochi giorni, probabilmente a causa del loro numero limitato. Nel caso degli individui liberati nel 2008 e nel 2009 il tasso di sopravvivenza è stato elaborato al 31 agosto 2011, con i criteri di calcolo utilizzati in Gran Bretagna, cioè considerando come non sopravvissuti i morti accertati e gli individui che non sono stati rilevati per tutta la durata dell'anno precedente (Evans *et al*., 1999). Nel caso degli individui liberati nel 2010 sono stati presi in considerazione i sei mesi precedenti al 31 agosto 2011.

E' bene sottolineare che il tasso di sopravvivenza effettivo potrebbe essere superiore rispetto a quello calcolato perché alcuni degli esemplari non censiti nell'arco dell'ultimo anno o degli ultimi sei mesi potrebbero essersi solo dispersi e perché alcuni esemplari, di due-tre anni di età, iniziano a perdere le placche alari rendendo impossibile la loro identificazione a distanza, come accaduto anche in Gran Bratagna (Carter e Grice, 2002).

Il tasso di sopravvivenza complessivo risulta pari al 78% (su di un campione di 58 individui) al

1° anno di età, al 63% (40) al 2° anno ed al 65% (20) al 3° anno (Tab. 1). In un analogo progetto di rilascio nelle Midlands (Gran Bretagna) il tasso di sopravvivenza era risultato pari al 58% (66) al 1° anno di età, al 66% (38) al 2° anno ed al 67% (18) al 3° anno (Carter & Grice, 2002).

Tabella 1 - Tasso di sopravvivenza per classe di età (N = numero individui)

Provenienza Svizzera	1° anno	2° anno	3° anno
Maschi	92% (N=12)	70% (N=10)	100% (N=3)
Femmine	86% (N=14)	83% (N=6)	100% (N=3)
Maschi + Femmine	88% (N=26)	75% (N=16)	100% (N=6)
Provenienza Corsica			
Maschi	71% (N=17)	60% (N=15)	50% (N=10)
Femmine	67% (N=15)	44% (N=9)	50% (N=4)
Maschi + Femmine	69% (N=32)	54% (N=24)	50% (N=14)
Dati complessivi			
Maschi	79% (N=29)	64% (N=25)	62% (N=13)
Femmine	76% (N=29)	60% (N=15)	71% (N=7)
Maschi + Femmine	78% (N=58)	63% (N=40)	65% (N=20)

Si rileva, inaspettatamente, un tasso di sopravvivenza maggiore degli individui svizzeri rispetto a quelli còrsi, appartenenti ad una popolazione non migratrice, facendo supporre che gli svizzeri, nonostante che provengano, invece, da una popolazione parzialmente migratrice, abbiano una minor tendenza alla dispersione. Infatti, secondo Carter & Grice (2002), una maggiore dispersione sembra essere correlata ad un minor tasso di sopravvivenza.

La minore dispersione degli individui svizzeri contrasta con quanto accaduto in Gran Bretagna (Evans, 1999) con individui introdotti provenienti da popolazioni migratrici, fugando così ogni dubbio sull'opportunità di proseguirne il rilascio in futuro (Gaibani, 2006). Dal comportamento tenuto dai nibbi reali svizzeri liberati in Toscana si può ipotizzare che il loro stimolo migratorio sia ampiamente condizionato dalla disponibilità di risorse trofiche.

La precoce dispersione dei cinque esemplari còrsi liberati nel 2007 ha confermato quanto già rilevato in Gran Bretagna: la socialità del nibbio reale determina un elevato tasso di dispersione qualora vi siano pochi altri individui in un'area. Infatti due dei nibbi liberati nel 2007 (IAA e IAC) sono stati avvistati più volte tra il 2007 ed il 2009 nei Monti della Tolfa (RM) (Minganti A., com. pers.; Panella M., com. pers.), l'area più vicina (70 km) che ospita una piccola popolazione nidificante (Gaibani, 2010). Ciò conferma la necessità che agli inizi di un progetto di reintroduzione di nibbio reale venga liberato un consistente numero di animali (Carter & Grice, 2002).
Sette dei 78 individui liberati sono stati rivenuti morti: per tre di essi non è stata individuata la causa del decesso mentre per quattro (tre còrsi del 2008 ed uno svizzero del 2009) la morte è stata determinata da elettrocuzione. Dunque un fattore di minaccia rilevante per i giovani nibbi reali

liberati è rappresentato dalla presenza di linee elettriche a media tensione non sicure (con isolatori rigidi), sulle quali, comunque, sono in atto interventi *ad hoc* da parte di Enel Distribuzione. Risulta che l'elettrocuzione abbia colpito entro pochi mesi dal rilascio, quando i giovani, meno esperti nel volo, tendono ad utilizzare con più frequenza i supporti delle linee elettriche come facili posatoi da raggiungere.

Nidificazione Nel 2010 non era stata accertata alcuna nidificazione sebbene un giovane nibbio reale dell'anno avesse cominciato ad alimentarsi nelle mangiatoie del CERM a partire dai primi di agosto, forte indizio di una nidificazione avvenuta nei dintorni dell'area di rilascio.

Nel 2011 sono stati accertati due casi di nidificazione ad opera di:

- una coppia di origine svizzera (IBK-IBP) di tre anni di età, che ha portato all'involo di due giovani;
- una coppia di origine corsa (IDA-IBT) di due anni di età, che ha portato all'involo di un giovane.

I due nidi sono stati costruiti a circa 1,2 km dal CERM e distavano tra loro circa 1,6 km. Una terza probabile coppia (IBS-IBL) di origine svizzera, di tre anni d'età, ha frequentato un rimboschimento a conifere a circa 2,6 km dal CERM ma non è stato possibile localizzarne il nido, per non rischiare di compromettere la nidificazione. Una quarta coppia territoriale è stata osservata durante il trasporto di materiale per la costruzione del nido a circa 1,6 km dal CERM ma si suppone che la nidificazione non sia andata a buon fine per un probabile disturbo legato a lavori agricoli. Una quinta coppia è stata osservata nei pressi di Poggi Alti, in Comune di Scansano, a circa 10 km dal CERM, dove uno dei due individui (ICA) è stato fotografato mentre trasportava materiale per la costruzione del nido, purtroppo nelle immediate vicinanze di un impianto eolico industriale.

L'attività di videocontrollo delle mangiatoie ha confermato la presenza di un numero maggiore di nidificazioni rispetto a quelle che è stato possibile accertare: infatti, tra la fine di luglio e i primi di agosto 2011 sono stati registrati sino a sei giovani dell'anno alimentarsi contemporaneamente. Dunque, considerando i tre giovani nati nei due nidi censiti, si desume la presenza complessiva di almeno 3-5 coppie che si sono riprodotte con successo (stimando la presenza di 1-3 coppie non censite).

Considerando, invece, tutti gli individui con due-tre anni d'età censiti nei pressi dell'area di rilascio nei primi mesi del 2011 e la loro sex-ratio si può stimare come probabile nell'Alta Valle dell'Albegna la presenza complessiva di almeno nove coppie.

Inoltre, al di fuori dell'area indagata sono stati osservati ripetutamente, nel periodo riproduttivo, esemplari liberati che non è stato possibile identificare mediante lettura delle placche alari:

- nella Riserva Naturale Montauto-Vulci (GR-VT), a circa 30 chilometri dal CERM;
- nei dintorni di Magliano in Toscana (GR), a circa 24 km dal CERM (Dragonetti M., com. pers.);
- in loc. Granaione (GR), a circa 20 km dal CERM (Battaglia M., com. pers.).

Nuova area di svernamento La nuova popolazione toscana di nibbio reale svolge un ruolo fortemente attrattivo per gli individui migratori, erratici e svernanti. Il giorno 8 gennaio 2011, nei pressi di un dormitorio, sono stati censiti 42 nibbi reali svernanti di cui 25 liberati e 17 di origine sconosciuta.

Dai primi dati inerenti la sopravvivenza e la nidificazione degli esemplari liberati, che risultano in linea con quanto avvenuto in Gran Bretagna in analoghi programmi di ripopolamento-reintroduzione, si desume che l'insediamento di una popolazione autosufficiente di nibbio reale nell'Alta Valle dell'Albegna possa verificarsi entro pochi anni, rispettando le previsioni.

Ringraziamenti

Si ringraziano Adrian Aebischer, i suoi colleghi ornitologi del Cantone di Friburgo, il Museo di Storia Naturale di Friburgo (CH), Gilles Faggio e Cécile Jolin (AAPNRC). Si ringraziano, inoltre, Jacopo Angelini, Alessandro Andreotti (ISPRA), Fausto Fabbrizzi (CFS), Giorgia Gaibani, Paolo Maria Politi e Michel Terrasse (LPO).

Bibliografia

AA.VV. 2007. QUAD. CONS. NATURA 27. MIN. AMBIENTE – IST. NAZ. FAUNA SELVATICA; AEBISCHER A 2009A. HAUPT, BERN; AEBISCHER A 2009B. PROCEEDINGS OF THE RED KITE INTERNATIONAL SYMPOSIUM, OCTOBER 17TH & 18TH 2009, MONTBÉLIARD, FRANCE; ARRIGONI DEGLI ODDI E 1929. HOEPLI, MILANO; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE INTERNATIONAL, WAGENINGEN; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2009. *MILVUS MILVUS*. IN: IUCN 2011. IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES; CART S, FAGGIO G, JOLIN C 2010. ASSOCIATION DES AMIS DU PNRC-CEN CORSE; CARTER I, GRICE P 2002. ENGLISH NATURE; CARTER I 2001. ARLEQUIN PRESS, CHELMSFORD, ESSEX, ENGLAND; CARTER I, GRICE P 2002. ENGLISH NATURE RESEARCH REPORTS 451; CARTER I, NEWBERY P 2004. IBIS 146: 221-229; CARTER I, MC QUAID M, SNELL N, STEVENS P 1999. JOURNAL RAPTOR RESEARCH 33: 251-254; CECCOLINI G, CENERINI A 2002. EDITRICE "IL MIO AMICO"; CECCOLINI G, CENERINI A 2007. EDITRICE "IL MIO AMICO"; CECCOLINI G, CENERINI A 2009. PROCEEDINGS OF THE RED KITE INTERNATIONAL SYMPOSIUM, OCTOBER 17TH & 18TH 2009, MONTBÉLIARD, FRANCE; CECCOLINI G, CENERINI A, FAGGIO G, JOLIN C, GAIBANI G, TERRASSE M 2007. ATTI XIV CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA, 26-30 SETTEMBRE 2007, TRIESTE; EVANS IM, CORDERO PJ, PARKIN DT 1997. IBIS 139: 63-67; EVANS IM, SUMMERS RW, O'TOOLE L, ORR-EWING DC, SNELL RN, SMITH J 1999. BIRD STUDY 46: 129-144; FAGGIO G, CART S, JOLIN C 2009. ASSOCIATION DES AMIS DU PNRC-CEN CORSE; GAIBANI G 2006. PROGETTO LIFE04 NAT/IT/000173 BIARMICUS, COMUNITÀ MONTANA AMIATA GROSSETANO; GAIBANI G 2010. PROGETTO LIFE08 NAT/IT/000332 SAVE THE FLYERS, COMUNITÀ MONTANA AMIATA GROSSETANO; GUSTIN M, BRAMBILLA M, CELADA C (A CURA DI) 2009. LIPU-BIRDLIFE ITALIA; IUCN 1998. IUCN, GLAND, SWITZERLAND AND CAMBRIDGE; IUCN 2011. IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES, VER. 2011.1; MINGANTI A, ZOCCHI A 1992. ALULA I: 17-22; MOUGEOT F 2000. ANIMAL BEHAVIOUR 59: 633-642; ROQUES S, NEGRO JJ 2005. BIOL. CONSERV. 126: 41-50; SALVADORI T 1887. ANNALI DEL MUSEO CIVICO DI STORIA NATURALE DI GENOVA, TIPOGRAFIA DEL REGIO ISTITUTO DEI SORDOMUTI, GENOVA; SARÀ M, SIGISMONDI A, ANGELINI J 2009. PROCEEDINGS OF THE RED KITE INTERNATIONAL SYMPOSIUM, OCTOBER 17TH & 18TH 2009, MONTBÉLIARD, FRANCE; TERRASSE M 2006. PROGETTO LIFE04 NAT/IT/000173 BIARMICUS, COMUNITÀ MONTANA AMIATA GROSSETANO; SAVI P 1827. NISTRI, PISA; TELLINI FLORENZANO G, ARCAMONE E, BACCETTI N, MESCHINI E, SPOSIMO P (EDS.) 1997. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO – MONOGRAFIE, 1; THIBAULT JC, BONACCORSI G 1999. BOU CHECKLIST N°17, LONDON; THIOLLAY JM, BRETAGNOLLE V (COORD.) 2004. DELACHAUX ET NIESTLÉ, PARIS; WOTTON SR, CARTER I, CROSS AV, ETHERIDGE B, SNELL N, DUFFY K, THORPE R, GREGORY RD 2002. BIRD STUDY 49: 278-286.

STIMA DELL'IMPATTO CUMULATIVO DI UNA SERIE DI IMPIANTI EOLICI: UN CASO DI STUDIO NELLA TOSCANA CENTRALE

GUGLIELMO LONDI, TOMMASO CAMPEDELLI, SIMONETTA CUTINI & GUIDO TELLINI FLORENZANO

DREAM Italia, Via Garibaldi 3, 52015 Pratovecchio (AR), tellini@dream-italia.it

Key Words: displacement, wind farm, MaxEnt, Distance, *Buteo buteo*, *Circaetus gallicus*

Summary *The use of wind energy in the last years showed a dramatic development, with the increase of facilities that, according to the renewable energy need, could inevitably continue. Many studies highlighted the bird sensitivity to the wind farm development and there are growing concern about the cumulative impact due to multiple wind farms located in the same area. In this paper we present a methodological proposal to assess the cumulative impact of wind farms, considering only the indirect effects, such as displacement and habitat loss. Starting from a pre-post monitoring scheme carried out in a wind farm in the hills of Val di Cecina (Central Tuscany) for breeding pairs of* Circaetus gallicus *and* Buteo buteo*, we tested the differences in habitat use before and after the farm construction. In particular, we identified the distance from turbines at which the differences in number of observations is significant. We have identified the most suitable areas in a large zone of Val di Cecina in which at least five wind farms were planning. Assuming that such distance represents an effective barrier for birds, we applied this distance to other wind farms and calculated the areas in which we expected a drop of the number of bird observations.*

La proliferazione di impianti eolici che ha interessato, e continua a interessare, molte regioni italiane pone dei seri e non più procrastinabili quesiti su quale sia il reale impatto cumulativo di queste strutture sull'avifauna. Gli impatti che un impianto eolico può determinare sull'avifauna sono sostanzialmente di due tipi, uno diretto, ovvero le collisioni con gli aerogeneratori, e uno indiretto, ovvero la perdita di habitat idoneo a seguito dell'abbandono dell'area dell'impianto; l'entità di questo impatto è molto variabile e dipende da numerosi fattori, legati sia all'ambiente sia alle caratteristiche delle diverse specie (Campedelli & Tellini Florenzano, 2002; Langston & Pullan, 2004; Hötker *et al*., 2006; Powlesland, 2009). Proprio in ragione della crescente diffusione degli impianti eolici, negli ultimi anni particolare attenzione è stata data alla valutazione cumulativa degli effetti determinati dalla presenza di più impianti sulla persistenza, in tempi lunghi e su aree vaste, di popolazioni di specie a rischio, evidenziando l'importanza di una programmazione oculata della distribuzione degli impianti sul territorio (Pearce-Higgins *et al*., 2008, 2009; Masden *et al.,* 2010). In questo contributo presentiamo, partendo da un caso di studio realizzato nelle colline della Val di Cecina, nella Toscana centrale, un'ipotesi metodologica per il calcolo dell'impatto cumulativo di un complesso di impianti eolici.

Area di studio e Metodi

L'area di studio coincide con parte dei rilievi della Val di Cecina, in provincia di Pisa, nella Toscana centro occidentale. L'area presa in considerazione si estende per circa 1000 km^2, costituiti da coltivi (grano e foraggere) prevalenti alle quote più basse, e da estesi boschi, in prevalenza cerrete, per lo più governati a ceduo ed utilizzati per la produzione di legna da ardere, predominanti invece sui rilievi; l'area è inoltre caratterizzata dalla presenza diffusa di allevamenti ovini.

Abbiamo eseguito nel triennio 2007-2009 monitoraggi ornitologici per cinque impianti eolici, di cui uno al tempo già in funzione, tre attualmente in fase di approvazione/valutazione e uno realizzato nel 2008; per quest'ultimo è stato possibile effettuare un monitoraggio *ante-post* della

durata complessiva di tre anni, per un totale di 50 giornate di osservazione e studio dei rapaci. I rilievi, effettuati principalmente nei mesi di marzo-giugno e agosto-settembre, hanno previsto, per ogni contatto, la localizzazione su una mappa di dettaglio e la stima dell'altezza di volo, la raccolta di informazioni relative alla specie, al numero di individui e all'attività. Confrontando le localizzazioni delle osservazioni prima e dopo la costruzione dell'impianto, abbiamo calcolato, l'effetto in termini di perdita di habitat determinato dalla presenza stessa degli aereogeneratori. In questo studio abbiamo preso in considerazione soltanto i rapaci nidificanti per i quali era disponibile un numero di osservazioni sufficiente (n>20) per analisi le statistiche: falco pecchiaiolo *Pernis apivorius*, biancone *Circaetus gallicus*, sparviero *Accipiter nisu*, poiana *Buteo buteo* e gheppio *Falco tinnunculus*.

Per il confronto tra le sessioni *ante operam* e *post operam* abbiamo impiegato i Modelli Lineari Generalizzati (GLM, distribuzione di Poisson e funzione link di tipo log), di largo impiego in studi di ecologia ed utilizzati anche in studi riguardanti gli effetti di impianti eolici sugli uccelli (Barrios & Rodriguez, 2004; Pearce-Higgins *et al*., 2009). Abbiamo costruito i modelli testando l'effetto delle variabili sessione, altezza di volo, distanza e una serie di combinazioni di queste. L'effetto della variabile altezza, utilizzato per verificare se la presenza dell'impianto avesse modificato, in modo significativo, le altezze di volo delle varie specie, anche in funzione della distanza dalle torri, in questo lavoro, per motivi di spazio non è stato preso in considerazione.

Abbiamo definito la posizione di ciascun contatto rispetto all'impianto considerando la distanza all'aerogeneratore più vicino, misurata sulla mappa in ambiente GIS, i dati sono poi stati raggruppati in quattro classi (<250 m; 250-500 m; 500-1000 m, >1000 m). Abbiamo incluso nei modelli solo le variabili significative ($p<0.05$); la scelta delle variabili è stata fatta utilizzando l'AIC (*Akaike Information Criterion*), che permette di estrapolare il set di variabili di minor dimensione, mantenendo inalterata l'informazione contenuta nel modello (McQuarrie & Tsai, 1998). Un modello in cui risulta significativo l'effetto della variabile sessione indica una differenza significativa nel numero di contatti tra prima e dopo la costruzione dell'impianto; un effetto significativo dell'interazione "sessione*distanza" indica invece che, tra la fase *ante* e la fase *post*, c'è una differenza significativa nella localizzazione delle osservazioni e quindi nell'uso dell'area dell'impianto. Per valutare la superficie intorno all'impianto in cui questa differenza risulta significativa, abbiamo effettuato una serie di simulazioni individuando la distanza soglia alla quale le differenze nel numero di contatti ante-post non risultavano più significative. Il valore soglia coincide con quello in cui gli intervalli di confidenza al 95% delle stime del numero di contatti arrivavano a sovrapporsi.

Per ottenere una stima assoluta dell'effetto della presenza delle pale eoliche in questo intorno, abbiamo utilizzato Distance, nella sua versione 6.0 più recente, confrontando il numero di contatti previsti dal modello prima e dopo la costruzione dell'impianto. Abbiamo assegnato ad ogni contatto il valore della distanza dal punto di osservazione e costruito un modello utilizzando come metodo di analisi il CDS (Conventional Distance Sampling), come key function la "*Half normal*" e "*cosine*" come series expansion (Thomas *et al.,* 2010), e abbiamo impostato la distanza soglia di cui ai paragrafi precedenti come *truncation distance*. Abbiamo testato la differenza nel numero di contatti con il Mann-Whitney U test.

Per calcolare la sottrazione di habitat, utilizzando il software MaxEnt (Phillips *et al*., 2006, Phillips & Dudík, 2008) e una banca dati di osservazioni raccolte in più anni in tutta la parte collinare e montuosa della Val di Cecina, abbiamo costruito, per ciascuna specie, all'interno dell'area vasta in cui ricadono tutti i sei impianti, un modello di idoneità ambientale. MaxEnt confronta le informazioni ambientali disponibili per i punti di presenza della specie con quelle dell'intero

territorio (punti "background"), restituendo una distribuzione spaziale dell'idoneità del territorio per la specie stessa (Raes & ter Steege, 2007). Il metodo, basato sul principio di massima entropia, individua appunto la distribuzione a entropia massima, ovvero quella che, tenendo conto dei fattori ambientali che caratterizzano sia i punti di presenza che l'intera area di studio, utilizzati come "costrittori", si avvicina maggiormente ad una distribuzione uniforme (Phillips *et al*., 2006). In questo caso, per ovviare ad una distribuzione disomogenea dei dati, localizzati per lo più in corrispondenza dei siti monitorati, abbiamo provveduto a modificare il background modulando la densità dei punti in funzione della localizzazione dei dati di presenza, come suggerito da alcuni autori (Elith *et al*., 2011), garantendo quindi un background più denso dove maggiore è il numero di osservazioni e viceversa meno denso dove le osservazioni sono poche.

Le variabili ambientali utilizzate per i modelli sono la superficie del bosco e degli ambienti urbanizzati (sulla base del Corine Land Cover Map), l'intensità del rilievo, ovvero una misura della variabilità dell'altitudine (presa tal quale dal database dell'Inventario Forestale Regionale della Regione Toscana) ed infine una misura della posizione relativa del punto rispetto all'intorno, il PEB ("poggio e buca"), che fornisce valori positivi per le aree di cresta ("poggio"), e valori negativi per i fondovalle ("buca"). Tutti i parametri ambientali sono stati calcolati in un intorno di 400 m dai punti di presenza delle specie e, ovviamente, del background.

Per ciascuna specie, sulla base dei modelli il territorio è stato suddiviso in superficie inidonea, mediamente idonea e molto idonea, individuate utilizzando due diverse soglie tra quelle fornite direttamente dal software, e rispettivamente: "10 percentile training presence", per le aree a idoneità media, e "Maximum training sensitivity plus specificità", più conservativa, per quelle ad elevata idoneità (Liu *et al*., 2005).

Per valutare l'effetto cumulativo della presenza dei cinque impianti, a cui se ne aggiunge un sesto, non monitorato direttamente da noi ma che comunque ricade all'interno di una nostra area di studio, abbiamo assunto l'ipotesi che la distanza entro cui l'effetto degli aerogeneratori risulta significativo, calcolata sulla base dei dati dell'unico caso *ante-post*, sia valida anche per tutti gli altri impianti e che l'effetto di questi sia semplicemente additivo. La superficie totale di habitat impattata dalla presenza dell'impianto è stata calcolata come la somma delle superfici ricadenti all'interno di buffer circolari, centrati su ciascun aerogeneratore dei cinque impianti, di raggio pari al valore della distanza massima a cui l'effetto di disturbo risulta significativo.

Risultati e discussione

Analizzando i modelli elaborati per le cinque specie, solo il biancone mostra un effetto significativo di entrambe le variabili "sessione" e "sessione*distanza", mostrando quindi una diminuzione significativa nel numero di contatti tra la sessione *ante* e *post* (Tab. 1).

*Tabella 1 - Risultati dei modelli elaborati per biancone e poiana; è riportata la statistica di Wald e il livello di significatività (***p<0.001; **p<0.01; *p<0.05) per le due variabili prese in considerazione e per la loro interazione. Viene indicato anche il valore soglia di distanza entro cui l'effetto della presenza delle pale risulta significativo (cfr. Fig.1).*

	modello		
specie	sessione	sessione*distanza	valore soglia (m)
Circaetus gallicus	59.74***	17.39***	1350
Buteo buteo		5.571**	1000

La diminuzione interessa in maniera differente le varie classi di distanza risultando maggiore nelle aree più prossime agli aereogeneratori e minore allontanandosi, con un effetto significativo fino a circa 1300-1400 metri da ciascun aerogeneratore (Fig. 1). Un comportamento analogo si verifica anche nella poiana dove tuttavia non si riscontra una diminuzione significativa del numero totale di osservazioni (effetto della variabile "sessione" non significativo; Tab. 1), ma solo uno spostamento; in questo caso l'effetto risulta significativo in un intorno di circa 1000 metri da ciascun aerogeneratore (Fig. 1). Tutti gli altri modelli non mostrano alcun effetto significativo delle due variabili.

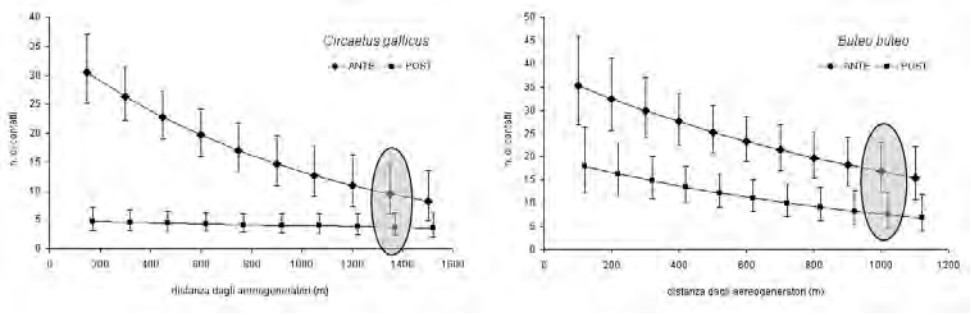


Figura 1 - Andamento del numero di contatti in funzione della distanza dagli aerogeneratori prima e dopo la costruzione dell'impianto, nel biancone (a sinistra) e nella poiana (a destra); è evidenziato il valore di distanza in cui gli intervalli di confidenza delle due stime arrivano a sovrapporsi, e che corrisponde al valore entro cui l'effetto della presenza delle pale risulta significativo.

In Tab. 2 sono riportati i valori medi del numero di contatti previsti dal modello elaborato con Distance prima e dopo la costruzione dell'impianto; il confronto tra le due fasi ha evidenziato in entrambi i casi una differenza significativa (valore di p del Mann-Whitney U test). Il modello, coerentemente con quanto indicato dai dati reali (che si riferiscono comunque all'intera area e non solo all'intorno selezionato, indica una diminuzione molto importante per il biancone, di oltre il 67%, passando da una media di 84 a 28 contatti, e un po' meno forte ma comunque sempre significativa nella poiana, dove il numero di contatti previsti passa da 100 a 55, con una riduzione di poco inferiore al 50%.

Tabella 2 - Numero di contatti osservati e valori medi del numero di contatti previsti dal modello elaborato con Distance nelle sessioni ante e post per biancone e poiana; i contatti reali si riferiscono all'intera area, le stime di Distance alla sola area selezionata in cui risulta significativo l'effetto dell'impianto. Per la significatività delle differenze (p) abbiamo utilizzato il Mann-Whitney U test (p).

	contatti reali (tutti i contatti)			stime di Distance (solo area selezionata)			
specie	ante	post	Δ (%)	ante	post	Δ (%)	p
Circaetus gallicus	167	47	-71.9%	84 (50-140)	28 (15-52)	-66.7%	0.007
Buteo buteo	131	68	-48.1%	100 (71-141)	55 (27-109)	-45.0%	0.013

Per quanto riguarda i modelli a scala vasta, per entrambe le specie si evidenzia un effetto importante dei parametri relativi alla morfologia del territorio, in articolare del PEB, che in entrambi i casi mostra per valori positivi, corrispondenti quindi a situazioni di crinale e di poggio, un effetto positivo sulla probabilità di presenza delle due specie, con un contributo del 17.4% per il biancone e del 47.9% per la poiana. Questo risultato sottolinea l'importanza che assumono, almeno in questa zona, i crinali. Il parametro intensità di rilievo, che è una misura della variabilità dell'altitudine, assume una importanza notevole nel caso del biancone (è il primo fattore per importanza con un contributo del 79.2%) con un effetto però decisamente negativo, mentre è marginale nella poiana (0.4%). Per quanto riguarda invece le due categorie prettamente ambientali, il contributo percentuale nel modello del biancone risulta molto basso sia per il bosco (0.4%) che per gli ambienti urbanizzati (3.1%), quest'ultime con un effetto negativo. Per la poiana invece sia il bosco che le case hanno una certa importanza con un contributo percentuale rispettivamente di 29.6% e 22.1%; in entrambi i casi il modello identifica un valore soglia oltre il quale l'effetto della variabile diventa negativo: per il bosco questo valore è decisamente alto, con la poiana quindi che tende ad evitare le zone a copertura boschiva totale o quasi, mentre è molto più basso per le case ad indicare che sono evidentemente frequentate solo situazioni di urbanizzato sparso a bassissime densità. I due modelli risultano anche abbastanza efficienti con un valore di AUC (area sottesa alla curva ROC) di 0.830 (contro un valore atteso di 0.775 il che indica un certo "overfitting") per il biancone e di 0.771 (contro un valore atteso di 0.756). I due modelli identificano una superficie totale di habitat idoneo al biancone pari a circa 751 Km^2, circa il 75% dell'area totale, di cui circa 249, ovvero poco più del 30%, ad elevata idoneità e circa 508 km^2, pari a circa il 66%, a idoneità media (Tab. 3). Per la poiana l'habitat idoneo ammonta a circa 605 km^2, di cui oltre 193 ad elevata idoneità e poco meno di 412 classificati come a media idoneità (Tab. 3).

In Tab. 3 sono inoltre presentate le superfici totali in cui, in considerazione della presenza di tutti gli impianti previsti nell'area di studio, è prevista una diminuzione significativa della frequentazione del biancone e della poiana, calcolate, rispettivamente, come la somma delle superfici di habitat idoneo che ricadono in un intorno di 1350 e 1000 metri per la poiana da ciascun aereogenertore. Tali superfici rappresentano la sottrazione di habitat per le due specie.

Tabella 3 - Superfici idonee per biancone e poiana risultanti dai modelli e stima delle superfici totali di habitat a differente idoneità in cui si prevedono effetti significativi dovuti alla presenza dei sei impianti eolici.

Idoneità	biancone		poiana	
	km^2	%	km^2	%
sup. non idonea	246.5	24.7	394.7	39.5
sup. a idoneità media	507.7	50.9	411.7	41.2
sup. a idoneità alta	243.8	24.4	193.6	19.4
impatto di tutti gli impianti (sup. sottratta)	km^2	%	km^2	%
media idoneità	9.5	1.9	12.3	2.9
alta idoneità	48.0	19.7	28.4	14.7
totale	57.5	7.7	40.7	6.7

La stima della superficie di habitat in cui si prevede una diminuzione significativa del tasso di frequentazione da parte delle due specie di rapaci, risulta maggiore per il biancone, come del resto era da attendersi considerando sia la maggiore idoneità generale che l'area vasta ha per la specie, sia la maggiore sensibilità mostrata dal biancone alla presenza delle turbine, ed è quantificabile in circa il 7.7% del territorio idoneo totale, di cui oltre un terzo a carico di habitat ad elevata idoneità. La poiana mostra invece una diminuzione leggermente inferiore (6.7% della superficie totale idonea), e anche in questo caso la maggiore diminuzione è a carico dell'habitat a idoneità maggiore. In generale questi risultati sembrano in linea con quanto verificato in altri casi, anche su altre specie, in diverse aree del mondo (Langston e Pullan 2004), anche in Italia (De Lisio *et al.*, 2011), ma contrastano con quanto riportato nello specifico per i rapaci per i quali, sebbene con alcune eccezioni, una delle quali a carico però proprio della poiana, non si registrano nella maggior parte dei casi, fenomeni significativi di questo tipo (Madders & Whitfield 2006).

Il fatto che la maggior parte dell'impatto sia a carico di superfici classificate come ad elevata idoneità può dipendere in parte dal fatto che la maggior parte dei dati con cui sono stati costruiti i modelli provengono dalle stesse aree degli impianti e questo, nonostante alcuni accorgimenti in fase di analisi, può aver determinato, almeno in certi casi, una sovrastima della reale idoneità di queste aree. Tuttavia, è altrettanto verosimile che questo dipenda anche dal fatto che le aree individuate per la costruzione di impianti eolici ricadono sistematicamente in zone caratterizzate da estensioni più o meno importanti di aree aperte, in quanto in Toscana è molto più difficile prevedere impianti in aree boscate che sono più tutelate dalla normativa. I sistemi di aree aperte infatti, soprattutto dove sono alternati con boschi, condizione comune soprattutto sui rilievi, costituiscono, ambienti elettivi di caccia e sono comunque in genere molto frequentati dalla maggior parte delle specie di rapaci, almeno per quelle di interesse per la conservazione. Nella valutazione generale di questi risultati dobbiamo inoltre considerare che questi risultati sono comunque relativi al solo primo anno di *post operam* e non si possono escludere, negli anni successivi ulteriori cambiamenti, sia nella direzione di una ulteriore diminuzione della frequentazione dell'area, sia nella direzione di una inversione di tendenza. Si potrebbe infatti registrare l'abbandono definitivo dell'area parte da individui che la frequentavano abitualmente, per la loro morte o per altri motivi, cui potrebbe non seguire la ricolonizzazione da parte di altri individui della stessa specie a causa appunto della presenza dell'impianto oppure potrebbe verificarsi un adattamento da parte di alcuni animali che, abituatisi alla presenza dell'impianto potrebbero tornare a frequentare l'area, sebbene alcuni studi sembrano invece escludere tale possibilità (Langston & Pullan 2004; Drewitt & Langston 2006).

I modelli elaborati in questo studio, soprattutto se perfezionati con un maggior numero di dati e di siti coinvolti, sembrano quindi essere uno strumento utile per avere una stima della perdita di habitat che si avrebbe con la costruzione di altri impianti nello stesso comprensorio e potrebbe costituire un supporto alle eventuali decisioni o ad una auspicabile pianificazione che tenga in debito conto anche la conservazione dei rapaci.

Bibliografia

BARRIOS L, RODRIQUEZ A 2004. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 41: 72-81; CAMPEDELLI T, TELLINI FLORENZANO G 2002. REGIONE TOSCANA; CARRETE M ET AL. 2009. BIOLOGICAL CONSERVATION 142(12): 2954-2961 ; DE LISIO L *ET AL.* 2011. IN: ANGELICI FM, PETROZZI F (EDS.): 130-131; DREWITT AL, LANGSTON RHW 2006. IBIS 148: 29-42; ELITH J *ET AL.* 2011. DIVERSITY AND DISTRIBUTION 17: 43-57; HÖTKER H 2006. MICHAEL OTTO-INSTITUT IM NABU, BERGENHUSEN; LANGSTON RHW, PULLAN JD 2004. NATURE AND ENVIRONMENT, N.

139. COUNCIL OF EUROPE, STRASBOURG; LIU C *ET AL*. 2005. ECOGRAPHY 28: 385-393; MABEY S, PAUL E 2007. REPORT PREPARED FOR NWCC; MADDERS M, WHITFIELD DP 2006. IBIS 148: 43-56; MASDEN EA *ET AL*. 2010. ENVIRONMENTAL IMPACT ASSESSMENT REVIEW 30(1): 1-7; MCQUARRIE AD, TSAI CL 1998. WORLD SCIENTIFIC PUBLISHING COMPANY, SINGAPORE; PEARCE-HIGGINS JW *ET AL*. 2008. MIRES AND PEAT 4: 1-13; PEARCE-HIGGINS JW *ET AL*. 2009. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 46: 1323-1331; PHILLIPS SJ ET AL. 2006. ECOLOGICAL MODELLING 190: 231-259; PHILLIPS SJ, DUDÍK M 2008. ECOGRAPHY 31: 161-175; POWLESLAND R 2009. DEPARTMENT OF CONSERVATION, WELLINGTON; RAES N, TER STEEGE H 2007. ECOGRAPHY 30: 727-736; STEWART GB *ET AL*. 2004. UNIVERSITY OF BIRMINGHAM, ENGLAND; TELLERIA JL 2009. BIRD STUDY 56: 268-271; THOMAS L *ET AL*. 2010. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 47: 5-14.

Falco pecchiaiolo

IL RE DI QUAGLIE *Crex crex* IN TRENTINO E IL PSR PROVINCIALE: DALLA RICERCA ORNITOLOGICA ALLA DEFINIZIONE DI MISURE AGROAMBIENTALI PER LA TUTELA DI UNA SPECIE MINACCIATA

PAOLO PEDRINI*, MATTIA BRAMBILLA*, FRANCO RIZZOLLI*, CLARA TATTONI* & VALERIA FIN**

**Museo delle Scienze, Sezione di Zoologia dei Vertebrati, Via Calepina 14, 38122 Trento, paolo.pedrini@mtsn.tn.it **Provincia Autonoma di Trento, Ufficio Rete Natura, Servizio Conservazione e Val. del Territorio, Via Guadagnini, 38121 Trento*

Key Words: conservazione, *Crex crex*, gestione, habitat, modelli, prati da sfalcio, PSR

Summary *Agricultural intensification in lowland areas of Trento province coupled with land abandonment at middle elevation have resulted in dramatic reduction of open habitats. Permanent grassland and arable land occupy about 4% of the province, but host important bird communities and threatened species, including the Corncrake* Crex crex*. This species has been intensively studied during the last 15 years in the province. Using field data we have i) proposed spatial and temporal priorities for conservation actions within the framework of the Rural Development Program (PSR, Piano di Sviluppo Rurale), ii) evaluated the potential effects of PSR on the species, iii) proposed concrete and detailed indication for corncrake conservation in the future revision of the PSR. The huge amount of field data collected allowed us to carry out spatially explicit analyses of species' ecology, which in turn made possible to produce detailed conservation recommendations to implement a conservation strategy based on scientific knowledge for this threatened species. The conservation strategy should be based on including the above recommendations into the next PSR: agro-environmental schemes and subsidies play a key-role for this species which mostly occurs in cultivated/managed grassland outside protected areas and Natura 2000 sites.*

Un numero rilevante delle specie animali e vegetali fra le più minacciate in Europa sono proprie di ambienti aperti o semi-aperti d'origine antropica. Molte specie ornitiche di questi ambienti hanno infatti mostrato un preoccupante declino negli ultimi decenni, in larga parte dovuto all'intensificazione delle pratiche agricole (Donald *et al*., 2001), ma anche all'abbandono delle aree rurali, fenomeno tuttora in corso in gran parte d'Europa, soprattutto nelle aree montane (vedi anche Laiolo *et al*., 2004, Brambilla *et al*., 2010).

In tale preoccupante contesto appare evidente come l'individuazione di modelli gestionali, concretamente applicabili e in grado di rendere le pratiche agricole compatibili con la conservazione della biodiversità, sia fondamentale per la conservazione di una larga parte dell'avifauna presente a livello continentale.

Il re di quaglie *Crex crex*, specie minacciata a livello globale, si rinviene in misura assolutamente preponderante nei prati da sfalcio gestiti in maniera estensiva (Pedrini & Odasso in Pedrini *et al*., 2005) e mantiene popolazioni vitali dove la gestione del prato include accorgimenti finalizzati a garantire il successo riproduttivo della specie e a ridurre la mortalità di adulti e giovani (Broyer, 1996): la gestione compatibile degli ambienti prativi è il fattore chiave per garantire la conservazione di questa specie in Europa (Crockford *et al*., 1996; Berg & Gustafson, 2007). Questa specie appare minacciata sia dall'intensificazione che dall'abbandono dell'agricoltura di tipo "tradizionale": pertanto, studiare le sue esigenze ecologiche e pianificare interventi e misure di conservazione per questa specie può avere, oltre ad un chiaro valore specifico, un'importanza più generale, dal momento che il re di quaglie può essere un buon modello biologico per considerare gli effetti dei

due più importanti cambiamenti in agricoltura sulla fauna selvatica.

Il re di quaglie è oggetto di approfondite ricerche in Trentino da 15 anni. Gli studi condotti e ancora in corso sono finalizzati a: definire e monitorare nel tempo la distribuzione e consistenza della specie sul territorio provinciale, identificare delle aree campione particolarmente rappresentative per il monitoraggio sul lungo periodo della specie, analizzare l'ecologia della specie e i fattori che ne influenzano l'abbondanza, sviluppare modelli di distribuzione potenziale per la specie per indirizzare azioni di miglioramento e conservazione degli habitat di riproduzione, valutare le azioni fino ad oggi messe in atto e definire quelle future. Tale approccio è stato adottato dalla Provincia di Trento, quale valutazione del Piano di Sviluppo Rurale (2007-2013), dove azioni specifiche sono state messe in atto o favorite anche mediante sostegni all'agricoltura estensiva.

Area di studio e metodi

Tutte le ricerche sulla specie si sono svolte in praterie secondarie localizzate in diverse porzioni del territorio provinciale trentino. I dati di presenza della specie sono stati ottenuti tramite censimenti crepuscolari-notturni dei maschi in canto, condotti generalmente due volte per sito per stagione: un primo censimento è stato fatto in maggio-giugno ed uno in giugno-luglio.

Per definire le strategie di conservazione e valutare i verosimili effetti delle misure incluse nel PSR sulla specie, si è adottato un approccio basato su distribuzione reale e potenziale della specie sul territorio provinciale, analisi delle esigenze ecologiche e delle caratteristiche proprie della specie, analisi dei fattori di minaccia e dei fattori chiave per la conservazione della specie in relazione alle pratiche agricole in senso lato e alle misure agro-ambientali.

I passi compiuti per il raggiungimento di questo scopo sono stati i seguenti: definire nel dettaglio la distribuzione della specie a scala provinciale (Pedrini *et al.*, 2002), definire la distribuzione potenziale e l'idoneità ambientale dei diversi settori del territorio trentino (Tattoni *et al.*, 2011), quantificare densità riproduttiva e trend di popolazione (Pedrini *et al.*, non pubblicato), analizzare la variazione dell'abbondanza della specie nel corso della stagione riproduttiva (Brambilla & Pedrini, 2010), definire le principali minacce e pressioni per la specie. Tutte le voci sopra elencate sono confluite nella base conoscitiva utilizzata per la stesura della strategia per la conservazione del re di quaglie in Trentino.

Risultati e discussione

Il re di quaglie presenta una distribuzione discontinua in Trentino, con un areale che interessa prevalentemente gli ambienti prativi della porzione centro-orientale del territorio provinciale con presenze che sono variate in numero e distribuzione negli anni.

Come nella maggior parte del suo areale italiano, in Trentino la specie abita soprattutto gli ambienti prativi di media montagna, con pendenza moderata o nulla, esposti a sudovest o a sudest, privilegiando i prati da sfalcio mesofili e mesoigrofili generalmente entro i 1400-1500 metri. Le fitocenosi più rappresentate presso i siti riproduttivi del re di quaglie in Trentino appartengono agli ordini Arrhenatheretalia e Molinetalia, con prevalenza di prati pingui mesoigrofili, prevalentemente arrenatereti anche in fasi transitorie verso triseteti, molinieti o consorzi di megaforbie. Le cenosi più favorevoli sono riscontrabili presso praterie secondarie con elevata altezza dell'erba e ridotta densità al suolo, come riscontrato in condizioni di buona fertilità e ridotto numero di sfalci su scala annuale e confermano quanto descritto in Pedrini *et al.* (2002) e in Odasso & Pedrini in Pedrini *et al*., (2005).

Le analisi dei dati di presenza raccolti negli anni in quattro importanti aree, monitorate con regolarità a partire dalla fine degli anni Novanta, mostrano l'esistenza di importanti variazioni nel numero di maschi in canto nelle diverse aree con il progredire della stagione. Il numero di cantori

varia infatti nelle aree campione tra la prima (maggio-giugno, prima dello sfalcio dei prati) e la seconda parte (giugno-luglio, dopo lo sfalcio di giugno) della stagione riproduttiva; la variazione non è omogenea tra le aree, bensì alle quote inferiori si registra una diminuzione del numero di cantori, mentre a quelle superiori l'abbondanza della specie aumenta; questo pattern è evidente nonostante la differenza relativamente ridotta tra aree a "bassa" e "alta" quota (Brambilla & Pedrini, 2010). Le densità riproduttive raggiunte in Trentino dalla specie appaiono elevate se confrontate con i valori noti per altre zone italiane, e in alcuni casi superano i 7 maschi in canto per 100 ha (Pedrini *et al*., non pubblicato).

Il trend generale della specie nel periodo 1997-2010 è però negativo: dopo una fase di incremento verso la fine anni degli anni Novanta e primi anni 2000, si è assistito ad un declino, particolarmente evidente tra il 2000 ed il 2006. Tale calo della specie potrebbe almeno in parte dipendere dall'affermarsi di sfalci meccanizzati simultanei, su vaste superfici prative, legato all'incentivo allo sfalcio (vedi sotto). La presenza del re di quaglie in Trentino è stata in passato fortemente ridotta dalla scomparsa degli ambienti prativi estensivi. Nelle zone di fondovalle, infatti, habitat idonei sono stati distrutti negli anni Settanta per le bonifiche e i cambi colturali, mentre più recentemente ulteriori perdite di ambiente adatto sono avvenute a causa dell'urbanizzazione, tuttora in corso. La sopravvivenza della specie nelle aree idonee residue, localizzate in prevalenza alle quote medie, appare attualmente minacciata dall' intensificazione delle pratiche agricole, recentemente estesasi anche a tali quote (vigneti e frutteti), e dall'abbandono delle colture tradizionali, laddove le condizioni ambientali rendono meno redditizio il mantenimento di aree prative, che causa un progressivo rimboschimento che sottrae ulteriore habitat alla specie. Questi fattori di minaccia sono ben noti ed interessano anche altre specie di ambienti rurali, ma per il rallide l'importanza è accentuata dall'impatto diretto sulla sopravvivenza degli individui, fortemente compromessa da sfalcio precoce o meccanizzato e compiuto in breve tempo su vaste superfici. Un'ulteriore minaccia alla sopravvivenza nel lungo periodo del re di quaglie in Trentino è legata alla marginalità della popolazione provinciale (e, in un certo senso, della popolazione italiana) rispetto all'areale principale della specie. Questa condizione rende la popolazione trentina maggiormente vulnerabile alle oscillazioni demografiche, ai cambiamenti ambientali sfavorevoli, agli eventi stocastici.

Gli obiettivi specifici per la conservazione del re di quaglie in Trentino che vanno realizzati mediante il PSR e altri strumenti di pianificazione/programmazione possono essere riassunti nei seguenti punti: sostenere azioni di conservazione degli ambienti aperti con agricoltura "tradizionale", promuovendo pratiche di sfalcio non meccanizzato e una concimazione non intensiva; conservare un paesaggio a mosaico favorendo tecniche di coltivazione e periodo di sfalcio differenti; garantire un ambiente idoneo alle esigenze ecologiche del re di quaglie, a partire dalle aree più importanti per la specie ("aree sorgente" o *source areas*); favorire il buon esito della riproduzione della specie, a partire dalle aree più importanti, attraverso una compatibile conduzione delle operazioni agricole; ripristinare ambienti idonei alla specie nelle aree di fondovalle, attualmente compromesse dall'intensificazione delle pratiche agricole ma potenzialmente molto vocate alla specie, che vi era un tempo (fino agli anni Cinquanta) abbondante (Pedrini & Odasso in Pedrini *et al*., 2005); sensibilizzare il mondo agricolo e gli stakeholder relativamente all'importanza di conservare gli ambienti rurali di qualità e le specie ad essi associate; indirizzare gli sforzi di ricerca ed il monitoraggio della specie, per migliorare le conoscenze relativamente ai fattori influenzanti il successo riproduttivo nella specie, agli esiti delle diverse pratiche agricole e delle azioni finanziate dal PSR, ai fattori influenzanti la potenzialità di un'area per la specie.

Considerando le misure previste nel PSR alla luce dei risultati delle ricerche "di base", si può

affermare che:
– come principio generale, le aree prative idonee al re di quaglie dovrebbero avere priorità rispetto alle altre per l'applicazione delle misure agro-ambientali favorevoli alla specie; l'attribuzione della priorità deve tener conto delle variazioni intra-stagionali nella distribuzione della specie, privilegiando le aree a quote inferiori nel periodo maggio-giugno e quelle a quote superiori nel periodo fine giugno-inizio agosto;
– alcune azioni previste nel PSR non espressamente dedicate alla sua tutela rivestono potenziale utilità per il mantenimento di habitat del re di quaglie e di altre specie di interesse comunitario (ad es., averla piccola) o minacciate a livello locale (ad es. assiolo, altra avifauna di ambienti rurale). D'altro canto, l'analisi del trend negli anni ha evidenziato come alcune azioni (B1.2 "Sfalcio" fuori Natura 2000), sebbene finalizzate al mantenimento dell'habitat principale della specie, i prati da sfalcio, possano indirettamente incoraggiare forme di gestione non compatibili con le sue esigenze, favorendo lo sfalcio simultaneo e meccanizzato su vaste superfici. Infatti, essendo il premio corrisposto proporzionale all'estensione dell'area sottoposta a sfalcio o pascolo, è possibile che il mantenimento di porzioni non falciate e non pascolate (ad esempio in fasce marginali) venga involontariamente compromesso e che venga favorito lo sfalcio simultaneo di ampie porzioni di prato, modalità nociva per la specie, dal momento che non consente la presenza di isole di vegetazione erbacea alta, fondamentali per la sopravvivenza di adulti e pulcini, altrimenti facili vittime di predatori (mammiferi, altri uccelli) e di macchinari in azione (Broyer, 1996; Crockford *et al*., 1996). In prospettiva futura queste azioni necessitano pertanto di alcune correzioni, almeno per le aree interessate dalla presenza della specie;
– l'azione C2 "Sopravvivenza del re di quaglie (*Crex crex*)" prevede azioni esplicitamente miranti a garantire la sopravvivenza della specie, attraverso la creazione di porzioni di superficie complessiva superiore a 2500 m^2 intercalate fra i prati da destinare allo sfalcio tardivo (vietato lo sfalcio dal 5 maggio al 15 luglio nelle aree ubicate fino ai 1000 m. s.l.m. o fino al 25 luglio nelle aree ubicate sopra i 1000 m. s.l.m.), il divieto di impiego di sostanze chimiche per la difesa fitosanitaria e la fertilizzazione, il mantenimento fino all'ultimo taglio di almeno una fascia non sfalciata di 2-3 metri di larghezza e 10-15 metri di lunghezza. Le operazioni di taglio devono essere condotte a bassa velocità ed a partire dal centro dell'appezzamento, in senso centrifugo o secondo percorsi paralleli, comunque sempre dalle porzioni centrali verso la periferia, in modo tale da consentire la fuga verso le porzioni esterne e le isole di rifugio. Questa misura è indubbiamente importante per la conservazione della specie; un'estensione di 5-10 giorni del periodo di divieto di sfalcio garantirebbe maggiori margini di sopravvivenza alla specie anche nel caso di nidificazioni tardive e, sulla base dei dati ad oggi disponibili e in attesa di informazioni più specifiche sulla fenologia della riproduzione della specie in Trentino, sarebbe forse più coerente con il presunto calendario riproduttivo della specie;
– l'azione G "Misure agro-ambientali nelle aree Natura 2000" include sottoazioni potenzialmente utili anche per la specie, in quanto la riconversione a prati permanenti (sub-azione G1.1), la creazione di zone umide all'interno della matrice agricola (sub-azione G.1.3) e, più in generale, la diversificazione e l'estensivazione delle produzioni agricole, obiettivo dell'azione, dovrebbero tutte teoricamente migliorare l'idoneità delle aree agricole per la specie. La ridottissima presenza del re di quaglie nei siti di Rete Natura 2000 limita purtroppo il potenziale effetto a larga scala a beneficio della specie.

In definitiva, la notevole mole di informazioni raccolte e di conoscenze maturate ha permesso di i) attribuire priorità spaziali e temporali alle diverse aree per l'implementazione delle misure

di conservazione della specie previste all'interno del Piano di Sviluppo Rurale (PSR) provinciale, ii) valutare l'effetto sulla specie delle misure previste nel PSR attuale, iii) fornire indicazioni per quello futuro.

Questo lavoro di valutazione è stato svolto nell'ambito di una più ampia stesura di una strategia per la conservazione del re di quaglie in Trentino, il cui obiettivo generale è quello di mantenere e, ove necessario e possibile, ricreare, condizioni idonee alla conservazione di popolazioni vitali, con densità riproduttive apprezzabili e migliori prospettive di sopravvivenza a lungo termine. Questo obiettivo riveste particolare valore se si tiene presente che il territorio provinciale ospita una delle popolazioni più importanti a livello italiano e sud-europeo.

In Trentino, come del resto in molte altre parti dell'areale della specie, la conservazione del re di quaglie deve essere perseguita attraverso un corretto sviluppo delle misure agro-ambientali, strategia fondamentale per questa specie presente perlopiù al di fuori delle aree protette e della Rete Natura 2000.

Ringraziamenti

La presente ricerca è stata finanziata da: Progetto Biodiversità (PAT 2005); Rete Natura 2000; Piano di Sviluppo Rurale. Si ringrazia per la collaborazione alle diverse fasi della ricerca: Maria Chiara Deflorian, Stefano Noselli, Francesca Rossi, Karol Tabarelli del Fatis, Eugenio, Osele Michele Segata, Gilberto Volcan. I colleghi dell'Ufficio Rete natura della PAT, ed in particolare Lucio Sottovia, Antonella Agostini, Raul Bergamini, per il supporto alla ricerca.

Bibliografia

BERG A, GUSTAFSON T 2007. AGR. ECOSYST. ENVIRON. 120: 139-144; BRAMBILLA M, PEDRINI P 2010. BIRD CONSERVATION INTERNATIONAL. DOI:10.1017/S0959270910000572; CRAMP S, SIMMONS KEL 1980. OXFORD UNIVERSITY PRESS; BRITSCHGI ET AL. 2006. BIOLOGICAL CONSERVATION 130: 193-205; BROYER J 1996. REV. ECOL. (TERRE VIE) 51: 269-276; CASALE F, BRAMBILLA M 2009. FONDAZIONE LOMBARDIA PER L'AMBIENTE E REGIONE LOMBARDIA; CROCKFORD N ET AL. 1996. BIRDLIFE INTERNATIONAL/EUROPEAN COMMISSION; DONALD ET AL. 2002. IBIS 144: 652-664; DONALD ET AL. 2001. PROC. R. SOC. LOND. B 268: 25-29; FLORIT F, RASSATI G 2005. AVOCETTA 29: 110; GREEN RE 1999. BIRD STUDY 46 (SUPPL.): 218-229; GREEN RE 2004. IBIS 146: 501-508; LAIOLO P ET AL. 2004. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 41: 294-304; PEDRINI P ET AL. 2002. STUDI TRENTINI DI SCIENZE NATURALI, ACTA BIOLOGICA 78(2000): 55-60; PEDRINI P ET AL. 2005. STUDI TRENTINI DI SCIENZE NATURALI, ACTA BIOLOGICA 80(2003), SUPPL. 2: 1-674; TATTONI C, CIOLLI M, FERRETTI F 2011. ENVIRON. MANAGE. 47: 263-278.

DALLA CARATTERIZZAZIONE AMBIENTALE DELLE ARENE DI CANTO DEL GALLO CEDRONE *Tetrao urogallus* ALL'INDIVIDUAZIONE DI NUOVE STRATEGIE DI CONSERVAZIONE

MARCO ARMANINI*, MAURO BUGANZA*, ROBERTA CHIRICHELLA*, SIMONETTA CHIOZZINI*, ANDREA MUSTONI*, FILIPPO ZIBORDI* & RUGGERO GIOVANNINI**

**Parco Naturale Adamello Brenta, via Nazionale 24, 38080 Strembo (TN), marco.armanini@pnab.it; **Ufficio Foreste e Fauna Provincia Autonoma di Trento*

Key Words: Capercaillie, *Tetrao urogallus,* lek, habitat, habitat suitability model, monitoring, spring distribution

Summary *The Capercaillie (*Tetrao urogallus*) is an important component of the alpine wildlife. Within the alpine range, this species is however present in a heterogeneous and discontinuous way. Trentino, which is close to the westernmost limit of its distribution, is to be considered of vital importance for the conservation of the alpine population of this species. The present study was carried out in Western Trentino, within a study area of 122.000 ha which includes the Adamello Brenta Natural Park. The main aim of this study was the characterization of the environmental parameters of areas where which the Capercaillie is present with good densities, and the comparison of such features with those of areas of historical presence which do not host this species anymore. We also defined the importance of Capercaillie's leks for the identification of the current range, by means of an habitat suitability model (MVA),. Our results confirm that during the breeding period Capercaillies select habitats mostly covered by Norway Spruce, European Larch, Silver Fir and European Beech. A comparison of historical and active leks shows a significant altitude rise ($F_{1,24}$ = 32.74, $p < 0.01$), suggesting that climate change will play an important role in the future of the species. The analysis of physiographic and topographic features showed that active leks are mostly located in areas facing north ($F_{1,24}$ = 2.59, $p < 0.05$). The MVA model classifies 33.3% of the study area as suitable for this species, showing that the distribution of leks can be used to infer the potential distribution of this species. It is thus possible to confirm that leks are a very important component in the home range of the Capercaillie. We hope that the results of this analysis are used for an efficient management of Capercaillie's potential habitat.*

Il gallo cedrone *Tetrao urogallus* rappresenta nel contesto della fauna alpina un elemento di indiscutibile interesse dal punto di vista naturalistico, storico e sociale. Di origine nordico-boreale, la specie, "spinta" a sud dai ghiacci che coprirono l'Eurasia nel corso di successive glaciazioni, trovò sulle Alpi un clima ed una vegetazione ideale per la sua sopravvivenza.

Popola ambienti forestali molto simili per struttura e composizione a quelli originari tipici delle regioni boreali. Tali formazioni, caratterizzate dalla presenza di grossi alberi maturi e stramaturi più o meno isolati, ma comunque inseriti all'interno di una struttura arborea dalla copertura rada ricca di sottobosco che si alterna a stadi più giovanili e fitti, hanno tutte le caratteristiche per soddisfare le molteplici e variegate esigenze del gallo cedrone durante i diversi periodi dell'anno. Esigenze ambientali tanto precise e definite rendono la specie estremamente sensibile alle alterazioni e alle frammentazioni degli habitat forestali più vocati. Oltre alle attività umane, tra le principali concause del declino globale e a lungo termine dei tetraonidi, diversi autori (Moss *et al*., 2001; Ludwig *et al*., 2006) identificano anche i cambiamenti climatici. Nel caso specifico del cedrone, l'innalzamento altitudinale dell'areale potrà portare ad una riduzione degli habitat con un conseguente ed ulteriore frammentazione ed isolamento delle popolazioni.

Quella alpina può essere considerata come la popolazione di gallo cedrone più consistente dell'Europa Centrale. Tuttavia, entro tale ambito geografico la specie è presente in modo disomogeneo e discontinuo (Storch 2001). Pertanto, il Trentino, e più precisamente il Parco Naturale Adamello Brenta, a ridosso del limite occidentale dell'areale distributivo della specie, sono da considerarsi di vitale importanza per la conservazione delle popolazioni alpine di cedrone. A fronte di uno stato di conservazione sempre più preoccupante e di un crescente interesse provinciale oltre che comunitario per la specie, sulla base delle indicazioni contenute nella revisione del proprio Piano Faunistico (DGP 2518 del 16/11/2007), il Parco Naturale Adamello Brenta, con l'appoggio e la condivisione del Servizio Foreste e Fauna della Provincia Autonoma di Trento, ha promosso a partire dal 2007 una ricerca pluriennale sul gallo cedrone tesa ad approfondire le conoscenze sulla specie e ad individuare nuove e più efficaci strategie di conservazione.

La prima fase del "Progetto Cedrone" è stata dedicata alla standardizzazione di un metodo di monitoraggio teso a fornire un quadro di dettaglio della distribuzione della specie nel periodo riproduttivo su 4 aree campione dalla superficie complessiva di circa 3,600 ha. La seconda fase, estesa ad un ampia porzione del Trentino Occidentale su di una superficie di circa 122,000 ha, ha poi permesso di evidenziare le differenze ambientali-forestali e fisiografico-topografiche di arene di canto storiche e attuali del gallo cedrone.

Nella terza fase, con lo scopo di pesare l'importanza delle arene nel determinare l'areale della specie, i dati rilevati in prossimità delle arene attive sono stati utilizzati per implementare un modello di valutazione ambientale (MVA).

Area di studio e Metodi

L'area di studio copre una superficie di 122,000 ha, compresa nel territorio a cui fanno riferimento il Piano Faunistico del Parco Naturale Adamello Brenta del 1995 e la sua prima revisione del 2007. La zona considerata comprende interamente l'area protetta ed abbraccia una superficie più ampia, delimitata geograficamente a ovest dal confine regionale con la Lombardia, a nord ed a est rispettivamente dalle Valli di Sole e di Non, dalla Valle dell'Adige e dei Laghi, mentre a sud dalle Valli Giudicarie. Con una superficie di circa 62,052 ha, il Parco Naturale Adamello Brenta può essere considerato la principale entità territoriale dell'area indagata. Istituito nel 1967, si estende su due ambiti geomorfologici profondamente diversi: la parte orientale, calcarea, dominata dalle Dolomiti di Brenta contrasta prepotentemente con i tratti tipici degli ambienti granitici e glaciali dell'Adamello e della Presanella. Il Parco si inserisce a cavallo di due importanti regioni climatiche: quella mesalpica e quella endalpica. Tali aspetti, uniti all'ampio spettro altitudinale, rendono l'area estremamente varia dal punto di vista orografico, climatico ed ecologico. In relazione alle diverse fasi che hanno caratterizzato il progetto, l'area di indagine è stata modificata ed ampliata nel corso degli anni.

La prima fase, dedicata alla standardizzazione del metodo di monitoraggio nel corso di tre anni di sperimentazione (dal 2007 al 2009) ha interessato 4 aree campione della superficie complessiva di 3,600 ha. La metodologia applicata si è articolata in una ricerca degli indici di presenza della specie (pasture, fatte, impronte, penne e piume, piste ed involi, posatoi notturni, ecc.) durante il periodo pre-riproduttivo ed in un conteggio primaverile diretto al canto dei maschi e delle femmine sui possibili punti di canto individuati attraverso il reperimento di indici di presenza.

Nel corso della seconda fase del progetto, per ottenere un quadro esaustivo della distribuzione potenziale e delle esigenze ecologiche della specie, sono state monitorate a più riprese un totale di 24 arene di canto (storiche ed attuali), per una superficie complessiva di circa 168 ha. Dopo una prima parte di monitoraggio condotta in periodo pre-riproduttivo tesa ad approfondire le cono-

scenze del territorio ed individuare con maggiore precisione eventuali posatoi notturni, si è passati alla fase di monitoraggio diretto al canto che ha permesso di rilevare quante e quali delle 24 arene potenziali risultano effettivamente frequentate dalla specie. Tra il 20 aprile ed il 10 maggio sono state effettuate 3 ripetizioni di monitoraggio attraverso appostamenti notturni, verificando la presenza di maschi cantori, il loro numero e la posizione. Dopo l'individuazione del punto centrale dell'arena di canto, sono state rilevate una serie di variabili ambientali-forestali e fisiografico-topografiche potenzialmente capaci di influenzare il grado di vocazionalità di una determinata zona nei confronti del canto periodo riproduttivo della specie, seguendo un protocollo sperimentale adottato in occasione di un analogo studio condotto in Lombardia (Bottazzo *et al*., 2004). Lo schema di rilevamento ha previsto per ogni sito riproduttivo l'individuazione di 7 aree campione: una centrale all'arena di canto, le altre sei disposte entro un rettangolo di 700 m per 300 m di lato centrato sul punto di canto. Per ognuna delle 7 area campione (1 ha) è stato effettuato un rilevamento ambientale-forestale di dettaglio che ha previsto indagini relascopiche ed un campionamento lungo due transetti di 100 m della copertura arborea, erbaceo/arbustiva e della presenza di rinnovazione. Per ogni arena di canto è stato quindi descritto il popolamento forestale campione delle 7 aree di saggio. Ai dati raccolti sono stati aggiunti una serie di parametri topografici (quota, pendenza ed esposizione), estrapolati dal Modello Digitale del Terreno della Provincia Autonoma di Trento utilizzando il *software ArcGis 9.3*. Oltre alla caratterizzazione dei punti di canto attivi, è stato effettuato un confronto tra le caratteristiche dei punti di canto attualmente utilizzati e quelli storici e tra il punto di canto e le 6 aree di saggio ad esso circostanti (*one way ANalysis Of VAriance - ANOVA*). Le analisi sono state effettuate mediante il *software* SPSS 13.0.

Sulla base di tutti i monitoraggi svolti e i dati raccolti, nella terza fase del progetto, è stato implementato ed applicato a tutta l'area di studio (122,000 ha) un MVA. Per le finalità gestionali e conservazionistiche dell'indagine è stato scelto di implementare un modello basato sulla "classificazione per unità territoriali – CUT" (Preatoni & Pedrotti, 1997). La scelta della metodologia con la quale costruire il MVA derivato dalle caratteristiche delle aree riproduttive della specie è stata condizionata dall'obiettivo di confrontarne i risultati con il MVA costruito da Mustoni *et al*., nel 2008 sulla base di dati di distribuzione annuale della specie. Lo scopo evidente è quello di verificare la possibilità che le scelte ambientali della specie nel corso dell'intero anno siano strettamente connesse alle esigenze del periodo riproduttivo. Il principio che sta alla base del CUT, è quello di attribuire ad ogni "Unità Territoriale" (UT) un valore rappresentativo del grado di idoneità ambientale alla presenza di una specie. Tale valore deve essere individuato in modo oggettivo, attraverso la sommatoria di una serie di punteggi rappresentativi dell'indice di gradimento dei diversi parametri ambientali (biotici o abiotici) che caratterizzano l'unità territoriale, in considerazione del grado di influenza che questi possono avere sulla presenza della specie considerata. Il solo vero passaggio soggettivo del Modello è rappresentato dalla scelta di quali parametri ambientali considerare ed in quante classi suddividerli. Tale scelta risulta essere peraltro guidata dalle caratteristiche ecologiche della specie e inevitabilmente dalla disponibilità di dati omogenei per tutta l'area di studio. Le UT del modello coincidono con le particelle dei Piani Economici Forestali, alle quali sono associate le seguenti variabili: quota, pendenza, esposizione, copertura vegetale ed il grado di accidentalità. La definizione del livello di idoneità da attribuire alle varie tipologie di fattore (TF) è avvenuta cercando di interpretare il "livello di gradimento" di ogni TF da parte della specie, in base al grado di utilizzo della stessa rispetto alla sua disponibilità. L'indice d'idoneità al cedrone di ogni unità territoriale (UT) è stato ottenuto attraverso la sommatoria dei valori degli indici di gradimento di ogni TF caratterizzante l'unità stessa. A questo punto, è stato possibile costruire una scala di

merito che ha permesso di rappresentare cartograficamente il MVA attraverso un accorpamento dei valori in 3 classi, corrispondenti a nulla, buona ed ottima potenzialità.

Risultati e discussione

I primi tre anni di indagine, dedicati alla standardizzazione di un metodo di monitoraggio della specie, hanno portato ad individuare 8 arene di canto distribuite nelle 4 aree campione, confermando l'utilità della metodologia utilizzata nel definire in modo sufficientemente dettagliato il quadro distributivo della specie.

In occasione delle uscite di monitoraggio diretto al canto, alla base della seconda e terza fase del progetto, 15 delle 24 potenziali arene segnalate sono risultate essere realmente utilizzate dal cedrone durante il periodo riproduttivo. I risultati emersi dalla caratterizzazione forestale dei siti riproduttivi evidenziano come la tipologia più rappresentata sia la pecceta altimontana tipica. In termini di composizione specifica le specie più rappresentate in ordine di abbondanza sono risultate l'abete rosso (70%), il larice (12%), l'abete bianco (9%) e il faggio (9%), con una copertura delle chiome compresa tra 40 ed il 65%. I valori rilevati di area basimetrica e di volume possono essere sintomatici di popolamenti maturi e stramaturi anche in virtù delle lacunosità presenti e delle quote a cui sono stati effettuati i rilievi. Un ulteriore elemento caratterizzante dei punti di canto attivi è dato dai valori di area basimetrica e volume in genere inferiori nel microintorno centrale del *lek* rispetto alle zone più esterne rilevate e da un numero di individui totali significativamente inferiore ($F_{1,15} = 5.65$, $p < 0.05$). Il diametro medio delle piante risulta invece superiore nei punti di canto rispetto al loro intorno. Gli alberi di grosse dimensioni vengono infatti utilizzate dalla specie come posatoi o piante di canto. Infine è stato possibile appurare come lo strato erbaceo sia rappresentato in maniera cospicua da varie specie del genere *Calamagrostis* (26%), dal mirtillo nero (18%), dall'acetosella (8%) e dalle felci (6%). Buona anche la percentuale di lampone (2%) nelle arene attive, quasi assente invece nei punti di canto ormai abbandonati. Dall'analisi dei caratteri fisiografico-topografici, si è potuto inoltre notare come il microintorno centrale del lek sia posto in aree meno pendenti ($F_{1,15} = 2.78$, $p < 0.05$) e maggiormente esposte a est ($F_{1,15} = 2.67$, $p < 0.05$).

Strutture forestali come quelle descritte sono riconducibili a popolamenti gestiti del piano montano ed altimontano e non gestiti del piano altimontano-subalpino. A quote inferiori, in seguito a rilevamenti condotti in prossimità di arene non più frequentate, il sottobosco e lo strato arboreo stanno assumendo una strutturazione sempre più complessa in risposta sia a cambiamenti climatici sia alla cessazione del pascolo in bosco o alla pulizia e raccolta dello strame, interventi che per certi aspetti permettevano il mantenimento a quote inferiori di fisionomie tipiche di formazioni altimontane.

La tendenza sembra essere quindi quella di un innalzamento altitudinale degli areali del gallo cedrone ($F_{1,24} = 32.74$, $p < 0.01$) a conferma di quanto già ipotizzato e della possibilità che i cambiamenti climatici giochino un ruolo importante nel futuro della specie. Dall'analisi dei caratteri fisiografico-topografici, si è potuto inoltre notare come i punti di canto attivi siano situati in aree maggiormente esposte a nord ($F_{1,24} = 2.59$, $p < 0.05$).

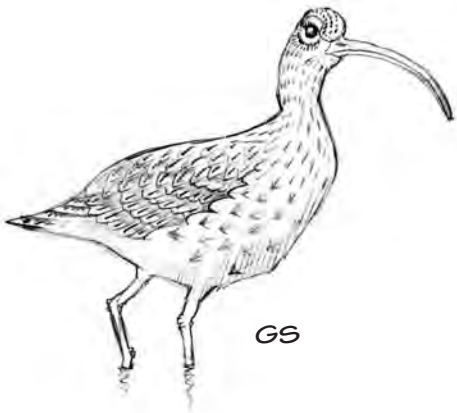
Il modello realizzato sulla base dei dati raccolti nei *lek* ha classificato 44,582 ha, pari al 33.3% dell'area indagata, come idonei alla presenza della specie.

Va oltretutto evidenziato come tutte le arene attive al canto ricadano entro le aree classificate idonee dal modello. Questo fatto, unito alla buona sovrapposizione (89.4 %) delle aree caratterizzate dalla presenza reale del tetraonide secondo la cartografia della distribuzione reale realizzata nel 2008 da Mustoni *et al.*, con quelle definite potenzialmente idonee nell'ambito del presente studio, conferma l'attendibilità del MVA costruito. Preme sottolineare che, rispetto al modello

realizzato nel 2008 da Mustoni *et al*., quello implementato nel presente lavoro mostra un leggero spostamento delle aree potenzialmente idonee alla specie verso quote più elevate. Pur confermando le teorie di diversi autori (Storch, 1997; Angeli & Pedrotti, 2007), un innalzamento di tale entità, apprezzabile in soli due anni, può essere giustificato considerando la natura dei dati alla base dei due modelli a confronto. Nel 2008, Mustoni *et al*. hanno infatti basato il modello sulla distribuzione reale annua della specie, mentre il modello implementato nella presente indagine si è basato sulla distribuzione della arene di canto, limitando l'intervallo temporale di presenza della specie al solo periodo degli amori. In base al confronto con il modello di Mustoni *et al*. del 2008, si evince anche come la distribuzione potenziale della specie individuata dal nuovo modello coincida con quella individuata dal modello precedente per gran parte del territorio indagato (80.5%). Il MVA utilizzato nell'ambito del presente lavoro sembra pertanto confermare la capacità nel predire la distribuzione degli areali potenzialmente occupabili dal gallo cedrone anche in base alla sola caratterizzazione ambientale delle arene di canto. Appare quindi evidente come queste aree siano di fondamentale importanza per la gestione e per la tutela di questo tetraonide. L'attenta considerazione delle componenti ambientali-forestali e fisiografico-topografiche che caratterizzano le aree di canto può quindi costituire una solida base per effettuare interventi di conservazione sempre più mirati ed efficaci.

Bibliografia

ANGELI F, PEDROTTI L 2007. SHERWOOD, FORESTE ED ALBERI OGGI 132/133; BOTTAZZO M ET AL. 2004. REGIONE LOMBARDIA; LUDWIG GX ET AL. 2006. PROCEEDINGS OF THE ROYAL SOCIETY B 273: 2009-2016; MUSTONI A ET AL. 2008. SERVIZIO FORESTE E FAUNA PROVINCIA AUTONOMA DI TRENTO; PREATONI DG, PEDROTTI L 1997. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA 27: 97-121; STORCH I 1997. SPRINGER VERLAG, NEW YORK: 310-330; STORCH I 2001. *TETRAO UROGALLUS* CAPERCAILLIE, BWP UPDATE 3: 1-24.



Chiurlo maggiore

I NIDI ARTIFICIALI PER IL GHEPPIO *Falco tinnunculus* NEL PARCO NATURALE REGIONALE DEL MONTE SAN BARTOLO

VALERIA AMATIELLO & LAURENT SONET

Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo, Viale Varsavia snc, 61121 Pesaro, migrazionesanbartolo@provincia.ps.it

Key Words: kestrel, boxes, pullus, time of colonization, success

Summary *In 2004 the Natural Park Monte San Bartolo started to mount artificial nests for the Kestrel* Falco tinnunculus*. Untill 2011, 18 nest boxes have been mounted, of which 16 on electrical poles and 2 on trees. The colonization of nests increased until 2010, when 50% of nest boxes were occupied and 25 chicks hatched. In 2011 only 33% of nest boxes were occupied and 19 chicks hatched.*

A partire dall'inverno 2004-2005, in collaborazione con l'Università di Urbino (prof. Massimo Pandolfi), il Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo (PU) ha iniziato ad installare dei nidi artificiali per favorire la presenza di varie specie di uccelli, inclusi i rapaci.

Il Gheppio *Falco tinnunculus* è stato scelto in quanto predatore di vari animali considerati potenzialmente dannosi per l'agricoltura. Un totale di 18 cassette nido sono state montate (16 nell'area protetta e 2 fuori, Fig. 1), di cui 16 sui pali dell'ENEL con filo coperto e 2 su alberi. Gli ultimi nidi sono stati installati nel inverno 2007-2008.

Le cassette nido utilizzate nel progetto sono state realizzate da esperti falegnami oppure acquistate dalla LIPU. Prima di ogni installazione, avvenuta nei mesi autunnali e invernali, sono stati scelti i siti più adatti, compiendo sopralluoghi nel territorio del Parco, scegliendo quelli che offrivano le migliori condizioni di sicurezza e assicuravano le esigenze ecologiche della specie.

Gran parte dei nidi si affaccia in zone aperte, ecotonali o su campi coltivati. Durante l'installazione sono stati annotati tutti i dati su una scheda apposita e creato in un secondo momento un database completo di posizione GPS, caratteristiche del sito, documentazione fotografica. All'interno di quasi tutti i nidi è stata messa dell'argilla espansa per offrire un minimo di substrato sopra la pavimentazione di legno. Tutti i nidi sono stati orientati in modo da impedire lo stagnamento di acqua al loro interno.

Ogni anno i nidi sono monitorati verso la fine della stagione riproduttiva per verificarne l'efficacia e calcolare il successo di covata delle coppie che lo occupavano. Il monitoraggio si concentra tra la fine della primavera e l'inizio estate di ogni anno, periodo in cui la nidificazione è in fase di conclusione, limitandosi ad un solo controllo per evitare il disturbo alla nidiata. Il controllo consiste essenzialmente nell'osservazione diretta dentro e intorno al nido, la raccolta di eventuali borre, annotando i rilevamenti in una scheda da campo e quando possibile scattando delle fotografie. Il controllo richiede al massimo pochi minuti.

La percentuale di occupazione è variata negli anni aumentando regolarmente: 0% nel 2005; 27,3 % nel 2006; 27,3 % nel 2007; 38,9% nel 2008; 44,4% nel 2009; 50% nel 2010; 33,3% nel 2011. Nel 2011 il trend si è invertito con un forte decremento dell'occupazione, pari al 33,3 %.

Alcuni nidi non sono stati occupati; uno è stato colonizzato dopo appena 4 mesi e mezzo e un altro dopo 14 mesi dall'installazione mentre il tempo più lungo trascorso tra l'installazione e la relativa colonizzazione è stato di 69 mesi (tempo medio di colonizzazione dei nidi occupati: 29,2 mesi). La distanza minima tra due nidi occupati lo stesso anno è stata di 510 metri (nido n°3 e 7).

Figura 1 - Posizione dei nidi artificiali per il Gheppio nel Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo

Negli ultimi 5 anni sono stati contati i numeri di pulli nati in ogni nido, con i seguenti risultati (Tab. 1): anno 2007: 10 pulli; anno 2008: 22 pulli; anno 2009: 32 pulli; anno 2010: 25 pulli; anno 2011: 19 pulli.

Anche in questo caso, il 2011 ha visto un calo nel numero di pulli. Questa diminuzione può essere dovuta anche all'impossibilità di poter controllare un nido regolarmente occupato, ma ubicato in una posizione che rende difficoltosi gli accertamenti successivi, e al disturbo di un nido con lancio di pietre al suo interno da parte di vandali.

Il progetto di nidi artificiali per il gheppio sta quindi ottenendo un buon successo con l'aumento progressivo di occupazione e l'involo di 21,6 giovani di gheppio in media all'anno. In questi ultimi 4 anni si sono potute osservare due tendenze, smentite solo da poche eccezioni:

- quando un nido viene occupato, anche negli anni successivi si riscontra un'occupazione da parte dei gheppi;
- nel corso degli anni, tutti i nidi tendono ad essere occupati, anche se non in contemporanea.

Questo può essere spiegato con il fatto che una coppia può utilizzare nidi vicini, alternandoli e cambiandoli di anno in anno. Non potendo però identificare le coppie nidificanti, non è tuttora possibile confermare questa ipotesi. In sostanza sui 18 nidi esistenti, 13 di questi sono stati utilizzati almeno una volta.

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento ai proprietari dei terreni ove sono stati montati i nidi, per la loro disponibilità all'installazione e ai successivi controlli, in particolare a Marisa Rossini, Andrea Carlini, Rodolfo De Scrilli Agriturismo Cà Verde, famiglia Castelbarco Albani e la Provincia di Pesaro e Urbino. Un ringraziamento particolare va anche all'ENEL, zona Pesaro, per averci autorizzato a montare i nidi sui pali.

Tabella 1 - Numero di pulli di gheppio per nido dal 2005 al 2011

N° nido	data installazione	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
1	17/12/2007						**	
2	21/12/2007						4	3
3	14/01/2008					5	4	
4	15/01/2008							3
5	18/01/2008							
6	21/01/2008							
7	23/01/2008				5	3	1	3
8	07/03/2005		si*		3	4	5	3-4
9	07/03/2005						3	
10	07/03/2005							
11	14/12/2004					3		
12	14/12/2004		si*		4	4	5	3
13	14/12/2004			3	2	5	3	
14	09/03/2005				3	4	***	3
15	09/03/2005		si*	3	3	4		
16	09/03/2005			4	2			
17	22/03/2005							
18	22/03/2005							
	Totale pulli	0	*	10	22	32	25	18-19
	totale nidi occupati	0/11	3/11	3/11	7/18	8/18	9/18	6/18

nidi montati nell'inverno 2007-2008

* nidi occupati ma controllati tardi con giovani involati
** femmina in cova (4 uova), disturbata, abbandona il nido
*** nido occupato, incerto il numero di pulli

STATUS DEL GRACCHIO CORALLINO *Pyrrhocorax pyrrhocorax* E DEL GRACCHIO ALPINO *Pyrrhocorax graculus* NELLA REGIONE MARCHE - ITALIA CENTRALE

JACOPO ANGELINI

Via Berti 4, 60044 Fabriano (AN), jaco.angelini@gmail.com

Key Words: Red-Billed Chough, Alpine Chough, Marche

Summary *In Mount Catria, located in the north of the Marche region, 9-12 breeding pairs of the Red-billed Chough were detected. In 2009, the presence of 156-184 breeding pairs of the Red-Billed Chough and 45-57 pairs of the Alpine Chough was detected. A total of 20 youngs of the Red-Billed Chough fledged with an average productivity of 2.22 young/nest. The monitoring of 2010 and 2011 revealed a not favourable trends of the chough populations in this area.*

Il Gracchio corallino *Pyrrhocorax pyrrhocorax* è un corvide che vive di solito in alta montagna, essendo legato a zone rocciose e difficili da raggiungere. Il Gracchio alpino *Pyrrhocorax graculus* vive negli stessi ambienti ed è in simpatria con il gracchio corallino.

Il Gracchio corallino è inserito nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE per il trend negativo delle popolazioni europee in declino in gran parte d'Europa. Proprio il crollo dell'attività pastorale in Europa lo ha portato al declino in gran parte del suo areale di distribuzione.

In Italia la specie è distribuita principalmente nell'Appennino Centrale (Abruzzo, Marche), le Mainarde, il Massiccio del Matese, Picentini, Alburni, Cervati, Volturino e il Pollino nell'Appennino meridionale, le Alpi Apuane nell'Appennino settentrionale, alcune valli alpine delle Alpi occidentali (Alpi marittime, Val Susa, valle di S. Bartolomeo) e quasi estinto in Sardegna mentre è stabile in Sicilia. L'Abruzzo rappresenta la roccaforte della specie in Italia (470-550 coppie) su una popolazione complessiva di 1.050-1.500 coppie nidificanti (De Sanctis & Laiolo, 2007). Il territorio della Regione Marche è stato indagato soprattutto in aree dove la specie è scomparsa da pochi decenni. Ma l'area di studio intensiva è stata in particolare il Parco nazionale dei Monti Sibillini con una superficie complessiva di 70.000 ettari, ricadente per i 2/3 nelle Marche e per 1/3 in Umbria, con la montagna più elevata costituita dal Monte Vettore (2.472 m). Inoltre è stata indagata intensivamente l'altra piccola colonia presente nel nord delle Marche nella zona del Monte Catria (1.701 m) Gli habitat utilizzati dai gracchi sono grandi e medie pareti rocciose calcaree con praterie secondarie e primarie, poste nelle vicinanze dei siti di nidificazione con l'altezza media dagli 800-900 m. ai 2.400 m. Gli habitat forestali sono costituiti da querceti di roverella *Quercus pubescens*, orno-ostrieti a carpino nero *Ostrya carpinifolia* e orniello *Fraxinus ornus* e boschi di faggio *Fagus sylvatica* nella parte montana. Il monitoraggio è stato svolto da aprile a settembre 2009. Sono state utilizzate cartine IGM 1.25.000 della zona del monte Catria e Nerone e cartine 1:25.000 del Parco Nazionale dei Monti sibillini e del Parco Nazionale Gran Sasso Monti della Laga. La scelta di tali siti è stata verificata anche in base alla bibliografia della specie nelle pubblicazioni scientifiche della Regione Marche. Sono state indagate anche aree limitrofe al Catria come il Monte Cucco in Umbria dove la specie è estinta da oltre un decennio, confermando purtroppo tale situazione. Sono state effettuate visite standard ai siti riproduttivi con osservazioni di 1 ora in ogni sito, ripetute all'inizio della stagione riproduttiva con l'occupazione dei siti di nidificazione (aprile - maggio 2009) e nel periodo post involo dei giovani (luglio-agosto 2009) e con 10 transetti standard di 5 km ad uscita, posti a quote tra 1.500 m. e 2.400 m. nel Parco Nazionale dei Monti

Sibillini, e nel versante marchigiano del Parco Nazionale Gran Sasso Laga, per complessivi 50 km di transetti dal mese di aprile a settembre 2009, compilando delle apposite schede di rilevamento delle due specie con la verifica della nidificazione, utilizzando la metodologia descritta da Bullock *et al.* (1983) e osservando anche le aree di alimentazione utilizzate dai singoli individui. Sono stati utilizzati cannocchiali Kowa tns3 20x 60 x per osservare a distanza i singoli nidi e binocolo Svarowsky 10x42 per le osservazioni a breve distanza.

Nella zona del M. Catria, nel nord delle Marche, sono stati rilevate 9-12 coppie nidificanti con 20 giovani involati, con una produttività media 2,22 giovani/nido. Nell'area, monitoraggi effettuati negli anni '90 avevano rilevato come nidificanti 20-25 coppie stabili (Pandolfi & Giacchini, 1995). Il calo della piccola e isolata popolazione del Catria potrebbe essere dovuto sia alla diminuzione della pastorizia transumante, con il crollo degli ovini e la presenza di pochi bovini ed equini nell'area di alimentazione, che al fatto che la popolazione più vicina è ad oltre 100 km di distanza. La popolazione più importante delle Marche è quella del Parco Nazionale dei Monti Sibillini.

La popolazione di Gracchio corallino era stimata in 85-130 coppie (De Sanctis & Laiolo, 2007) ma questo lavoro ha verificato la presenza di 156-184 coppie nidificanti di Gracchio corallino e di 45-57 coppie di Gracchio alpino. Nel Parco nazionale dei Monti Sibillini sono stati osservati 16 siti riproduttivi delle due specie, posti ad una quota media di 1.588 m.con i siti più bassi , posti a 950 m. e il sito più alto a 2.250 m. Proprio questa buona densità di popolazione di Gracchio corallino nel Parco nazionale dei Monti Sibillini può essere spiegata dal fatto che su 32.000 ettari di praterie sono presenti, sia come transumanti che come stanziali, 34000 pecore, che costituiscono un fattore fondamentale per il mantenimento degli habitat trofici del gracchio corallino e del gracchio alpino. È stato controllato l'involo in 25 nidi di Gracchio corallino e 4 di Gracchio alpino con una produttività media 2,12 giovani/nido per i primi e 2,25 giovani/nido per i secondi.

L'esposizione predominante dei siti di nidificazione è SE (58%), S (12%), E(12%), NE (6%)m NW (6%), SW (6%). Nel periodo riproduttivo nella zona del Bove Nord sono stati osservati oltre 300 individui di Gracchio corallino. Nel periodo invernale sono stati osservati oltre 500 individui nel Pian Grande e nel Pian Perduto all'interno del Parco nazionale dei Monti Sibillini. Mentre il Gracchio corallino è in una buona situazione a livello di popolazione il Gracchio alpino continua a diminuire negli ultimi venti anni , diventando sempre più raro e localizzato. Per conservare le due specie nelle Marche è necessario tutelare non solo gli habitat di nidificazione e di alimentazione in quota, con la preziosa presenza del Camoscio appenninico *Rupicapra pyrenaica ornata* ma anche le aree di alimentazione invernale, poste a bassa quota, anche al di fuori delle aree protette, promovendo anche apposite misure nel PSR, che favoriscano la pastorizia montana. Infine nel 2010 e nel 2011 sono stati realizzati nuovi monitoraggi che, da poco ultimati, evidenziano un trend della dinamica di popolazione delle due specie non favorevole.

Ringraziamenti

Voglio ringraziare personalmente per le preziose informazioni e consigli: Augusto De Sanctis e Carlo Artese (Abruzzo), Massimo Pandolfi e Paolo Giacchini (Catria), Simone Alemanno, Luca Fabbricini, Paolo Perna, Mauro Magrini, Luigi Armentano, Tarsetti Cristiano, Massimo dell'Orso, Paolo Forconi e Alessandro Rossetti (Sibillini)

Bibliografia

BULLOCK I ET AL. 1983. BRIT. BIRDS 76: 377-401; DE SANCTIS A, LAIOLO P 2007. 2° INTERNATIONAL WOKSHOP ON THE CONSERVATION OF THE CHOUGH 13-14 SEPT. 2007 AYRGIL SCOTLAND; PANDOLFI M, GIACCHINI P 1995. PROVINCIA DI PESARO E URBINO, PP. 226.

MITIGAZIONE DELL'IMPATTO DELLE LINEE ELETTRICHE PER LA CONSERVAZIONE DEL GUFO REALE *Bubo bubo* IN PROVINCIA DI SONDRIO

ENRICO BASSI, RADAMES BIONDA, PAOLO TROTTI, MARIA GRAZIA FOLATTI & MARIA FERLONI

Provincia di Sondrio, Via XXV Aprile, 23100 Sondrio, rxxbas@tin.it

Key Words: Conservation guidelines, Eagle Owl, Electrocution, Power lines, population effects, human-induced mortality

Summary *Eagle owl casualties and data of occurrence, resulting from a 2-year monitoring scheme implemented in the frame of this project, were related to landscape features and power line distribution, in order to rank pylons according to electrocution risk. As a result, 21 km of power lines were secured in the province of Sondrio. Population density and reproductive success resulting from monitoring are described.*

Il fondovalle valtellinese è caratterizzato da una fitta rete di linee elettriche che determina ogni anno numerosi casi di mortalità nell'avifauna (Ferloni & Bassi, 2009). L'analisi di 98 gufi reali rinvenuti morti in provincia di Sondrio nel trentennio 1977-2006, ha evidenziato come, per il 66% di questi, la causa di morte fosse direttamente collegata alla presenza di linee elettriche (Bassi & Ferloni, 2007). Circa il 70% dei recuperi è avvenuto tra settembre e marzo, con massimi da novembre a gennaio (Bassi & Ferloni, 2007); inoltre, oltre il 50% dei casi ha riguardato soggetti di età pari o superiore al secondo inverno, e quindi potenziali riproduttori (Ferloni & Bassi, 2009). Risulta pertanto evidente come questa causa di mortalità costituisca un importante fattore limitante per la distribuzione e il successo riproduttivo della specie, che proprio nei mesi invernali e primaverili svolge tutte le principali attività legate alla riproduzione (Sergio *et al*., 2004). L'analisi spaziale dei casi di mortalità legati alla presenza di elettrodotti, ha evidenziato una concentrazione in 10 dei 78 comuni della provincia di Sondrio, quasi tutti disposti lungo l'asse vallivo della medio-bassa Valtellina e sui versanti sotto i 1500 m di quota (Ferloni, *ined*.). Per porre rimedio a questa grave situazione, nell'ambito degli interventi per il potenziamento della Rete Ecologica Regionale, la Provincia di Sondrio ha stipulato un protocollo di intesa per la messa in sicurezza delle linee elettriche a favore dell'avifauna con ENEL Distribuzione SpA, Ente proprietario di 86.5 km di elettrodotti a Media Tensione in bassa Valtellina.

Gli interventi hanno riguardato l'area di fondovalle e di medio versante compresa tra i comuni di Piantedo-Nuova Olonio (a ovest) e Forcola-Ardenno (a est) fino a 1.200 m di quota. Al fine di individuare i tratti di linee elettriche da sottoporre a interventi di mitigazione, i dati relativi al recupero di esemplari di gufo reale, alla localizzazione delle pareti idonee alla specie e alla presenza delle coppie territoriali, sono stati incrociati con le tipologie di uso del suolo dell'area di studio (definite in base alla Carta DUSAF) e con le linee elettriche esistenti, per individuare le zone a maggiore criticità. Le potenziali aree di caccia sono state individuate tramite estrapolazione dal DUSAF delle tipologie ambientali notoriamente utilizzate dalla specie (Penteriani, 1996). Al fine di definire la reale distribuzione dei territori è stato realizzato un censimento utilizzando la combinazione di più metodiche ('*play-back*', ascolto sistematico di giovani e adulti territoriali e ricerca diurna dei nidi e dei siti di presenza).

I tratti di linee elettriche sono quindi stati classificati in 4 livelli di priorità di intervento, definiti come segue:

1) priorità elevatissima: aree potenzialmente idonee ricadenti entro 2 km da una parete in cui è stata accertata la presenza della specie e aree potenzialmente idonee ove si siano già verificati casi di mortalità dovuti a elettrocuzione/collisione. Lunghezza totale: 30.9 km.

2) priorità elevata: aree potenzialmente idonee entro 3 km da una parete potenzialmente idonea quale sito riproduttivo e aree potenzialmente idonee poste lungo il fondovalle. Lunghezza totale: 30.6 km.

3) priorità media: aree boscate ricadenti entro 3 km da una parete potenzialmente idonea quale sito riproduttivo. Lunghezza totale: 22.5 km.

4) priorità bassa: aree densamente urbanizzate poste entro 3 km da una parete in cui è stata accertata la presenza del gufo reale e aree boscate poste oltre 3 km da una parete in cui è stata accertata la presenza della specie. Lunghezza totale: 2.6 km.

I fondi disponibili hanno consentito la messa in sicurezza di 210 tralicci (pari a 21 km di linee) ricadenti nelle linee classificate a priorità elevatissima.

I conduttori in tensione sono stati isolati tramite l'applicazione di profili in gomma EPDM, con rigidità dielettrica superiore ad almeno 10 kv per mm di spessore, e nastri autoagglomeranti sui conduttori e sulle morsettature in tensione nell'arco di 1 m da ciascun supporto del traliccio-pilone. Queste soluzioni, omologate da ENEL, hanno il vantaggio di essere di facile installazione e sono applicabili sui colli morti e vivi, sui cavallotti nei pali di derivazione e sui conduttori in corrispondenza degli isolatori rigidi. Soluzioni alternative, quali la sostituzione dei conduttori con cavo "Elicord", la messa in posa di segnalatori visivi anti collisione e l'interramento della linea sono state preventivamente scartate sulla base dei costi troppo elevati che avrebbero permesso di mitigare solo pochi km di linea (< 10 km).

L'indagine ha permesso di censire 6 territori di gufo reale in un'area estesa 114.5 km^2, per una densità di 5.24 territori/100 km^2 e una NND (*Nearest Neighbour Distance method*) tra le pareti di nidificazione di 4.28 km ± d.s. 0.7 (range: 3.72-5.33), leggermente superiore a quelle considerate tra le più basse note in Italia: 3.6-3.9 km in Trentino (Marchesi *et al*., 1999), 3.8 km in provincia di Bergamo (Bassi *et al*., 2003) e 3.6 km nel Verbano Cusio Ossola (Bionda, 2002).

Per il calcolo della dispersione dei nidi è stato utilizzato il test G (Brown, 1975) che si è attestato su un valore di 0.97 indicando una distribuzione regolare dei territori (Tjernberg, 1985).

Nel biennio 2010-2011, si sono involati in media 2,5 giovani per nido di successo (n= 4) e 0,8 per coppia presente (n= 12) per un totale di 10 giovani involati. Mentre il numero di giovani involati sul numero di coppie di successo risulta molto elevato, collocandosi al di sopra della media europea di 1,7 (Penteriani, 1996), la percentuale di coppie riprodotte con successo si è assestata su valori decisamente contenuti (33.3%) se confrontata con altri studi effettuati sulle Alpi e in Centro Europa (Jenny, 2011). Questi dati, pur riguardando un arco temporale limitato, suggeriscono una elevata eterogeneità spaziale nel successo riproduttivo di questa popolazione. Si considerano pertanto cruciali per la futura conservazione di questa popolazione alpina ulteriori ricerche sul *trend* demografico affiancate da ulteriori interventi di mitigazione sui tratti di elettrodotto non ancora messi in sicurezza.

Ringraziamenti

Si ringraziano sentitamente gli Agenti del Corpo di Polizia Provinciale di Sondrio (Mozzetti E., Ronconi A., Bernardara E., Luciani F. e Pasini M.). Grazie a ENEL Distribuzione Spa (Duico G., Galazzi D., Leidi P. e Raimondo L.), Bonvicini P., Ceccolini G., Garavaglia R., Girardi P., Pelucchi G., P. e Scaramellini D. per la fattiva collaborazione e disponibilità.

Bibliografia

BASSI E *ET AL*. 2003. AVOCETTA 27: 97; BASSI E, FERLONI M 2007. ATTI XIV CONV. ITALIANO ORNITOL.; BIONDA R 2002. ATTI I CONV. ITAL. RAPACI DIURNI E NOTTURNI; BROWN D 1975. *WILDFOWL* 26: 102-103; FERLONI M, BASSI E 2009. ATTI WORKSHOP, MUSEO DI MORBEGNO (SO); JENNY D 2011. *DER ORNITHOLOGISCHE BEOBACHTER / BAND 108 / HEFT 3. PP: 233-250;* NEWTON I 1979. *T & A D POYSER*, BERKHAMSTED; PENTERIANI V 1996. EDAGRICOLE, BOLOGNA; SERGIO F *ET AL.* 2004. JOURN. APPL. ECOLOGY 41: 836-845; TJERNBERG M, 1985 *IBIS* 127: 250-255.

Gracchio corallino

VARIAZIONE DELLA MASSA CORPOREA NELLA BERTA MAGGIORE *Calonectris diomedea* DURANTE LA RIPRODUZIONE A LINOSA

PAOLO BECCIU[1], BRUNO MASSA[2] & GIACOMO DELL'OMO[1]

[1]*Ornis Italica, Piazza Crati 15, 00199 Roma, pablob989@gmail.com;* [2]*Istituto di Entomologia Agraria, Università di Palermo, Viale delle Scienze 13, 90128 Palermo*

KEY WORDS: *CALONECTRIS DIOMEDEA*, BODY MASS, BREEDING SEASON, CORY'S SHEARWATER, REPRODUCTIVE STRESS.

Summary *We investigated the body mass variation during the reproductive season in male and female Cory's shearwaters* Calonectris diomedea *breeding in Linosa island, Sicily channel. Birds were weighed in three main periods: i.e. before and during egg-laying (mid May - mid June), at hatching (second half of July) and during the early stages of chick rearing (mid July - mid August). In addition, some measurements were also taken at fledging (second half of October). When possible, the same individuals were weighed more times in different periods. Overall, a marked difference in body mass was observed between sexes, with males weighing on average 100g more than females. Body mass was higher in males before the engagement on breeding activities (just after the return from the winter migration) and decreased soon thereafter. On the contrary, body mass was lower in females during laying and increased at the beginning of incubation. The differences in body mass between sexes could be due to differential efforts in the early phases of the reproductive season.*

La berta maggiore *Calonectris diomedea* è un Procellariforme coloniale che mostra un elevato investimento nella riproduzione (otto mesi), un lungo periodo di incubazione (54 giorni) e di allevamento dei piccoli (90 giorni). Questa specie depone un solo uovo. Le cure parentali, dall'incubazione all'allevamento dei piccoli, sono ripartite apparentemente in modo bilanciato tra i due membri della coppia. Durante la stagione riproduttiva le richieste energetiche variano in funzione dell'impegno profuso nelle varie attività (incubazione, *brooding*, allevamento dei piccoli) e potrebbero comportare una variazione più o meno significativa della massa corporea, in modo diverso tra maschi e femmine (Navarro *et al*., 2007). Una riduzione del peso potrebbe essere imputata da una parte allo stress da riproduzione, quando un individuo è sottoposto a un'intensa attività, come quella riproduttiva, l'elevato consumo di energie genera un indebolimento generale delle condizioni fisiologiche che si riflette negativamente sulla massa corporea (*reproductive stress hypotesis*, Moe *et al*., 2002), dall'altra alla *programmed anorexia hypotesis*, Navarro *et al*., 2007; quest'ultima prevede che ci può essere una riduzione nella massa corporea prima del periodo che richiede maggior sforzo da parte della coppia per la riproduzione ed il minor peso andrebbe così ad avvantaggiare il volo e quindi il foraggiamento in mare. L'analisi dei pesi delle berte di Linosa offre la possibilità di testare quale delle due ipotesi sia più plausibile.

Dati sul peso degli uccelli sono stati raccolti a Linosa (Isole Pelagie, Canale di Sicilia) tra gli anni 2007-2011 sugli individui nidificanti (circa 150 nidi). Gli adulti di entrambi i sessi sono stati inanellati e catturati ripetutamente al nido nel corso degli anni. Il sesso è stato assegnato in base a misure ripetute del peso, poiché questa specie è dimorfica per le dimensioni e il peso (i maschi pesano circa 100 g più delle femmine), e in base alle vocalizzazioni che sono più acute nei maschi e più rauche e basse nelle femmine. Gli individui sono stati pesati con una bilancia da campo Pesola (capacità max 1.000g - precisione 5g). Il tempo di manipolazione non ha mai superato i 3-4 minuti. I dati dei pesi sono stati cumulati in periodi di 15 giorni dalla seconda metà di maggio fino alla

prima metà di ottobre (saltando il mese di settembre) per ottenere l'andamento della variazione della massa corporea durante tutto il periodo riproduttivo.

L'andamento dei pesi di maschi e femmine nel corso dell'intero periodo riproduttivo si è mantenuto più o meno parallelo, tranne che nel periodo iniziale della deposizione. (Fig. 1). Si nota che i maschi nel periodo a cavallo della deposizione (16 - 31 maggio) hanno in media un peso di 711 g, mentre le femmine in media di 550 g, con una differenza di peso di circa 160 g che corrisponde al 22,65%. Nel primo periodo di incubazione (01 - 15 giugno) si assiste ad un progressivo abbassamento del peso nei maschi e ad un iniziale innalzamento del peso delle femmine, arrivando ad una minima differenza tra i sessi (circa 10%). Il peso continua a scendere nei maschi e si abbassa anche nelle femmine, in modo quasi parallelo, dato che la differenza rimane comunque bassa: 11,58%, sempre a favore dei maschi. E' in questo periodo di incubazione (fino alla fine di giugno) che il dimorfismo legato al peso si riduce. Successivamente, nell'ultimo periodo d'incubazione (01 - 15 luglio) c'è un aumento graduale del peso nei maschi fino a raggiungere un valore che si aggira intorno ai 660 g fino a fine stagione. Il peso delle femmine si abbassa gradualmente nelle prima metà di luglio e si mantiene costante fino a raggiungere un peso maggiore (563 g) nella prima metà di agosto. Nel periodo dell'involo il peso dei maschi rimane sulla media di 660 g circa, mentre quello delle femmine è di circa 562 g.

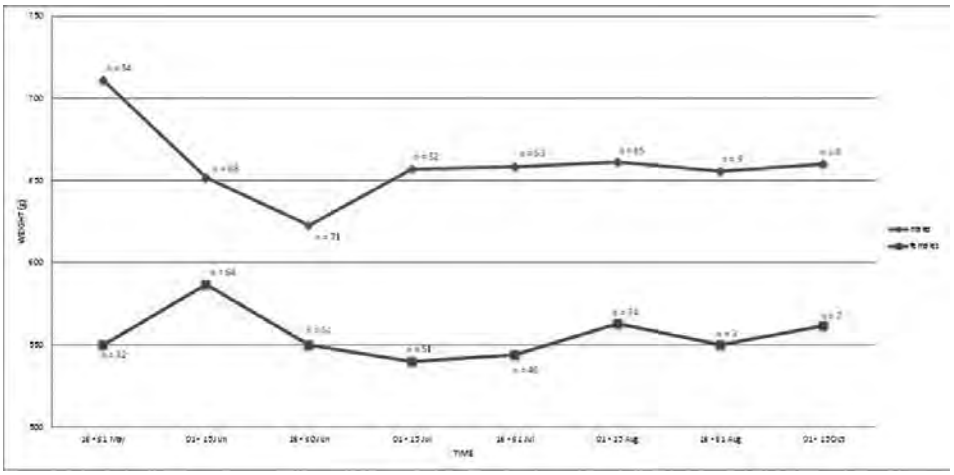


Figura 1 - Variazione stagionale del peso dei due sessi.

Prima della deposizione sia le femmine che i maschi riproduttori si allontanano dalla colonia per vari giorni, in viaggi di foraggiamento chiamati dagli inglesi *pre-laying exodus*. Questi viaggi consentono agli uccelli di accumulare riserve energetiche per far fronte all'impegno della riproduzione. Per le femmine questo viaggio ha una durata di circa 19 giorni mentre per i maschi è in media di otto giorni. Questo si suppone, perché le femmine, oltre a nutrirsi per il loro fabbisogno, devono provvedere a produrre le sostanze necessarie alla formazione dell'uovo che avviene proprio al termine di questo periodo (Brooke, 2004, Jouanin *et al.,* 2001).

Abbiamo osservato che le femmine si allontanavano dal nido il giorno dopo aver deposto (probabilmente per recuperare le energie spese nella deposizione), lasciando il maschio ad iniziare l'in-

cubazione e ad affrontare un primo lungo periodo di digiuno al nido. I maschi nel periodo della deposizione sono in una condizione migliore rispetto alle femmine della coppia. Quest'ultime hanno speso le loro energie per la produzione dell'uovo. Le femmine dopo aver deposto restano al massimo un giorno nel nido perchè subito si muovono per alimentarsi e recuperare le energie spese nella deposizione. I loro primi voli di foraggiamento sono relativamente prolungati (anche per più di una settimana) e di conseguenza i maschi restano per un periodo più esteso al nido. In questo primo periodo la femmina recupera e aumenta il suo peso, mentre il maschio subisce una riduzione importante. Prima della schiusa la massa corporea dei maschi raggiunge i valori minimi (seconda metà di giugno) e questo può essere spiegato come conseguenza dello stress di riproduzione. Nel periodo successivo (allevamento della prole), che richiede un particolare sforzo per la nutrizione dei pulcini, ci si aspetterebbe una brusca diminuzione di peso data da un'anoressia programmata a vantaggio dei voli di foraggiamento sia nelle femmine che nei maschi (Navarro et. al. 2007) mentre assistiamo ad un andamento abbastanza stabile di entrambi i sessi. In conclusione, tranne che nei giorni intorno alla deposizione, nella coppia si è osservata complessivamente una equipartizione delle cure parentali che ha consentito di mantenere il peso stabile per tutto il periodo riproduttivo in entrambi sessi. L'iniziale diminuzione di peso dei maschi può essere imputata ad un maggior sforzo di incubazione, avvalorando l'ipotesi del *reproductive stress* mentre la *programmed anorexia hypothesis* non trova supporto dalle nostre osservazioni.

Ringraziamenti

Ringraziamo il Dip. Demetra dell'Università di Palermo e *Ornis Italica* per il sostegno fornito per il lavoro sul campo.

Bibliografia

MOE B, FYHN M, GABRIELSEN GW, BECH C 2002. JOURNAL OF AVIAN BIOLOGY 33: 225-234; NAVARRO J, GONZALEZ-SOLIS J, VISCOR G 2007. MARINE ECOLOGY PROGRESS SERIES 351: 261-271; JOUANIN C, ROUX F, MOUGIN JL, STAHL JC 2001. JOURNAL OF ORNITHOLOGY 142: 212-217; BROOKE M 2004. OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD.

GENETIC CHARACTERIZATION OF A CAPTIVE STOCK OF EURASIAN EAGLE-OWL *Bubo bubo*

ROBERTO BIELLO[1], GIORGIO RICCARDUCCI[1], ANTONIO DE MARCO[2] & VALERIO SBORDONI[1]

[1]Dipartimento di Biologia, Università degli Studi di Roma "Tor Vergata", Via della Ricerca Scientifica 1, 00133 Roma, giorgio.riccarducci@uniroma2.it; [2]Associazione Giardino Faunistico di Piano dell'Abatino ONLUS, Via Capo Farfa 50, 02030 Poggio San Lorenzo (RI)

Key Words: *Bubo bubo*, Cyt b, mtDNA, population genetics, phylogeny, Eurasian eagle-owl

Riassunto *Nella presente ricerca si è analizzato uno stock di 23 campioni di gufo reale (*Bubo bubo*) tenuti in cattività presso il Parco Faunistico Piano dell'Abatino (RI) attraverso il marcatore mitocondriale Citocromo b. I dati ottenuti sono stati analizzati sia a livello filogeografico che filogenetico, utilizzando anche le sequenze di* B. bubo *già presenti nel database ENBL. La caratterizzazione genetica attuata suggerisce estrema cautela per operazioni di ripopolamento e reintroduzione, mostrando la necessità di definire il pool genico di gufo reale in Italia.*

The Eurasian eagle-owl *Bubo bubo* (Linnaeus 1758) is a species belonging to the order Strigiformes, family Strigidae; it has one of the largest ranges of any eagle-owl, being found across most of Europe, through the Middle East, Russia and Asia, and as far east as China, Korea and Japan. *B. bubo* is a polytypic species, König *et al.* (1999) described 14 subspecies on the basis of genetic studies, with some authors identifying up to 17 subspecies (Gill & Wright, 2006) based mainly on plumage colour differentiation, and on a reatively small sample of biometric datas (length of the wing, of the beak, etc..). The species is protected in Europe, being inserted in Annex I of the Birds Directive, Annex II of the Bern Convention and in the category SPEC3 and Appendix II of CITES.

The European population is estimated around 19.000-38.000 pairs (BirdLife International 2004), with strongholds in Spain (2.500 to 10.000 pairs) and Turkey (3.000-6.000 pairs). In Italy is present the subspecies *B. b. bubo* with the exception of Sardinia, where it is absent, Sicily and Tuscany where it is reported extint by the 1950s. The species is listed as "Vulnerable" on the Italian Red List and it is estimated between 250 and 340 pairs (Mastrorilli & Della Pietà, 2008).

In this context we analyzed a captive stock of 23 Eurasian eagle-owls from Parco Faunistico Piano dell'Abatino (RI). These samples came from Corpo Forestale's seizures or found wounded by associations like Legambiente and LIPU: the geographical origin of these animals is therefore uncertain or unknown. The aim of our study is to assess the genetic relationship among our samples and between these and other *B. bubo* sequences already published on the EMBL Database.

The DNA was extracted from one or more contour feathers. An identifying microchip was implanted on the back of all our specimens, to assign the correct genetic sequence to each animal. Then we proceed with PCR amplification, choosing the mitochondrial gene Cytochrome b as marker. We modified primers from literature in order to make them species-specific for our samples. Resulting primers, amplifying a fragment of 900 bp, were as follows: BEL1 (5'-ACA GCC TTT CCT GAT GAA AC-3 '), BH0 (5'-TCT ACT TGT GGG GGT TGG CTG CC-3 ').

Genealogical relationships among Cyt-b haplotypes obtained from our samples were calculated with Network 4.6.0.0 using the Median-Joining algorithm (Fig. 1). We added to our dataset all the

available sequences of *B. bubo* published in the EMBL database for our marker. Since the Eurasian eagle-owl is a big predator, long-lived animal characterized by a low effective population size (N^E), we expected to find a limited number of mutations even in a rapidly evolving marker such as Cyt *b*: nevertheless these have proved informative.

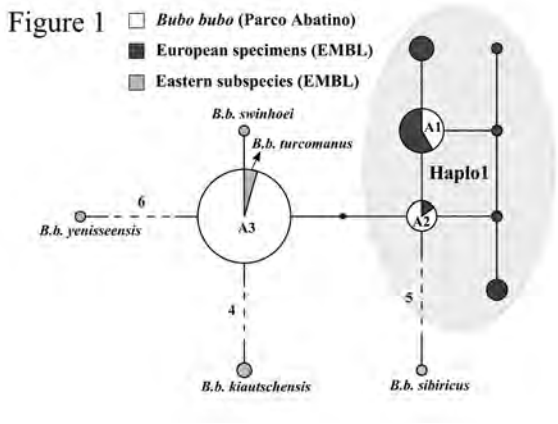


Figure 1 - Genealogical relationships among Cyt-b haplotypes

As displayed in the network, our samples aggregate into 3 distinct haplotypes. Two of them (A1, A2) are shared with the European *B. bubo* sequences taken from EMBL, forming with the rest of them an European haplogroup (Haplo1). The third haplotype (A3) found in our samples is shared with *B. bubo turcomanus* (Central Asia, from Caspian Sea to Mongolia). Three other eastern subspecies from EMBL, *B.b. yenisseensis*, *B.b. sibiricus* and *B.b. kiautschensis*, are rather well differentiated from our samples, while the only known sequence of *B.b. swinohei* (south-east China) is very close to those found in haplotype A3.

The collapsed haplotypes were also used to reconstruct a phylogenetic tree (Fig. 2), using the Neighbor Joining algorithm (10000 bootstrap replicates). In this analysis we added the sequences of *B. b. interpositus* (Central Asia), *B. capensis* (Southern Africa), *B. ascalaphus* (North Africa and Middle East) and *B. scandiacus* (North America and Northern Eurasia), the latter three used as outgroup.

The species most closely related to *B. bubo* turned out to be *B. ascalaphus*. It has to be noted that *B. b. interpositus*, formerly a subspecies of Eurasian eagle-owl, poses itself outside the species *B. bubo* (as previously noted by Wink *et al.*, 2009), as a sister species of *B. ascalaphus*. All other subspecies appear to be monophyletic. It becomes clear, however, the need for a general review of the genetic basis of the subspecies of *B. bubo*.

Our findings suggest that extreme caution should be taken in reintroduction and restocking operations. The results made clear that our samples of *B. bubo*, though not showing a great variability for the used genetic marker, present a sample's heterogeneity which our research is not able to explain by now.

Our study clearly outlines the lack of knowledge regarding the genetic structure of the Eurasian eagle-owl in Italy as well as in the whole distribution range. This gap could be filled through the

use of samples both from museums and from wild animals, in order to make a more exhaustive research. Without this future research efforts it will be impossible the planning of any management or conservation strategy for the Eurasian eagle-owl.

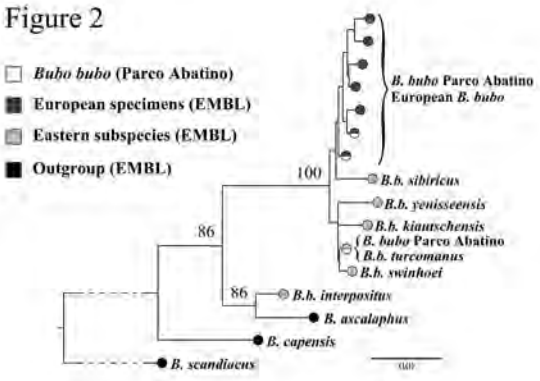


Figure 2 - Phylogenetic tree reconstructed from collapsed haplotypes

References

GILL FB, WRIGHT M 2006. PRINCETON UNIV. PRESS, PRINCETON; KÖNIG C, WEICK F, BECKING JH 1999. YALE UNIV. PRESS, YALE; MASTRORILLI M, DELLA PIETÀ C 2008. MUZZIO EDITORE, PADOVA; WINK M, EL-SAYED AA, SAUER-GÜRTH H, GONZALEZ J 2009. ARDEA 97(4): 581-591.

PARAMETRI RIPRODUTTIVI DEL CORRIERE PICCOLO *Charadrius dubius* NIDIFICANTE IN AREE INDUSTRIALI DELLA PROVINCIA DI ROMA

MASSIMO BIONDI[1], LORIS PIETRELLI[1] & ROBERTO SCROCCA[2]

[1]GAROL, Via del Castello17, 00119 Roma, massimo.biondi54@gmail.com; [2]ALV, Via del Castello 17, 00119 Roma

Key Words: Little Ringed Plover, *Charadrius dubius*, reproduction, Rome province

Summary *During the period 2009-2010 the breeding population of Little Ringed Plovers was monitored in an industrial area of Fiumicino (Rome) and the reproductive success was compared with those of other breeding pairs located along the coast of Rome.*

Il corriere piccolo *Charadrius dubius* in Italia presenta una popolazione stimata di 2300-4000 coppie di cui circa 1000-1500 distribuite principalmente nelle regioni centrali, meridionali ed insulari (Brichetti & Fracasso, 2004). Pur essendo ritenuta una specie molto diffusa e localmente comune risultano scarsi i dati sul suo successo riproduttivo che sembra essere comunque mediamente basso (26,9%) (Biondi *et al*., 2000). Il Lazio è una delle poche regioni italiane ove la specie è stata diffusamente studiata e il suo *status* appare in marcato decremento poiché si riproduce principalmente in fascia dunale in competizione con il fratino *Charadrius alexandrinus* (Biondi *et al*., 1996; Biondi & Pietrelli, 1996; Biondi & Pietrelli, 1997; Biondi & Pietrelli, 1999). Negli ultimi anni la specie ha infatti subito una forte contrazione delle popolazioni costiere causata dalla pressione antropica esercitata dal turismo balneare; tuttavia ha mostrato di saper colonizzare anche biotopi temporanei, cantieri, cave e siti industriali (Biondi *et al*., 2009).

Durante le stagioni riproduttive 2009-2010 abbiamo monitorato alcune deposizioni di corriere piccolo rinvenute all'interno di aree industriali (circa 58 ha) situate nel Comune di Fiumicino (RM) in località Le Vignole (coordinate centrali: 41° 48' 47" N; 12° 17' 12" E). I siti utilizzati dalla specie sono all'interno dell'area destinata all'Interporto Roma-Fiumicino (sono previsti lavori di bonifica e costruzione di insediamenti abitativi e centri commerciali) che attualmente è solo parzialmente in fase di costruzione e quindi ampie aree risultano abbandonate. Ciò ha consentito una parziale rinaturalizzazione dell'area ove si sono insediate varie specie ornitiche. I dati raccolti nell'area di studio sono stati confrontati con quelli ottenuti in sei zone di controllo poste lungo la costa comprese nei comuni di Fiumicino, Ladispoli e Cerveteri (Coccia di Morto, Focene, Maccarese Bocca di Leone, Maccarese Passoscuro, Torre Flavia e Campo dei Mari).

Le 18 deposizioni costiere di controllo sono avvenute lungo la duna (2007-2009) e hanno prodotto l'involo di 15 *juvenes* per un successo riproduttivo medio pari a 0.83 juv/cp. (DS = 0.56) (massimo 1.1 juv/cp. ad aprile). Nell'area di studio le covate rinvenute in due anni (2009-2010) sono state 21 con 27 *juvenes* involati per un successo riproduttivo medio pari a 1.28 juv/cp.(DS = 1.32) (massimo 2.42 juv/cp. ad aprile). Nell'area di studio le deposizioni di corriere piccolo appaiono più precoci, meglio distribuite nel tempo e meno influenzate dal disturbo antropico diretto rispetto a quelle costiere (Fig.1 e Tabella 1). Le deposizioni in ambienti interni permettono inoltre covate tardive (giugno-luglio) ad esito positivo (2 *juvenes* involati nella II decade di giugno 2009 e 3 *juvenes* involati nella II decade di luglio 2010) e, rispetto alle popolazioni costiere, sono caratterizzate da una più severa "predazione naturale". Su 10 nidi controllati, la perdita delle uova è attribuibile a: *Corvidae* 50%; cause sconosciute 40% , mammiferi selvatici e cani vaganti 10%. L'elevata percentuale attribuita a cause sconosciute è dovuta alla difficoltà di rinvenire tracce certe

sui terreni di riporto rispetto a quelli sabbiosi dove le tracce dei predatori risultano di più facile lettura. Comunque la probabilità che anche queste perdite siano da attribuire a "predazioni naturali" è molto alta.

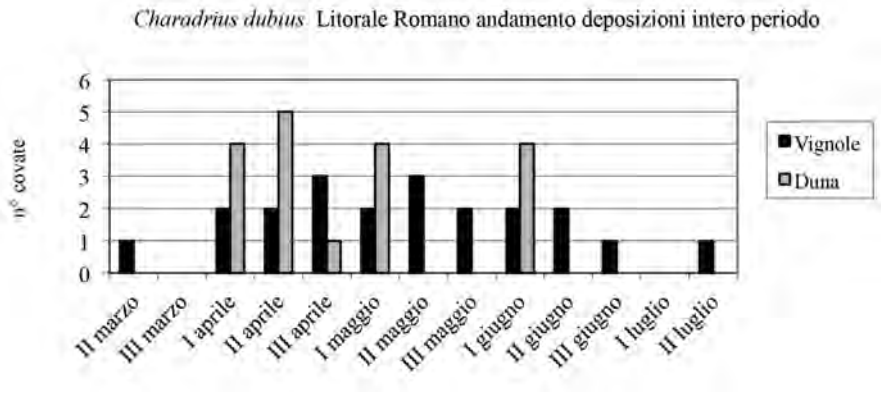


Figura 1 - Charadrius dubius Litorale Romano: andamento deposizioni intero perido

Tabella 1 - Confronto mensile del numero di deposizioni e del successo riproduttivo del corriere piccolo nell'area di studio e nelle aree dunali di controllo (dati cumulativi).

	Duna n° deposizioni	Duna Sr	Vignole n° deposizioni	Vignole Sr
marzo	0	0	1	0
aprile	10	1.1	7	2.42
maggio	5	0.8	7	0.71
giugno	3	0	5	0.4
luglio	0	0	1	3
DS		0.56		1.32

Sr = successo riproduttivo espresso come n° juv/cp. involati
DS = deviazione standard

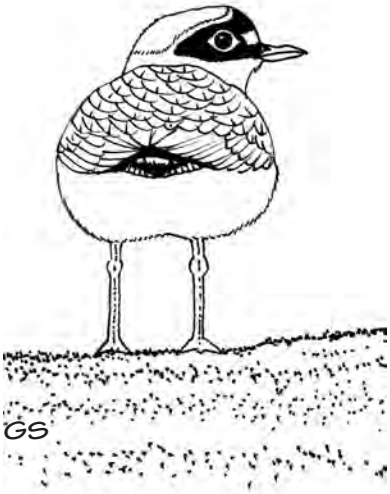
La specie in aree interne appare meno influenzata dalle perturbazioni atmosferiche (forti piovosità e sommersione dei nidi) che lungo la costa sono invece più frequenti. Tra le specie associate abbiamo rinvenuto il cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus* (alcune coppie) e marginalmente l'occhione *Burhinus oedicnemus* (una coppia).

Complessivamente la riproduzione di *Charadrius dubius* nella Provincia di Roma appare regolare ma in forte regressione specialmente in fascia costiera dove le covate ad esito positivo avvengono solo in aprile e maggio. Lungo le zone industriali più interne invece la specie appare in costante incremento e presenta un successo riproduttivo medio più elevato.

È possibile ipotizzare un lento ma progressivo spostamento delle locali popolazioni laziali dalla fascia costiera dunale (caratterizzata da un marcata attività di balneazione oltre tutto sempre più anticipata) ad alcuni biotopi interni industriali, anche temporanei, ma meno disturbati dalla presenza umana dove le coppie riproduttive possono ritagliarsi aree di nidificazione più idonee e stabili nel tempo.

Bibliografia

BIONDI M ET AL. 1996. MONOGRAFIA 5 ASOIM: 108-113; BIONDI M, PIETRELLI L 1996. ALULA 3: 62-67; BIONDI M, PIETRELLI L 1997. ECOLOGIA URBANA 2: 24-25; BIONDI M, PIETRELLI L 1999. RIV. ITAL. ORN. 69(2): 161-167; BIONDI M ET AL. 2000. RIV. ITAL. ORN. 70(2): 97-114; BIONDI M ET AL. 2009. ALULA XVI(1-2): 300-302; BRICHETTI P, FRACASSO G 2004. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA.



Corriere piccolo

LO SVERNAMENTO DELL'OCCHIONE *Burhinus oedicnemus* NEL LAZIO: DATI PRELIMINARI (2005-2011)

MASSIMO BIONDI[1], LORIS PIETRELLI[1] , ANGELO MESCHINI[2] , ROBERTO SCROCCA[3] & STEFANO DE VITA[4]

[1]GAROL, Via del Castello17, 00119 Roma, massimo.biondi54@gmail.com; [2]SROPU c/o LYNX Natura e Ambiente srl, Via Britannia 36, Roma; [3]ALV, Via del Castello 17, 00119 Roma; [4]Via Ficrate 39, 00124 Roma

Key Words: Stone Curlew, *Burhinus oedicnemus*, Wintering, Latium

Summary *During six consecutive winters (December-January) we monitored five different areas (3 in Viterbo Province and 2 in Rome Province) in order to determine the regional wintering status of the Stone Curlew. Observations were carried out using linear transects and regular counts at the roosting sites. The species was detected during the whole period except in 2006-2007 with a minimum of 2 individuals (in 2005-2006) and a maximum of 86 (in 2009-2010).*

La popolazione di occhione *Burhinus oedicnemus* svernante in Italia appare scarsamente studiata e fortemente sottostimata. Brichetti & Fracasso (2004), riportano una distribuzione italiana che interessa prevalentemente Sardegna, Sicilia e Toscana, con una stima di 200-300 individui. Recenti indagini hanno evidenziato la presenza della specie in Toscana, Emilia-Romagna e Lazio con una popolazione valutata in almeno 195 individui (Tinarelli *et al*., 2009; Biondi *et al*., 2011; Giovacchini *et al*., 2009). Nel Lazio, in particolare, la presenza invernale dell' occhione *Burhinus oedicnemus* appare decisamente irregolare negli anni '90 sino ai primi anni 2000, con segnalazioni discontinue di singoli individui in provincia di Viterbo (Biondi *et al*., 1999). Nella seconda metà degli anni 2000 la specie ha iniziato a svernare con piccoli gruppi nel viterbese con maggiore regolarità (Meschini, 2010) e successivamente in provincia di Roma con nuclei più abbondanti (65 ind.) e di rilievo nazionale (Biondi *et al*., 2011).

Durante il periodo 2005-2011 abbiamo monitorato lo svernamento della specie nella regione controllandone la presenza in cinque aree campione nelle provincie di Viterbo e Roma utilizzando principalmente "transetti diurni" e osservazione ai roost, annotando i comportamenti dei singoli individui presenti. La specie è risultata "svernante regolare" nel Lazio durante l'intero periodo di studio con la sola eccezione dell'inverno 2006-2007. Globalmente la presenza invernale dell'occhione è stata segnalata in 5 UTM laziali (3 in provincia di Viterbo e 2 in provincia di Roma), con un minimo di 2 individui (2005-2006) ed un massimo di 86 individui nel 2009-2010 (83% dei siti controllati) (Tabella 1 e Figura 1). Le osservazioni viterbesi comprendono alcune zone tra i Comuni di Tarquinia, Montalto di Castro e Tuscania mentre le osservazioni romane interessano i Comuni di Fiumicino e Roma.Le numerose e recenti osservazioni invernali di *Burhinus oedicnemus* accertate per la provincia di Roma (2008-2011), sottolineano l'espansione della specie nel Lazio e la recente tendenza dell'occhione a ricolonizzare come nidificante ampi settori regionali storicamente disertati a partire dal 1935. La "presenza regolare" della specie in provincia di Roma è anche consolidata dalla prima riproduzione accertata di *Burhinus oedicnemus* nel 2007 (Canale Monterano) e da ulteriori e diversi casi di nidificazione da noi puntualmente riscontrati nel periodo 2009-2011 in differenti siti compresi tra i comuni di Allumiere, Tolfa, Santa Marinella, Bracciano, Roma e Fiumicino (dati inediti degli autori).

In Tabella 1, è presentato l'andamento annuale delle osservazioni espresso come numero massimo di individui per località.

Tabella 1 - Consistenza degli occhioni svernanti nel Lazio nei sei anni di studio nelle cinque aree campione.

zone/anno	2005 2006	2006 2007	2007 2008	2008 2009	2009 2010	2010 2011
QM29 (VT)	2	0	11	4	14	8
QM28 (VT)	0	0	0	0	6	0
QM39 (VT)	0	0	2	0	0	0
SMdG (RM)	0	0	0	0	1	1
Fiumicino (RM)	0	0	0	16	65	6
totale	2	0	13	20	86	15

SMdG (RM)= Santa Maria di Galeria

A causa delle abitudini crepuscolari-notturne e della particolare elusività della specie, nonché della scarsa idoneità del metodo (transetto diurno) da noi adottato, i risultati rappresentano probabilmente delle sottostime e necessitano di ulteriori approfondimenti, peraltro in corso.
In inverno l'occhione nel Lazio, come prevedibile, appare meno selettivo nei confronti dell'habitat. E' stato riscontrato in prati-pascoli, incolti naturali, zone con incolti sinantropici nei pressi di aree industriali ed arativi. La specie appare molto sensibile alle basse temperature con forti escursioni termiche e sembra prediligere aree costiere o peri-costiere in inverni particolarmente miti. Durante il giorno gli individui al roost appaiono sostanzialmente immobili (*standing* o *sitting position*) con scarsi casi di foraggiamento diurno. Durante le ore di luce, gli individui presenti, se stimolati acusticamente, non hanno risposto all'emissione del play-back.

Gli occhioni da noi osservati abbandonano le aree di sosta verso l'imbrunire e si disperdono poi in nuclei sparsi in attività trofica serale-notturna lungo le zone prossime ai roost (Biondi *et al*., 2011).

Per la prossima stagione invernale (2011-2012) prevediamo di applicare un protocollo basato sull'utilizzo del play-back notturno come già indicato da Giovacchini *et al*. (2009) per le vicine aree della Maremma grossetana.

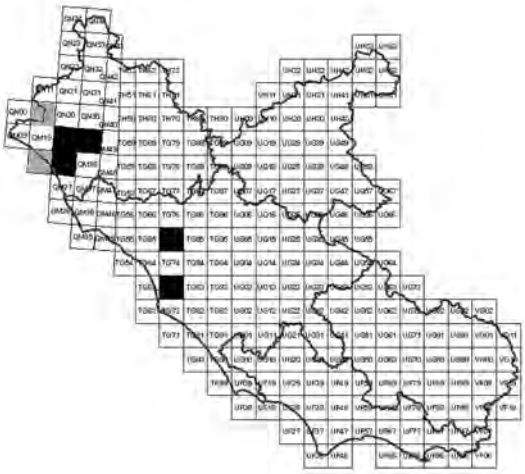


Figura 1 - Distribuzione dell'occhione svernante nel Lazio (in nero l'attuale distribuzione, in grigio zone di avvistamenti a fine anni '90).

Bibliografia

BIONDI M ET AL. 1999. ALULA 6: 98; BIONDI M ET AL. 2011. WSGB 118: 63-64; BRICHETTI P, FRACASSO G 2004. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; GIOVACCHINI P ET AL. 2009. QUADERNI DI DOCUMENTAZIONE 7: 30-32; MESCHINI A 2010. EDIZIONI BELVEDERE; TINARELLI R ET AL., 2009 QUADERNI DI DOCUMENTAZIONE 7: 1-52.

IL GABBIANO REALE: DA UCCELLO MARINO A PENDOLARE URBANO. UNO STUDIO CON REGISTRATORI GPS A ROMA

MARCO BONANNI, CARLO CATONI & GIACOMO DELL'OMO

Ornis italica, piazza Crati 15, 00199 Roma, bonanni_m@libero.it

KEY WORDS: GULLS, GPS TRACKING, ROME, TELEMETRY, URBAN FAUNA, *LARUS MICHAHELLIS*

Summary *Between April and June 2011 we tracked three yellow legged gulls (*Larus michaellis*) breeding in the city centre of Rome. We used small GPS recorders provided with Bluetooth remote downloading system that allowed to download data without recapturing the animals. The GPSs were attached to gulls with a backpack of Teflon strings. Each GPS recorded the bird position every 1 or 5 min from 2 to 6 weeks before downloading data. The gulls stayed mainly in the urban area of Rome and rarely used natural areas. In particular, despite the little distance from the sea (less than 30 km) from their breeding grounds, they almost never reached the coast. The most used areas were the Malagrotta dump, a very important food source, and the Appia Antica regional park, a kind of green corridor between the city center and the south-eastern country of Rome. More rarely they used the green areas close to the Tiber river in the northern part of Rome with several water filled fields. To conclude, the gulls breeding in the city centre of Rome are used to frequent the urban areas as both feeding sites and resting places, whereas their bond with the natural coastal environment is rather weak.*

Dagli anni '90, il gabbiano reale *Larus michahellis* ha cominciato a nidificare in città come Livorno, Trieste e Roma, probabilmente stimolato dalle grandi risorse alimentari presenti nelle città. Si suppone che le aree maggiormente utilizzate per le attività trofiche siano discariche e porti situati nei pressi delle aree urbane ma osservazioni sul campo portano a supporre che gli animali trovino notevoli risorse trofiche nelle città stesse dove rovistano tra i cassonetti, sfruttano il cibo offerti ad altri animali e predano attivamente animali di piccole e medie dimensioni (ratti, storni, gatti, piccioni). Inoltre, nulla si sa degli spostamenti dentro e fuori i centri urbani, del loro utilizzo di aree ancora naturali al di fuori delle aree urbane e del legame di questi animali con l'ambiente marino nei pressi delle città.

In Aprile 2011 abbiamo catturato tre gabbiani reali nidificanti all'interno delle aree archeologiche del Foro di Traiano e Mercati di Traiano, al centro di Roma. A Roma, la popolazione nidificante ha raggiunto le centinaia di coppie, con una presenza massiccia al centro storico, dove nidifica sui tetti e nelle aree archeologiche. Ad ogni gabbiano è stato applicato un registratore GPS Gipsy 2 Remote (Technosmart s.r.l.) programmato per registrare una posizione ogni 10 minuti e scaricabile senza dover ricatturare l'animale, utilizzando la tecnologia bluetooth.

I due gabbiani sono stati seguiti per 18 e 41 giorni, a causa della diversa durata delle batterie. Entrambi gli animali hanno utilizzato principalmente tre aree poste fuori dal centro di Roma:

1) Discarica (Malagrotta)
2) Zona Appia
3) Valle Tevere Nord

Le tre aree venivano frequentate in orari distinti ma molto simili tra i due individui. Nelle prime ore della mattina gli animali si spostavano verso la zona dell'Appia, a sud di Roma. Verso la tarda mattinata ripassavano per la zona del nido e poi si dirigevano verso la discarica di Malagrotta dove rimanevano per una o due ore, in media. In qualche caso, invece che verso la discarica, gli animali si spostavano, sempre in tarda mattinata, verso l'area della Valle del Tevere Nord dove rimaneva-

no spesso fino a metà pomeriggio. Nel tardo pomeriggio, infine, si spostavano nuovamente verso l'Appia, per tornare poi dopo il tramonto nell'area del nido, al centro di Roma. I gabbiani, inoltre, mostravano spostamenti notturni quasi quotidiani ma sempre limitati all'area del centro di Roma. Gli spostamenti erano infatti di breve entità, con la distanza massima dal nido pari a circa 1km. Solamente uno dei due gabbiani ha frequentato il mare, facendo 9 viaggi in 41 giorni, arrivando fino a 17 km dalla costa, nei pressi di Ostia. In occasione di questi viaggi, inoltre, si sono osservati i maggiori spostamenti dal nido (43 km in linea d'aria).

Per concludere, i gabbiani che nidificano all'interno della città di Roma hanno sostanzialmente abbandonato il loro legame con il mare, frequentando principalmente aree urbane e peri-urbane sia per l'alimentazione che per il riposo. L'area maggiormente utilizzata è risultata quella del Parco dell'Appia Antica, a sud dell'area di nidificazione. Questo è un cuneo verde che dal centro di Roma si inoltra oltre il G.R.A. ed è quindi una delle aree verdi, principalmente prativa, più grandi della capitale. Probabilmente i gabbiani trovavano qui acqua dolce e una qualche forma di cibo, forse lombrichi, come comunemente succede per i gabbiani che frequentano aree coltivate.

La discarica di Malagrotta, ad ovest di Roma, è utilizzata dai gabbiani esclusivamente per trovare cibo ed è frequentata soprattutto dalla mattina al primo pomeriggio. La discarica non è stata frequentata tutti i giorni dai singoli individui, che ogni 3-4 giorni si spostavano per più tempo nell'area a nord o a sud di Roma, invece di andare in discarica. La terza area maggiormente frequentata dagli individui era quella della Valle del Tevere, a nord di Roma, dove sono presenti acqua dolce e campi agricoli spesso allagati nel periodo dello studio.

Ringraziamenti

Si ringrazia la Sovraintendenza ai Beni Culturali di Roma Capitale, per i Mercati di Traiano le dott. L.Ungaro e M. P. Del Moro, per l'Area Archeologica dei Fori Imperiali A.Corsaro e R. Meneghini.

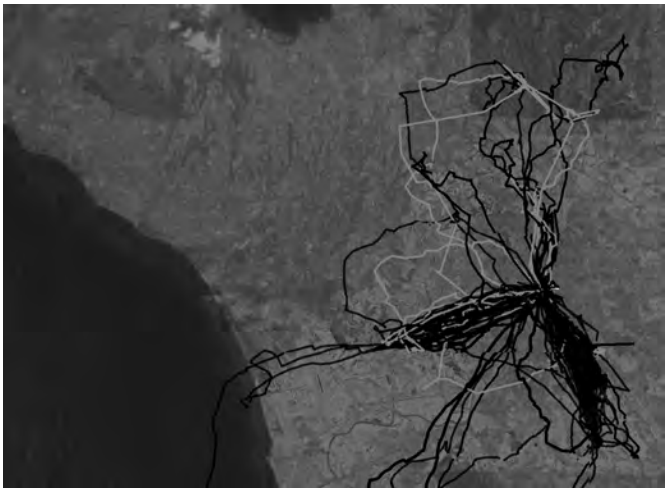


Figura 1 - Spostamenti di due gabbiani reali nidificanti a Roma, identificabili dai differenti grigi. In bianco è segnata l'area della discarica di Malagrotta. Si può notare il pendolarismo tra l'area di Malagrotta ed il parco dell'Appia Antica, a sud est di Roma, così come le più saltuarie presenze nell'area a nord della città.

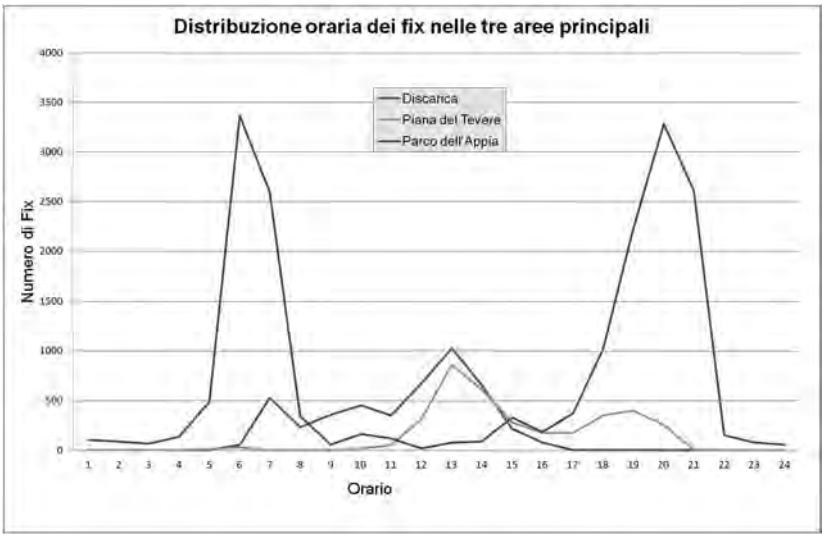


Figura 2 _ Distribuzione oraria delle posizioni rilevate nelle tre aree principali, ottenuta mediando le posizioni dei tre individui seguiti. Si può notare come il parco dell'Appia fosse visitato principalmente la mattina presto e la sera tardi, mentre la discarica e la piana del Tevere erano frequentate principalmente verso il centro del giorno.

PRIME ANALISI SULLA POPOLAZIONE DI UCCELLI ACQUATICI SVERNANTI NELLA PROVINCIA DI COMO

PIERO BONVICINI

Via Belvedere 35, 23900 Lecco, piero.bonvicini@gmail.com

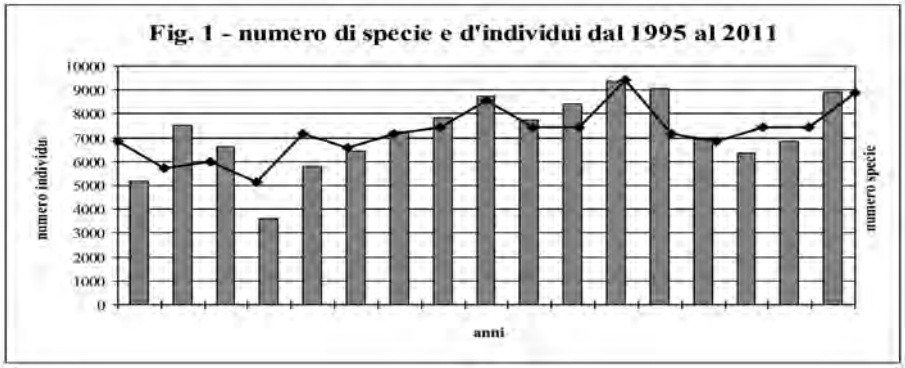
KEY WORDS: WATERFOWL, COMO PROVINCE, POPULATION TREND

Summary *In this work, we carried out the first analysis of data collected by the International Waterbird Census in the Como province during the period 1995-2011. A total of 51 species have been recorded. We observed a positive trend of winter population, with evident oscillations in the number of individuals and species. The mean number of individuals per year was 7216.8 ± 1510, whereas the mean number of species was 25.2 ± 3.8. The winter population in the Como province consists mainly of Anatidae (27.78%), Laridae (23,16%) and Rallidae (22,98 %). The species more numerous are Black-headed Gull (22,56 %), Common Coot (22,2 %), Mallard (19,14 %) and Great Crested Grebe (13,5%). The population trend of different species is affected by the characteristics of wetlands, which vary over years accordingly to i) the presence/absence of iced surfaces, ii) trophic availability, or iii) water level.*

Il presente lavoro è una prima analisi dei risultati dei censimenti invernali degli uccelli acquatici nella Provincia di Como dal 1995 al 2011. I censimenti esaustivi si sono svolti a metà gennaio nelle zone umide ricadenti nel territorio provinciale nell'ambito del censimento IWC.

Nel periodo in esame sono state censite complessivamente 51 specie di cui 5 certamente aufughe (oca del Canada *Branta canadensis*, oca egiziana *Alopochen aegyptiaca*, oca delle nevi *Anser caerulescens*, fistione becco rosa *Netta peposaca* e anatra sposa *Aix sponsa)*; di altre tre specie, (anatra mandarina *Aix galericulata,* volpoca *Tadorna tadorna e* casarca *Tadorna ferruginea*) non è stato possibile determinare con sicurezza la loro reale selvaticità. Le altre specie sono state suddivise in base alla fenologia: 18 sono regolarmente presenti tutti gli anni, 12 sono irregolari e 16 accidentali, cioè rilevate in pochi inverni (da uno a tre) nel periodo considerato o una volta negli ultimi 10 anni.

La popolazione di uccelli acquatici svernanti presenta un andamento positivo seppur con oscillazioni anche notevoli nel numero sia di individui sia di specie. La media di individui presenti è pari a 7.216,8 ± 1.510 con un massimo di 9.715 nel 2001 e un minimo di 3.586 nel 1998. Il numero medio di specie presenti è pari a 25,2 ± 3,8 con un massimo di 33 nel 2006 e un minimo di 18 nel 1996 (fig. 1).

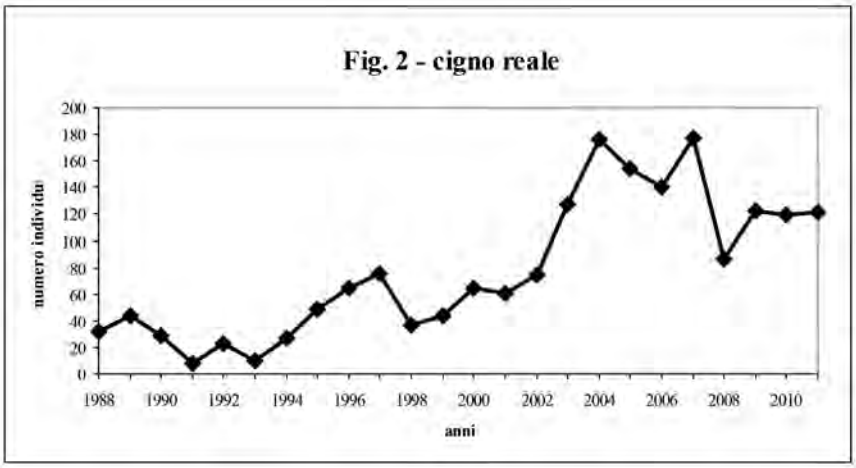


La popolazione, considerando i valori medi dell'intero periodo, è costituita principalmente dagli Anatidi (2.041,5 ± 698,9) pari al 27,78%, dai Laridi (1.702,4 ± 582,7) con il 23,16% e dai Rallidi (1.689,2 ± 402) con il 22,98%; seguono poi i Podicipedidi (1.160,6 ± 339,5) con il 15,79%, i Phalacrocoracidi (487,1 ± 247,3) con il 6,63% e gli Ardeidi (133,2 ± 51,4) con il 1,81%.

Poche specie caratterizzano numericamente la popolazione svernante costituita principalmente dal gabbiano comune *Chroicocephalus ridibundus* (1.628,4 ± 571,9) con il 22,56%, dalla folaga *Fulica atra* (1691,9 ± 371,3) con il 22,2%, dal germano reale *Anas platyrhynchos* (1.381,5 ± 486,6) con 19,14% e dallo svasso maggiore *Podiceps cristatus* (974,3 ± 315,3) con il 13,5%. Seguono poi cormorano *Phalacrocorax carbo* (487,1 ± 247,3) che rappresenta il 6,75%, moriglione *Aythya ferina* (335,8 ± 112,3) con il 4,65% e moretta *Aythya fuligula* (168,9 ± 80,4) con il 2,34%. Sono infine da menzionare airone cenerino *Ardea cinerea* (128,2 ± 49,8) e cigno reale *Cygnus olor* (99,7 ± 45,6) rispettivamente con il 1,78% e il 1,38%.

Le cause degli andamenti delle singole specie sono difficilmente individuabili per le peculiarità di ciascuna zona umida, modificabili da un anno con l'altro per cause climatiche (presenza /assenza di superfici ghiacciate) o relative alle disponibilità trofiche o al livello delle acque.

L'introduzione nel 1992 del divieto di attività venatoria da natante ha influenzato positivamente il numero di specie, sia quelle venabili sia quelle non cacciabili, e di individui. A questo riguardo per il cigno reale e il germano reale i dati sono disponibili dal 1988 ed evidenziano un andamento molto positivo seguito da un assestamento. Nel caso del cigno reale, negli ultimi tre anni, la popolazione si è stabilizzata su 120 ± 2 individui (in precedenza massimi anche con più di 180 individui) che rappresenta circa il 10 % di quella della Lombardia (Longoni *et al.*, 2010) (fig. 2). Per il germano reale negli ultimi 10 anni sono stati rilevati 1.771,5 ± 467,4 (i dati sono comprensivi anche delle anatre germanate).



Il moriglione e lo svasso maggiore rappresentano rispettivamente il 9% e il 9,8% della popolazione in Lombardia; negli ultimi anni l'andamento è in costante diminuzione, come per il quattrocchi *Bucephala clangula* (5,7 ± 3,1), la gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* (76,5 ± 38,5) e la folaga, le cui cause non sono del tutto chiare. Il moriglione è in diminuzione anche a scala regionale, mentre le altre specie hanno un andamento positivo in Lombardia (Longoni *et al.*, 2003-2010).

La popolazione di Cormorano è caratterizzata da forti oscillazioni dovute probabilmente alla disponibilità ittica e al controllo selettivo operato in alcune zone della provincia per salvaguardare le popolazioni di alborelle; inoltre la specie presenta una forte mobilità giornaliera tra le diverse zone umide limitrofe come quelle della provincia di Lecco (ad esempio 935 nel 2005 ma 321 nel 2007). Sono maggiormente significativi i dati relativi ai censimenti ai dormitori (dal 2003) presenti in provincia di Como: nel 2009 la popolazione comasca rappresentava il 25% di quella lombarda (Longoni, 2009) per poi subire un drastico calo negli ultimi due anni (7,5% rispetto alla Lombardia) probabilmente dovuto al disturbo provocato dal taglio di alcuni alberi nel dormitorio di Santa Margherita sul lago Ceresio (anche 2500 individui nella seconda metà di gennaio; Gagliardi *et al.*, 2009).

L'airone cenerino presenta un calo negli ultimi 4 anni dopo un incremento costante; anche in questo caso non sono chiare le cause del decremento che coincide con l'aumento del numero di nuove garzaie in provincia di Como (da 6 nel 2007 a 11 nel 2011; Bonvicini, oss. pers.), fenomeno osservato anche in provincia di Ancona (Gambelli, 2009).

Il gabbiano comune ha un andamento costante soprattutto negli ultimi 10 anni. Il gabbiano reale *Larus michahellis* (58,2 ± 31,3) ha forti oscillazioni numeriche dovute probabilmente alle condizioni climatiche oltrealpe che determinano l'arrivo o meno di individui svernanti.

La moretta (168,9 ± 80,4) e la canapiglia *Anas strepera* (25,5 ± 23,3) hanno avuto invece un lento ma costante incremento numerico culminato con un improvviso picco negli ultimi anni arrivando a rappresentare rispettivamente il 10% della popolazione lombarda (Longoni et. al, 2010).

Ringraziamenti

Si ringrazia il Servizio Caccia della Provincia di Como, in particolare il dott. Marco Testa e la dott. Elisa Stagni, gli Agenti di Vigilanza ittico-venatoria provinciale, le GEV delle Comunità Montane della provincia e i collaboratori del Centro Ricerche Ornitologiche Scanagatta senza i quali questo lavoro sarebbe stato impossibile.

Bibliografia

ARCAMONE E ET AL. 2007, REGIONE TOSCANA E CENTRO ORNITOLOGICO TOSCANO; GAGLIARDI A ET AL. 2009. ALULA 16: 452-454; LONGONI V ET AL. 2003-2010, UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI PAVIA, HTTP://WWW-3.UNIPV.IT/ECOETO/INDEXSVERNANTI.HTML.

INCREMENTARE LE POPOLAZIONI DEGLI UCCELLI TRAMITE LA RICOSTRUZIONE DELL'AMBIENTE: IL CASO DELLA MINIERA DI MONTE MAMAS A FLORINAS (SS - SARDEGNA)

LUCIO BORDIGNON[1] & MARCELLO GRUSSU[2]

[1]Gruppo Minerali/Maffei S.p.A, P.zza Martiri 4, 28100 Novara (NO), luciobordignon@alice.it;
[2]Gruppo Ornitologico Sardo, C.P. 160/ C, 09045 Quartu Sant'Elena (CA)

Key Words: mine, habitat restoration, bird recolonization, Sardinia.

Summary *Since 2002 the former mine of San Lorenzo / Florinas is being the subject of an environmental restoration of aquatic habitats, which consists in the creation of Mediterranean scrub and rupestrian area of about 20 ha. In the first two years of this study (2009-10) we recorded the presence of 78 bird species of 16 Orders. Among these, 43 species were breeding (39 certain and 3 probable), 45 migratory and 46 wintering.*

Sull'esperienza vincente di ricostruzioni di ambienti utili all'avifauna in miniere dismesse del Biellese (Bordignon, 1999, 2008), si è applicato lo stesso modello in Sardegna in località Monte Mamas, San Lorenzo/ Florinas (SS) dove in una miniera a cielo aperto di ca. 20 ettari la Sarda Silicati, del Gruppo Minerali/Maffei S.p.A. estraeva sabbie silicee. I lavori di ripristino, iniziati nel 2002 sono tuttora in corso. Sono stati ricreati quattro ambienti principali: uno stagno (superficie 1 ha), la gariga (circa 15 ha), la macchia mediterranea (3 ha) e l'ambiente rupestre (1 ha). L'area del ripristino è stata progettata e gestita per favorire soprattutto la presenza di alcune specie di interesse comunitario, ossia di maggiore interesse conservazionistico quali *Falco peregrinus*, *Lanius collurio*, *Caprimulgus europaeus*, *Burhinus oedicnemus, Lullula arborea*, *Sylvia sarda*, *Sylvia undata* etc., nonché specie tipiche quali *Alectoris barbara.* Le aspettative erano che l'area ospitasse nel periodo di 10 anni dall'inizio dei lavori almeno 90-100 specie di uccelli nei vari periodi dell'anno.

Nel periodo 2009-2010, nel ripristino sono state effettuate 41 escursioni distribuite in tutti i mesi dell'anno e periodi della giornata, per un totale di circa 147 ore sul campo. Sono state effettuate stazioni di ascolto e transetti, anche notturni, lungo i numerosi sentieri che permettono l'esplorazione di tutti gli habitat in tutti i periodi dell'anno. Durante il periodo riproduttivo (marzo-agosto) le specie sono state censite con il metodo del mappaggio (Blondel, 1969), utilizzando come base cartografica una mappa fotografica ad alta definizione.

Le ricerche hanno permesso di valutare per ciascuna specie nidificante l'areale riproduttivo e la consistenza della popolazione; mentre per le specie migratrici e svernanti è stato rilevato il periodo, la durata della permanenza, la distribuzione nell'area di studio e la consistenza dei contingenti. È stata rilevata la presenza di 78 specie (di cui 65 nel 2009) appartenenti a 16 Ordini; 28 specie appartengono ai Non Passeriformi e 50 ai Passeriformi; 43 specie sono risultate nidificanti (39 certe e 3 probabili), 45 migratrici e almeno 46 svernanti (Bordignon & Grussu, 2010) (Tabella 1). Il totale delle specie riscontrato è pari al 21.5% del totale dell'avifauna della Sardegna, che consta di 362 specie (Grussu, 2001). I risultati sino ad ora ottenuti evidenziano la buona progettazione e gestione del sito in quanto si è accertata la presenza di tutte e sette le specie di interesse comunitario che ci si era prefissati di favorire in sede di progettazione, alcune delle quali sono anche risultate nidificanti. Un confronto tra i dati in questi primi due anni di ricerca ha evidenziato un incremento progressivo nel secondo anno delle specie per tutte le categorie fenologiche. Riteniamo che questi incrementi, soprattutto quello relativo alle specie nidificanti (ca. il 20% in più nel secondo anno), siano dovuti a:

1 – un maggiore periodo di indagine faunistica (da 12 a 24 mesi), che ha permesso una più accurata ricerca e l'individuazione di un maggior numero di specie che hanno frequentato l'area;

2 – l'aumento nel 2010 del 10% della superficie dell'area ripristinata con la "maturazione" della vegetazione nei vecchi ripristini, intesa come progressione nella copertura al suolo ed evoluzione della sua struttura (sia per la vegetazione terrestre che quella palustre). In questo modo è aumentata la capacità ospitante degli ambienti ripristinati nei confronti dell'avifauna, con conseguente incremento della biodiversità ornitica. Inoltre, le abbondanti piogge dell'inverno 2009-10 hanno determinato l'ampliamento della superficie dello stagno, favorendo la sosta e la riproduzione di *Gallinula chloropus, Fulica atra*, *Tachybaptus ruficollis* e *Anas platyrhynchos*. Le ricerche hanno evidenziato che l'avifauna ha una distribuzione pressoché coincidente con l'area in cui è presente una buona copertura vegetale. Invece, gli uccelli tendono ad evitare, salvo rari episodi e un numero molto limitato di Passeriformi (*Prunella collaris*, *Monticola solitaria, Sturnus unicolor, Columba livia* etc.) e alcuni rapaci, le aree nude senza vegetazione. Lo stagno artificiale e la vegetazione ripariale, oltre che permettere la nidificazione delle specie acquatiche, favoriscono la sosta di numerosi Passeriformi, *Larus michahellis,* limicoli e ardeidi migratori. L'avifauna del ripristino non sembra patire il disturbo proveniente dall'area adiacente ancora oggetto di coltivazione mineraria, probabilmente per la separazione dei due siti con una duna sabbiosa vegetata con cespugli e alberi.

Bibliografia

BLONDEL J 1969. MASSON ET CIE, PARIS; BORDIGNON L 1998. GLI UCCELLI DEL BIELLESE; BORDIGNON L 1999. ACER, 11: 48-53; BORDIGNON L 2008. DALLA SABBIA AL CIELO; BORDIGNON L, GRUSSU M 2010. MINERALI/MAFFEI S.P.A.; GRUSSU M 2001. AVES ICHNUSAE 4: 2-55.

Tabella 1 _ Suddivisione fenologica delle specie presenti nell'area nel biennio 2009-2010. Tra parentesi è evidenziata la situazione riscontrata nel 2009.

NUMERO SPECIE 2009 e 2010				
nidificanti		migratrici	svernanti	TOT
certe	probabili			
39 (33)	3 (9)	45 (32)	46 (44)	78 (65)

Figura 1 - La magnanina sarda Sylvia sarda *ha colonizzato i ripristini della ex-miniera di Florinas ed è specie di interesse comunitario (Foto Gino Sebastiani).*

ASPETTI DI BIOLOGIA RIPRODUTTIVA E STATUS DEL FALCO PELLEGRINO *Falco peregrinus* NEL LAZIO

MASSIMO BRUNELLI[1] & STEFANO SARROCCO[2]

[1]SROPU, via Aldo Moro 83, 00065 Fiano Romano (RM), mss.brunelli@tin.it; [2]Agenzia Regionale Parchi, via del Pescaccio 96, 00166 Roma (RM)

Key Words: Peregrine Falcon, reproductive biology, habitat selection, trend, Latium

Summary *We reported the data registered in 2008 with the aim to upgrade the regional status of the Peregrine Falcon in Latium. The regional breeding population is estimated in 96-102 pairs, which is increased up to 28% from 1980s. The species density was calculated with the "Nearest Neighbour Distance" method in five regional sub-ranges and its value varies from 0.49 in hilly costal landscape to 3.49 pairs/100km^2 in a mountain landscape in Preappennines. We collected reproductive data from 22 breeding pairs and on average 2.8 (± 1,0 SD) juveniles successfully fledged. The density values matched with the density values of other parts of Italy. Although our data regard only one breeding season, the fledging rate resulted higher than that of other Italian populations of the Peregrine Falcon.*

Nell'ambito di una ricerca sullo status dei rapaci promossa dall'APAT (ora ISPRA) in collaborazione con l'Agenzia Regionale Parchi, nella stagione riproduttiva 2008 è stata monitorata la popolazione di Falco pellegrino *Falco peregrinus* nidificante nel Lazio. La ricerca si è posta l'obiettivo di analizzare la recente espansione della specie e di aggiornare il quadro distributivo e la consistenza della popolazione a livello regionale (Aradis *et al*., 2009). Le indagini hanno riguardato tutte le aree idonee alla presenza della specie, i sopralluoghi sono stati svolti in 125 siti di cui 95 individuati nel corso di ricerche precedenti (Brunelli *et al*., 2007) e ulteriori 30 individuati nel corso della presente indagine (Aradis *et al*., 2009). Per la stima della popolazione minima è stata considerata la somma delle coppie la cui nidificazione è risultata "certa" e "probabile", per la stima della popolazione massima sono state aggiunte quelle coppie la cui nidificazione è risultata "eventuale". Per determinare valori di densità si è proceduto ad individuare dei sub-areali ben separati tra di loro da estese aree dove la specie non è stata rinvenuta, per calcolarne l'estensione si è proceduto con il metodo della "*Nearest Neighbour Distance*" (Ratcliffe, 1993); i siti costieri e quelli più esterni per i quali non era noto il sito occupato più vicino sono stati esclusi.

L'Antiappennino meridionale (Monti Lepini, Ausoni e Aurunci) è risultata l'area con il maggiore numero di coppie presenti (36-37) seguita dalla dorsale appenninica (Monti Reatini, Sabini, Lucretili, Salto-Cicolano, Duchessa, Simbruini e Ernici) (24-26), dalle Isole Ponziane (11-20), quindi l'Alto Lazio (Monti della Tolfa, Vulsini, valle del Tevere e valloni tufacei del sistema del Fiume Treja) (11-12), area del Monte Cairo (Monte Cairo, Gole del Melfa e rilievi minori circostanti) (7) e infine la città di Roma (3-4). Complessivamente la popolazione è stimabile in 96-102 coppie nidificanti (Fig. 1). Per il calcolo delle densità sono stati individuati cinque sub-areali i cui valori sono esposti in Tabella 1.

Per 22 coppie si è proceduto a raccogliere anche i dati sul successo riproduttivo, limitatamente al "tasso d'involo", che è risultato mediamente pari a 2,8 (± 1,0 DS) giovani involati per coppia che ha allevato giovani; il numero dei giovani involati è variato da un minino di 1 in un caso a un massimo di 5 in due casi. Tutti i nidi sono stati rinvenuti su pareti rocciose, ad eccezione dei due posti all'interno dell'area urbana di Roma che hanno sfruttato delle cassette nido appositamente predisposte collocate su edifici, e di una coppia che ha nidificato su una ciminiera.

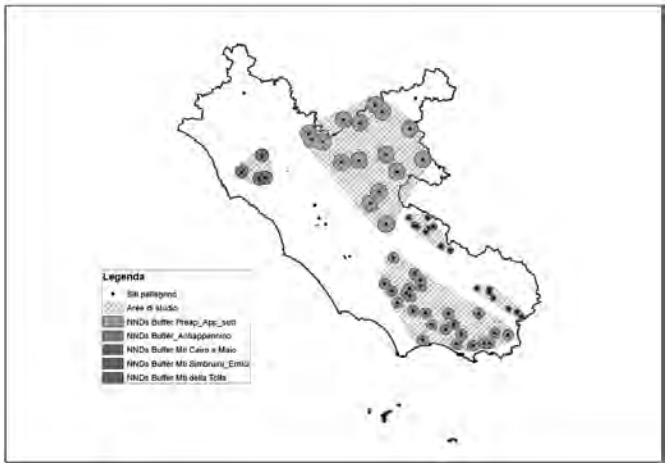


Figura 1 - Distribuzione del Falco pellegrino nel Lazio. In evidenza i sub-areali individuati.

Tabella 1 - Valori di densità nei sub-areali.

Sub-areale	N. coppie	Superficie (km^2)	Densità (cp/100 km^2)
Preapp.e Appennino settentrionale	16	3250,1	0,49
Catena dei Volsci (Antiappennino)	25	2218,9	1,13
Monti della Tolfa	4	310,7	1,29
Monti Simbruini e Ernici	9	281,1	3,20
Monti Cairo e Maio	7	200,7	3,49

L'indagine ha evidenziato l'espansione che la specie ha avuto verso il centro e il nord della Regione, aree dalle quali era assente o estremamente localizzata fino agli inizi degli '80 del Novecento (SROPU, 1987) e la consistenza della popolazione ha avuto un incremento di circa il 280%, tutto ciò può essere in parte dovuto ad una migliore conoscenza ma la specie ha certamente colonizzato nuovi ambiti territoriali ed ha inoltre occupato siti meno impervi un tempo certamente disertati. I valori di densità riscontrati sono risultati estremamente variabili, molto elevati nelle aree dell'Appennino centrale e meridionale, anche in relazione ad aree simili di regioni confinanti, più modesti negli altri comprensori, in linea con i valori riscontrati in altre aree del territorio italiano (Brunelli, 2007). Il tasso d'involo è risultato tra i più elevati registrati in Italia (Brunelli, 2007), va comunque considerato che il dato si riferisce ad una sola stagione riproduttiva.

Bibliografia

ARADIS A ET AL. 2009. ALULA 15: 703-705; BRUNELLI M 2007. ATTI DEL CONVEGNO, SERRA SAN QUIRICO: 50-57; BRUNELLI M ET AL. 2007. ATTI DEL CONVEGNO, SERRA SAN QUIRICO: 103-106; RATCLIFFE D 1993. T&AD POYSER, LONDON; SROPU 1987. QUADERNO LAZIONATURA N. 6.

STIMA DELLA POPOLAZIONE DI CORNACCHIA GRIGIA NIDIFICANTE NELLA RISERVA DI DECIMA MALAFEDE

ALESSANDRA BUSCEMI & PAOLA TUCCINARDI

Soc. Coop. Fauna urbis, Via Faustino Bertenghi 25, 00124 Roma, faunaurbis@libero.it

Key Words: Hooded Crow, density, nest, bird census

Summary *The breeding population of hooded crows in the Riserva Naturale di Decima Malafede was estimated in winter of 2010 by the method of counting nests. The density of hooded crow nests throughout the study area, estimated by the method of remote sampling, was of 7.5 nests/km^2. This density value is high enough to allow control measures of the species even through the killing of some individuals.*

La cornacchia grigia *Corvus corone cornix* è una delle specie ornitiche più diffuse probabilmente grazie alla sua grande capacità di adattamento sia comportamentale che alimentare. Al 2007, secondo il progetto "Monitoraggio ornitologico italiano (Mito)", la consistenza numerica della popolazione nidificante era stimata in 100.000 – 500.000 coppie. La popolazione è in incremento e questo può comportare problematiche per le popolazioni di altri uccelli nidificanti essendo la cornacchia grigia un predatore di uova e nidiacei.

Nell'inverno 2010, nell'ambito di un progetto finanziato dall'Ente Regionale RomaNatura, è stata stimata la popolazione nidificante di cornacchia grigia presente nella Riserva di Decima Malafede, applicando il metodo della conta dei nidi (Fasola *et al*., 1985). La ricerca è stata condotta all'interno della Riserva Naturale di Decima Malafede (6.145 ettari) il cui territorio è occupato per oltre il 58% da aree agricole. Il paesaggio dominante dell'area è quello tipico della Campagna Romana, con basse colline con la sommità pianeggiante e con pendici scoscese occupate da stretti boschi che formano un sistema ramificato che si estende per tutta la Riserva.

La conta dei nidi è stata effettuata percorrendo strade e sentieri all'interno della Riserva, a piedi o in macchina; in quest'ultimo caso si è mantenuta una velocità molto bassa, per un'attenta osservazione dell'area circostante. I transetti percorsi sono stati georeferenziati in modo da permettere l'analisi dei dati tramite sistema GIS, l'eventuale ripetizione del monitoraggio e il confronto dei dati negli anni successivi. I nidi, così come il limite visuale da ogni punto dei transetti identificati, sono stati riportati su una mappa 1:100.000. Per ogni gruppo di nidi, la cui distanza reciproca era inferiore a 50 m, ne è stato registrato solo uno poiché i nidi così vicini hanno un'alta probabilità di appartenere alla stessa coppia (Fasola *et al*., 1985).

La densità dei nidi è stata stimata anche utilizzando il metodo del campionamento a distanza su transetto (Sutherland, 2006). Le analisi dei dati sono state effettuate utilizzando il software Distance 6. In tutto sono stati percorsi 40 km divisi in 8 transetti, da 5 km ognuno, dai quali si sono potuti osservare 660 ettari, pari al 10,9% del territorio della Riserva. Sono stati osservati 52 nidi con una media di 6,5 nidi/transetto (D.S. 5,2), quindi una densità complessiva di 8 nidi/kmq. La densità dei nidi di cornacchia grigia in tutta l'area di studio, stimata con il metodo del campionamento a distanza su transetto, utilizzando il software Distance 6, è risultata di 7,5 nidi/kmq, con un coefficiente di variazione di 29,66% (AIC = 661,52, $\chi 2$ = 0,21531, gl = 60, P = 0,381), quindi una densità minima stimata di 3 nidi/kmq ed una massima di 11,9 nidi/kmq.

Come si può vedere dalla tabella 1, la densità della cornacchia grigia riscontrata nella Riserva Naturale di Decima Malafede, non è tra le più basse, tanto da far presupporre che la presenza di questa popolazione possa arrecare danni in agricoltura, cosa già confermata sia da osservazioni per-

sonali su campi di mais e di angurie, sia dai rimborsi dei danni in agricoltura elargiti dall'Ente gestore della Riserva (Dominicis, 2007). Poiché, secondo quanto espresso più volte dall'ex I.N.F.S., il limite al di sopra del quale è possibile attuare interventi di contenimento sulle popolazioni di cornacchia grigia è di 3 nidi/kmq (Piano Faunistico venatorio Regione Autonoma Friuli Venezia Giulia: sintesi delle proposte di gestione per le singole specie o gruppi di specie oggetto di caccia) la stima della densità della Riserva Naturale di Decima Malafede è tale che, nel rispetto di tutte le norme, permetterebbe la programmazione di un piano di abbattimento numerico della popolazione, che potrebbe, insieme ad altri metodi, essere d'aiuto sia nel contenimento dei danni in agricoltura che dell'impatto della cornacchia grigia sulle altre specie nidificanti.

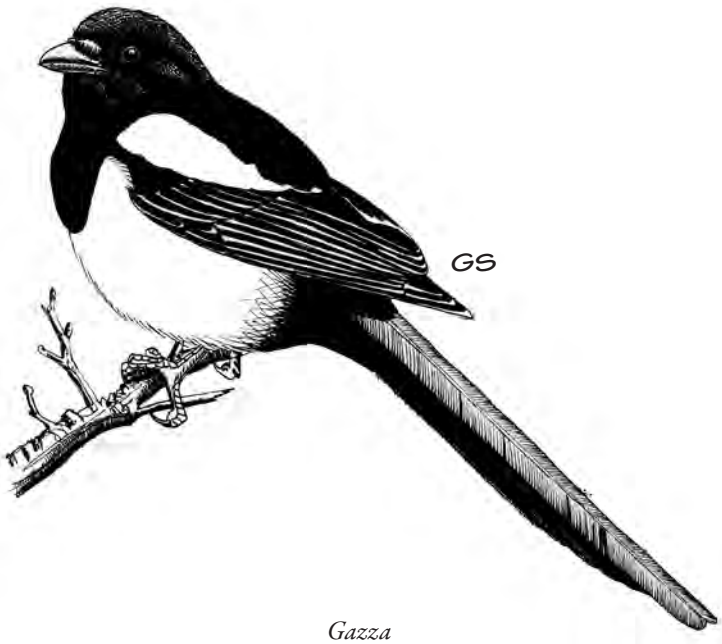
Per l'abbattimento sembra auspicabile l'uso delle trappole Larsen modificate per la cattura delle cornacchie, con apertura laterale invece che dall'alto, metodo utilizzato da altre Province italiane (Novara, Bologna, Rovigo, Latina). Questo tipo di trappola possiede una elevata selettività (in Gran Bretagna 1% di specie non bersaglio su oltre 10.000 catture; Toso *et al*., 1998). La selettività delle trappole è dovuta al fatto che gli uccelli sono attirati nella trappola attraverso meccanismi comportamentali di competizione o aggregazione. In ogni caso, se un uccello non target entra nella gabbia, può essere liberato poiché la gabbia assicura la totale incolumità degli individui catturati.

Tabella 1 - Densità di nidi di cornacchia grigia in alcune località italiane

Località	anno	Nidi di cornacchia grigia/Kmq (ES)	Riferimento bibliografico
Provincia di Piacenza - aree pianeggianti	1999	4,3 (2)	Provincia di Piacenza – Piano Faunistico Venatorio
ZRC San Donato (AN)	2001	21,0	Provincia di Ancona PFVP 2004-2009
ZRC San Facondino	2003	23,0	Provincia di Ancona PFVP 2004-2009
Parco del Conero	2003-2008	0,6	Regione Marche – Piano Faunistico Venatorio
Riserva Naturale dell'Abbadia di Fiastra	2003-2008	1,2	Regione Marche – Piano Faunistico Venatorio
Provincia di Cosenza	2007	11,2	Urso *et. al*., 2007
Repubblica di San Marino	2007	3,59	Lanci & Casali, 2007
R.N. Lago di Vico	2007	5	Sperduti *et al*., 2007
Ambito Territoriale Di Caccia Ap 2 (AP)	2009	6,5	Provincia di Ascoli Piceno - Censimento corvidi nelle ZRC, CPPS e ZAF
ATC 1 Milano Est	2009	3,0 (0,13)	Meriggi A. *et al*., 2010
ATC 1 Milano Est	2010	2,0 (0,15)	Meriggi A. *et al*., 2010

Bibliografia

DOMINICIS N 2007. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI TERAMO; FASOLA M ET AL. 1985. BTO, TRING: 141; LANCI D, CASALI S 2007. IN: ANGELICI FM, PETROZZI F, GALLI A (EDS) 2007. ATTI DEL CONVEGNO INTERNAZIONALE "FAUNA PROBLEMATICA: CONSERVAZIONE E GESTIONE", MONTEFIASCONE, 8-9 GIUGNO 2007, VITERBO; MERIGGI A ET AL. 2010. UNIVERSITÀ DI PAVIA, DIP. DI BIOLOGIA ANIMALE. RELAZIONE TECNICA; URSO S ET AL. 2007. XIV CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA, 26-30 SETTEMBRE 2007, TRIESTE; SPERDUTI A ET AL. 2007. IN: ANGELICI FM, PETROZZI F, GALLI A (EDS) 2007. ATTI DEL CONVEGNO INTERNAZIONALE "FAUNA PROBLEMATICA: CONSERVAZIONE E GESTIONE", MONTEFIASCONE, 8-9 GIUGNO 2007, VITERBO; SUTHERLAND WJ 2006. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS; TOSO S ET AL. 1998. CARTA DELLE VOCAZIONI FAUNISTICHE DELLA REGIONE EMILIA-ROMAGNA.



Gazza

SPERIMENTAZIONE DI TRE METODI PER LIMITARE I DANNI IN AGRICOLTURA PROVOCATI DALLA CORNACCHIA GRIGIA IN UN'AREA PROTETTA DI ROMANATURA

ALESSANDRA BUSCEMI & PAOLA TUCCINARDI

Soc. Coop. Fauna urbis, Via Faustino Bertenghi 25, 00124 Roma, faunaurbis@libero.it

KEY WORDS: HOODED CROW, BIRD DAMAGE, BIRD SCARING, FIELD

Summary *We tested the effectiveness of three means of deterrence for the removal of crows from the fields: the "eye-spot ball", the "reflective tape" and Helikite. Comparing the time required for the placement and maintenance of the three systems, and considering the problems for the farming practices, the Helikite turned out to be the easiest to use.*

La cornacchia grigia *Corvus corone cornix* è una specie tipicamente onnivora (Jollet, 1984) ma nelle regioni con agricoltura intensiva le cornacchie si nutrono soprattutto di vegetali ed è proprio in queste aree che gli stormi di cornacchie si riuniscono in gran numero provocando danni alle colture agricole (Gorreri *et al*., 2008). Per ridurre tali danni vengono usate molte metodologie, alcune di buon successo, altre che danno pochi risultati. Nell'ambito di un progetto finanziato dall'Ente Regionale RomaNatura, abbiamo sperimentato l'efficacia di tre mezzi rinvenibili sul mercato: il "pallone predator", la "striscia rifrangente" e l'Helikite, per allontanare le cornacchie da un campo coltivato a cocomeri.

La sperimentazione è stata effettuata in due campi condotti dalla stessa azienda agricola, entrambi coltivati a cocomeri e distanti, in linea d'area, circa 4 Km. Un appezzamento di circa 4 ettari, individuato nel campo di Via Laurentina è stato usato come controllo,mentre il campo di Via Pontina, di circa 23 ettari, è stato diviso in 4 porzioni (Fig. 1): su due di queste sono stati posizionati 2 Helikite che hanno protetto una superficie di circa 4 ettari ciascuno (Gorreri *et al*., 2008), su un'altra di 7 ettari sono stati installati 84 "palloni predator"; sull'ultima porzione di campo di circa 9 ettari, sono stati stesi 2.200 metri di strisce rifrangenti.

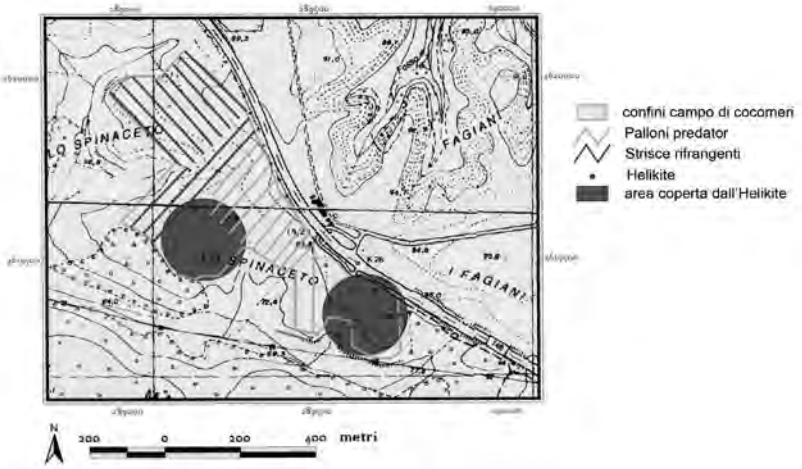


Figura 1 - Posizionamento dispositivi di dissuasione nel campo di cocomeri presso la Via Pontina.

Gli Helikite sono stati fatti volare ad un'altezza di circa 30 metri dal suolo e posizionati legandoli ad un bidone chiuso e riempito di terra, in tal modo è stato possibile spostare facilmente ogni Helikite per permettere lo svolgimento delle attività agricole ogni volta ce ne è stato bisogno.

I "palloni predator" sono stati legati in cima a delle canne in modo che potessero essere mossi dal vento e le canne sono state conficcate nel terreno per almeno 30 centimetri, in modo che fossero ben stabili, leggermente inclinate e a circa 25 metri l'una dall'altra, lungo file parallele distanti ognuna circa 33 metri.

Le strisce rifrangenti sono state installate anch'esse in file parallele a una distanza di circa 33 metri l'una dall'altra e legandole, ad un'altezza massima di circa 50 centimetri dalle piante di cocomeri, a delle canne da noi posizionate a una distanza di circa 30 metri.

Il rilevamento è stato effettuato per 20 giorni, tramite osservazione diretta in una porzione di circa 4 ettari di ogni campo sperimentale, della durata di un'ora al giorno: la mattina presto o al tramonto. Durante il rilevamento sono stati registrati su una scheda il numero, la posizione, il comportamento delle cornacchie e le condizioni meteorologiche.

Tra i risultati di questo studio il primo che è stato preso in considerazione è il confronto tra i tempi necessari per installare i vari dispositivi per proteggere i campi.

Tabella 1 - Tempi e materiali che sono stati necessari per posizionare i dispositivi di dissuasione sperimentati, in 1 ettaro di terreno coltivato a cocomeri

Dispositivo	Tempo necessario per l'installazione su 1 ettaro (ore/uomo)	Materiale da utilizzare per coprire 1 ettaro
Helikite	30'	1 helikite + 1 secchio con coperchio + bombola di elio da 3 mc
"palloni predator"	3h30'	20 "palloni predator" + 20 canne + spago in fibra artificiale + pompe per gonfiare i palloni o un compressore
strisce rifrangenti	6h30'	400m di strisce rifrangenti +16 canne

Per quel che riguarda la protezione vera e propria dei campi, prendendo in considerazione i primi 20 giorni di osservazione, si rileva che le cornacchie hanno fatto dei voli di passaggio su tutti i campi tranne quello protetto dai "palloni predator" ma il numero di cornacchie che hanno volato sul campo di controllo è stato significativamente maggiore rispetto a quelle che hanno volato sugli altri 3 campi. Nei primi 20 giorni di osservazione le cornacchie sono scese tra la coltivazione per mangiare i cocomeri solo nel campo di controllo e in quello protetto dalle strisce.

Tra le strisce, il giorno stesso in cui sono state posizionate, è stata fotografata una cornacchia che mangiava i cocomeri. Non vi è stata differenza significativa tra il numero di cornacchie scese in questi due campi (χ^2=0,19, P=0,5, g.l.=1).

Durante la sperimentazione sul campo di cocomeri si è forato un solo pallone dell'helikite n°2 perché è andato a sbattere sugli ulivi che si trovavano in consociazione in questa parte del campo,

dopo di che, è stato ridotto il filo dell'helikete in modo che il vento non potesse più farlo scendere sugli alberi. Entrambi gli helikite hanno avuto bisogno di essere parzialmente rigonfiati ogni 10-15 giorni. Nel corso della sperimentazione, almeno una decina di "palloni predator" sono scomparsi dal campo; in un'occasione sono stati visti dei bambini entrare nel campo e portarsene via un paio. Il fatto che il campo si affacciasse sulla Via Pontina ha sicuramente suscitato la curiosità dei numerosi automobilisti di passaggio. Il giorno stesso in cui sono state posizionate le strisce si è rilevata la rottura di numerose di esse, ad opera del vento, e il fenomeno è continuato nei giorni successivi. Dove è stato possibile abbiamo provveduto a riparare i danni ma inutilmente visto che il vento, facendo forza sulle strisce, le rompeva nuovamente. Sia l'istallazione dei "palloni predator" che delle strisce ha portato disturbo alle pratiche colturali.

Dei mezzi di dissuasione sperimentati due sembrano aver funzionato: l'Helikite e i "palloni predator". Considerando i risultati ottenuti, insieme alla difficoltà di posizionare i mezzi di dissuasione e la facilità di spostamento di questi per permettere le opportune pratiche colturali, sicuramente, su grandi appezzamenti di orticole, l'Helikite ha ottenuto il miglior risultato: ha bisogno di poco tempo per essere messo sul campo, riesce a proteggere grandi appezzamenti volando in alto, quando si rompe può essere facilmente rimosso e riparato o sostituito, anche aggiungere elio diventa abbastanza facile, potendo portare il pallone vicino alla macchina; il costo, infine, è sicuramente minore a parità di superficie protetta. Rimangono tutte le problematiche già rilevate in letteratura, come l'impossibilità di utilizzarlo nelle coltivazioni alberate e in vicinanza di linee elettriche, telefoniche e tralicci.

Sebbene rimanga il problema che in caso di pioggia e di vento forte l'helikite scende a terra, c'è però da dire che quando questo è successo nelle coltivazioni di cocomeri, appena la pioggia è cessata e il pallone si è asciugato, ha ripreso la sua posizione, senza bisogno di alcuna manutenzione. L'altro problema evidenziato in letteratura, di abbassamento dell'helikite in caso di basse temperature atmosferiche, nella nostra sperimentazione su coltivazioni estive non si è posto.

I "palloni predator" hanno anch'essi dato un buon risultato, però si sono rivelati ingombranti in più modi: difficili da gonfiare sul campo, hanno richiesto, per il loro alto numero, necessario a proteggere l'area di sperimentazione, un furgone per il trasporto. I supporti erano d'ingombro al passaggio dei macchinari per la coltivazione, richiedendo che il personale provvedesse a rimuoverli e riposizionarli dopo il passaggio della macchina.

L'unico mezzo che non ha avuto efficacia sono state le strisce rifrangenti che, oltre ad essere molto più difficoltose da posizionare su grandi estensioni, si sono rotte subito.

Bibliografia

GORRERI L, GARALDI L 2008. FELICI EDITORE; JOLLET A 1984. L'OISEAU ET R.F.O. 54: 109-130.

IL PASSERO SOLITARIO *Monticola solitarius* NELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO

SANDRO CASALI & ANDREA SUZZI VALLI

Centro Naturalistico Sammarinese, Via Valdes De Carli 21, 47893 Borgo Maggiore, Repubblica di San Marino, centronaturalistico@omniway.sm

Key Words: *Monticola solitarius*, distribution, Republic of San Marino

Summary *The aim of this study is to update status and distribution of the Blue Rock Thrush* Monticola solitarius *in the Republic of San Marino. In spring 2011, 14 reproductive territories have been found mainly in rupicolous habitats. This suggests that the status of the species in The Republic of San Marino appears less critical if compared to other Italian areas.*

La specie risulta in decremento, con contrazione di areale e recenti sparizioni; solo localmente appare stabile o in incremento. Le popolazioni italiane, stimate in 10.000-20.000 coppie, rappresentano una frazione significativa di quelle europee (Brichetti & Fracasso, 2008). Il passero solitario frequenta tipicamente ambienti rupestri termofili sia costieri che interni, naturali o di origine antropica (cave) ed anche centri storici con edifici in pietra, ruderi, castelli ecc.. In Romagna la specie non è mai stata comune, sembra divenuta ormai rara e diversi siti riproduttivi storici sono stati abbandonati negli ultimi decenni. In provincia di Forlì-Cesena e Ravenna sono state rilevate solo quattro nidificazioni (Gellini & Ceccarelli, 2000); in provincia di Rimini è stata accertata la presenza di una sola coppia (Casini & Gellini, 2008); in provincia di Pesaro-Urbino sono state stimate pochissime coppie di cui una sola accertata (Pandolfi & Giacchini, 1995).

Il Centro Naturalistico Sammarinese ha condotto uno studio sulla presenza del passero solitario nella Repubblica di San Marino con lo scopo di approfondire ed aggiornare le conoscenze sulla distribuzione e la densità di questa specie di importanza conservazionistica i cui dati sulla presenza nel territorio romagnolo risultano lacunosi e ne delineano comunque un trend apparentemente in diminuzione. L'area di studio comprende l'intero territorio sammarinese, per un'estensione totale di 61,19 kmq. La Repubblica di San Marino è situata all'estremità meridionale dell'Appennino romagnolo di fronte al Mare Adriatico, fra le province di Rimini (confini Nord ed Est) e Pesaro-Urbino (confini Sud e Ovest) ad una quindicina di chilometri dalla città di Rimini. Il territorio, che si sviluppa ad un'altezza compresa fra 53 e 739 m s.l.m., è caratterizzato in una sua metà dalla presenza di una serie di rupi calcaree (Nord-Ovest, Sud-Est), la più importante delle quali è quella del Monte Titano, mentre nella restante porzione sono presenti per lo più formazioni collinari degradanti verso la costa (Nord-Est, Sud-Ovest) solcate in parte da valloni calanchivi. Nel complesso, nonostante l'esigua estensione, il territorio presenta un'alta eterogeneità ambientale, componendosi di microhabitat diversificati comprendenti zone boscate, arbusteti, radure, coltivi, rupi calcaree, calanchi, vallecole, piccoli corsi d'acqua ed aree antropizzate. Per quanto riguarda l'utilizzo del suolo, il 14% risulta edificato, le strade ne coprono il 5%, la superficie agricola utilizzata costituisce il 47% del territorio totale, il 18% è rappresentato da calanchi, il 15% da boschi e arbusteti e l'1% da corsi d'acqua. La popolazione residente ammonta a circa 32.000 abitanti ma sale a 37.000 circa se si considera anche la popolazione avente solo rapporti di lavoro. All'interno dell'area di studio la ricerca è stata condotta prevalentemente nelle aree maggiormente vocate per la nidificazione della specie (rupi, centri storici); il monitoraggio nella primavera 2011 è stato effettuato mediante conteggio visivo e/o sonoro dei maschi territoriali. Sono state compiute complessivamente una

ventina di uscite per un totale di circa 50 ore di osservazione.

Nel territorio della Repubblica di San Marino sono state rilevate complessivamente 14 stazioni occupate da maschi territoriali e per almeno la metà di esse si è anche accertata la nidificazione; 9 di queste sono localizzate in aree rupestri (rupe del Monte Titano), 2 in centri storici (San Marino e Borgo maggiore), 2 in zone residenziali (San Marino e Murata) ed 1 in una piccola ex cava in ambito comunque sinantropico. Contrariamente agli anni passati non è stata rilevata la presenza negli ambienti rupestri apparentemente idonei di Pennarossa, Castellaro e Montecucco (Campedelli *et al*., 2009; Londi *et al*., 2011; Suzzi Valli, 1993).

Le preferenze ambientali del passero solitario nel territorio sammarinese ricadono sull'habitat rupestre, dove sono state compiute oltre il 70% delle osservazioni. L'ambiente in assoluto più frequentato nel periodo riproduttivo è la rupe del Monte Titano, una successione di pareti e speroni di roccia calcarenitica (Formazione di San Marino) che si stagliano per una lunghezza di oltre 2 km sul versante nord orientale del territorio sammarinese. Con i suoi 739 m di altitudine sul livello del mare e pareti strapiombanti di oltre 200 m di altezza, la rupe del Titano, facente parte dal 2008 assieme ai centri storici di San Marino e Borgo Maggiore del Patrimonio Mondiale dell' Unesco, domina maestosa il paesaggio sottostante, un'alternanza di aree calanchive, centri abitati, coltivi, macchie e boschetti che degrada dolcemente fino al mare. I 9 maschi di passero solitario presenti sulla rupe si sono spartiti l'habitat distribuendosi ad una distanza di circa 100/150 metri l'uno dall'altro e difendendo ciascuno una fascia verticale dal crinale alla base, dove stazionano anche sugli edifici sottostanti. La loro presenza nel periodo invernale è stata rilevata raramente (osservazioni dirette di un maschio il 14/01/2011 e il 15/02/2011; due esemplari insieme il 10/03/2011). Vocalizzazioni ed emissioni del canto territoriale non sono state riscontrate, nonostante le numerose uscite effettuate in diversi orari, fino alla fine del mese di marzo. Tutto ciò farebbe pensare ad una fenologia di tipo parzialmente migratorio o erratico.

Ringraziamenti

Un ringraziamento a Glauco Busignani, collaboratore del Centro Naturalistico Sammarinese.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2008. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; CAMPEDELLI ET AL. 2009. SCRITTI, STUDI E RICERCHE DI STORIA NATURALE DELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO 2: 153-184; CASINI L, GELLINI S (EDS.) 2008. LITHOS ARTI GRAFICHE; GELLINI S, CECCARELLI PP (A CURA DI) 2000. AMMINISTRAZIONI PROVINCIALI DI FORLÌ-CESENA E RAVENNA; LONDI G ET AL. 2011. CENTRO NATURALISTICO SAMMARINESE; PANDOLFI M, GIACCHINI P 1995. AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI PESARO E URBINO, PESARO; SUZZI VALLI A 1993. AIEP EDITORE, REP. SAN MARINO.

NIDI E RIFUGI ARTIFICIALI A TUTELA DEL BIOLOGICO E DELLA BIODIVERSITÀ A SAN PATRIGNANO

SANDRO CASALI*, CLAUDIO LOTTI**, STEFANO LONGHI**, ANDREA SUZZI VALLI*, GLAUCO BUSIGNANI* & DAVIDE SANTI*

**Centro Naturalistico Sammarinese, Via Valdes De Carli 21, 47893 Borgo Maggiore, Rep. San Marino, centronaturalistico@omniway.sm; **Centro Minori Comunità di San Patrignano*

Key Words: Artificial nest, bat box, San Patrignano

Summary *In 2009 the "Centro Naturalistico Sammarinese" and the "Centro Minori of the Community of San Patrignano" aimed at increasing bird and bat populations through installation of nest and bat boxes. A further aim was to improve the knowledge among students on the importance of different species in biological pest control. In the first year, the occupation rate of nest and bat boxes was 50%.*

Nel 2009 la Comunità di San Patrignano, nello specifico il Centro Minori, ha intrapreso in collaborazione con il Centro Naturalistico Sammarinese un progetto di incremento delle popolazioni di uccelli insettivori, rapaci e chirotteri attraverso la costruzione e la collocazione di nidi e rifugi artificiali in legno (varie tipologie di cassette nido e bat-box) che ne favoriscono la presenza e la riproduzione. Scopo principale è quello di proteggere le produzioni agricole, ma un aspetto importante è anche l'opera di educazione e sensibilizzazione dei ragazzi, coinvolti in tutte le fasi del progetto, ad una più armoniosa convivenza con l'ambiente circostante: la costruzione e la collocazione di nidi artificiali è infatti un'attività manuale divertente ed economica che offre l'opportunità di osservare da vicino il comportamento riproduttivo delle varie specie di uccelli e costituisce un esempio di corretto rapporto uomo-natura. I nidi artificiali, oltre all'aspetto conservazionistico, sono anche importanti per la ricerca ornitologica sulla biologia riproduttiva degli uccelli nidificanti in cavità, con il rilevamento del successo riproduttivo e l'inanellamento dei pulli (Premuda *et al*., 2000).

La comunità di San Patrignano, una delle più importanti comunità di recupero di tossicodipendenti in Italia, si estende per 230 ettari (dal 2006 fondo sottratto all'attività venatoria) nel comune di Coriano in un'area collinare della provincia di Rimini. L'agricoltura e la zootecnia sono sempre state le principali attività del percorso di recupero e di formazione dei ragazzi della comunità e, da sempre attenta alla qualità del territorio, San Patrignano si preoccupa ora anche di riequilibrare gli ecosistemi delle sue colline puntando sul biologico e sulla tutela della biodiversità. Dopo un primo incontro teorico tenutosi in un'aula del Centro Minori ed una dimostrazione pratica di realizzazione di una cassetta nido standard presso il laboratorio, gli esperti del Centro Naturalistico Sammarinese hanno fornito ai responsabili ed ai ragazzi del Centro Minori tutte le informazioni utili alla prosecuzione del progetto. Il tipo ed il numero di nidi artificiali da installare nell'intera superficie della comunità è stato preventivamente valutato in base alle caratteristiche del territorio, delle colture agrarie e della copertura vegetazionale presenti nella zona, nonché in relazione al popolamento ornitico nidificante nell'area ed alle densità delle specie, come desunto da studi specifici in aree limitrofe (Campedelli *et al*., 2009; Casali & Suzzi Valli, 2009; Casini & Gellini, 2008).

Entro la primavera 2012 si presume di concludere la fase di costruzione ed installazione di tutte le cassette nido previste dal progetto come illustrato nella Tabella 1. Ad un primo controllo in-

vernale, trascorsa la stagione riproduttiva (primavera-estate 2010), delle 54 cassette nido chiuse (Ø 3,2 cm) posizionate tardivamente (fine febbraio/marzo) ne sono risultate occupate 27, corrispondenti ad un tasso di occupazione pari al 50%. Non essendo stato compiuto un monitoraggio durante le fasi riproduttive, anche per non disturbare gli uccelli in questa fase iniziale di insediamento, non si può affermare con certezza da quali specie siano state utilizzate anche se, dall'analisi del materiale e della struttura del nido, si può comunque asserire che gran parte delle nidificazioni sono attribuibili a cinciallegra e cinciarella mentre solo poche a codirosso, torcicollo e picchio muratore. Tre cassette contenevano nidi di calabrone, mentre una di formica; alcune di quelle nelle zone arbustate più lontane dal Centro Minori mostravano rosicature attribuibili presumibilmente al ghiro. In base alle esperienze in vari paesi del mondo che utilizzano questo sistema di lotta biologica ormai da anni (soprattutto Germania, Austria, Olanda e Inghilterra) si può considerare buona una percentuale di occupazione attorno al 50-60% del totale dei nidi installati. Considerato il ritardo nella collocazione dei nidi artificiali (a fine inverno), il 50% di occupazione al primo anno è certamente un risultato soddisfacente, superiore alle previsioni ed arricchito di significato dall'impegno, dall'abilità e dall'entusiasmo con cui i ragazzi del Centro Minori si sono dedicati a questo interessante ed impegnativo progetto.

Tabella 1 - Tipo numero totale e caratteristiche delle cassette nido previste dal progetto da installare entro l'anno 2012.

Tipo	Quantità	Dimensioni esterne (cm)	ø foro ingr (cm)	Specie
chiusa piccola	100	22 x 15 x 19	3,2	cinciallegra
chiusa piccola	25	22 x 15 x 19	2,8	cinciarella, cincia mora
chiusa piccola	35	22 x 15 x 19	4,4	codirosso, torcicollo, picchio muratore
chiusa grande	22	45 x 20 x 24	6,3	upupa, assiolo
chiusa grande	2	80 x 25 x 29	20 x 20	allocco
chiusa grande	2	100 x 50 x 54	20 x 25	barbagianni
aperta piccola	10	22 x 15 x 19	15 x 10	pettirosso, scricciolo
aperta piccola	10	22 x 15 x 19	15 x 15	pigliamosche, ballerina bianca
aperta grande	2	34 x 44 x 34	40 x 22	gheppio
tunnel	4	100 x 20 x 24	7	civetta
bat-box grande	59	50 x 30 x 8	30 x 2	chirotteri

Bibliografia

CAMPEDELLI T, LONDI T, TELLINI FLORENZANO G, SANTOLINI R 2009. SCRITTI, STUDI E RICERCHE DI STORIA NATURALE DELLA REPUBBLICA DI SAN MARINO VOL 2; CASALI S, SUZZI VALLI A 2009. XV CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA, SABAUDIA (LT) 14-18 OTTOBRE 2009; CASINI L, GELLINI S (EDS.) 2008. LITHOS ARTI GRAFICHE; PREMUDA G, BEDONNI B, BALLANTI F 2000. CALDERINI EDAGRICOLE, BOLOGNA.

ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NELLE PROVINCE DI FORLÌ-CESENA E RAVENNA (2004-07)

PIER PAOLO CECCARELLI & STEFANO GELLINI

ST.E.R.N.A., via Pedriali 12, 47121 Forlì, sterna@sterna.it

Key Words: atlas, breeding bird distribution, trend, Emilia-Romagna, Ravenna Province, Forlì-Cesena Province

Summary *During the period 2004-2007 in the Ravenna and Forlì-Cesena provinces extensive bird censuses have been carried out in order to realize an Atlas of the breeding birds. Methodologies, census techniques and the geographical grid used in the present work are the same used to realize the previous Atlas (1995-1997). As a consequence, the new Atlas updates the information on distribution and abundance of the bird species and allows to compare current and past distributions. A total of 161 species were contacted, of which 150 were present also in the previous Atlas, whereas 9 species that were present in the previous Atlas are now disappeared as breeder.*

Nel 2004-07 è stato realizzato l'aggiornamento dell'Atlante delle due province realizzato nel 1995-97 (Gellini & Ceccarelli, 2000), mediante replicazione delle stesse metodologie. Il territorio è stato suddiviso in 139 sezioni della Carta Tecnica Regionale in scala 1:10.000 (6,7 x 5,5 km) all'interno delle quali sono stati realizzati censimenti di tipo quantitativo e qualitativo. Sono state rilevate 161 specie contro le 159 degli anni '90; sono complessivamente 170 le specie citate in almeno uno dei due atlanti. 150 sono specie stabili negli anni, risultate presenti in entrambi gli atlanti. 9 sono specie presenti nel primo atlante, non nel secondo per possibile estinzione locale: alzavola *Anas crecca*, moretta *Aythya fuligula*, piro piro piccolo *Actitis hypoleucos*, beccapesci *Sterna sandvicensis,* codirossone *Monticola saxatilis*, merlo dal collare *Turdus torquatus*, forapaglie comune *Acrocephalus schoenobaenus*, bigia padovana *Sylvia nisoria*, averla capirossa *Lanius senator*.

11 sono specie nuove, di recente acquisizione: cigno reale *Cygnus olor*, cigno nero *Cygnus atratus*, oca selvatica *Anser anser*, fistione turco *Netta rufina*, airone guardabuoi *Bubulcus ibis*, spatola *Platalea leucorodia*, cuculo dal ciuffo *Clamator glandarius*, ghiandaia marina *Coracias garrulus*, picchio nero *Dryocopus martius*, passera sarda *Passer hispaniolensis*, crociere *Loxia curvirostra*.

I censimenti quantitativi sono stati realizzati con il metodo del line-transect (Blondel, 1969), collocando 4,5 Km di transetto in ogni sezione indagata. I censimenti qualitativi sono stati mirati a rilevare le specie non contattabili con il metodo quantitativo ed a distribuzione localizzata. I dati quantitativi sono stati elaborati come indici di abbondanza relativa (coppie/km), direttamente confrontabili (specie per specie) con i dati raccolti ed elaborati nel precedente atlante. Per ogni specie è stata realizzata una cartografia della presenza ed abbondanza, con le abbondanze calibrate sulla base del precedente atlante, per la massima facilità di confronto.

Per ogni specie con dati quantitativi sono stati realizzati confronti su base statistica (test di Wilcoxon per campioni appaiati) delle abbondanze rilevate nei due periodi di rilevamento. Questa analisi ha mostrato differenze statisticamente significative per 12 specie in aumento e 20 in diminuzione (Tab. 1). Le variazioni riscontrate per le altre specie non sono risultate statisticamente significative.

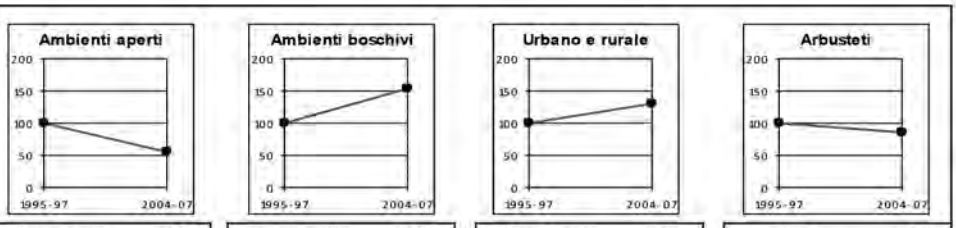
La metà delle specie in aumento è legata ad ambienti arborei (colombaccio, rampichino comune, picchio rosso maggiore, tordo bottaccio, cincia bigia, rigogolo); le altre specie, a parte il gruccione, insistono su ambienti colturali e antropizzati (codirosso comune, gazza, rondine, rondone

comune, storno). Tra le specie in diminuzione 13 sono di ambienti aperti ed arbustivi (prispolone, ortolano, allodola, beccamoschino, averla piccola, saltimpalo, occhiocotto, fanello, sterpazzola, strillozzo, zigolo nero, usignolo, scricciolo). Solo due (ciuffolotto, luì piccolo) sono legate ad ambienti arborei, 4 sono di ambienti colturali ed antropizzati (torcicollo, verdone, verzellino, cardellino). Nella Tab.2 sono rappresentati gli andamenti delle popolazioni per quattro gruppi di specie definiti sulla base delle preferenze ecologiche, ed in particolare sulla base della tipologia ambientale più abbondantemente frequentata, con il trend delle singole specie.

Tabella 1 - Trend di popolazione delle specie con variazioni significative

		2004-07		1995-97		delta	Sign.
		n. coppie	cp/km	n. coppie	cp/km	%	
colombaccio	*Columba palumbus*	141,5	0,258	16,5	0,032	700,40	,000
gruccione	*Merops apiaster*	157	0,287	19	0,037	671,23	,000
rampichino comune	*Certhia brachydactyla*	49	0,089	17,5	0,034	161,33	,001
codirosso comune	*Phoenicurus phoenicurus*	190,5	0,348	73,5	0,144	141,90	,000
gazza	*Pica pica*	337,5	0,616	133,5	0,261	135,96	,000
picchio rosso maggiore	*Dendrocopos major*	85,5	0,156	44	0,086	81,36	,001
rondine	*Hirundo rustica*	1385,5	2.531	723	1.415	78,86	,000
tordo bottaccio	*Turdus philomelos*	92	0,168	57	0,112	50,64	,039
cincia bigia	*Poecile palustris*	158	0,289	100	0,196	47,47	,022
rondone comune	*Apus apus*	1218,5	2.226	776	1.519	46,55	,000
rigogolo	*Oriolus oriolus*	286,5	0,523	188	0,368	42,23	,000
storno	*Sturnus vulgaris*	2418	4.416	1634	3.198	38,12	,016
scricciolo	*Troglodytes troglodytes*	680,5	1.243	878,5	1.719	-27,70	,000
usignolo	*Luscinia megarhynchos*	1054	1.925	1362,5	2.666	-27,80	,000
zigolo nero	*Emberiza cirlus*	444	0,811	581	1.137	-28,67	,000
verzellino	*Serinus serinus*	818,5	1.495	1075,5	2.105	-28,97	,000
cardellino	*Carduelis carduelis*	582	1.063	767	1.501	-29,18	,000
verdone	*Carduelis chloris*	973,5	1.778	1372	2.685	-33,78	,000
strillozzo	*Emberiza calandra*	241,5	0,441	369	0,722	-38,92	,015
sterpazzola	*Sylvia communis*	262	0,479	415	0,812	-41,08	,000
fanello	*Carduelis cannabina*	31,5	0,058	51,5	0,101	-42,91	,042
occhiocotto	*Sylvia melanocephala*	36,5	0,067	65,5	0,128	-47,99	,045
torcicollo	*Jynx torquilla*	100,5	0,184	190	0,372	-50,63	,000
saltimpalo	*Saxicola torquatus*	178	0,325	359,5	0,704	-53,79	,000
luì piccolo	*Phylloscopus collybita*	361,5	0,660	789	1.544	-57,24	,000
averla piccola	*Lanius collurio*	69,5	0,127	162	0,317	-59,96	,000
beccamoschino	*Cisticola juncidis*	127,5	0,233	311,5	0,610	-61,80	,000
ciuffolotto	*Pyrrhula pyrrhula*	16,5	0,030	40,5	0,079	-61,98	,000
allodola	*Alauda arvensis*	421	0,769	1294,5	2.533	-69,65	,000
ortolano	*Emberiza hortulana*	4	0,007	16	0,031	-76,67	,008
prispolone	*Anthus trivialis*	6	0,011	25	0,049	-77,60	,007
pendolino	*Remiz pendulinus*	4	0,007	47	0,092	-92,06	,004

Tabella 2 - Trend di raggruppamenti "ecologici" di specie



Ambienti aperti	-44,74
quaglia	24,0
tottavilla	8,0
allodola	-69,7
prispolone	-77,6
cutrettola	-14,1
saltimpalo	-53,8
beccamoschino	-61,8
averla piccola	-60,0
fanello	-42,9
zigolo giallo	-89,6
zigolo nero	-28,7
ortolano	-76,7
strillozzo	-38,9

Ambienti boschivi	53,27
colombaccio	700,4
picchio verde	20,8
picchio r. magg.	81,4
pettirosso	1,0
tordo bottaccio	50,6
Tordela	12,5
lui bianco	-26,8
lui piccolo	-57,2
fiorrancino	-16,3
cincia bigia	47,5
cincia mora	29,6
cinciarella	9,6
cinciallegra	1,0
picchio muratore	16,3
rampichino com	161,3
rigogolo	42,2
ghiandaia	16,2
fringuello	18,0
ciuffolotto	-62,0

Urbano e rurale	31,33
tortora dal collare	20,9
tortora selvatica	12,5
rondone comune	46,6
rondine	78,9
balestruccio	11,5
codirosso spazzac.	8,7
codirosso comune	141,0
gazza	137,0
taccola	9,9
storno	38,1
passera d'Italia	-11,8
passera mattugia	8,3
verzellino	-29,0
verdone	-33,8

Arbusteti	-15,23
scricciolo	-27,7
usignolo	-27,8
usignolo di fiume	-16,7
canapino	7,9
sterpazzolina	0,3
occhiocotto	-48,0
sterpazzola	-41,1
codibugnolo	-8,0

Bibliografia

BLONDEL J 1969. IN: LAMOTTE M, BOURLIÉRE F (EDS.) 1969. MASSON, PARIS; GELLINI S, CECCARELLI PP (A CURA DI) 2000. AMMIN. PROV. DI FORLÌ-CESENA E RAVENNA.

L'AVIFAUNA DI UN'AREA UMIDA ARTIFICIALE IN PROVINCIA DI AREZZO: LE VASCHE ABBANDONATE DELLO ZUCCHERIFICIO DI CASTIGLION FIORENTINO

FILIPPO CECCOLINI*, FAUSTO BARBAGLI* & GUIDO TELLINI FLORENZANO**

**Museo di Storia Naturale dell'Università di Firenze, Sezione di Zoologia "La Specola", Via Romana, 17, 50125 Firenze, ceccolinif@virgilio.it; **D.R.E.AM. Italia, Via G. Garibaldi 3, Pratovecchio (AR)*

Key Words: wetlands, Castiglion Fiorentino, Arezzo province, waterbirds

Summary *The abandoned tanks of sugar refinery in Castiglion Fiorentino (Province of Arezzo, Tuscany) are one of the most important wetlands of inland Tuscany. In this contribution we list 146 species of birds known for this area that represents an important staging and wintering site for many waterbirds, as well as providing a suitable breeding site for several species.*

Le vasche abbandonate dello zuccherificio sito nel comune di Castiglion Fiorentino sono una serie di invasi artificiali un tempo utilizzati per la lavorazione della barbabietola da zucchero. Esse sono comprese in un'area di circa 246 ha costituita da materiale alluvionale e con una quota media di 250 m s.l.m.

In questa area sono note 146 specie di uccelli, di cui 63 rilevate in epoca di svernamento e 66 in un periodo di tempo compatibile con quello della nidificazione della specie in Toscana (Arcamone, ined.). Per quanto concerne le categorie di tutela, 28 specie sono protette dalla L. 157/92, 93 sono inserite nell'allegato II della Convenzione di Berna e 38 nell'allegato 1 della Direttiva Uccelli 79/409 CEE; inoltre 11 specie sono inserite nella Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia sotto la voce LR, 5 sotto quella VU, 1 sotto quella EN e 1 sotto quella CR. In base alle categorie a diverso status di conservazione sono presenti 22 specie SPEC3 (2 SPEC3w), 1 SPEC 2 e 1 SPEC 1. In Tabella 1 è riportato l'elenco delle specie segnalate nell'area (contrassegnate con asterisco le nidificanti, possibili, probabili ed accertate), aggiornato al settembre 2011. Per la redazione della check-list sono state effettuate osservazioni inedite sul campo da parte dagli autori, oltre che con i dati reperibili in letteratura (tra le fonti principali: Arcamone & Tellini, 1985, 1986, 1987, 1988, 1991-92; Arcamone & Barbagli, 1995-1996; Tellini Florenzano *et al*., 2005; Arcamone & Puglisi, 2006, 2008). La nomenclatura e l'ordine sistematico adottati sono quelli di Fracasso *et al*. (2009). Ulteriori dati sono stati forniti da altri osservatori (vedi ringraziamenti) e rintracciati tramite la consultazione della piattaforma informatica www.ornitho.it.

Tabella 1 - Elenco specie segnalate al settembre 2011(nidificanti possibili, probabili o certe)*

Cigno reale, *Cygnus olor*
Oca selvatica, *Anser anser*
Volpoca, *Tadorna tadorna*
Fischione, *Anas penelope*
Canapiglia, *Anas strepera* *
Alzavola, *Anas crecca* *
Germano reale, *Anas platyrhynchos* *
Cavaliere d'Italia, *Himantopus himantopus* *
Avocetta, *Recurvirostra avosetta*
Occhione, *Burhinus oedicnemus* *
Corriere piccolo, *Charadrius dubius* *
Fratino, *Charadrius alexandrinus*
Pavoncella, *Vanellus vanellus*
Gambecchio comune, *Calidris minuta*

Codone, *Anas acuta*
Marzaiola, *Anas querquedula* *
Mestolone, *Anas clypeata* *
Moriglione, *Aythya ferina* *
Moretta tabaccata, *Aythya nyroca* *
Moretta, *Aythya fuligula* *
Fagiano comune, *Phasianus colchicus* *
Cormorano, *Phalacrocorax carbo*
Tarabuso, *Botaurus stellaris*
Tarabusino, *Ixobrychus minutus* *
Nitticora, *Nycticorax nycticorax*
Sgarza ciuffetto, *Ardeola ralloides*
Airone guardabuoi, *Bubulcus ibis*
Garzetta, *Egretta garzetta*
Airone bianco maggiore, *Casmerodius albus*
Airone cenerino, *Ardea cinerea*
Airone rosso, *Ardea purpurea* *
Cicogna nera, *Ciconia nigra*
Spatola, *Platalea leucorodia*
Fenicottero, *Phoenicopterus roseus*
Tuffetto, *Tachybaptus ruficollis* *
Svasso maggiore, *Podiceps cristatus* *
Svasso collorosso, *Podiceps grisegena*
Svasso piccolo, *Podiceps nigricollis*
Falco pecchiaiolo, *Pernis apivorus*
Biancone, *Circaetus gallicus* *
Falco di palude, *Circus aeruginosus*
Albanella reale, *Circus cyaneus*
Albanella pallida, *Circus macrourus*
Sparviere, *Accipiter nisus*
Poiana, *Buteo buteo* *
Gheppio, *Falco tinnunculus* *
Falco cuculo, *Falco vespertinus*
Smeriglio, *Falco columbarius*
Lodolaio, *Falco subbuteo* *
Falco pellegrino, *Falco peregrinus*
Porciglione, *Rallus aquaticus* *
Voltolino, *Porzana porzana*
Schiribilla, *Porzana parva*
Gallinella d'acqua, *Gallinula chloropus* *
Piovanello comune, *Calidris ferruginea*
Piovanello pancianera, *Calidris alpina*
Combattente, *Philomachus pugnax*
Frullino, *Lymnocryptes minimus*
Beccaccino, *Gallinago gallinago*
Pittima reale, *Limosa limosa*
Chiurlo maggiore, *Numenius arquata*
Piro piro piccolo, *Actitis hypoleucos*
Piro piro culbianco, *Tringa ochropus*
Totano moro, *Tringa erythropus*
Pantana, *Tringa nebularia*
Piro piro boschereccio, *Tringa glareola*
Pettegola, *Tringa totanus*
Gabbiano comune, *Chroicocephalus ridibundus*
Gavina, *Larus canus*
Gabbiano reale, *Larus michahellis*
Sterna zampenere, *Gelochelidon nilotica*
Sterna maggiore, *Hydroprogne caspia*
Mignattino piombato, *Chlidonias hybrida*
Mignattino comune, *Chlidonias niger*
Mignattino alibianche, *Chlidonias leucopterus*
Colombo di città, *Columba livia* f. *domestica* *
Colombaccio, *Columba palumbus* *
Tortora dal collare, *Streptopelia decaocto* *
Tortora selvatica, *Streptopelia turtur* *
Cuculo, *Cuculus canorus* *
Barbagianni, *Tyto alba* *
Civetta, *Athene noctua* *
Gufo comune, *Asio otus* *
Gufo di palude, *Asio flammeus*
Rondone comune, *Apus apus* *
Martin pescatore, *Alcedo atthis* *
Gruccione, *Merops apiaster* *
Upupa, *Upupa epops* *
Torcicollo, *Jynx torquilla* *
Picchio verde, *Picus viridis* *
Calandrella, *Calandrella brachydactyla* *
Cappellaccia, *Galerida cristata*
Allodola, *Alauda arvensis*
Topino, *Riparia riparia*

Folaga, *Fulica atra* *
Balestruccio, *Delichon urbicum* *
Prispolone, *Anthus trivialis*
Pispola, *Anthus pratensis*
Spioncello, *Anthus spinoletta*
Cutrettola, *Motacilla flava* *
Ballerina gialla, *Motacilla cinerea*
Ballerina bianca, *Motacilla alba* *
Scricciolo, *Troglodytes troglodytes*
Passera scopaiola, *Prunella modularis*
Pettirosso, *Erithacus rubecula*
Usignolo, *Luscinia megarhynchos* *
Codirosso spazzacamino, *Phoenicurus ochruros*
Stiaccino, *Saxicola rubetra*
Saltimpalo, *Saxicola torquatus* *
Culbianco, *Oenanthe oenanthe*
Merlo, *Turdus merula* *
Tordo bottaccio, *Turdus philomelos*
Usignolo di fiume, *Cettia cetti* *
Beccamoschino, *Cisticola juncidis* *
Forapaglie cast., *Acrocephalus melanopogon*
Forapaglie com., *Acrocephalus schoenobaenus*
Cannaiola comune, *Acrocephalus scirpaceus* *
Cannareccione, *Acrocephalus arundinaceus* *
Capinera, *Sylvia atricapilla* *
Beccafico, *Sylvia borin*
Rondine, *Hirundo rustica* *
Sterpazzola, *Sylvia communis* *
Occhiocotto, *Sylvia melanocephala* *
Luì piccolo, *Phylloscopus collybita*
Luì grosso, *Phylloscopus trochilus*
Basettino, *Panurus biarmicus*
Codibugnolo, *Aegithalos caudatus* *
Cinciarella, *Cyanistes caeruleus*
Cinciallegra, *Parus major* *
Pendolino, *Remiz pendulinus* *
Averla piccola, *Lanius collurio* *
Ghiandaia, *Garrulus glandarius* *
Gazza, *Pica pica* *
Taccola, *Corvus monedula*
Cornacchia grigia, *Corvus cornix* *
Storno, *Sturnus vulgaris* *
Passera d'Italia, *Passer italiae* *
Passera mattugia, *Passer montanus* *
Fringuello, *Fringilla coelebs*
Verzellino, *Serinus serinus* *
Verdone, *Carduelis chloris* *
Cardellino, *Carduelis carduelis* *
Fanello, *Carduelis cannabina*
Zigolo nero, *Emberiza cirlus*
Migliarino di palude, *Emberiza schoeniclus*
Strillozzo, *Emberiza calandra* *

Ringraziamenti

Si ringraziano per i dati forniti: T. Campedelli, S. Cutini, C. Donati, G. Grazzini, L. Lapini, G. Miniati, E. Paggetti, B. Perroud, C. Torniai.

Bibliografia

ARCAMONE E, TELLINI G 1985. QUADERNI DEL MUSEO DI STORIA NATURALE DI LIVORNO 6: 79-94; ARCAMONE E, TELLINI G 1986. QUADERNI DEL MUSEO DI STORIA NATURALE DI LIVORNO 7: 105-118; ARCAMONE E, TELLINI G 1987. QUADERNI DEL MUSEO DI STORIA NATURALE DI LIVORNO 8: 139-154; ARCAMONE E, TELLINI G 1988. QUADERNI DEL MUSEO DI STORIA NATURALE DI LIVORNO 9: 75-90; ARCAMONE E, BARBAGLI F 1995-1996. QUADERNI DEL MUSEO DI STORIA NATURALE DI LIVORNO 14: 79-109; ARCAMONE E, TELLINI G 1991-1992. QUADERNI DEL MUSEO DI STORIA NATURALE DI LIVORNO 12: 37-66; ARCAMONE E, PUGLISI L 2006. ALULA 13(1-2): 3-124; ARCAMONE E, PUGLISI L 2008. ALULA 15(1-2): 3-121; FRACASSO G, BACCETTI N, SERRA L 2009. AVOCETTA 33(1): 5-24; TELLINI FLORENZANO G, CAMPADELLI T, BERTOCCI R, CURSANO B, LAPINI L, VALTRIANI M, VEKEN M 2005. IN: ASOER (RED.). ATTI DEL I CONVEGNO (30 APRILE 2004, COMACCHIO).

SVERNAMENTO DI *Circus cyaneus* LUNGO LA VALCESANO (MARCHE)

ROBERTO CECCUCCI[1], JACOPO ANGELINI[2], MAURO MENCARELLI[3], NIKI MORGANTI[3,4] & FRANCESCA MORICI [3]

[1]Via Paci 7, Monterado (AN), [2]Studio Natur. Diatomea, Senigallia, info@studiodiatomea.it; [3]Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo", DiSTeVA; [4]Parco Naturale Regionale Gola della Rossa e di Frasassi

Key Words: Hen Harrier, wintering, Marche region

Summary *During winter 2010/2011 we monitored the presence of Hen harriers in the valley of Cesano river (Italy, Marche region). Twelve birds were found, confirming past counts which took place since 2004.*

L'albanella reale *Circus cyaneus* sverna regolarmente in Italia con una popolazione probabilmente compresa tra 1000-3000 individui (Brichetti & Fracasso, 2003). Nelle Marche è indicata come migratrice regolare e svernante (Giacchini 2003). Dall'inverno 2004/2005 è stata accertata e monitorata la presenza regolare della specie nella Valcesano. Solamente nell'inverno 2010/2011 sono stati raccolti dati in maniera organica, con lo scopo di confermare e quantificare con maggior precisione gli individui svernanti.

L'area di indagine comprende la valle del fiume Cesano, nelle Marche centro-settentrionali, e segna il confine amministrativo tra le province di Ancona e Pesaro-Urbino (Fig. 1). La tipologia ambientale predominante lungo la Valcesano è l'agricolo seminativo; sono presenti anche elementi seminaturali come la vegetazione ripariale del fiume Cesano, siepi, aree boschive anche di discrete dimensioni fino ai prati sommitali del massiccio calcareo del Monte Catria. Ad eccezione della linea costiera, la Valcesano non presenta un livello eccessivo di urbanizzazione, mancano infatti grossi centri abitati.

La ricerca ha preso in esame i risultati dalle osservazioni compiute nell'inverno 2010/2011, da ottobre-novembre a febbraio. L'area di studio è stata indagata scegliendo le tipologie ambientali che la specie frequenta in inverno, come calanchi, versanti acclivi di colline, ampi campi di erba medica (almeno 5 ha) e praterie montane (Brichetti e Fracasso 2003). Le aree individuate come idonee alla presenza dell'albanella reale sono state visitate almeno due volte durante la stagione invernale.

In totale sono stati visitati 18 siti ritenuti idonei allo svernamento della specie. In 13 di questi siti sono stati osservati individui della specie oggetto di indagine. Dal conteggio totale degli animali osservati sono stati esclusi quelli ritenuti doppi conteggi. Il totale di individui svernanti nella Valcesano nell'inverno 2010/2011 è 12, distribuiti come in Tab. 1.

I risultati ottenuti confermano quanto osservato dagli Autori negli anni precedenti, in cui era stat proposta una stima di 10-12 individui svernanti nell'area. Nell'inverno 2004/2005, particolarmente freddo e nevoso, sono stati osservati fino a 17-20 individui. Il sito di Piagiolino risulta essere tra quelli frequentati con maggiore fedeltà, con la presenza costante di almeno tre individui ogni inverno.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2003. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; GIACCHINI P 2003. RIV. ITAL. ORN. 73(1): 25-45.

Tabella 1 - Individui svernanti in ciascun sito monitorato

sito	codice	N	maschi	juv+femmine	altitudine
Santa Lucia	CC_01	2	1	1	130 m
Piagiolino	CC_04	3	1	2	125 m
Montecucco	CC_07	1		1	180 m
S. Lorenzo in Campo	CC_10	1		1	225 m
Monte Catria	CC_14	2	1	1	1100 m
Frontone	CC_17	3	1	2	420 m
TOTALE		12	4	8	

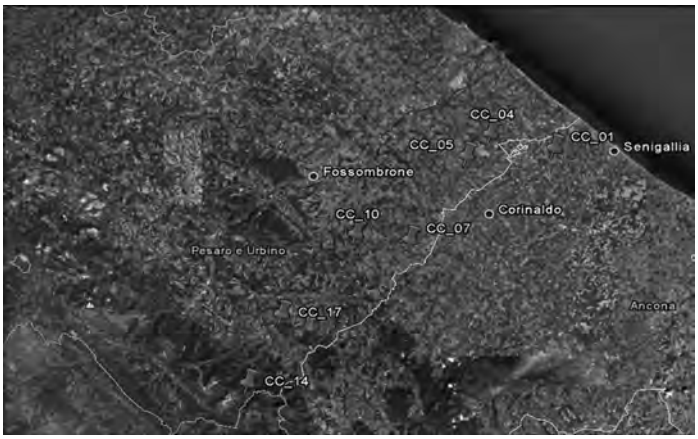


Figura 1 - Limiti dell'area di studio e localizzazione dei siti di censimento

SVERNAMENTO DI PIVIERE TORTOLINO *Charadrius morinellus* IN PUGLIA

PIETRO CHIATANTE* & GIANPASQUALE CHIATANTE**

**SERAPIA Soc. Coop. a R., via Mario Pagano sn, 72017 Ostuni (BR), info@cooperativaserapia.it, **via Antonio Gramsci 17, 74015 Martina Franca (TA)*

Key Words: Eurasian Dotterel, wintering, Southern Italy, Apulia

Summary *Three Eurasian Dotterels* Charadrius morinellus *were observed from 9 January to 22 February 2011 in the Parco Naturale Regionale delle Dune Costiere da Torre Canne a Torre San Leonardo (Ostuni, Apulia).*

Il 9 gennaio 2011 alle ore 12.00 sono stati osservati 3 individui di piviere tortolino *Charadrius morinellus* in foraggiamento nei pascoli del Parco Naturale Regionale delle Dune Costiere da Torre Canne a Torre San Leonardo, in territorio di Ostuni (Brindisi). Nei giorni successivi e fino al 22 febbraio 2011 si sono susseguite varie osservazioni, a volte di 3 individui, altre di 2, sia da parte degli autori che dei birdwatchers locali.

La prima osservazione è stata condotta durante un'occasionale escursione ornitologica nel Parco. L'intero episodio di svernamento ha suscitato notevole interesse tra gli ornitologi e i birdwatchers pugliesi e nazionali. Gran parte degli avvistamenti sono stati resi noti e documentati da fotografie sul sito www.argonauti.org/forum dando, quindi, anche la possibilità di poter accuratamente distinguere l'età dei soggetti, non sempre facilmente individuabili durante l'osservazione in campo. Nel Parco delle Dune Costiere hanno, quindi, svernato un adulto e due giovani.

Il 15 gennaio Enrico Ancora e Giuseppe Nuovo mentre osservavano i 3 individui in sosta nel solito pascolo, trovano, nelle vicinanze, la spiumata di un altro soggetto. Le estremità inferiori dei calami non mostravano segni di taglio ed erano perciò assolutamente integri. La spiumata è stata rilevata in prossimità dei cavi elettrici che insistono lungo le dune fossili dell'area protetta. Alla luce di queste considerazioni è ipotizzabile che questo soggetto di piviere tortolino abbia subito dapprima una collisione con i cavi elettrici e, successivamente, la carcassa sia stata spiumata dalle gazze *Pica pica*, abbondantemente presenti nel territorio. Analizzando le penne, inoltre, si è potuto constatare che il soggetto predato era giovane. Il ritrovamento della spiumata, quindi, rivela la presenza iniziale di quattro individui di piviere tortolino svernanti.

La mattina del 16 gennaio durante l'osservazione da parte di Tommaso Capodiferro e di Giuseppe Fiorella, i tre soliti individui si alzano in volo ed accidentalmente uno di loro collide con i cavi elettrici a media tensione che si trovano a margine dei pascoli determinandone la morte. Si trattava di un giovane individuo. La carcassa non è stata prontamente raccolta e nonostante l'accurata ricerca della stessa nei giorni successivi non è stata ritrovata, forse a causa dell'utilizzo da parte di gazze o di volpi.

Nel periodo compreso tra il 16 gennaio e il 22 febbraio 2011 hanno, pertanto, continuato lo svernamento un adulto e un giovane di piviere tortolino. Il 22 febbraio è stata l'ultima volta in cui sono stati avvistati nell'ambito delle occasionali verifiche che si sono protratte fino al 20 marzo.

Il Parco Naturale Regionale delle Dune Costiere da Torre Canne a Torre San Leonardo si estende lungo 6 km di costa, e verso l'entroterra, su 1069 ettari, tra i territori di Fasano e di Ostuni, in provincia di Brindisi. È caratterizzato da dune costiere abbastanza integre ricoperte da macchia

mediterranea, in particolare da ginepro coccolone *Juniperus oxycedrus* ssp. *macrocarpa* e lentisco *Pistacia lentiscus.* Nel retroduna si sviluppano il fiume Morelli e la steppa salata mediterranea a salicornia glauca *Arthrocnemum glaucum*. Procedendo verso l'entroterra si incontrano le dune fossili, formatesi tra i 6.000 e i 100.000 anni fa e caratterizzate da pseudosteppa mediterranea (Chiatante *et al*., 2008).

I prati frequentati dai pivieri tortolini si sviluppano dalle dune fossili verso l'interno, a circa 500 metri dalla costa. Sono rappresentati da seminativi coltivati a grano o ad avena e tenuti a riposo, ad anni alterni, in modo da favorire l'inerbimento spontaneo per il pascolo delle pecore di un'azienda zootecnica vicina. L'osservazione dei pivieri tortolini è avvenuta quando i terreni erano a riposo ovvero venivano pascolati consentendo, tra l'altro, di mantenere basso il cotico erboso spontaneo, ondizione che potrebbe aver favorito la sosta dei soggetti svernanti. Nel complesso i suddetti seminativi sono coltivati su terreni magri, caratterizzati da pochi centimetri di terra rossa ed affioramenti calcarei a livello dei quali crescono piccole formazioni a gariga di timo arbustivo *Thymus capitatus.*

L'area frequentata dai pivieri tortolini insiste, inoltre, nel Sito di Importanza Comunitaria IT9140002 "Litorale brindisino".

In Italia la specie è migratrice nidificante. Se ne stimano 0-5 coppie. Il primo caso di nidificazione è stato accertato nel 1952 sul massiccio della Majella. Più recentemente sono da comprovare altre occasionali nidificazioni sull'Appennino, sia in Abruzzo, che tra l'Umbria e le Marche. La nidificazione appare occasionale anche sulle Alpi, in particolare in Alto Adige, mentre appare probabile in Lombardia (Brichetti & Fracasso, 2004). E' perlopiù specie migratrice tra luglio e novembre, con un massimo di osservazioni tra agosto e i primi di ottobre. Frequenta le vette delle Alpi e dell'Appennino e si rileva anche lungo le coste.

In inverno la specie è rara ed irregolare (Brichetti & Fracasso, 2004). Le uniche osservazioni negli ultimi anni si riferiscono alla presenza di un singolo individuo a Capo Murro di Porco a Siracusa il 20 e il 26 dicembre 1997, e per cui si ipotizza lo svernamento (Corso & Iapichino, 2001), e ad alcuni individui abbattuti in Puglia (Spagnesi & Serra, 2001). Meno recente, invece, la presenza invernale in Sardegna (Grussu 1996).

Questo episodio conferma che individui di questa specie, il cui areale di svernamento attualmente interessa la sponda sud del bacino mediterraneo, possono, durante la migrazione autunnale, trovare condizioni ambientali favorevoli in cui fermarsi a svernare (ambienti aperti agricoli, steppici, semidesertici e assenza di disturbo venatorio), presenti in talune aree di Puglia, Sicilia, Sardegna.

Ringraziamenti

Ringraziamo "Sulle Orme degli Argonauti" per aver aggiornato, anche con documentazione fotografica, la cronistoria dello svernamento sul sito del Forum www.argonauti.org/forum; il Parco Naturale Regionale delle Dune Costiere da Torre Canne a Torre San Leonardo per l'attenzione dimostrata e Maurizio Azzolini per la disponibilità e le informazioni utili.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2004. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; CHIATANTE P ET AL. 2008. COMUNE DI OSTUNI - ASSESSORATO ALL'AMBIENTE, STAMPA SUD S.P.A., MOTTOLA; CORSO A, IAPICHINO C 2001. AVES ICHNUSAE 4: 69-72; GRUSSU M 1996. RIV. ITAL. ORNITOL. 66: 9-16; SPAGNESI M, SERRA L 2001. MATTM-INFS 3: 56-57.

STIMA DELLE POSSIBILI COLLISIONI DEGLI UCCELLI IN UN IMPIANTO EOLICO. PROPOSTE PER UNA UNIFORMITÀ DI APPLICAZIONE IN ITALIA

ALBERTO CHITI BATELLI & BARBARA CURSANO

NEMO srl, Piazza D'Azeglio 11, 50121 Firenze, chiti-batelli@nemoambiente.com

Key Words: windfarm, birds, collisions, risk, estimation, application, Italy

Summary *Recently Band proposed two methods for objective estimations of possible bird collisions with wind turbines, according to the influence of technical and biological parameter. It is now useful and necessary to investigate the correct application of the Band method on collision estimates to achieve an uniform and agreed use in Italy. We propose to use the Band method for birds with less predictable movements to estimate the number of breeding raptors, and the Band method for birds with predictable movements to estimate the number of migrating raptors. We also propose to provide two different estimates of yearly death rate, according to the worst and the best predictable conditions obtained through two different collision matrices.*

I progetti di nuovi impianti eolici sono accompagnati molto spesso da monitoraggi avifaunistici ante-operam, svolti sia in relazione alle specie nidificanti che a quelle migratrici. Non sempre però le relazioni finali di tali monitoraggi presentano stime di collisione e, se presenti, non è mai possibile risalire alle modalità di applicazione delle metodologie di stima. Appare pertanto utile e necessario approfondire le modalità di una corretta applicazione delle metodiche per la stima delle collisioni (Huso, 2009, 2011), per giungere ad un loro condiviso univoco utilizzo in Italia.Negli ultimi anni sono stati proposti due metodi (Band *et al*., 2007) che intendono rendere più oggettiva la stima dell'influenza di alcuni parametri, sia tecnici che biologici: ad esempio numero dei generatori, numero di pale, diametro del rotore, corda massima, lunghezza e apertura alare dell'uccello.

I metodi di stima di Band si articolano, per ogni specie e per un determinato impianto in esame:

- in una stima del numero di esemplari a rischio di collisione;
- in una stima della probabilità di collisione, vale a dire della percentuale di esemplari che possono collidere con un generatore, in base a parametri tecnici e biologici sopra accennati, inseriti in un apposito foglio di calcolo;
- nel relativo numero di possibili collisioni all'anno degli esemplari con i generatori dell'impianto eolico in esame (valore A x valore B);
- in una correzione del valore C in base alla capacità di ogni specie di schivare le pale (D).

Se così non fosse (capacità di schivare le pale 0%), si avrebbe una collisione per ogni uccello che passa nel raggio d'azione di un impianto eolico. Se la capacità di schivare le pale fosse massima (100%), non ci sarebbero mai collisioni. Dai dati reali raccolti da numerosi studi europei e americani (Arnett, 2005; Barrios & Rodrìguez, 2004; Drewitt & Langston, 2006; Horn *et al*., 2008; Madders & Whitfield, 2006; Whitfield & Madders, 2006ab; Whitfield, 2009), è evidente che entrambe le ipotesi sono irreali. Quale sia la reale capacità di ogni specie di uccello di schivare le pale è un dato sconosciuto in quanto dipendente da fattori aleatori: velocità del vento (che incide sulla rotazione delle pale, sulla velocità di volo e sulla capacità di manovra degli uccelli), condizioni di visibilità (presenza/assenza di nebbia, fase diurna/notturna, ecc.), numero, disposizione e localizzazione dei generatori, periodo effettivo di funzionamento di ogni generatore. L'associazione SNH (Scottish Natural Heritage) che ha elaborato il metodo di stima delle collisioni nell'ultima

nota informativa sull'uso delle percentuali di capacità di schivare le pale (SNH, 2010) raccomanda di usare un valore di base pari al 98%, elevato a 99% per alcune specie per le quali esistono sufficienti informazioni. Come stimolo alla discussione proponiamo di seguito un'applicazione diversificata dei due metodi di stima di Band:

(1) metodo per uccelli con movimenti "meno prevedibili": da utilizzare per la stima del numero di esemplari di uccelli di grandi dimensioni (rapaci, oche, corvidi, ecc.) nidificanti o presenti in periodo riproduttivo a rischio di collisione.

(2) metodo per uccelli con movimenti "prevedibili": da utilizzare per la stima del numero di esemplari di uccelli in migrazione a rischio di collisione.

Il metodo (1) si basa sui dati reali della frequentazione dell'area di impianto, ed in particolare sul tempo trascorso dagli uccelli sopra l'area di impianto (frequenza oraria media); per ogni specie osservata viene stimato il numero di esemplari che potrebbero transitare all'anno nell'area a rischio dell'impianto. Un limite di tale metodo è rappresentato dal considerare proprio la frequenza oraria media, derivata dal monitoraggio, come costante per tutto il periodo migratorio, con il conseguente rischio di sottostimare o di sovrastimare il flusso migratorio.

Il metodo (2), pur non adattandosi perfettamente alle condizioni reali, fornisce risultati più attendibili per questi gruppi di uccelli, in quanto basato sul numero di esemplari osservati più che sul tempo trascorso nell'area di impianto.

Come risultato finale di entrambe le metodologie, seguendo anche quanto consigliato dallo stesso Band, proponiamo di fornire due differenti stime del numero di collisioni all'anno, derivanti da due differenti matrici di collisione: una in base alle peggiori condizioni (anemologiche, biologiche, periodi di presenza, capacità di schivare, ecc.) ed una in base alle migliori condizioni prevedibili. I parametri di cui proponiamo coppie di valori variabili in tal senso, sono i seguenti (nell'ordine peggiori e migliori condizioni): capacità di schivare le pale (valori al 95% o al 99%); inclinazione delle pale (35° o 0°); periodo di rotazione (più veloce, 19 rpm; più lento, 9 rpm; dati tecnici reali degli odierni rotori). Le probabilità di collisione risulteranno dal valore della matrice per il volo "controvento" con i parametri per le peggiori condizioni e per il volo "in favore di vento" con i parametri per le migliori condizioni. Appare opportuno considerare l'effettiva operatività delle turbine, riducendo il numero di collisioni possibili per la percentuale di detta operatività annuale.

Forniamo inoltre due proposte per uniformare i dati di base per i calcoli. Per calcolare l'area di impianto proponiamo di considerare una fascia che comprende tutti i generatori, ampia quanto il diametro del rotore (alle estremità dell'impianto quanto il raggio). Per le difficoltà di stima delle distanze da terra degli uccelli in volo, proponiamo di rilevare in campo tutti i sorvoli entro una distanza di 500 m dai generatori. Proponiamo di scartare solo i dati riferiti a sorvoli a grandi altezze (> 150 m) e i passaggi con volo radente al terreno (< 5 m), in quanto in entrambi casi risultano esterni al raggio di azione delle pale (tra 20 e 150 m con generatori da 1-2 MW). Quale dato utile a caratterizzare il sito dell'impianto eolico dal punto di vista avifaunistico proponiamo infine di riportare nelle relazioni tecniche relative al monitoraggio anche le stime del numero totale di passaggi di "uccelli locali di grandi dimensioni" e del numero totale di passaggi di "uccelli di grandi dimensioni in migrazione", risultati intermedi del procedimento di stima del numero di collisioni.

Bibliografia

ARNETT EB 2005. BAT CONSERVATION INTERNATIONAL, AUSTIN, TEXAS; BAND W ET AL. 2007. IN: DE LUCAS M ET AL. 2007. QUERCUS, LA PEDRIZA, MADRID; BARRIOS L, RODRIGUEZ A 2004. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 41(1): 72-81; DREWITT AL, LANGSTON RHW 2006.

IBIS 148: 29-42; HORN JW, ARNETT EB, KUNZ TH 2008. JOURNAL OF WILDLIFE MANAGEMENT 72(1): 123-132; HUSO MMP 2009. WBWG MEETING, AUSTIN, TEXAS; HUSO MMP 2011. ENVIRONMETRICS 22(3): 318-329; LANGSTON RHW, PULLAN JD 2005. BIRDLIFE INTERNATIONAL, RSPB, CONVENTION ON THE CONSERVATION OF EUROPEAN WILDLIFE AND NATURAL HABITATS, STRASBOURG; MADDERS M, WHITFIELD DPH 2006. IBIS 148: 43-56; WHITFIELD DP, MADDERS M 2006A. NATURAL RESEARCH LTD. BANCHORY, UK; WHITFIELD DP MADDERS M 2006B. NATURAL RESEARCH LTD. BANCHORY, UK; WHITFIELD DP 2009. NATURAL RESEARCH LTD. BANCHORY, UK.

Picchio muratore

Merlo acquaiolo

MONITORAGGIO DELL'AVIFAUNA PER UN IMPIANTO EOLICO IN PROGETTO. PROPOSTE PER UNA UNIFORMITÀ DI APPLICAZIONE IN ITALIA

ALBERTO CHITI BATELLI & BARBARA CURSANO

NEMO srl, Piazza D'Azeglio 11, 50121 Firenze, chiti-batelli@nemoambiente.com

Key Words: windfarm, birds, monitoring, application, Italy

Summary *We propose four targets that a birds monitoring should aim at, and a series of operational solutions, in order to achieve an agreed and uniform procedure. The operational solutions concern the number of observation points, the size of the survey area, the type of data to be collected, the seasonal distribution of surveys, the daily period of surveys, the survey methodology.*

Le metodologie per lo svolgimento di monitoraggi *ante operam* di impianti eolici sono state oggetto di numerosi documenti e contributi scientifici: si veda ad esempio Anderson *et al*. (1999), Atienza *et al*. (2008), Bulgarini *et al*. (2007), Madders e Whitfield (2006), Whitfield *et al*. (2010). In Italia, alcune Regioni hanno approvato norme per lo svolgimento dei monitoraggi (ad es. Abruzzo, Liguria, Puglia).

A seguito dell'esame di tali documenti, di alcune relazioni di accompagnamento ai monitoraggi e in base alle esperienze direttamente effettuate in campo, proponiamo un elenco di obiettivi che il monitoraggio deve perseguire e una serie di soluzioni operative, al fine di giungere ad una condivisa ed univoca procedura di svolgimento di tali monitoraggi. Resta inteso che in talune situazioni potrebbero rendersi necessari approfondimenti attraverso ulteriori indagini, ad esempio in periodo invernale al di fuori dei casi previsti al successivo punto 3. Gli obiettivi sono i seguenti:

1. rilevare nell'area del previsto impianto eolico le popolazioni di avifauna diurna e notturna nidificante o presente per alimentazione nel periodo riproduttivo e post riproduttivo, con particolare attenzione ai rapaci diurni;
2. rilevare le specie di avifauna che frequentano l'area del previsto impianto eolico nei due periodi migratori, con particolare attenzione ai rapaci diurni;
3. rilevare le specie di avifauna diurna che sorvola l'area del previsto impianto eolico in periodo invernale, per impianti entro 1 km da zone umide o entro 3 km di fascia costiera;
4. definire l'entità e individuare le modalità di attraversamento dell'area durante le migrazioni dell'avifauna.

Di seguito proponiamo alcune soluzioni operative.

Numero di postazioni di osservazione per l'avifauna: in caso di visibilità parziale dell'area di impianto (ad esempio per presenza di morfologia accidentata o di vegetazione arborea), è necessario individuare più di una postazione di osservazione, ciascuna occupata da almeno un rilevatore, in modo tale che l'area dell'impianto sia adeguatamente controllata; in questo caso è auspicabile l'uso di apparecchi radio ricetrasmittenti.

Area di impianto: per le difficoltà di stima delle distanze da terra degli uccelli in volo, proponiamo di rilevare in campo tutti i sorvoli entro una distanza di 500 m dai generatori, come consigliato anche da alcuni autori, ad es. Band (2007).

Dati da rilevare: per le difficoltà di stima sopra ricordate, proponiamo di scartare solo i dati riferiti a sorvoli a grandi altezze (> 150 m) e i passaggi con volo radente al terreno (< 5 m), in quanto

in entrambi casi risultano esterni al raggio di azione delle pale. Devono essere registrati su apposite schede di campo i seguenti dati: data, osservatori, orario del rilievo. Per ogni esemplare contattato devono essere registrati: specie (sigla, nome italiano o altro), numero di esemplari, direzioni di provenienza e di scomparsa, località di eventuale termica, altezza di volo sull'impianto (altezza media in caso di esemplari in caccia), tempo di volo nell'area di impianto. Riteniamo facoltativi la registrazione di dati meteorologici, l'età e il sesso degli esemplari, e l'aggiunta di note.

Distribuzione dei rilievi dell'avifauna migratrice: proponiamo almeno dieci rilievi per la migrazione prenuziale, distribuiti dal 1 marzo al 20 maggio e almeno otto per quella post riproduttiva, dal 15 agosto al 15 ottobre, preferibilmente a cadenza settimanale o più ravvicinata (nei mesi di marzo, di maggio e di settembre). Per impianti entro 1 km da zone umide o entro 3 km di fascia costiera i rilievi per la migrazione post riproduttiva devono essere almeno quattordici, estesi dal 15 agosto al 30 novembre.

Durata giornaliera dei rilievi dell'avifauna migratrice: proponiamo rilievi giornalieri di almeno 6 ore diurne consecutive, con inizio da non oltre 4 ore dopo l'alba, con l'ausilio di un binocolo con almeno 8 ingrandimenti e di un cannocchiale con almeno 20 ingrandimenti per ogni rilevatore.

Distribuzione dei rilievi dell'avifauna nidificante: per gli uccelli diurni proponiamo almeno due rilievi in periodo riproduttivo, in aprile e tra il 15 maggio e il 15 giugno. Per i rapaci notturni due rilievi, a marzo (ad aprile per le aree montane) e tra il 15 maggio e il 15 giugno. Per impianti previsti almeno in parte in aree aperte, almeno 3 rilievi per i rapaci diurni nel periodo riproduttivo non coperto dai rilievi sull'avifauna migratrice: uno nel periodo 15 maggio - 15 giugno, due nel periodo 15 giugno-15 luglio.

Metodologia dei rilievi: per un'analisi il più possibile completa dell'avifauna di un'area relativamente limitata quale quella d'impianto, riteniamo preferibile un censimento degli uccelli di tipo semiquantitativo lungo un percorso (transetto) che attraversi l'intero impianto eolico in progetto, che consente un soddisfacente rapporto fra tempo impiegato e risultati e la possibilità di indagare in modo più completo e omogeneo tutta l'area in esame. In alcune situazioni può risultare preferibile la realizzazione di punti (stazioni) d'ascolto, ad esempio ove siano prevalentemente o esclusivamente interessate aree boscate omogenee o porzioni territoriali di difficile accessibilità. In questo caso i punti devono essere localizzati in corrispondenza (entro 15 m) di ogni generatore previsto ed eventualmente in postazioni intermedie.

Rilevatori: i rilievi devono essere svolti da professionisti qualificati, la cui esperienza deve essere dimostrabile da un curriculum sintetico allegato alla relazione tecnica del monitoraggio.

Durata del monitoraggio: sebbene il costo dei rilievi e i tempi di progettazione spesso non consentano di svolgere un monitoraggio pluriennale *ante operam*, è auspicabile che tale monitoraggio sia per lo meno biennale, per ottenere un quadro avifaunistico non influenzato da particolari andamenti stagionali o dalla casualità della scelta delle date di rilievo.

Bibliografia

ANDERSON R ET AL. 1999. RESOLVE, INC., WASHINGTON, DC; ATIENZA JC ET AL. 2008. SEO/BIRDLIFE, MADRID; BAND W ET AL. 2007. IN: DE LUCAS M ET AL. QUERCUS, LA PEDRIZA, MADRID; BULGARINI F ET AL. 2007. WWF ITALIA ONG – ONLUS; MADDERS M, WHITFIELD DPH 2006. IBIS 148: 43-56.

L'AVIFAUNA DELL'ISOLA DI PANTELLERIA (TP): NOTE SULLE SPECIE NIDIFICANTI DI RECENTE COLONIZZAZIONE

ANDREA CORSO[1] & MARCO GUSTIN[2]

[1]MISC, Via Camastra 10, 96100 Siracusa, voloerranteo@yahoo.it; [2]Dipartimento Conservazione LIPU, via Trento 49, 43100 Parma

Key Words: Pantelleria, Sicily, breeding species, recent colonitation

Summary *This paper report some notes on the breeding species that have recently colonized Pantelleria Island (TP).*

Le informazioni sull'Avifauna nidificante a Pantelleria risultano scarse e frammentarie (Moltoni, 1971, 1973; Allegri, 2000; Corso, 2005; AA.VV., 2008). Come tutte le piccole isole, l'avifauna di Pantelleria è soggetta a cambiamenti significativi dello *status* e del *trend* delle specie presenti e della colonizzazione da parte di nuove specie. Durante lo studio sulla migrazione dei rapaci a Pantelleria nel periodo 2004-2011 (Premuda *et al*., 2007), sono state raccolte numerose informazioni su specie ornitiche di recente colonizzazione. Su queste ultime forniamo un primo quadro conoscitivo. Le osservazioni sono state condotte in maniera episodica in periodo primaverile (20 aprile-26 maggio 2004-2011), autunnale (15-22 ottobre 2005; 20 agosto-20 settembre 2008). Le specie sono state considerate come nidificanti certe, probabili e possibili seguendo le stesse indicazioni e metodologie dell'atlante dei vertebrati della Sicilia (AA.VV., 2008).

63 specie delle quali 48 certe, 5 probabili e 10 possibili sono state ritenute nidificanti nell'isola di Pantelleria. Prove inedite di nidificazione certa sono state raccolte per 13 specie e prime evidenze di nidificazione sul territorio italiano sono state raccolte per tre specie: *Aquila pennata*, *Buteo rufinus cirtensis* e *Streptopelia senegalensis*.

Di seguito si riportano note su specie di recente colonizzazione (nidificanti possibili, probabili o certe).

Coturnix coturnix - non segnalata negli atlanti degli uccelli nidificanti in Sicilia (Massa, 1985; Lo Valvo *et al*., 1993). Le prime prove di nidificazione sono state raccolte nel 2004 quando alcuni maschi in canto sono stati sentiti sino a fine maggio 2004 ed osservata e udita in canto regolarmente, negli anni successivi.

Aquila pennata - non segnalata come nidificante negli atlanti siciliano o italiano. Una coppia nidifica sull'isola con certezza almeno dal 2004; composta da due individui dal morfismo chiaro, era presente nei pressi di Montagna Grande nel 2004 mentre nel 2005 due giovani dell'anno e due adulti sono stati osservati separatamente sull'isola. Nell'agosto-settembre 2008 è stato osservato il nucleo familiare, composto dai due adulti chiari e da due giovani appena involati con morfismo chiaro. Nel 2009-2011 la femmina chiara è stata sostituita da una scura e nell'agosto 2011 la coppia ha involato 2 giovani (N. Benson, com. pers.).

Charadrius alexandrinus – 1 coppia ha nidificato per la prima volta nell'aprile 2010. Questo è uno dei pochi casi di riproduzione su isole circum-italiane e circum-siciliane (AA.VV., 2008).

Pernis apivorus - 1 coppia è stata osservata su Mt. Grande dal 2004 al 2011. Nel settembre 2008 osservata la coppia accompagnata da 2 giovani involati di recente. Si tratta dell'unica nidificazione certa su di un'isola circum-siciliana (AA.VV, 2009) e italiana (Brichetti & Fracasso, 2003).

Buteo rufinus cirtensis - Pantelleria risulta ad oggi l'unico sito nazionale per la nidificazione. Corso (2005) segnala la presenza di 21 individui (2 coppie di adulti), e considera la riproduzione sull'isola

più che probabile. Osservate con regolarità 1-2 coppie dal 2004.

Falco subbuteo - 1-2 coppie nidificano sull'isola dal 2008. Si osserva principalmente nell'area di Mt. Grande e Kuddia di Mida. Le coppie che si riproducono a Pantelleria sono le uniche note su isole circum-italiane (Brichetti & Fracasso, 2003).

Gallinula chloropus - 1 coppia osservata per tutta la primavera 2011 al lago Bagno di Venere. A fine giugno 2011 erano ancora presenti (Sighele, com. pers.) con 3 giovani. non volanti osservati a Luglio (Ferrandes, com. pers.). Si tratta della prima nidificazione su isola circum-siciliana ad oggi documentata.

Columba palumbus - non segnalata negli atlanti regionali nidificanti (Massa, 1985; Lo Valvo, *et al*. 1993, AA.VV, 2008). Dal 2006 abbiamo iniziato ad osservare i primi individui nei boschi di Mt. Grande e Kuddia di Mida, ed è iniziata una lenta ma progressiva colonizzazione. Oggi la specie nidifica diffusamente sull'isola anche a quote più basse (es. Bugeber e vallone del Gelfiser). Il processo è inquadrabile nel fenomeno di incremento numerico e di distribuzione registrato in Sicilia nell'ultimo decennio (Corso, 2005; AA.VV, 2008).

Streptopelia senegalensis - dal primo nido rinvenuto con uova nel 2004, seguito sino alla schiusa (Corso, 2005), la specie ha mostrato un notevole e veloce incremento con ca. 62-70 coppie stimate nel 2011 (Corso *et al*., in prep.). Le prime coppie hanno colonizzato il settore meridionale (rivolta verso la Tunisia) e lentamente si sono diffuse anche nel settore settentrionale e nel paese di Pantelleria.

Asio otus - dalle prime prove di nidificazione raccolte nel 2008 la specie ha mostrato un cospicuo incremento con trend positivo. Infatti, le coppie stimate nel 2011 sono state oltre 12. Pantelleria costituisce probabilmente l'area siciliana dove la densità di coppie è più elevata ed è l'unica isola circum-italiana in cui avviene la riproduzione regolare.

Caprimuglus europeus - sull'isola nidificano almeno dal 2008 15-20 coppie.

Caprimulgus ruficollis - lungo il fianco sud di Mt. Grande 1 individuo sentito in canto il 18 maggio 2008 (Ruggieri & Nicoli, 2009) e 1 individuo osservato alcune centinaia di metri più a monte. Data l'elevata densità di coppie nel promontorio di Cap Bon, distante 73 km a Pantelleria, non è da escludere la nidificazione saltuaria.

Sylvia sarda - come ipotizzato già da Corso (2005), riteniamo di poter confermare la scomparsa di questa specie da Pantelleria, mai contattata dal 2004 al 2011.

Cisticola juncidis cisticola - la presenza della ssp. *cisticola*, colonizzante dal Nord Africa, è da tempo nota (Corso 2005). E' interessante però segnalare la presenza di 1 individuo in canto della sottospecie *juncidis* nell'area del perimetro dell'Aeroporto di Pantelleria, sia nel 2009 che nel 2010.

Fringilla (c.) spodiogenys - in anni recenti uditi alcuni maschi in canto in cima a Mt. Grande. Nel maggio 2009 uditi sino a 2-3 maschi in canto e osservata una femmina (Ruggieri & Nicoli, 2010). Udito almeno 1 maschio anche nel 2008 e nel 2010, nessuno nel 2011. La potenzialità dell'habitat e la vicinanza con la Tunisia fanno ritenere altamente probabile ma non regolare una riproduzione sull'isola.

Bibliografia

AA.VV 2008. STUDI & RICERCHE ARPA SICILIA, PALERMO, 6; ALLEGRI M 2000. GLI UCCELLI D'ITALIA 25: 49-57; BRICHETTI G, FRACASSO G 2003. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; CORSO A 2005. L'EPOS ED., PALERMO; CORSO A ET AL. IN PREP. BULL. B.O.C.; LO VALVO M ET AL. 1993. IL NATURALISTA SICIL. XVII (SUPPL): 374; MASSA B (RED.) 1985. NATURALISTA SICIL. 9 (N° SPECIALE): 1- 274; MOLTONI E 1971. RIV. ITAL. ORN. 41: 25-27; MOLTONI E 1973. RIV. ITAL. ORN. 43: 173-437; PREMUDA G ET AL. 2007. RIV. ITAL. ORN. 77 (2): 143-146; RUGGERI L, NICOLI A (RED.) 2009. EDIZIONI EBN ITALIA, VERONA, PP. 44; RUGGERI L, NICOLI A (RED.) 2010. EDIZIONI EBN ITALIA, VERONA, PP. 47.

DETERMINAZIONE GENETICA NEONATALE DEL SESSO DA MEMBRANA TESTACEA NEL CAPOVACCAIO *Neophron percnopterus* PER PROGRAMMI DI CONSERVAZIONE EX SITU

VINCENZO COSTANTINI[1], ANTONIO CIRO GUARICCI[1], GUIDO CECCOLINI[2], ANNA CENERINI[2], ALESSANDRO ANDREOTTI[3] & GIOVANNI MICHELE LACALANDRA[1]

[1]Dipartimento di Produzione Animale, Università degli Studi di Bari Aldo Moro, Strada Provinciale per Casamassima Km 3, 70010 Valenzano (BA), v.costantini@veterinaria.uniba.it; [2]CERM Centro Rapaci Minacciati, Via Santa Cristina 6, 58055 Rocchette di Fazio (GR); [3]ISPRA, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO)

Key Words: Egyptian vulture, Captive breeding, DNA neonatal sexing, Eggshell membrane samples, PCR & RFLP

Summary *Molecular sexing methods based on the amplification of the chromo-helicase-DNA-binding 1 (CHD1) gene of the sex chromosomes from feather samples were successfully established for many avian species. However in some birds these methods are not widely applicable to altricial and semi-altricial chicks, with absent or very scarce down. In this study we assessed the effectiveness of a molecular approach for neonatal sexing of 1-day-old Egyptian Vulture* Neophron percnopterus *chicks, by PCR and RFLP analysis from eggshell membrane material collected non-invasively. Additionally, to confirm the results, we evaluated the individual patterns obtained through the DNA sexing from feather samples of the same chicks in the fledging period and of known sex Egyptian Vulture adults.*

Per i programmi di conservazione integrata delle specie minacciate dell'avifauna selvatica protetta, la definizione del sesso a qualsiasi età è determinante. La metodica genetica non invasiva, da DNA estratto da piuma, mediante PCR con primers universali per il gene CHD1 (Griffiths *et al*., 1998) si dimostra efficace su centinaia di specie e trova applicazione nella pratica clinica (Guaricci *et al*., 2005; Costantini *et al*., 2006; Costantini *et al*., 2008; Costantini *et al*., 2011). L'estrazione del DNA da piuma può tuttavia trovare un limite di applicazione nei programmi di determinazione neonatale del sesso in specie a prole con piumaggio assente o poco sviluppato nelle prime fasi di vita. Nell'ambito di un programma di ricerca sulla riproduzione assistita in ambiente controllato (*captive breeding*) e conservazione del capovaccaio *Neophron percnopterus*, specie minacciata di estinzione a livello globale (categoria *endangered* - IUCN Red List) (Birdlife International, 2009) e di prioritario interesse a livello europeo con misure speciali di conservazione, è stata realizzata la determinazione del sesso in individui neonati (1 *day-old chicks*), da DNA estratto dalle membrane testacee dell'uovo, mediante PCR ed analisi RFLP (Costantini *et al*., 2009). Per la validazione della metodica, negli stessi soggetti in piumaggio giovanile sviluppato, ed in individui di capovaccaio adulti a sesso noto, la determinazione genetica del sesso è stata realizzata mediante PCR ed RFLP da campioni di piuma. Il DNA è stato estratto da cellule ematiche della rete vascolare embrionale di frammenti di membrana testacea (0,5-1cm^2) prelevati dopo schiusa individuale di uova e nascita di pulli vivi e vitali (Gruppo I, n=3) e da cellule del calamo di 3-4 piume prelevate dalla regione pettorale, negli stessi individui (Gruppo I) in epoca pre-svezzamento ed in individui adulti di capovaccaio a sesso noto (Gruppo Controllo, n=7) maschi, donatori di liquido seminale, e femmine, dopo ovodeposizione. I campioni (gusci d'uovo con membrane testacee, piume) sono stati prelevati presso il CERM Centro Rapaci Minacciati in Toscana (Rocchette di Fazio, GR) e conservati, per oltre 1 mese, a temperatura ambiente. L'estrazione del DNA è stata eseguita

mediante digestione enzimatica *over night* a 55°C (Proteinase K, kit GenElute, Sigma, Milano, Italia). Con primers specifici (Griffiths *et al.*, 1998) sono stati amplificati 100 ng di DNA purificato in un volume finale di 50 µl contenenti inoltre 5 µl di buffer specifico (Eppendorf, Milano). Le condizioni di reazione standardizzate (94°C per 120 s e 35 cicli a 94°C per 45 s, 48°C per 45 s e 72°C per 45 s, con ciclo finale a 72°C per 5 min) sono state realizzate mediante termociclatore Mastercycler Personal (Eppendorf, Milano). I prodotti di amplificazione ed i controlli negativi sono stato analizzati su gel di agarosio al 3% e, successivamente, digeriti con enzimi di restrizione *Hae*III (5U) (Sigma, Milano) ed *Asp*700 (2,5U) (Roche, Milano) in un volume finale di 20 µl. Dopo 3 ore a 37°C, è stata effettuata una elettroforesi su gel di agarosio al 2% dei campioni colorati con Etidio Bromuro (visualizzazione UV). Dopo PCR, i maschi hanno presentato una banda di circa 370 paia di basi (bp), mentre le femmine hanno presentato due bande di circa 370 e 390 bp. A conferma di questi risultati, per tutti gli amplificati l'analisi RFLP mediante *Hae*III e *Asp*700 ha evidenziato nei maschi due bande di 310 e 60 bp dopo digestione con *Hae*III ed una banda di 370 bp con *Asp*700, nelle femmine tre bande di 390, 310 e 60 bp con *Hae*III e di 370, 280 e 110 bp con *Asp*700. Per tutti gli individui neonati (Gruppo I, n=3) c'è stata concordanza tra i risultati relativi al sesso determinato mediante amplificazione del DNA estratto dai campioni di membrana testacea (uovo appena schiuso) e DNA estratto dai campioni di piuma, prelevati a circa 3 mesi di vita. Parimenti per tutti gli individui adulti (Gruppo Controllo, n=7) c'è stata concordanza tra i risultati relativi al sesso determinato mediante l'amplificazione del DNA e le peculiarità morfofunzionali riproduttive individuali.

La determinazione genetica neonatale del sesso nel capovaccaio realizzata con PCR mediante CHD1-primers specifici, da DNA estratto da membrana testacea (uova dopo schiusa), è risultata metodica rapida ed affidabile. La metodica è di agile applicazione in campo in quanto il prelievo e l'invio dei campioni ai laboratori specializzati, con mezzi ordinari ed a temperatura ambiente, possono essere effettuati direttamente dal personale dei Centri che sviluppano programmi di conservazione e fa intravedere la possibilità di un innovativo strumento operativo non invasivo per la determinazione neonatale del sesso in specie prioritarie dell'avifauna selvatica protetta a prole con piumaggio assente o particolarmente ridotto nelle prime fasi di vita.

Ringraziamenti

Gli Autori ringraziano per il sostegno e la collaborazione la Regione Puglia (Assessorato Risorse Agroalimentari-Osservatorio Faunistico Regionale; Ufficio Parchi e Tutela della Biodiversità).

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2009. HTTP://WWW.BIRDLIFE.ORG ON 01/09/2009; CECCOLINI G ET AL. 2006. IN: FRAISSINET M, GARIBOLDI A (EDS) 2006. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; COSTANTINI V ET AL. 2006. ENJEUX ET TECHNIQUES D'AMÉLIORATION, DJERBA (TUNISIE), 33; COSTANTINI V ET AL. 2008. ANIMAL REPRODUCTION SCIENCE 106: 162-167; COSTANTINI V, LACALANDRA GM, 2009. IN: ANDREOTTI A, LEONARDI G (EDS.) 2009. QUAD. CONS. NATURA, MIN. AMBIENTE - ISPRA: 103-108; COSTANTINI V ET AL. 2011. ATTI CONGRESSO S.I.R.A., BARI, IX: 117-120; GRIFFITHS R ET AL. 1998. MOLEC. ECOL. 7: 1071-1075; GUARICCI AC ET AL. 2005. ATTI CONGRESSO S.I.R.A., ROMA, III: 119-122.

IL MONITORAGGIO DEI CORVIDI IN PROVINCIA DI LODI

MARIA CRESPI[1], ALESSANDRA GAGLIARDI[2, 3], ROSA DE MARCO[1], EUGENIO CARLINI[2], ALBERTO TENCONI[1] & GUIDO TOSI[3]

[1]Provincia di Lodi, Dipartimento agricoltura e ambiente rurale, U.O. Ambiente rurale e naturale, multifunzionalità e gestione faunistica, via Fanfulla 14, Lodi; [2]Istituto Oikos SRL, via Crescenzago 1, Milano; [3]Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento ambiente-salute-sicurezza, Unità di analisi e gestione delle risorse naturali, via J.H.Dunant 3, Varese, alessandra.gagliardi@uninsubria.it [3]

Key Words: Hooded Crow, Magpie, monitoring technique, distribution, nest density

Summary *An extensive monitoring of hooded crow and magpie has been carried out during winter 2010/2011 and spring 2011 throughout the Lodi Province. All the hooded crow and magpie nests have been checked in winter using a grid of 76 transects (744 km) spread all over the province. During the breeding period active nests were censuses on a sample of 42 transects (264 km). A maximum winter nest density of 13.1/100 ha for hooded crow, and 4.6/100 ha for magpie, was detected. During spring we found densities ranging between 0.1 and 10.5 pairs/100 ha for hooded crow and between 0.2 and 4.1 pairs/100 ha for magpie.*

Nell'ambito della revisione del Piano Faunistico-Venatorio della Provincia di Lodi, sulla base degli obiettivi che la Provincia si pone per la conservazione e gestione delle diverse specie sul lungo periodo, è stato predisposto un programma di monitoraggio standardizzato di alcune specie di interesse, tra le quali i Corvidi, e in particolare cornacchia grigia (*Corvus cornix*) e gazza (*Pica pica*). La tecnica di monitoraggio utilizzata ha previsto il conteggio dei nidi delle due specie, diversi per morfologia, in inverno, quando gli alberi sono privi di copertura fogliare, e un controllo dell'occupazione dei nidi in primavera.

Nel periodo dicembre 2010-febbraio 2011 è stato realizzato, in modo estensivo, su tutto il territorio provinciale, il monitoraggio invernale dei nidi. All'interno del territorio di ogni comune sono stati individuati i percorsi più adatti per effettuare un conteggio il più possibile esaustivo dei nidi delle due specie. Il percorso ha interessato tutte le aree accessibili caratterizzate dalla presenza di ambienti idonei alla nidificazione di gazza e cornacchia: boschetti, filari di alberi, pioppeti, alberi isolati. Tutti i percorsi e i nidi individuati sono stati mappati e georeferenziati, in modo tale da poter ripetere, nel periodo primaverile, il monitoraggio lungo gli stessi transetti. Lungo una rete di 76 transetti, che ha coperto complessivamente 744 km di percorso lineare, sono stati individuati complessivamente 1531 nidi, di cui l'80.3% è stato attribuito a cornacchia.

Il monitoraggio primaverile ha interessato 42 dei 76 transetti complessivi (55.3%), con una copertura di 264 km di percorso (35.5%). L'occupazione del nido da parte di una coppia di corvidi è stata valutata sulla base dell'osservazione di trasporto di materiale per la costruzione del nido o di imbeccate per i pulli, dell'osservazione di individui adulti in cova o in prossimità del nido, della presenza di giovani al nido. Nel periodo riproduttivo (aprile, maggio) sono stati individuati 378 nidi attivi, di cui 238 (63.1%) di cornacchia e 139 (36.9%) di gazza. Per ogni transetto e per ogni stagione (inverno, primavera) sono stati calcolati i valori di frequenza di nidi osservati, densità di nidi (nidi/100 ha) e abbondanza relativa, in termini di indice chilometrico di abbondanza (nidi/km) delle due specie (Tabella 1). Le densità dei nidi rilevate per le due specie, relative ad ogni transetto, sono state calcolate definendo un *buffer* di 250 m per lato del percorso, consentendo di ottenere un quadro della distribuzione e dell'abbondanza delle due specie su tutto il territorio

provinciale e di identificare le zone di maggiore concentrazione.

In periodo invernale è stata rilevata una densità di nidi di cornacchia grigia variabile da 0.3/100 ha a 13.1/100, e di gazza compresa tra 0.2/100 ha e 4.6/100; in periodo primaverile le densità rilevate sono risultate rispettivamente comprese tra 0.1 e 10.5 coppie di cornacchia grigia per km^2 e tra 0.2 e 4.1 coppie di gazza km^2. Utilizzando i dati relativi ai conteggi invernali e primaverili (per i transetti in corrispondenza dei quali sono stati realizzati i conteggi in entrambe le stagioni), sono state calcolate regressioni lineari dei 2 *set* di dati, in modo tale da poter stimare i valori di densità/abbondanza relativa delle due specie in primavera a partire dai risultati dei conteggi invernali, meno impegnativi per quanto riguarda la realizzazione. I coefficienti angolari e le statistiche delle regressioni sono mostrate in Tabella 2.

Il monitoraggio costante e ripetuto in maniera standardizzata di queste due specie negli anni rappresenta il primo approccio per analizzare il reale impatto delle stesse sulle attività agricole del territorio lodigiano e per definire una adeguata programmazione di eventuali azioni di gestione.

Tabella 1 - Frequenza di nidi osservati, densità (nidi/100 ha) e abbondanza relativa (nidi/km) delle due specie nei transetti coperti sia in inverno sia in primavera

Specie		Inverno			Primavera		
		Frequenza	Densità	IKA	Frequenza	Densità	IKA
Cornacchia grigia	max	30	13.1	16.6	28	10.5	6.1
	media	10.4	4.3	2.5	6.2	2.6	1.5
	st.dev.	8.5	3.7	3.0	6.7	2.9	1.7
Gazza	max	16	4.6	2.4	13	4.1	4.2
	media	4.4	1.4	0.7	2.8	1.0	0.6
	st.dev.	4.3	1.2	0.6	2.9	1.1	0.8

Tabella 2 - Regressione lineare e statistiche di correlazione dei set di dati analizzati, per entrambe le specie.

Specie	Regressione lineare	Statistica
Cornacchia grigia	Frequenza primavera = 0.65 ± 0.04 * Frequenza inverno	F (1,33)= 231.7, P<0.0001
	Densità primavera = 0.62 ± 0.05 * Densità inverno	F (1,33)= 133.5, P<0.0001
	IKA primavera = 0.49 ± 0.05 * IKA inverno	F (1,33)= 81.9, P<0.0001
Gazza	Frequenza primavera = 0.61 ± 0.05 * Frequenza inverno	F (1,29)= 157.3, P<0.0001
	Densità primavera = 0.7 ± 0.07 * Densità inverno	F (1,29)= 91.8, P<0.0001
	IKA primavera = 0.73 ± 0.14 * IKA inverno	F (1,29)= 27.3, P<0.0001

MONITORAGGIO DELLA COMUNITÀ ORNITICA IN UN'AREA CALANCHIVA DELLA BASILICATA

SIMONETTA CUTINI[1], EGIDIO FULCO[2], TOMMASO CAMPEDELLI[1], GUGLIELMO LONDI[1] & GUIDO TELLINI FLORENZANO[1]

[1]DREAM Italia, Via Garibaldi 3, 52015 Pratovecchio (AR), tellini@dream-italia.it; [2]Studio Naturalistico Milvus, Via F.lli Perito snc, 85010 Pignola (PZ)

Key Words: Basilicata, breeding birds, badlands, *Oenanthe hispanica*, *Sylvia conspicillata*, *Falco biarmicus*

Summary *In 2009 and 2010 bird community in badlands of Basilicata Region was investigated by line transects method and point counts. The study area is featured by typical garigue vegetation and gullies. 72 species were observed, 17 of which are included in Annex I 79/93/CEE.* Oenanthe hispanica, Sylvia conspicillata *and* Emberiza melanocephala *breed with high densities.* Coracias garrulus *and* Lanius minor *are breeding too. Among raptors, good numbers of breeding* Milvus milvus *and* M. migrans *are observed. A nesting site of* Falco biarmicus *was also found.*

Lo studio interessa un'area della Basilicata sud-orientale comprendente i comuni di Craco e San Mauro Forte in provincia di Matera, caratterizzata essenzialmente da vaste zone calanchive con vegetazione per lo più costituita da macchia bassa e gariga, in alternanza con pascoli e colture cerealicole. Una certa importanza nel paesaggio è data dalla presenza del Torrente Salandrella che individua un'ampia fiumara. Per la raccolta dati abbiamo utilizzato due metodologie: transetti per lo studio della comunità ornitica nidificante (10.39 km ripetuti per due volte in maggio e giugno); stazioni fisse di osservazione per lo studio dei rapaci e dei grandi veleggiatori (7 giornate per la migrazione primaverile e 20 per la migrazione e la dispersione postriproduttiva). Abbiamo inoltre raccolto dati integrativi (senza metodologia standard) per un totale di 32 giornate di rilievi tra maggio 2009 e aprile 2010.

Le specie censite sono nel complesso 73 di cui 17 inserite nell'allegato I della direttiva 79/409/CEE. Oltre alle specie della Tab. 1 sono da aggiungere *Falco biarmicus* e *Lanius minor,* certamente nidificanti nell'area, e *Circaetus gallicus* la cui nidificazione è da considerare probabile. L'elemento di maggior interesse è la ricca comunità ornitica nidificante degli uccelli legati ad ambienti mediterranei tra cui particolare importanza rivestono *Oenanthe hispanica*, *Sylvia conspicillata*, con indici di abbondanza tra i più alti registrati in Italia (Brichetti & Fracasso, 2008, 2010) e *Emberiza melanocephala*, anch'esso rilevato con elevate densità anche se inferiori rispetto alle stime dei primi anni '80 (Boano *et al.,* 1985). Nell'area di studio sono presenti anche altre specie steppiche di elevato interesse (*Coracias garrulus, Lanius senator, Lanius minor*) ma molto più localizzate.

Un altro elemento d'interesse è dato dal popolamento dei rapaci diurni. *Milvus milvus* e *M. migrans* sono decisamente comuni nel periodo di nidificazione, con medie giornaliere che superano anche i 20 contatti, a conferma di come la Basilicata rappresenti la roccaforte per la conservazione di entrambe le specie (Allavena *et al.,* 2006). *M. Milvus* è presente per l'intero arco dell'anno, *M. migrans* da marzo ad agosto con indici di abbondanza molto elevati nella prima decade di agosto, in corrispondenza del picco migratorio post-riproduttivo. *Falco naumanni* è presente da marzo a settembre e abbondante soprattutto nel periodo post-riproduttivo. E' probabile che gli individui osservati appartengano per lo più alle colonie note per alcuni piccoli centri abitati vicini (Pisticci, Ferrandina), anche se non possono essere escluse eventuali altre nidificazioni presso alcuni casolari

presenti in zona. Di estremo interesse risulta l'accertata nidificazione di *Falco biarmicus*: una coppia ha portato all'involo con successo 2 *juv*. nidificando su alcune formazioni calanchive a ridosso di una valle fluviale. Da segnalare anche le numerose osservazioni di *Circaetus gallicus* in periodo riproduttivo. Il flusso migratorio è di scarsa rilevanza sia come abbondanza sia come composizione specifica con pochi elementi di interesse.

Bibliografia

ALLAVENA S *ET ALII* 2006. PARCO REGIONALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI; BOANO G *ET ALII* 1985. RIC. BIOL. SELV. 75: 1-35; BRICHETTI P, FRACASSO G 2008. OASI ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; BRICHETTI P, FRACASSO G 2010. OASI ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA.

Tabella 1 - Abbondanza delle specie rilevate nei transetti in periodo riproduttivo maggio-giugno 2009. I risultati sono espressi come numero di coppie per km di transetto (IKA).

specie	IKA	specie	IKA	specie	IKA
Milvus migrans	0.19	*Motacilla alba*	0.02	*Parus major*	1.39
Milvus milvus	0.50	*Luscinia megarhynchos*	2.14	*Oriolus oriolus*	0.28
Buteo buteo	0.14	*Saxicola torquatus*	0.77	*Lanius senator*	0.19
Falco naumanni	0.62	*Oenanthe oenanthe*	0.02	*Pica pica*	0.26
Coturnix coturnix	0.77	*Oenanthe hispanica*	2.31	*Corvus monedula*	0.48
Columba palumbus	0.14	*Monticola solitarius*	0.21	*Corvus cornix*	0.24
Columba livia	0.96	*Turdus merula*	0.77	*Passer Italiae*	5.14
Streptopelia decaocto	0.38	*Cettia cetti*	1.87	*Passer montanus*	0.53
Streptopelia turtur	1.56	*Cisticola juncidis*	4.57	*Serinus serinus*	0.72
Apus apus	2.02	*Acrocephalus scirpaceus*	0.33	*Chloris chloris*	1.61
Merops apiaster	0.86	*Hyppolais polylotta*	0.33	*Carduelis carduelis*	4.33
Coracias garrulus	0.48	*Sylvia melanocephala*	6.42	*Carduelis cannabina*	4.21
Calandrella brachydactyla	0.62	*Sylvia conspicillata*	3.03	*Emberiza cirlus*	2.04
Galerida cristata	13.61	*Sylvia cantillans*	4.47	*Emberiza melanocephala*	1.92
Hirundo rustica	3.36	*Sylvia atricapilla*	0.91	*Emberiza calandra*	12.91
Anthus campestris	0.38	*Muscicapa striata*	0.09		

Tabella 2 - Specie rilevate nelle giornate di osservazione da punti fissi. I risultati sono suddivisi per mese ed indicati come numero medio di contatti in una giornata (circa 8 ore) di osservazione. Nella seconda riga è indicato il numero di giornate di osservazione per mese.

	mag 09	ago 09	set 09	ott 09	nov 09	mar 10
	3	3	7	7	3	4
Ciconia ciconia		0.66				1.00
Pernis apivorus	16.00	0.66	0.43			
Milvus migrans	4.33	19.33	0.14	0.14		0.5
Milvus milvus	16.66	15.33	16.42	20.00	11.00	26.00
Circaetus gallicus	1.66	1.00	0.14			
Circus aeruginosus	1.00		2.71	0.14		
Circus cyaneus				1.42	0.33	0.25
Circus pygargus	1.33					
Accipiter nisus		0.33	1.00	0.28	0.33	0.75
Buteo buteo	5.66	3.00	5.14	12.00	5.33	4.75
Pandion haliaetus			0.14			
Falco naumanni	18.66	25.00	15.14			1.75
Falco tinnunculus	0.66	1.00	1.57	2.57	3.00	2.00
Falco vespertinus	2.66					
Falco subbuteo			0.14			
Falco biarmicus	0.66	0.33	0.14	0.14		0.25
Falco peregrinus				0.14		
Grus grus				3.00	2.66	
Corvus corax	3.00	1.00	1.42	2.28	2.33	5.75

INDICATORI DI QUALITÀ AMBIENTALE IN AMBIENTE AGRICOLO: IL FARMLAND BIRD INDEX IN LOMBARDIA

ELISABETTA DE CARLI[1], LIA BUVOLI[1], GIANPIERO CALVI[1], LAURA CUCÈ[2], LORENZO FORNASARI[1] & VITTORIO VIGORITA[2]

[1]Associazione FaunaViva, Viale Sarca 78, 20125 Milano, e.decarli@faunaviva.it; [2]Regione Lombardia, D.G. Agricoltura, Piazza Città di Lombardia 1, 20124 Milano

Key Words: Farmland Bird Index, Common Agricultural Policy, Lombardy, Italy

Summary *The Farmland Bird Index is an aggregated index of population trend estimates of a selected group of breeding bird species dependent on agricultural land for nesting or feeding. It has been included in Structural and Sustainable Development Indicators by Eurostat (2008). Population yearly indices and FBI are calculated from bird data collected in Lombardy since 2000. It has fallen by 38,5% over the last 11 years. Of the 22 farmland species, 10 have declined, 2 have increased, while 3 have remained stable.*

Uno degli obiettivi della Politica di Sviluppo Rurale è "la protezione e il miglioramento delle risorse naturali e del paesaggio delle zone rurali". L'UE ha focalizzato la sua attenzione per la valutazione della sostenibilità ambientale di tale politica anche sul *Farmland Bird Index* (FBI), indicatore predisposto dall'EBCC nell'ambito del *Pan European Common Bird Monitoring* (Gregory *et al*., 2003, Gregory *et al*. 2005), rendendolo obbligatorio tra gli strumenti di valutazione dei Programmi di Sviluppo Rurale regionali.

Il *Farmland Bird Index* è un indice aggregato calcolato in base agli indici di popolazione delle specie di Uccelli nidificanti che dipendono dagli ambienti rurali per la riproduzione e l'alimentazione. In Italia la raccolta ed elaborazione dei dati finalizzati al calcolo di indicatori ornitologici ha avuto inizio nel 2000 con l'avvio del Progetto MITO 2000 (Fornasari *et al*., 2002). MITO 2000 promuove la raccolta dei dati a livello regionale in modo tale da consentire una piena autonomia nell'utilizzo dei dati ai fini del calcolo degli indicatori.

In Lombardia il *Farmland Bird Index* viene calcolato annualmente utilizzando i dati raccolti in modo continuativo sin dal 2000. La metodologia di raccolta dei dati è quella dei punti di ascolto. I rilevamenti vengono eseguiti sulla base delle particelle UTM di 10 km di lato. Al fine di definire gli andamenti delle specie comuni, ogni anno vengono ripetuti i conteggi in oltre venti particelle.

L'identificazione dell'elenco di specie nidificanti a vocazione agricola, da utilizzare ai fini del calcolo del FBI ha cercato di coniugare metodi analitici oggettivi con un approccio di tipo *expert-based*. A tal fine sono state utilizzate diverse analisi di tipo multivariato per fornire gli elementi necessari ad effettuare la scelta delle specie. Il processo logico seguito è il seguente: selezione preliminare dei taxa da considerare nelle analisi, calcolo delle preferenze ambientali per ogni singola specie, individuazione di gruppi di specie omogenei dal punto di vista delle preferenze ambientali (comunità), analisi delle caratteristiche ambientali a livello di comunità, selezione delle comunità rappresentative degli ambienti agricoli. Le specie identificate come tipiche degli ambienti agricoli lombardi, i cui indici di popolazione concorrono a determinare il valore del *Farmland Bird Index* della Lombardia, sono attualmente 22.

La valutazione degli andamenti delle specie agricole è stata effettuata, sulla base dei dati raccolti in 2.670 punti d'ascolto, ripartiti in 25 particelle UTM, utilizzando il *software* TRIM (van Strien *et al*., 2004). Le specie lombarde di ambiente agricolo mostrano complessivamente una diminuzione, tra il 2000 e il 2010, pari al 38,5%. Il 45% delle specie di ambiente agricolo mostra, nel periodo

2000-2010, significativi decrementi di tipo moderato o di tipo marcato, contro il 9% delle specie significativamente in aumento e il 14% caratterizzato da stabilità dei popolamenti regionali. Per il 32% delle specie selezionate, a causa delle ampie oscillazioni delle popolazioni, non è attualmente possibile identificare la tendenza in atto.

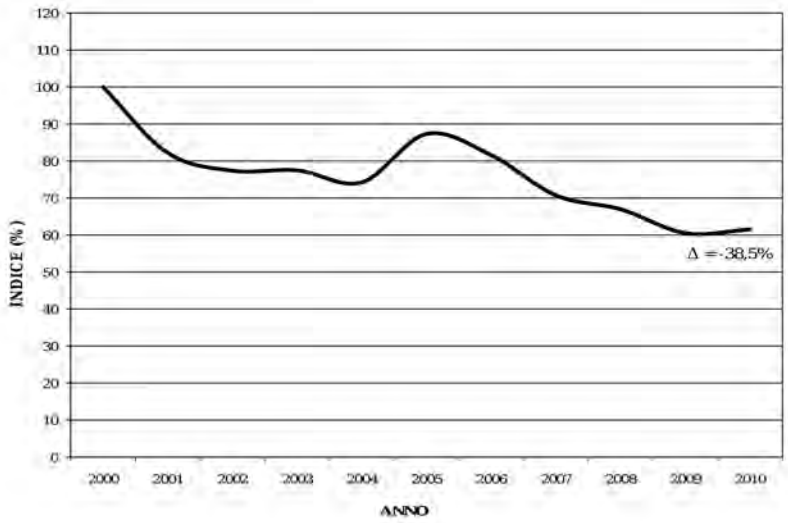


Figura 1 - Andamento del FBI (2000-2010).

Ringraziamenti

La nostra più assoluta gratitudine va ai rilevatori.

Bibliografia

GREGORY RD ET AL. 2003. ORNIS HUNGARICA 12-13: 11-24; GREGORY RD ET AL. 2005. PHIL. TRANS. R. SOC. LOND. B. 360: 269-288; FORNASARI L ET AL. 2002. AVOCETTA 26: 59-115; VAN STRIEN A ET AL. 2004. BIRD CENSUS NEWS 13: 33-39.

Tabella 1 - Andamento in atto e differenza dell'indice di popolazione tra il 2000 e il 2010 delle specie tipiche di ambiente agricolo.

Specie	Andamento	Differenza 2010-2000
Falco tinnunculus	Incremento moderato	71,3
Columba livia var. domestica	Andamento non certo	-31,7
Streptopelia decaocto	Stabilità	7,6
Streptopelia turtur	Andamento non certo	-28,0
Merops apiaster	Andamento non certo	124,9
Alauda arvensis	Diminuzione marcata	-78,8
Hirundo rustica	Diminuzione moderata	-3,3
Anthus trivialis	Diminuzione moderata	-31,3
Motacilla flava	Diminuzione moderata	-55,1
Motacilla alba	Andamento non certo	-0,1
Luscinia megarhynchos	Stabilità	-28,0
Saxicola torquatus	Diminuzione marcata	-80,9
Cettia cetti	Diminuzione moderata	-68,3
Lanius collurio	Andamento non certo	-41,4
Pica pica	Incremento marcato	162,0
Corvus corone cornix	Stabilità	-30,6
Sturnus vulgaris	Andamento non certo	7,1
Passer italiae	Diminuzione moderata	-53,2
Passer montanus	Diminuzione marcata	-80,9
Carduelis chloris	Diminuzione marcata	-79,3
Carduelis carduelis	Diminuzione marcata	-76,5
Emberiza citrinella	Andamento non certo	-18,9

TREND DELLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE DI LANARIO *Falco biarmicus feldeggii* E PELLEGRINO *Falco peregrinus brookei* IN MOLISE E DATI SULLE INTERAZIONI INTERSPECIFICHE

LORENZO DE LISIO[1], ANDREA CORSO[2], MARCO CARAFA[3] & DAVIDE DE ROSA[4]

[1]Dip. S.T.A.T., Università degli Studi del Molise, C.da Fonte Lappone, 86090 Pesche (IS), lorenzo.delisio@fastwebnet.it; [2]via Camastra 10, 96100 Siracusa; [3]CESNAM, Via De Gasperi 50, Termoli (CB); [4]Ardea Onlus, Via Ventilabro 6, 80126 Napoli

Key Words: Lanner Falcon, Peregrine Falcon, Molise, trend, interaction at breeding sites .

Summary *The Lanner was historically considered as a vagrant in Molise, while the Peregrine had not been recorded. During the second half of XXth Century, the Lanner was reported as breeding with less than 5 pairs in the early '80s, and with 10 pairs in the mid '90s. In the same period, the Peregrine bred with less than 4 pairs. In 2003-2011 we recorded 6-8 pairs of Lanner and 6-11 pairs of Peregrine. The Lanner was stable with 8 pairs (minimum of 6 pairs in 2006). The Peregrine showed a positive trend. The latter species occupied 5 Lanner historic breeding sites, forcing Lanners to move to other areas.*

Ad oggi non esiste lavoro italiano che fornisca dati sulle interazioni Pellegrino - Lanario e che ne approfondisca dinamiche e problematiche connesse (Andreotti & Leonardi, 2007). Da osservazioni personali condotte nell'ultimo decennio risulta che la sottrazione di siti idonei alla riproduzione del Lanario da parte del Pellegrino sia un problema rilevante da studiare. Vengono a tal fine forniti dati sulle popolazioni delle due specie di falconidi in Molise, fornendo un quadro conciso delle notizie storiche e dati sul *trend* rilevato nel periodo 2003-2011.

E' stata compiuta una ricerca bibliografica sulle due specie di falconidi per la regione Molise, allo scopo di delineare un quadro storico dello *status* e del *trend* della loro consistenza e diffusione (Altobello, 1921; De Leone, 1933; Regione Molise, 1982; Battista *et al*., 1995; Di Padua, 2006; De Lisio *et al*., 2004, 2006). Dati inediti degli autori e non pubblicati, riferibili ad anni precedenti a questo studio erano disponibili e sono stati analizzati. Per il presente studio abbiamo visitato tutti i siti storicamente noti, nonché le pareti rocciose ritenute idonee alla nidificazione delle due specie da noi individuate sul territorio regionale. Nel periodo febbraio-maggio del 2011 sono stati visitati tutti i siti allo scopo di verificare la presenza-assenza delle due specie ed eventuale attività riproduttiva. Nel periodo giugno-agosto abbiamo registrato i dati relativi al successo riproduttivo. Le coppie di Lanario sono stato considerate sostituite dal Pellegrino nei vari siti storici noti quando dopo almeno tre visite, nella stessa stagione, alla parete non se ne rilevava più alcuna presenza. Non sono noti casi in Molise di nidificazione di entrambe le specie sulla stessa parete rocciosa o nella stessa area circoscritta come osservato in altre regioni italiane (Corso, 2001; Andreotti & Leonardi, 2007; Andreotti *et al*., 2008).

Storicamente, il Lanario era ritenuto accidentale nella regione sino alla prima metà '900, quando il Pellegrino risultava invece assente (Altobello, 1921; De Leone, 1933). Durante la seconda metà del '900, il Lanario era segnalato come nidificante con meno di 5 cpp. stimate nei primi anni '80 (Regione Molise, 1982) e con 10 cpp. censite a metà anni '90 (Battista *et al*., 1995). Il Pellegrino era segnalato nello stesso periodo con 4-8 cpp. (stesse fonti).

Dall'inizio del nostro studio (Di Padua, 2006; De Lisio *et al*., 2004, 2006; presente lavoro), risultano presenti 8 cpp. di Lanario (6-8, minimo nel 2006) e 11 di Pellegrino (6-11, minimo nel 2003) (Tab.1). Il Lanario è risultato stabile con 8 cpp. tranne nel 2006 quando abbiamo rinvenuto solo 6

cpp., il Pellegrino invece ha mostrato un *trend* molto positivo (Tab.1). Quest'ultimo, ha occupato un totale di 5 siti storici di Lanario, sostituendolo alla parete di riproduzione e costringendolo a spostarsi in altre aree (Tab.1 e Fig.1).

È pertanto risultato predominante nella competizione per l'occupazione dei siti idonei alla nidificazione. Vista la stabilità della popolazione regionale complessiva del Lanario, è verosimile che sino ad oggi le cpp. dei siti storici in cui è stata rilevata sostituzione da parte del pellegrino, si siano spostate occupando gli altri siti nuovi da noi scoperti (Tab.1 e Fig.1). Tali siti appaiono comunque poco idonei al successo riproduttivo, avendo caratteristiche sfavorevoli: instabilità delle pareti (zone calanchive), mancanza di cavità e/o non idonea esposizione (cave abbandonate) nonché presenti anche altri fattori di disturbo (vicinanza di strade trafficate e centri abitati, ecc.).

Resta da vedere, inoltre, cosa accadrà in futuro quando e se le cpp. di Pellegrino aumenteranno ma i siti idonei risulteranno saturi. Infatti, in altre regioni italiane dove la popolazione di Pellegrino ha raggiunto una consistenza molto elevata in relazione al territorio (es. Sicilia, Abruzzo, Lazio) il numero di siti sostituiti è risultato elevato e non ha coinciso con la scoperta di nuovi siti di lanario e con una popolazione stabile di questo, ma con un suo decremento numerico (Corso, Ciaccio, Antonucci, Brunelli, Cappelli, com. pers.)

Tabella 1 - Numero di coppie di Lanario e Pellegrino censite nella regione Molise nel periodo 2003-2011 e numero di sostituzioni Pellegrino/Lanario rilevate.

ANNO	LANARIO	PELLEGRINO	SOSTITUITE
2003	8	6	2
2004	?	?	?
2005	8	6	0
2006	6	8 (2 nuove)	2
2007	?	?	?
2008	8 (2 nuove)	9 (1 nuova)	0
2009	?	?	?
2010	7	10	0
2011	8 (1 nuova)	11 (1 nuova)	1
Tot.			5

Bibliografia

AA. VV. 1982. CARTA DELLE VOCAZIONI FAUNISTICHE DELLA REGIONE MOLISE; ALTOBELLO G 1920. TIRELLI, ACQUI; ANDREOTTI A, LEONARDI G, SARA` M, BRUNELLI B, DE LISIO L, DE SANCTIS A, MAGRINI M, NARDI R, PERNA P, SIGISMONDI A 2008. AMBIO 37(6): 440-444. ROYAL SWEDISH ACADEMY OF SCIENCES; ANDREOTTI A, LEONARDI G 2007. QUAD. CONS. NATURA, 24, MIN. AMBIENTE AND INFS, 109 PP; BATTISTA G, DE LISIO L, CARAFA M, COLONNA N, DARDES G 1995. RIV. ITAL. ORN., MILANO, 65(1): 71-73; CORSO A 2001. LIMICOLA 15: 1-41; DE LEONE N 1994. COGESTRE EDIZIONI; DE LISIO L, ALLAVENA S, CARAFA M, COLONNA N 2004. ATTI DEL CONVEGNO: "AQUILA REALE, LANARIO E PELLEGRINO NELL'ITALIA PENINSULARE". CISO, INFS, PARCO NATURALE REGIONALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI. SERRA S. QUIRICO (AN); DE LISIO L, LOY A, RAIA P, DI PADUA D 2006. 67° CONGRESSO NAZIONALE DELL'UNIONE ZOOLOGICA ITALIANA. NAPOLI 12-15 SETTEMBRE 2006; DI PADUA D 2006. TESI SPERIMENTALE IN ECOLOGIA ANIMALE. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DEL MOLISE.

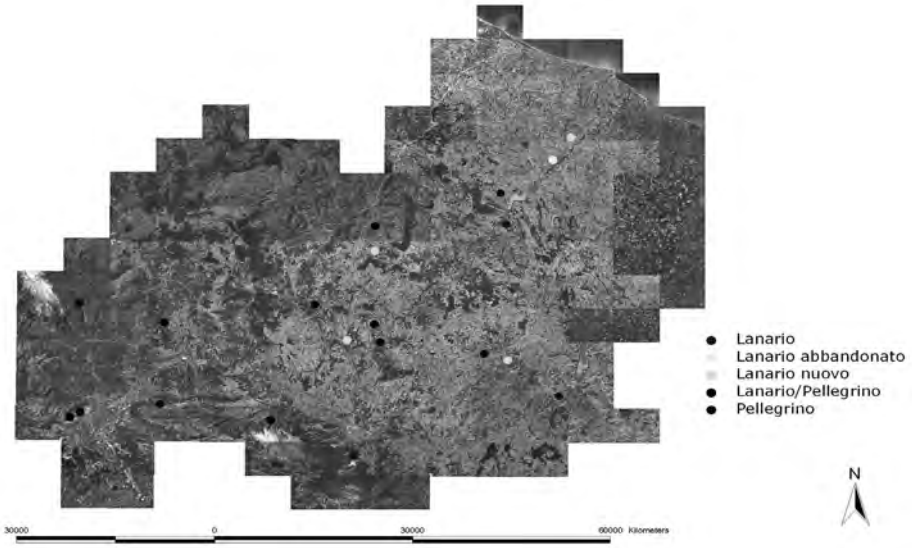


Figura 1 - Distribuzione siti di nidificazione 2003-2011.

CENSIMENTO DELL'AVIFAUNA NIDIFICANTE NELLA SERRA DEL CORTICATO (SA) IN UN'AREA SOTTOPOSTA ALLA PRATICA DEL FUOCO PRESCRITTO

DAVIDE DE ROSA[1,3], LORENZO DE LISIO[2], STEFANO MAZZOLENI[1] & ASSUNTA ESPOSITO[1]

[1]Università degli Studi di Napoli Federico II, Facoltà di Agraria, Via Università 100, 80055 Portici; [2]Dipartimento di Scienze e Tecnologie dell'Ambiente e del Territorio, Università degli Studi del Molise, C.da Fonte Lappone, 86090 Pesche (IS); [3]Ardea Onlus, Via Ventilabro 6, 80126 Napoli, ardeonlus@gmail.com

Key Words: prescribed fire, Cilento and Vallo di Diano National Park

Summary *The reforestation of mountain areas due to land abandonment are causing a general reduction of open areas; to counteract this trend, some Mediterranean areas are managed through prescribed fire and incentives to farmers. In Serra del Corticato, a valley between Monte Motola (1700m) and Cocuzzo delle Puglie (1428 m) included in the Cilento and Vallo di Diano National Park, grasslands are traditionally burned every year to increase the surface of pastures. Vegetation is mainly composed by shrubs (*Spartium junceum, Prunus sp., Rosa canina*), orchids, and grasses. Breeding birds were monitored using point counts in May and June 2010 and 2011. Differences between bird communities before and after prescribed fire are described.*

Nel 2008 ha avuto inizio la sperimentazione sull'uso del fuoco prescritto nel territorio del Parco Nazionale del Cilento e del Vallo di Diano. Tale tecnica si caratterizza come un'azione di prevenzione prevista nel Piano AIB (Piano antincendi boschivi) redatto dall'Ente Parco e recepito nel corrispondente Piano AIB della Regione Campania. Nel 2010 la sperimentazione è stata allargata anche agli effetti sull'avifauna nidificante e all'erpetofauna.

Area di studio e metodi

L'area di studio è rappresentata dalla zona della Serra del Corticato che corre tra le pareti del Monte Motola (1700 m) e quelle scoscese del Cocuzzo delle Puglie (1428 m) ed è in parte solcata dal Torrente Sammaro; essa rientra all'interno del territorio del Parco Nazionale del Cilento e del Vallo di Diano e vi è praticato il pascolo bovino da molti decenni; per questo motivo, l'area veniva periodicamente bruciata per favorire la rivegetazione.

La vegetazione presente è principalmente rappresentata da arbusti quali Ginestra (*Spartium junceum*), Pruno (*Prunus spinosa*), Rosa canina (*Rubus spp*) e specie erbacee tra cui le orchidee. La comunità ornitica nidificante nell'area è stata censita mediante la tecnica dei punti di ascolto nelle stagioni riproduttive del 2010 (pre incendio) e del 2011 (post incendio) per verificare le variazioni apportate dall'incendio prescritto fatto nel marzo 2011.

Sono stati effettuati 53 punti di ascolto per rilevare la composizione dell'avifauna nidificante, 25 punti per ognuna delle classi vegetazionali (ginestreto e prateria con arbusti) e 3 punti per una classe intermedia (radura). Per ginestreto si intende una stazione in cui all'interno dei 50 m di raggio vi è più del 60% dell'area ricoperta da *Spartium junceum* ed altre essenze arbustive; per prateria con arbusti si intende una stazione in cui all'interno dei 50 m di raggio vi è più del 60% dell'area con una vegetazione erbacea.

Il tempo di ascolto per ogni punto è stato di 10 minuti e in ogni stazione tutti gli uccelli visti e sentiti sono stati registrati. Il censimento è stato effettuato solo in giorni con vento assente o debole e in assenza di precipitazioni. L'orario delle osservazioni è ristretto alla fascia oraria del primo mat-

tino (05.00 am – 10.00 am). Solo gli uccelli registrati entro i 50 m sono stati utilizzati per l'analisi. (Ralph *et al.* 1993). Questo criterio è stato scelto per evitare doppi conteggi e contenere i *bias* del metodo (Schieck 1997, Siegele e De Sante 2003).

Nel 2010 sono state registrate 22 specie nidificanti, 17 nel ginestreto e 18 nella prateria con arbusti e 8 nelle radure; mentre nel 2011 sono state registrate 23 specie nidificanti, 14 nel ginestreto e 20 nella prateria con arbusti e 14 nelle radure.

Nel 2010 la ricchezza media è di 4,5 specie per stazione; nel 2011 la ricchezza media è di 6,3 specie per stazione; Per quanto riguarda le densità, nel 2010 il valore totale è di 6,6 individui per stazione; nel 2011 il valore totale è di 7,3 individui per stazione; in particolare di: 7 individui nel ginestreto, 7,1 individui nella prateria con arbusti e di 7,9 individui nella radura.

Da evidenziare il calo dell'Averla piccola passata dal 5,1 % del 2010 al 2,4% del 2011, questa diminuzione è in linea con quanto rilevato in tutta Italia (-42% negli anni 2000-2010; Cecere *et al.*, 2011).

Per le analisi ambientali dei punti d'ascolto è stata creata una matrice a doppio ingresso per un'analisi multivariata delle specie rilevate per ciascuna particella: è stata quindi analizzata con procedure di ordinamento multivariato (Analisi delle Componenti Principali). Dall'analisi risulta che le prime quattro componenti spiegano il 73% della varianza nel 2010 e il 71% nel 2011.

I grafici sulla distribuzione lungo i primi due componenti principali mostrano una separazione tra zone aperte di radura e ginestreti (figg. 1-2). I vettori delle tipologie ambientali proiettati nello spazio dei primi due componenti indicano che la separazione è influenzata dalla presenza di alcune specie. Il ginestreto è correlato positivamente alla Sterpazzolina, Merlo e Zigolo nero, mentre la prateria all'Averla piccola e Strillozzo. Per quanto riguarda le componenti principali si nota che nei due anni le prime due componenti spiegano rispettivamente il 54,40% della varianza nel 2010 e il 52,11% della stessa nel 2011.

I risultati sui due anni evidenziano una diversa distribuzione e frequenza delle specie guida in seguito alla pratica del fuoco prescritto che ha determinato la presenza di aree aperte e quindi risposte dell'avifauna al cambiamento della vegetazione. Infatti i grafici sulla distribuzione lungo i primi due componenti principali mostrano una separazione influenzata dalla presenza di alcune specie.

Nel 2010 si nota che il ginestreto è correlato positivamente a Sterpazzolina, Merlo e Zigolo nero, mentre il prato con arbusti a Strillozzo e Averla piccola. Nel 2011 si nota che il ginestreto è correlato comunque a Sterpazzolina, Merlo e Zigolo nero, mentre lo Strillozzo sembra spostato dal prato con arbusti alle aree aperte del fuoco prescritto, diversamente dall'Averla piccola rimasta associata ai prati con arbusti e ai ginestreti.

L'analisi della frequenza (Tab. 3) di queste specie nei due anni mostra un andamento simile a quello evidenziato dalla PCA. Infatti, si nota un aumento della presenza dello Strillozzo e dello Zigolo nero, in misura maggiore nelle aree aperte, mentre risulta che il Merlo non abbia avuto variazioni significative se non una diminuzione nelle aree aperte.

L'Averla piccola risulta diminuita nelle praterie e non ha colonizzato le aree aperte. L'aumento della frequenza dello Zigolo nero è da imputare alla presenza post-fuoco di un maggior numero di aree con cespugli radi e bassi che tale specie utilizza sia per il reperimento della risorsa trofica sia come sito di nidificazione; la frequenza dell'Averla piccola, invece, diminuisce in conseguenza del fatto che i cespugli alti di ginestra, utilizzati per la nidificazione, sono stati distrutti dal fuoco.

Bibliografia

CECERE J, ROSSI P, SILVA L, TELLINI FLORENZANO G 2011. RETE RURALE NAZIONALE, LIPU; RALPH CJ, GEUPEL GR, PYLE P, MARTIN TE, DESANTE DF 1993. USDA FOR. SERV. PUBL., PSW-GTR-144, ALBANY, CA; SCHIECK J 1997. CONDOR 99: 179-190; SIEGEL RB, DESANTE DF 2003. WILSON BULLETIN 115: 155-165.

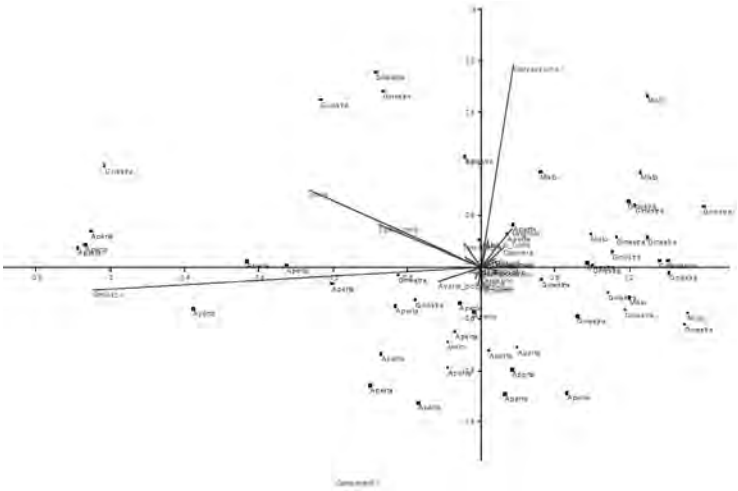


Figura 1 - PCA della prima componente (34,947% della varianza) e della seconda componente (17,163% della varianza) condotta sulle specie 2011

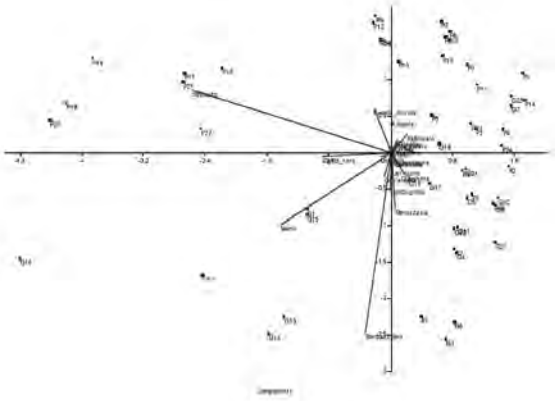


Figura 2 - PCA della prima componente (35,597% della varianza) e della seconda componente (18,436 % della varianza) condotta sulle specie 2010

VARIAZIONI INTERANNUALI ED INTERSTAGIONALI NELLA DENSITÀ DELLA MAGNANINA COMUNE *Sylvia undata* NEL PARCO DEL BEIGUA E NELLA ZPS BEIGUA-TURCHINO (GE-SV)

SERGIO G. FASANO & ANTONIO ALUIGI.

Ente Parco del Beigua, Via Marconi 165, 16011 Arenzano (GE), biodiv@parcobeigua.it

Key Words: Beigua, *Sylvia undata*, density.

Summary *Twenty-eight linear transects were covered in 2006-2011 in the Beigua Natural Park to monitor the distribution of the Dartford Warbler* Sylvia undata*. Using the Distance Sampling method we estimated a breeding density of 49,39 inds. / km² (CV = 0,093), and a winter density of 10,48 inds. / km² (CV = 0,150). The breeding trend shows a moderate increase, while it is uncertain in winter.*

Nel corso degli anni 2006-2011 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 nidificante; adottato, a partire dal 2008, quale modello per il progetto di "monitoraggio della comunità ornitica nelle ZPS e nelle aree liguri a maggiore vocazionalità avifaunistica ed agricola", promosso e finanziato dalla Regione Liguria (Dipartimento Ambiente; Servizio Parchi, Aree protette e Biodiversità) ed attuato dal Parco Naturale Regionale del Beigua, e rientrante in un più vasto progetto regionale avviato dal 2007 per il monitoraggio delle specie di interesse conservazionistico in adempimento alle Direttive Habitat e Uccelli (Fasano & Aluigi, 2007; Fasano *et al.,* 2009; Nicosia *et al.,* 2009a, 2009b).

Nel presente contributo vengono proposti i risultati sino ad ora ottenuti mediante l'esecuzione di transetti lineari con rilevamento della distanza "*Distance Sampling*" (Buckland *et al.,* 1993, 2001, 2004) mirati alla magnanina comune *Sylvia undata*, ed eseguiti sia durante la stagione riproduttiva (nell'ambito dei progetti precedentemente indicati) sia nel periodo invernale (effettuati in gennaio o inizio febbraio) nel Parco del Beigua e nella ZPS Beigua – Turchino. Le assunzioni fondamentali di questo metodo sono ampiamente descritte da Buckland *et al.* (1993, 2001) e trattate, per il contesto italiano, da Boano e Toffoli (2002), Boano *et al.* (2005) e Mezzavilla *et al.* (2005). I dati raccolti sono stati catalogati in un apposito database ed elaborati con il software Distance 5.0 (Buckland *et al.,* 2001, Thomas *et al.,* 2005) al fine di calcolare la densità della specie. Sebbene la serie temporale disponibile sia ancora limitata, e le risultanze dell'analisi vadano prudenzialmente considerate come semplici variazioni interannuali, e non ancora trend delle popolazioni monitorate, si è ritenuto utile testare statisticamente gli andamenti riscontrati utilizzando il software TRIM (TRends & Indices for Monitoring Data; *www.ebcc.info*; Gregory *et al*., 2005), che stima inoltre quale sia, nell'arco temporale considerato, la variazione percentuale media annua e la tendenza in atto.

Nel periodo indagato sono stati effettuati 28 transetti che si sono sviluppati per 57,4 chilometri in periodo riproduttivo e 36,4 chilometri durante l'inverno, ottenendo, rispettivamente, 313 e 58 contatti della specie. La magnanina comune è presente dalla costa fino ai pendii caldi ed aridi di alta collina, frequentando principalmente ambienti con fitta vegetazione sempreverde (Gariboldi & Ambrogio6 2006; Brichetti & Fracasso, 2010). Nel Beigua in periodo riproduttivo seleziona positivamente gli ambienti di macchia mediterranea (88,9% dei contatti), in particolare se dominata dall'erica arborea, ed a quote comprese tra i 200 ed i 900 metri s.l.m.. La densità riproduttiva, calcolata con il metodo *Distance Sampling*, è risultata essere pari a 49,39 individui/Km² (CV = 0,093), che porterebbero a stimare, per l'intera area di studio, circa 60-80 coppie nidificanti ed un andamento della popolazione

tendente ad aumento moderato (variazione media annua = 14,19%; $\Delta_{2006\text{-}2011}$ = 156,95%; Wald-Test = 7,09; P = 0,0077), con fluttuazioni anche marcate (Tab. 1). Tali valori sono paragonabili a quelli riscontrati in analoghe realtà, considerando che Hagemeijer e Blair (1997) indicano densità consuete comprese tra 20 e 60 coppie/Km^2, con massimi di 150 coppie/Km^2 in habitat ottimali. Per l'Italia sono riportate 31-127 coppie/Km^2 in Toscana (Brichetti & Fracasso, 2010) e genericamente 90 coppie/Km^2 in Sardegna (Shirihai *et al.* 2001; con variazioni da 60 a 210 coppie/Km^2 riportate da Cody & Walter, 1976 in Brichetti & Fracasso, 2010); mentre in Corsica Thibault e Bonaccorsi (1999) indicano 14-70 coppie/Km^2 per, rispettivamente, macchia bassa e macchia eterogenea. Bisogna però tenere conto che la popolazione in esame è localizzata ai margini dell'areale riproduttivo (Shirihai *et al.,* 2001) e l'ambiente idoneo è decisamente frammentato; per analoghe situazioni riscontrate in Inghilterra è riportata una densità di 10-20 coppie/Km^2, mentre, sempre in Inghilterra, in ambiente di brughiera si riscontrarono densità di 14,2 coppie/Km^2 con densità del ginestrone oltre il 50%, 5,1 coppie/Km^2 se il ginestrone era presente meno del 50% ed 1,3 coppie/Km^2 in assenza di ginestrone (Cramp, 1992). Durante il periodo invernale la densità risulta invece pari a 10,48 individui/Km^2 (CV = 0,150) con discrete variazioni interannuali (Tab. 1) ed un andamento della popolazione non certo (variazione media annua = -13,44%; $\Delta_{2007\text{-}2011}$ = -40,66%; Wald-Test = 3,17; P = 0,0750). Le densità riproduttive ed invernali, confrontando i valori riscontrati in una stagione riproduttiva con quelli dell'inverno successivo (r = -0,207, P = 0,739), non risultano tra loro correlate, mentre sono correlati negativamente i valori invernali in relazione a quelli della stagione riproduttiva successiva (r = -0,987, P = 0,002). Questo suggerisce che la consistenza della popolazione nidificante è influenzata dalle condizioni verificatesi nel corso dell'inverno precedente, ma elevate densità in periodo riproduttivo non comportano necessariamente elevate densità invernali.

Le differenze tra le densità riscontrate in periodo riproduttivo ed invernale, per questa specie che in Italia risulta parzialmente sedentaria con movimenti dispersivi di portata poco conosciuta (Spina & Volponi, 2008; Brichetti & Fracasso, 2010) sono probabilmente dovute allo spostamento di una parte dei soggetti verso la costa in risposta a situazioni climatiche sfavorevoli, quali inverni nevosi o rigidi, cui la specie risulta essere particolarmente sensibile (Shirihai, 2001; Brichetti & Fracasso, 2010).

Bibliografia

BOANO G ET AL. 2005. AVOCETTA 29: 133; BOANO G, TOFFOLI R 2002. J. RAPT. RES. 36: 128-135; BRICHETTI P, FRACASSO G, 2010. OASI ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; BUCKLAND ST ET AL. 1993. RUWPA, UNIVERSITY OF ST. ANDREWS, SCOTLAND; BUCKLAND ST ET AL. 2001. OXFORD UNIVERSITY PRESS, LONDON; BUCKLAND ST ET AL. 2004. OXFORD UNIVERSITY PRESS, LONDON; CRAMP S 1992. OXFORD UNIV. PRESS., OXFORD; FASANO S, ALUIGI A 2007. ABSTRACT XIV CIO: 47; FASANO S ET AL. 2009. ALULA XVI (1-2): 544-546; GARIBOLDI A, AMBROGIO A 2006. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; GREGORY RD ET AL. 2005. PHIL. TRANS. R. SOC. B. 360: 269-288; HAGEMEIJER WJM, BLAIR MJ (EDS.) 1997. T & AD POYSER, LONDON; MEZZAVILLA F ET AL. 2005. AVOCETTA 29: 146; NICOSIA E ET AL. 2009A. ALULA XVI (1-2): 519-524; NICOSIA E ET AL.2009B. ALULA XVI (1-2): 558-560; SHIRIHAI H ET AL. 2001. HELM, LONDON; SPINA F, VOLPONI S 2008. MATTM., ISPRA, ROMA; THIBAULT JC, BONACCORSI G 1999. BOU CHECKLIST NO. 17, TRING; THOMAS L ET AL. 2005. RUWPA, UNIVERSITY OF ST. ANDREWS, SCOTLAND.

Tabella 1 - Valori annui e complessivi delle densità riproduttive ed invernali (individui/Km²) e loro coefficienti di variabilità (riportati tra parentesi)

Densità:	2006	2007	2008	2009	2010	2011	Tot.
riproduttiva	26,26 (0,346)	54,21 (0,135)	43,18 (0,139)	48,61 (0,225)	56,60 (0,150)	67,48 (0,232)	49,39 (0,093)
invernale		10,78 (0,642)	13,68 (0,072)	11,41 (0,072)	10,14 (0,072)	6,40 (0,072)	10,48 (0,150)

Parrocchetto dal collare

SPOSTAMENTI DI FORAGGIAMENTO DELLE BERTE MAGGIORI NIDIFICANTI NELLE ISOLE EOLIE

ANTONIO FASCIOLO[1], MONICA BLASI[1], BRUNO MASSA[2] & GIACOMO DELL'OMO[3]

[1]Filicudi WildLife Conservation, Stimpagnato Filicudi ,98050 Lipari (ME), fasciolo.antonio@libero.it; [2]Istituto di Entomologia Agraria, Università di Palermo, Viale delle Scienze 13, 90128 Palermo; [3]Ornis Italica, piazza Crati 15, 00199 Roma

Key Words: *Calonectris diomedea*, GPS tracks, Aeolian Archipelago, foraging areas, alien species impact

Summary *This study has been carried out in an area (the Aeolian Archipelago) which is extremely important for Italian biodiversity. This is the first study aiming at acquiring information on home range size of Cory's Shearwater* Calonectris diomedea *within this archipelago, where a worrying tendency to fragmentation of the colonies has been observed due to the impact of the Black Rat* Rattus rattus *and the Yellow-legged Gull* Larus michahellis*. GPS tags allowed foraging areas of a colony in Salina Island to be identified. The colony home range and the individual home range width were calculated through a kernel analysis. The minimum convex polygon calculations allowed to identify the size and location of important foraging areas, which are needed for future protection project planning. This study also revealed a need for urgent management of colonies, to reduce the impact of Black Rats and Yellow-legged Gulls, both representing a threat for breeding Cory's Shearwater.*

Per attuare strategie di conservazione di una specie è di fondamentale importanza la conoscenza dell'utilizzo che la stessa fa del territorio in cui vive, dei siti riproduttivi e delle aree di alimentazione, includendo queste ultime all'interno delle aree destinate alla sua conservazione Questo aspetto vale in particolar modo per le specie come la berta maggiore *Calonectris diomedea*, che nidificano sulle isole ma che si muovono in mare aperto anche a lunghe distanze per le attività di foraggiamento (AA.VV., 2007). In questo studio abbiamo utilizzato piccoli registratori GPS applicati agli uccelli per conoscere le aree di alimentazione raggiunte da alcuni individui nidificanti sull'isola di Salina, Eolie. Sei adulti di berta maggiore della colonia presente sullo Scoglio Faraglione, sono stati equipaggiati nel luglio 2010 con dei microregistratori GPS. Gli strumenti, applicati sul dorso degli uccelli con del nastro adesivo, erano programmati per registrare la posizione degli individui ad intervalli di un minuto. I dati registrati comprendevano anche data, orario e velocità di volo di ogni posizione registrata. Il recupero degli strumenti avveniva al ritorno al nido dopo uno o più giorni di assenza. I dati sono stati analizzati con Arcgis per determinare le traiettorie di volo, le aree di foraggiamento e sosta (analisi kernel) e il comportamento degli uccelli in mare. Sullo Scoglio Faraglione, è stato possibile raggiungere 8 nidi, di questi ne sono stati scelti 4 per monitorare gli spostamenti degli animali, la scelta è stata dettata da esigenze di sicurezza dell'operatore, la colonia infatti si trova in un sito quasi inaccessibile; la stima complessiva della colonia ammonta a 15 coppie. I dati recuperati dai sei individui a cui sono stati applicati i micro GPS hanno consentito di raccogliere le prime informazioni sui voli di foraggiamento degli uccelli nidificanti in queste isole. I voli avevano una durata media di 38,62 h (*range* 1-4 giorni) e le distanze raggiunte dalla colonia variavano da un minimo di 51 ad un massimo di 225,61 km. I tracciati hanno consentito di evidenziare cinque aree principali di alimentazione (figura 1) che venivano visitate principalmente durante le ore pomeridiane e serali. La superficie media di queste aree (calcolata col MCP) è risultata di circa 70 km^2 (min 2,95; max 121,35; DS 29,72). Anche le berte di Salina, analoga-

mente a quanto osservato con gli uccelli di Linosa (Dell'Ariccia *et al.,* 2010), utilizzavano un'area antistante la colonia, distante circa 1,7 km, come zona di aggregazione per sostare prima e dopo i voli di foraggiamento. Il numero dei tracciati (6) non appare esiguo se si considera la dimensione della colonia stessa, dal loro esame è emerso che gli individui si dirigono in preferenza in direzione S/S/E (4 su 6 seguono questa direzione) raggiungendo un'area di foraggiamento a 56 km dalla colonia (X14.70641; Y38.42717), altra importante area di foraggiamento, distante circa 25 km, è quella che si trova presso la secca al largo dell'isola di Filicudi (X14.55119; Y38.588521) in cui i dati dei tracciati sono sovrapponibili alle osservazioni effettuate da imbarcazione. Considerati tutti e 6 i tracciati, gli individui si sono recati ad una distanza media di 87 km (min51 km, max 225 km), maggiore rispetto allo studio condotto a Linosa (media 52 km, min14,6 km max 109,6 km) (Dell'Ariccia *et al.,* 2010). Questa differenza potrebbe essere attribuita all'intenso sfruttamento ittico delle aree circostanti l'Arcipelago Eoliano che costringe gli animali a compiere spostamenti maggiori per procacciarsi il cibo. Una simile ipotesi è altresì avanzata anche dallo studio sulla colonia di Aride Island, in cui nel corso del tempo è stato osservato un decremento nel numero di individui collegato alla crescente necessità di lunghi spostamenti dovuta alla diminuzione degli stock ittici in particolare Tonno, con il quale gli uccelli si consociano per l'alimentazione (Catry *et al.*, 2009). Anche alle Eolie osservazioni hanno messo in evidenza questa forma di commensalismo (Fig.2). Un eventuale piano di tutela di questa specie dovrebbe tener conto di queste interazioni preservando l'ecosistema nel suo complesso e non limitandosi a tutelare i siti di nidificazione. La creazione di un'area marina protetta dovrebbe comprendere le aree di alimentazione evidenziate dallo studio, quantomeno le più prossime all'arcipelago. Allo stato attuale le misure di protezione sono carenti; lo Scoglio Faraglione infatti pur ospitando la colonia e pur essendo uno dei tre siti in cui si trova l'endemica *Podarcis raffonei* è escluso dal perimetro dei SIC e delle ZPS presenti sull'isola. Sono necessari ulteriori studi per scoprire se le piccole colonie situate in vari scogli e isolotti dell'arcipelago usino le stesse aree di alimentazione o se vi siano siti di alimentazione distinti e se le colonie presenti nel mediterraneo usino o meno le stesse aree di svernamento. Durante lo studio sono inoltre emersi alcuni aspetti preoccupanti per la conservazione di *Calonectris diomedea* all'interno dell'Arcipelago Eoliano. Queste isole infatti non sfuggono al problema della presenza infestante di specie aliene come il Ratto nero *Rattus rattus*, che ha portato alla scomparsa delle popolazioni che fino a pochi decenni fa nidificavano sulle isole maggiori. Ora piccole colonie sono relegate a scogli ed isolotti più o meno distanti dalla costa dove risentono della crescente competizione spaziale e della predazione esercitata dal costante aumento di *Larus michaellis* i cui nidi si trovano a volte nelle immediate vicinanze di quelli delle berte.

Bibliografia

AA.VV. 2007. LINEE GUIDA PER L'ISTITUZIONE DELLA RETE NATURA 2000 NELL'AMBIENTE MARINO APPLICAZIONE DELLE DIRETTIVE "HABITAT" E "UCCELLI SELVATICI", MINISTERO DELL'AMBIENTE; DELL'ARICCIA G, DELL'OMO G, MASSA B, BONADONNA F 2010. ITALIAN JOURNAL OF ZOOLOGY 77(3): 339-346; CATRY T, RAMOS JA, LE CORRE M, PHILIPS AR 2009. MARIN ECOLOGY PROGRESS SERIES.

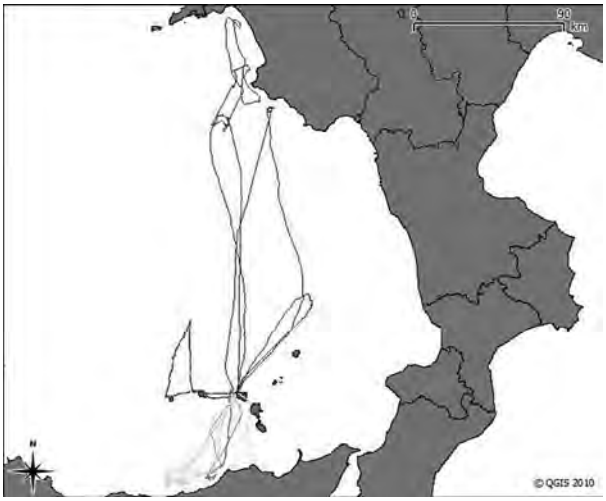


Figura 1 - Tracciati ottenuti e in evidenza, le principali aree di alimentazione (elab. Qgis).

Figura 2 _ Esempio di commensalismo tra un banco di tonni e un gruppo di berte maggiori (Foto M.F. Blasi)

MONITORAGGIO SANITARIO DEL CORMORANO IN PROVINCIA DI VARESE

VIVIANA FERRAZZI*, ANA MORENO**, DANIELE GALLAZZI* & GUIDO GRILLI*

**Università di Milano, Dip. Scienze Veterinarie e Sanità Pubblica, viviana.ferrazzi@unimi.it;*
***Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia Romagna, Brescia*

KEY WORDS: *PHALACROCORAX CARBO SINENSIS*, HEALTH STATUS, INFECTIOUS DISEASES

Summary *Because of its increase and geographical expansion in Europe since 1970s, the Cormorant* Phalacrocorax carbo sinensis *caused troubles to fisheries and aquaculture, so that some Authorities encouraged forms of species control. Most researches of the last 10 years focussed on diet, energetics, impact on fish populations and management practises. Scarce information exists, on the contrary, on the health status of this species in Italy. During 2005-2010, 385 cormorants shot in the Varese Province were visually inspected to determine health status. These animals were mostly males (82%) and only 30% were adults. All birds were healthy and negative to the presence of bacteria and viruses, except for 60 birds which were positive to* Chlamydophila abortus*. This is the first information on health status of cormorants wintering in the Varese Province.*

In Lombardia il cormorano P*halacrocorax carbo sinensis* è presente sia come popolazione svernante che di passo. A causa della dieta piscivora e del contrastato rapporto con pescatori e piscicoltori (Kirby *et al.,* 1996), l'alimentazione del Cormorano è stato oggetto di indagine, stimolate per lo più da problemi contingenti e locali mentre minore è la bibliografia italiana e internazionale su studi di carattere sanitario che sono stati invece lo scopo del nostro lavoro. Grazie alla collaborazione degli agenti della polizia provinciale di Varese, nel quinquennio 2005-2010 sono stati controllati 385 cormorani abbattuti durante il piano di dissuasione effettuato nel periodo di dicembre-gennaio fino al raggiungimento del 10% della popolazione censita. Quando possibile, al momento dell'abbattimento, è stato eseguito un prelievo di sangue direttamente dalla cavità cardiaca che è stato successivamente sierato e congelato a –80°C per la ricerca virologica. Gli uccelli, nel più breve tempo possibile dall'abbattimento, sono stati recapitati presso il nostro laboratorio per la necroscopia durante la quale veniva valutato il piumaggio e le caruncole per riconoscere se il soggetto era giovane o adulto (Siegel-Causey, 1986), per evidenziarne eventuali alterazioni o la presenza di ectoparassiti. Inoltre l'esame degli organi riproduttori permetteva di riconoscerne il sesso e aiutava nella classificazione in età giovanile oppure adulta. Campioni di cervello, trachea, polmoni, fegato, milza, reni, intestino venivano invece prelevati per la ricerca batteriologica e virologica. Durante il controllo dell'apparato digerente venivano anche prelevati, pesati e identificati i pesci. Il controllo batteriologico era indirizzato prevalentemente alla ricerca dei generi *Campylobacter*, S*almonella e Yersinia*. La ricerca di *Chlamydophila* è stata effettuata solo su 60 campioni di organi presso il Centro di Referenza Nazionale per la Chlamydia con sede nella Sezione dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia di Pavia,

La maggioranza dei cormorani era di sesso maschile (82%) e solo il 30% è risultata essere adulta. Il peso medio dei soggetti esaminati risultava essere di circa 2600 grammi (ds = 126). Oltre il 65% dei cormorani albergava nella cavità gastrica dei pesci aventi un peso medio di 350 g con una variazione di 110 g tra pesi reali riscontrati in pesce gatto o alborella fino ad arrivare ad oltre i 700 g di peso reale in un esemplare di luccio perca. Rapportato al peso vivo, la quantità giornaliera di cibo ingerita equivaleva a circa 10-20% del peso corporeo. Nella popolazione da noi controllata

abbiamo riscontrato una netta prevalenza di pesce gatto (41%), seguita dalla scardola (33%), pesce persico (16%), alborella (16%) ed altri (5%).

Il controllo del piumaggio non ha messo in evidenza ectoparassiti probabilmente a causa delle abitudini acquatiche di questa specie. Inoltre non è da escludere che il lasso di tempo trascorso tra la cattura e l'esame approfondito della carcassa abbia alterato il carico di parassiti esterni essendo noto che i mallofagi abbandonano l'ospite subito dopo la morte in corrispondenza dell'abbassamento della temperatura corporea.

Dal punto di vista anatomopatologico non sono state evidenziate lesioni riferibili a patologie pregresse e tutti i soggetti esaminati presentavano un buono stato di nutrizione. A livello gastrico tutti i cormorani presentavano un gran numero di elminti ascrivibili a *Contracaecum rudolphii* in accordo con un'altra ricerca effettuata nel delta del Po (Dezfuli *et al*., 2002). Anche Nottenkamper *et al*. (1999) avevano ritrovato solo questa specie elmintica in cormorani catturati in Baviera e Svizzera così come Kanered (2011) e Szostakowska (2007) in Polonia. Oltre agli elminti gastrici, in alcuni soggetti sono stati ritrovati a livello intestinale anche cestodi e trematodi non ulteriormente classificati.

Gli esami batteriologici per la ricerca di *Salmonella s*pp., *Campylobacter* spp. e *Yersinia* spp. sono risultati negativi eccetto un solo soggetto su 60 esaminati è risultato positivo a *Chlamydophila abortus* in analogia con un nostro studio condotto sulla cornacchia grigia nella stessa provincia (Ferrazzi *et al.,* 2005). In bibliografia non ci sono isolamenti di *Yersinia* spp. nel cormorano, mentre sono presenti positività da *Salmonella typhimurium* in Canada da cormorani a doppia cresta che presentavano anche la malattia di Newcastle (Clavijo *et al*., 2001). Per Cl*ampylobacter* spp*,* ci sono state segnalazioni in cormorani dalla doppia cresta presenti nell'Isola Principe Edoardo in Canada, da Dobbin *et al*. (2005) con una prevalenza del 14% per *C. jejuni* e *C.* coli e solo l'1% per *C. lari*.

Le ricerche virologiche e sierologiche hanno dato esito negativo per quanto riguarda la ricerca di Paramixovirus 1, agente causale della malattia di Newcastle, per Influenza Aviaria e *West Nile Disease* in accordo con i dati riportati da Travis *et al.* 2006. Per quanto riguarda la malattia di Newcastle diversi lavori hanno riportato delle positività nel cormorano (Artois, 2002; Friend, 2002; Gallo *et al.,* 2013).

In Europa la mortalità degli uccelli provocata da WND è un fenomeno piuttosto raro. Al contrario negli USA è stata riscontrata una massiccia mortalità nei corvidi e in uccelli esotici. L'unica positività nei cormorani riguarda un solo caso in Florida nel 2002 (Allison *et al.,* 2005).

In bibliografia due positività per influenza aviaria nella regione della Cina nel 2009-2010 (Hu XuDong *et al*., 2011). Nella nostra casistica, ancorché limitata, il cormorano non sembrerebbe destare grandi preoccupazioni per la diffusione di malattie infettive pericolose per la salute pubblica e di interesse veterinario. La Presenza di *C. abortus*, già ritrovata nella cornacchia nello stesso territorio, andrebbe comunque monitorata visto l'impatto che potrebbe avere in animali sensibili mantenuti al pascolo. Per quanto riguarda WND, la ricerca è stata eseguita sulla base dei monitoraggi attivi intrapresi da alcuni anni dal Dipartimento e dall'IZS. Gli stessi Enti effettuano anche un monitoraggio passivo su soggetti ritrovati deceduti nel territorio di competenza. Si ricorda che i cormorani esaminati non sono stati abbattuti intenzionalmente per questo tipo di monitoraggio, ma rientravano nei piani di dissuasione adottati dalla Provincia. A tal proposito sembrava interessante studiarli dal punto di vista sanitario considerando anche la scarsità di dati bibliografici a riguardo. Inoltre gli uccelli selvatici possono albergare batteri o virus senza evidenziare sintomatologia né tantomeno influenzare le loro condizioni di salute, ma essere un potenziale pericolo per

l'uomo, l'ambiente e altre specie animali.

Alcune positività come *C. abortus*, riscontrate tra cornacchia e cormorano fanno pensare ad un ipotetico passaggio interspecifico di patogeni e nell'ambiente. Inoltre il monitoraggio sanitario a lungo termine andrebbe ad aggiungere ulteriori informazioni per lo studio e la gestione delle popolazioni di cormorano (Spalding & Forrester, 1993; Deem *et al.*, 2001; Mörner *et al.*, 2002; Galli *et al.*, 2013).

Bibliografia

ALLISON AB ET AL. 2005. AVIAN DISEASES 49(2): 292-297; ARTOIS M ET AL. 2002. J. WILDLIFE DISEASES 38(1): 169-171; CLAVIJO A ET AL. 2001. AVIAN DISEASES 45(1): 245-250; DEEM SL, KARESH WB, WEISMAN W 2001. CONSERV BIOL 15: 1224-1233; MR DEZFULI BS ET AL. 2002. PARASITOLOGY 124(5): 537-44; DOBBIN G ET AL. 2005. COMPARATIVE IMMUNOLOGY, MICROBIOLOGY & INFECTIOUS DISEASES 28(1): 71-82; FERRAZZI V ET AL. 2005 ITALIAN JOURNAL ANIMAL SCIENCE 6(3): 309-312; FRIEND M 2002. HYDROBIOLOGIA 473: 293-306; GALLO ET AL. 2013. JOURNAL OF WILDLIFE DISEASES 49(3): 492-500; HU XUDONG ET AL. 2011. EMERGING INFECTIOUS DISEASES 17(3): 560-562; KANAREK G 2011. JOURNAL OF PARASITOLOGY 97: 185-191; KIRBY JS ET AL. 1996. BIOL. CONSERV. 75: 191-199; MÖRNER T, OBENDORF DL, ARTOIS M, WOODFORD MH 2002. REV SCI TECH 21: 67-76; NOTTENKAMPER N ET AL. 1999. TIERARZTL PRAX 27: 274-279; SIEGEL-CAUSEY D 1986. THE COURTSHIP BEHAVIOUR AND MIXED-SPECIES PAIRING OF KING AND IMPERIAL BLUE-EYED SHAGS (PHALACROCORAX ALBIVENTER AND P. ATRICEPS); SPALDING MG, FORRESTER DJ 1993. J ZOOWILDL MED 24: 271-280; SZOSTAKOWSKA B ET AL. 2007. JOURNAL OF PARASITOLOGY 93(4): 961-964 ; TRAVIS E ET AL. 2006. JOURNAL OF WILDLIFE DISEASES 42(1): 133-141.

VARIAZIONI NEL NUMERO DI NIDIATE DI RONDONE COMUNE *Apus apus* IN UNA RONDONARA STORICA, NEL PARCO REGIONALE DEI SASSI DI ROCCAMALATINA (GUIGLIA, MO), NEL PERIODO 1991-2011

MAURO FERRI[1], FAUSTO MINELLI[2], MAURO VILLANI[3], STEFANO SIROTTI[3], GIUSEPPE ROSSI[4], ROMANO BENASSI[5], CARLO GIANNELLA [5], BARBARA CONTIERO[6]

[1]Via San Remo 140, 41125 Modena, m-ferri@libero.it; [2]Parco dei Sassi di Roccamalatina, Guiglia (MO); [3]Polizia Provinciale di Modena; [4]AsOER; [5]Stazione Ornitologica Modenese; [6]Dipartimento di Scienze Animali, Università di Padova.

Key Words: swift, Apus apus, broods, rainfall, climatic parameters, global climate change

Summary *The tower called "Torre del Castellaro" in the Regional Park of Sassi di Roccamalatina (Guiglia, MO) has been housing for about 600 years a "rondonara", a compound of artificial nests for swifts (ca. 200) used to collect their chicks for meat. Ringing activities in the 1991-2011 period allowed population size, number of broods and data on catches and recaptures of Common Swifts* Apus apus *to be studied. The number of breeding pairs fluctuated, with a maximum in 1992 (66 pairs) and a minimum in 1999 (10 pairs), reaching a good level (47 pairs) in the last two years. The number of nests recorded along twenty years has been compared to some important management changes (pruning of the surrounding trees, pest control, nests restoration and maintenance) and to April and May temperature and rainfall. Surprisingly a negative correlation between the number of active nests and the April and May temperatures was found. This pattern might be a result of some positive management practices put into place in the last decade.*

La Torre del Castellaro (Parco Regionale dei Sassi di Roccamalatina, Guiglia, MO) ospita da alcuni secoli una "rondonara", polistruttura di nidi artificiali (ca. 200) utilizzata un tempo per prelievo di nidiacei a fini di consumo alimentare. Ripristinata nel 1985, dal 1991 (Minelli & Ferri, 1992) vi si svolgono attività pressoché continuative di inanellamento di rondoni comuni *Apus apus* e censimento dei nidi occupati durante il periodo riproduttivo (fanno eccezione gli anni 1995, '97, '98). Dal 1991 al 2011, il numero di nidiate è oscillato ampiamente (media = 32.5, DS 14.3, n = 18) passando da un massimo di 66 (1992) al minimo di 10 (1999) per poi riportarsi a 47 negli ultimi anni (Fig. 1).

Per spiegare l'andamento numerico delle nidiate accertate è stato posto in relazione ad alcune variabili meteorologiche dei mesi di aprile e maggio: temperature (medie, minime), piovosità (mm precipitazioni, giorni/pioggia, giorni/temporale) ed anche nevosità (giorni/neve) e si sono anche prese in considerazione alcune importanti modifiche gestionali (potatura degli alberi adiacenti, disinfestazione, restauro). I dati meteorologici sono stati scaricati da *www.ilmeteo.it/portale/archivio-meteo* e dal sito di ARPA (Regione ER). Dall'analisi è emersa una correlazione negativa tra il numero di nidiate e le temperature minime del mese di aprile (r = - 0.46; P " 0.05) e di maggio (r = -0.48; P " 0.05) (Fig. 2).

Considerato quanto noto della biologia riproduttiva del rondone comune (Lack & Lack, 1951) e sull'andamento dell'abbondanza degli artropodi aerei, sue prede (Boano & Malacarne, 1999), questo risultato era del tutto inatteso. E' possibile quindi che il trend positivo osservato dal 2000 possa essere attribuito principalmente ad alcuni interventi gestionali quali la riduzione dell'ingombro causato dalle querce cresciute a ridosso della torre (febbraio 2000) e anche all'annuale

disinfestazione iniziata nel 2004 contro la *Craterina pallida*, anche se i risultati di specifiche ricerche sugli effetti delle infestazioni del parassita sul successo riproduttivo dei rondoni appaiono contradditori (Tompkins *et al*., 1996, Bize *et al*., 2004).

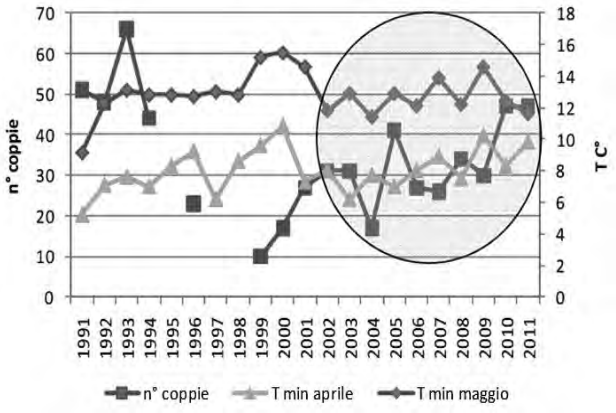


Figura 1 - Andamento annuale del numero di coppie di rondoni e T min dei mesi di aprile e maggio, colonia del Castellaro, Parco Reg.le dei Sassi di Roccamalatina, Guiglia (MO).

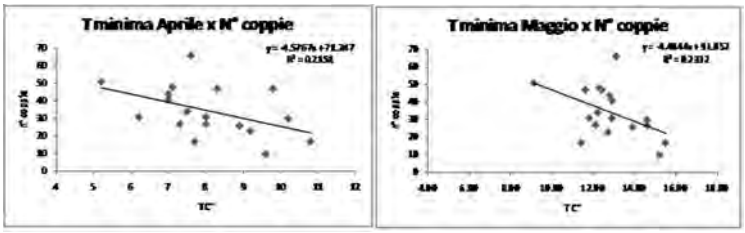


Figura 2 - Correlazione tra numero di coppie di rondoni e T min nei mesi di aprile e maggio, colonia del Castellaro, Parco Reg.le dei Sassi di Roccamalatina, Guiglia (MO).

Bibliografia

BIZE P, ROULIN A, TELLA JL, BERSIER LFE, RICHNER H 2004. JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY 73: 1080-1088; BOANO G, MALACARNE G 1999. ALTRIMEDIA ED.; LACK D, LACK E 1951. IBIS 93: 501-546; MINELLI F, FERRI M 1992. NATURA MODENESE 2: 17-24; TOMPKINS DM, JONES T, CLAYTON DH 1996. FUNCTIONAL ECOLOGY 10(6): 733-740.

UCCELLI ACQUATICI NIDIFICANTI IN AMBIENTI ARTIFICIALI: L'ESEMPIO DEL PORTO DI LIVORNO

ALESSIO FRANCESCHI, EMILIANO ARCAMONE, ROBERTO MAINARDI & ENRICO MESCHINI

Centro Ornitologico Toscano, casella postale 470, 57100 Livorno, alfranceschi@alice.it

Key Words: artificial wetlands, waterbirds, breeding, conservation

Summary *The aim of this paper is to provide an update on the abundance and the status of waterbirds breeding in an artificial wetland inside Livorno harbour. We used semiquantitative methods to count nesting waterbirds. Nine waterbird species bred in the study area. Most of them are rare, localized or reported for the first time as breeders in Tuscany. Three of these species (Black-winged stilt* Himantopus himantopus*, Kentish plover* Charadrius alexandrinus *and Little tern* Sternula albifrons*) are include in Annex I of the Directive 79/409/EEC. This artificial habitat, albeit transient, is highly important for the conservation of some species, hence playing a role in maintaining biodiversity*.

La zona nord della città di Livorno era anticamente un'insenatura naturale con bassi fondali, stagni e paludi, che formavano un territorio acquitrinoso e lagunare. Le notevoli modifiche ambientali attuate nell'ultimo secolo nell'area, hanno trasformato questa zona umida costiera, popolata da uccelli acquatici e importante bandita di caccia, nell'attuale area portuale (Gioli, 1895; Caterini, 1950; Ciccone *et al*., 2006). Nonostante queste trasformazioni e la conseguente frammentazione o scomparsa di alcuni habitat, tale area ancora oggi, ha una valenza di grande interesse ornitologico (Arcamone & Meschini, 1981, Arcamone & Tellini, 1985, 1986, 1987, 1988, 1991, 1992; Arcamone & Barbagli, 1995, 1996; De Faveri *et al*., 1997; Haas e Occhiato, 2000; Mainardi, 1983, 1984, 1985, 1987, 1988, 1994; Meschini, 1980, 1981, 1982, 1983). Recentemente, a seguito della realizzazione di nuove opere portuali, sono stati creati alcuni invasi che hanno formato una nuova zona umida costiera che ha permesso la sosta e la riproduzione di numerose specie di uccelli acquatici. Lo scopo di questo contributo è di fornire un aggiornamento sullo status e l'abbondanza in quest'area di alcune specie nidificanti rare, localizzate o accertate per la prima volta come nidificanti nel territorio regionale. L'area di studio, compresa tra la foce dello Scolmatore e la Darsena Petroli (43° 34' N; 10° 17' E), è un parallelepipedo di circa 40 ettari costruito sul lato ovest della Darsena Toscana, con i versanti sud e est contigui all'area portuale mentre quelli nord e ovest, separati dal mare aperto da argini artificiali. L'ambiente, costiero prevalentemente sabbioso e ghiaioso, è caratterizzato da scarsa copertura vegetale (in prevalenza erbe spontanee xerofile) e da un piccolo canneto che si è formato ai margini di una delle tre vasche. La raccolta dati è avvenuta nel periodo 2006-2010 mediante transetti lineari effettuati, con una cadenza quindicinale, dalla metà di aprile alla fine di luglio. La presenza di coppie nidificanti è stata accertata mediante il rilevamento di nidi con adulto in cova, uova, pulcini, adulti in allarme, display territoriali e/o di distrazione. Complessivamente nell'area sono state rilevate nove specie nidificanti di uccelli acquatici (tabella 1) di cui sei di interesse conservazionistico (BirdLife International, 2004) e sette incluse nella Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (Calvario *et al*., 1999).

La nidificazione di *Tadorna tadorna* all'interno del porto di Livorno avviene regolarmente dal 2006 ed è l'unica ad oggi documentata in tale contesto. La nidificazione di *Charadius dubius* e *Charadius alexandrinus* nell'area è nota e la loro consistenza appare del tutto simile a quanto rilevato in passato con fluttuazioni numeriche dipendenti dall'utilizzo di queste aree artificiali (Mainardi, 1984, 1994). La nidificazione di *Himantopus himantopus*, specie moderatamente diffusa

e nidificante irregolare in quest'area geografica, è divenuta regolare dopo la creazione di questo sito mentre *Tringa totanus* è nidificante occasionale, come nel resto della regione (Tellini *et al*., 1997). Nel 2008 è stata accertata per la prima volta in Toscana la nidificazione di *Chroicocephalus ridibundus* (Franceschi, 2009). La nidificazione di *Sternula albifrons* si è verificata dopo almeno due anni di osservazioni di coppie in display (offerta cibo) avvenute durante il suo periodo di nidificazione. Nel 2010 due coppie hanno portato all'involo un pulcino ciascuna. Attualmente in Toscana la specie nidifica solo nella laguna di Orbetello con una decina di coppie (Sposimo *et al*., 2000, Cianchi. com. pers.).

Questa indagine evidenzia come le zone umide artificiali siano in grado di accogliere e sostenere piccole popolazioni nidificanti di uccelli acquatici e sottolinea il valore di tali aree come importante strumento nella conservazione della biodiversità.

Ringraziamenti

Autorità portuale di Livorno, Teminals TDT, LTM, CILP.

Bibliografia

ARCAMONE E, MESCHINI E 1981. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 2: 65-94; ARCAMONE E, TELLINI G 1985. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO 6: 79-94; ARCAMONE E, TELLINI G 1986. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO 7: 105-118; ARCAMONE E, TELLINI G 1987. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO 8: 139-154; ARCAMONE E, TELLINI G 1988. QUAD MUS. STOR. NAT. LIVORNO 9: 75-90; ARCAMONE E, TELLINI G 1991-1992. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO 12: 37-69; ARCAMONE E, BARBAGLI F 1995-1996. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO 14: 79-109; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. WAGENINGEN, THE NETHERLANDS: BIRDLIFE INTERNATIONAL; CALVARIO E, GUSTIN M, SARROCCO S, GALLO ORSI U, BULGARINI F, FRATICELLI F 1999. RIV. ITAL. ORN. 69(1): 3-43; CICCONE G, ERRICO C, MARCHI A, MONTANELLI M 2006. FELICI EDITORE, PISA; DE FAVERI A, BACCETTI N, ARCAMONE E 1998. DUTCH BIRDING 20: 172-174; FRANCESCHI A 2009. RIV. ITAL. ORN. 78(2): 127-129; GIOLI G 1895. TIPOGRAFIA DI RAFF. GIUSTI, LIVORNO; GRUSSU 2006. RIV. ITAL. ORN.76(1): 74-76; HAAS F, OCCHIATO D 2000. AVOCETTA 24(1): 62; MAINARDI R 1983. RIV. ITAL. ORN. 53(1-2): 56-58; MAINARDI R 1984. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 5: 117-126; MAINARDI R 1985. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 6: 119-122; MAINARDI R 1987. RIV. ITAL. ORN. 57(1-2): 139-141; MAINARDI R 1988. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 9: 91-94; MAINARDI R 1994. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO 13: 53-54; MESCHINI E 1980. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 1: 78-80; MESCHINI E 1981. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 2: 95-97; MESCHINI E 1982. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 3: 91-94; MESCHINI E 1983. QUAD. MUS. ST. NAT. LIVORNO 4: 143-149; SPOSIMO P, BATTAGLIA G, CALCHETTI L, CIANCHI F. 2000. AVOCETTA 24(1): 59-65.

Tabella 1 - Uccelli acquatici nidificanti in un'area artificiale all'interno del porto di Livorno.

Specie nidificanti	Numero di coppie rilevate					
	2006	2007	2008	2009	2010	2011
Tadorna tadorna	1	1	1	2	2	1
Tachybaptus ruficollis	-	-	-	-	1	-
Himantopus himantopus	-	12	6	1	3	6
Charadius dubius	1	3	2	1	2	2
Charadius alexandrinus	1	2	2	3	2	2
Tringa totanus	-	-	1	-	-	-
Chroicocephalus ridibundus	-	-	1	-	-	-
Larus michahellis	-	3	2	3	4	10
Sternula albifrons	-	-	-	-	2	-

DENSITÀ RIPRODUTTIVA DEL PICCHIO ROSSO MEZZANO *Dendrocopos medius* IN UNA CERRETA DELLA BASILICATA E RAPPORTI DI ABBONDANZA CON LE ALTRE SPECIE DI *PICIFORMES*

EGIDIO FULCO

Studio Naturalistico Milvus, Via F.lli Perito snc, 85010 Pignola (PZ), info@studiomilvus.it

Key Words: Middle spotted woodpecker, breeding density, Oak forest, Basilicata Region

Summary *Breeding densities of* Dendrocopos medius *and other Picidae in Basilicata Region (Southern Italy) were investigated in 2010 by line transect method. The study area is a small mature oak forest (522 ha) with very large Turkey oak trees and a lot of dead wood.*
D. medius *breeds with very high densities (0,31-0,39 pairs/ha) and is the commonest woodpecker. High density values were found also for* D. major *(0,24-0,27 pairs/ha) and* D. minor *(0,21-0,25 pairs/ha).*

Il Picchio rosso mezzano *Dendrocopos medius* nidifica in Italia con una popolazione stimata in 400-600 coppie, distribuite in limitate aree di Abruzzo, Campania, Calabria e, soprattutto, Basilicata e Puglia garganica (Brichetti & Fracasso, 2007). In Basilicata la specie è presente in buona parte del territorio in aree montane e collinari con massima diffusione tra 700 e 1400 m, in faggete e querceti maturi (Boano *et al.*, 1985; Fulco, ined.).

Tuttavia ad oggi non sono mai state condotte ricerche *ad hoc* sul territorio regionale, volte ad approfondire le conoscenze sulla distribuzione ed abbondanza.

Durante la stagione riproduttiva 2010 è stata condotta una ricerca preliminare volta ad analizzare le densità di *D. medius* nella ZPS IT9220030 "Bosco di Montepiano". L'area di studio si estende per 522 ha, si sviluppa entro gli estremi altitudinali di 826 e 1082 m di quota ed è compresa nel "Parco Regionale di Gallipoli-Cognato e Piccole Dolomiti Lucane". Il sito è caratterizzato da un querceto ad alto fusto a prevalenza di *Quercus cerris* con un sottobosco ben sviluppato e ricco di specie laurifille sempreverdi, come *Ilex aquifolium* e *Daphne laureola*. Altre specie legnose presenti sono *Acer lobelii* e *Tilia cordata*, anche se con piccoli popolamenti estremamente localizzati.

Particolare interesse ecologico è rivestito dalla presenza di molti tronchi morti o marcescenti ancora in piedi e dall'accumulo di legno morto sul terreno.

I rilievi sono stati condotti durante il mese di Marzo, periodo corrispondente alla massima attività territoriale dei *Picidae* (Pasinelli, 2003; Gorman, 2004), utilizzando il metodo dei transetti lineari (Jarvinen & Vaisainen, 1975, 1976), già applicato allo studio dei Piciformi in Appennino Centrale (Bernoni, 1992). Lungo i percorsi campione, per un totale di 4331 m, sono stati registrati tutti i contatti audio-visivi con le specie di *Piciformes* entro una fascia di 50 m da ambo i lati del percorso (100 m in totale) e oltre i 50 m; la fascia principale (*main belt*) ha coperto complessivamente 43,31 ettari di superficie. I transetti sono stati percorsi molto lentamente, fermandosi spesso per accertarsi dell'effettiva posizione dei soggetti contattati.

Ad ogni osservazione è stato assegnato un determinato valore sulla base di quanto previsto dal metodo di rilevamento:

Maschio in canto, coppia in corteggiamento, difesa territoriale, nido = 1 coppia;

Individuo osservato, verso di contatto o allarme = 0,5 coppia.

Per il calcolo delle densità, considerando lineare la relazione tra distanza e contattabilità (Bibby *et al.*, 2002), è stato utilizzato il fattore di correzione $D = 1000Nk/L$ (Jarvinen & Vaisanen, 1976),

dove D = densità, N = numero di coppie totali, L = lunghezza transetto, $k = (1-\sqrt{(1-p)})/w$; $p = N_1/N$; N_1 = individui osservati nella *main belt*; w = fascia di 50 metri.

Dendrocopos medius è risultato essere il *Picidae* più abbondante con densità pari a 0,39 cp/ha (Tab. 1), seguito da *Dendrocopos major* (0,27 cp/ha), *Dendrocopos minor* (0,25 cp/ha) e *Picus viridis* (0,07 cp/ha).

I valori di abbondanza del Picchio rosso mezzano risultano tra i più elevati in ambito europeo (Pasinelli, 2003), dove sono conosciute simili densità solo per piccole foreste di Cerro stramature in Europa centro-orientale. Il Bosco di Montepiano, e più in generale le cerrete della Basilicata, si pongono come area strategica per la conservazione di questa specie in Italia. La scarsa conoscenza del territorio impone la necessità di condurre ricerche più approfondite al fine di meglio valutare lo status e monitorare il trend delle popolazioni locali.

Ringraziamenti

Il lavoro non sarebbe stato possibile senza l'indispensabile aiuto di Adriano Castelmezzano che con estrema meticolosità mi ha aiutato a scoprire i sentieri migliori di un territorio semisconosciuto. Grazie anche a Stefano Sarrocco per aver fornito fondamentali indicazioni metodologiche e a Mauro Bernoni per avermi gentilmente inviato molto materiale bibliografico. Infine un ringraziamento è rivolto al sempre disponibile Pierandrea Brichetti, per le stimolanti chiacchierate e i consigli metodologici.

Bibliografia

BERNONI 1992. ALULA I: 48-51; BOANO G *ET ALII* 1985. *RIC. BIOL. SELV.* 75: 1-35; BRICHETTI P, FRACASSO G 2007. OASI ALBERTO PERDISA EDITORE; GORMAN G 2004. BRUCE COLEMAN, CHALFONT ST. PETER; JARVINEN O, VAISANEN RA 1975. OIKOS 26: 316-322; JARVINEN O, VAISANEN RA 1976. ORNIS FENNICA 53: 115-118; PASINELLI G 2003. BWP UPDATE VOL. 5 NO. 1: 49-99.

Tabella 1 - Densità rilevate per le 4 specie di Picidae; tra parentesi il valore di densità ottenuto senza il fattore di correzione

Specie	Densità - coppie/ha
Dendrocopos medius	0,39 (0,31)
Dendrocopos major	0,27 (0,24)
Dendrocopos minor	0,25 (0,21)
Picus viridis	0,07 (0,06)

CENSIMENTO DI ROOST INVERNALI DEL NIBBIO REALE Milvus milvus IN BASILICATA. DATI PRELIMINARI

EGIDIO FULCO[1], MATTEO VISCEGLIA[2] & ANTONIO SIGISMONDI[3]

[1]Studio Naturalistico Milvus, Via F.lli Perito snc, 85010 Pignola (PZ), info@studiomilvus.it; [2]De Rerum Natura, Viale Aldo Moro 71, 75024 Montescaglioso (MT); [3]ALTURA, Via Santa Teresa dei Maschi 19, 70122 Bari

Key Words: Red Kite, Roost, Wintering, Basilicata Region

Summary *In January 2011 we performed the first census of wintering Red kites in Basilicata Region. Simultaneous observations at 14 roosting sites allowed more than 680 individuals to be counted. This result confirms the high value of Basilicata for the conservation of the Red Kite, which is very rare in the rest of Italy. During this census we also observed 19 Black Kites, a species which irregularly winters in Southern Italy.*

Il Nibbio reale *Milvus milvus* in Italia ha una popolazione nidificante stimata in 293-403 coppie (Allavena *et al.*, 2006). La distribuzione è disomogenea, concentrata in alcune regioni centro-meridionali ed in particolare in Basilicata, dove è presente oltre la metà dell'intera popolazione nazionale (Sigismondi *et al.*, 2006).

Tuttavia, nonostante la Basilicata sia riconosciuta come la roccaforte della specie in Italia, le informazioni sulla reale consistenza e *trend* delle popolazioni locali risultano incomplete o poco aggiornate (Gaibani *et al.*, 2002; Sigismondi *et al.*, 2003; Mallia *et al.*, 2005; Pandolfi, 2006). Le uniche stime disponibili per le popolazioni svernanti in Italia risalgono alla fine degli anni '90, quando in 30 dormitori furono censiti 850-1.200 individui, dei quali 380-400 in Basilicata (Corso *et al.*, 1999); tale valore rappresenta l'unico parametro di confronto con la situazione attuale anche se all'epoca i rilievi non furono condotti in contemporanea sui vari siti e molti dormitori non erano ancora conosciuti (Palumbo, com. pers.).

Nel periodo compreso tra il 8 e il 10 Gennaio 2011 sono stati monitorati 14 dormitori in Basilicata, di cui 9 in provincia di Potenza e 5 in provincia di Matera. Il censimento ha visto la partecipazione di 22 rilevatori ed è stato condotto in contemporanea con altre regioni Italiane in concomitanza con lo *European Kite Census* promosso dalla LPO francese. Sette dei dormitori censiti sono localizzati nelle vicinanze di discariche RSU a distanze comprese tra 0,2 e 4,0 km, mentre 10 siti si trovano in prossimità di aree fluviali entro 0,0 e 3,5 km (Fig. 1). Le quote rilevate oscillano tra 42 m e 870 m slm e i *roost* sono ubicati in contesti sia mediterranei che appenninici. I Nibbi reali hanno utilizzato sempre posatoi naturali in piccoli boschetti (anche di ridottissima estensione) a ridosso di contesti agro-pastorali. In due casi si è trattato di pioppeti lungo alvei fluviali, mentre negli altri siti sono state utilizzate grosse querce (*Quercus pubescens* e *Quercus cerris*).

Durante i giorni precedenti al censimento tutti i siti sono stati controllati per verificare che fossero attivi e, per quanto possibile, è stata garantita una copertura contemporanea almeno per i dormitori ricadenti in una stessa macroarea geografica. Si è ritenuto necessario ricorrere a questo accorgimento al fine di ridurre il rischio di doppi conteggi o al contrario di perdita di individui. I censimenti sono stati realizzati a partire da 2 ore prima del tramonto, in modo da individuare in anticipo eventuali soggetti in volo nei pressi del dormitorio. Complessivamente sono stati censiti 681 Nibbi reali (Tab. 1) che hanno frequentato i singoli *roost* con numeri variabili tra un minimo di 8 ad un massimo di 160 soggetti (media 48,6 ± 41,8 DS). Durante il censimento uno dei siti storicamente utilizzati da decine di individui è risultato scarsamente frequentato, probabilmente a

causa del disturbo prodotto dalla forte pressione venatoria esercitata in concomitanza con i rilievi. Pur non potendo escludere che i Nibbi si siano distribuiti sugli altri dormitori censiti, è tuttavia possibile che almeno una parte di essi sia sfuggita al conteggio.

Di un certo interesse è anche il censimento di 19 Nibbi bruni *Milvus migrans*, specie considerata svernante irregolare per la Basilicata (Fulco *et alii*, 2008) e di oltre 350 Corvi imperiali *Corvus corax* osservati per lo più in prossimità delle discariche. Il numero di Nibbi reali è superiore rispetto alle stime degli anni '90 di oltre il 70%, ma si ritiene che tale incremento sia dovuto ad una maggiore conoscenza del territorio più che ad un effettivo aumento della specie. È inoltre probabile che il contingente svernate in Basilicata sia più elevato; tale ipotesi è supportata dalle seguenti considerazioni:

- scarsa conoscenza di ampie aree della Regione ritenute idonee ad ospitare altri siti di *roosting*:
- mancata individuazione di almeno 1 dormitorio conosciuto per l'area del Pollino (Pandolfi, 2006; Storino & Urso, *ined*.), dove era stata accertata la presenza di alcune decine di soggetti;
- il censimento è stato effettuato nel mese di Gennaio, periodo in cui i Nibbi reali iniziano a manifestare comportamenti territoriali, frequentando meno assiduamente i dormitori. Si ritiene utile condurre almeno un'altra sessione di censimenti nel mese di Dicembre, in modo da avere una visione più completa.

Di un certo interesse, infine, risulta il rinvenimento di un *roost* in Puglia, non lontano dal confine con la Basilicata, dove sono stati censiti oltre 30 individui. Tale osservazione, condotta da Pino Giglio, non è stata utilizzata per il conteggio complessivo.

Ringraziamenti

Il lavoro non sarebbe stato possibile senza il coinvolgimento di numerosi amici che hanno partecipato con entusiasmo all'iniziativa. Un sentito ringraziamento è quindi rivolto a: Giuseppe Agnelli, Claudio Bernardi, Andrea Cerverizzo, Enzo Cripezzi, Simonetta Cutini, Vittoria D'Agostino, Alessandro De Bei, Lucia Filasieno, Mariangela Francione, Lorenzo Gaudiano, Pino Giglio, Cristiano Liuzzi, Guglielmo Londi, Maurizio Marrese, Antonio Mazzone, Gianni Palumbo, Filomena Petruzzi, Pierpaolo Storino, Salvatore Urso e Giovanni Zaccaria. Grazie anche alle associazioni che hanno aderito all'iniziativa: Sulle Orme degli Argonauti, EBN Italia, Altura, Lipu sez. Gravina, Lipu sez. Foggia.

Bibliografia

CORSO A, PALUMBO G, MANZI A, SALERNO M, SANNA M, CARAFA M 1999. AVOCETTA 23: 12; FULCO E, COPPOLA C, PALUMBO G, VISCEGLIA M 2008. RIV. ITAL. ORN. 78(1): 13-27; GAIBANI G, PANDOLFI M, ROTONDARO R, TANFERNA A 2002. ATTI 63° CONGR. NAZ. UZI: 88; MALLIA E, RUGGE C, DE LORENZO M, 2005. AVOCETTA 29: 116; PANDOLFI M 2006. PARCO REGIONALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASSASSI: 10-12; SIGISMONDI A, CASIZZI G, CILLO N, GREEN A, LATERZA M 2003. AVOCETTA 27: 43; SIGISMONDI A, CILLO N, LATERZA M 2006. PARCO REGIONALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASSASSI: 26-27.

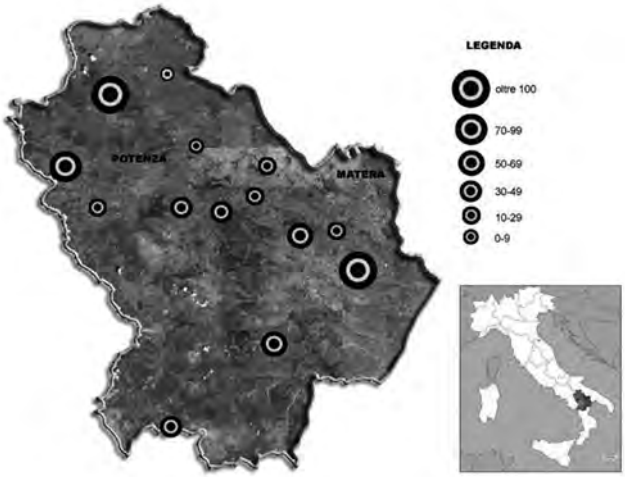


Figura 1 - Mappa dei dormitori censiti

Tabella 1 - Risultati del censimento con i valori dei conteggi per ogni sito monitorato

Sito	Quota	*Milvus milvus*	*Milvus migrans*
PZ_1	400	71	1
PZ_2	870	45	
PZ_3	650	45	
PZ_4	820	39	5
PZ_5	500	8	
PZ_6	550	102	
PZ_7	310	51	1
PZ_8	550	10	
PZ_9	414	10	
MT_1	174	30	
MT_2	42	160	10
MT_3	424	28	1
MT_4	340	67	
MT_5	400	15	1
Totale		681	19

DIETA INVERNALE DEL GUFO COMUNE *Asio otus* IN UN'AREA DELL'UMBRIA (MONTEFALCO, ITALIA CENTRALE)

ANGELA GAGGI[1] & ANDREA MARIA PACI[2]

[1]Via dell'Antico Forno 2, 06012 Città di Castello (PG), angigaggi@libero.it; [2]Provincia di Perugia, Servizio Informazione, Comunicazione e Decentramento, Via Martiri della Libertà 20, 06012 Città di Castello (PG)

Key Words: *Asio otus*, roost, Umbria, winter diet

Summary *The diet of a roost of* Asio otus *was studied during the winter period. This roost was located in a cemetery and the analysis of pellets showed a high predation on* Apodemus sylvaticus*, but also that Long-eared owls feed on various species of preys.*

È stato individuato un *roost* di gufo comune *Asio otus*, che ha consentito un'indagine sulle abitudini alimentari della specie durante lo svernamento. Tra novembre e dicembre 2010, sono stati visitati 55 cimiteri in tutta la regione, siti tra i più idonei ad ospitare *roost* di *Asio otus* (Brichetti & Fracasso, 2006).

Unico sito di svernamento è risultato il piccolo cimitero di Madonna della Stella (232 m s.l.m., comune di Montefalco, PG), situato nel mezzo della Valle Umbra e caratterizzato dalla presenza di *Cupressus sempervirens* delle var. *horizontalis* e *pyramidalis*, di un agglomerato suburbano contornato da campagna a conduzione tradizionale e canali irrigui. Si colloca nel piano bioclimatico basso-collinare, coincidente con il limite di penetrazione degli influssi climatici mediterranei e caratterizzato dalla media delle temperature minime invernali leggermente superiore a 0°C (Orsomando *et al.,* 1999). In quest'area, sono state effettuate 11 uscite tra il 6/11/2010 e il 27/03/2011, raccolte 390 borre integre e circa altrettante distrutte dal passaggio di persone e veicoli. Nei giorni 29/12/2010, 10/02 e 20/03/2011, sono stati contati rispettivamente 5, 1, e 0 individui in partenza per la caccia. Sono stati calcolati: frequenza percentuale (PNI), frequenza percentuale in biomassa (PBI) e biomassa totale delle prede, pasto medio (biomassa totale/numero borre), numero medio di prede/borra ± *DS*. I valori di biomassa delle singole prede sono stati estrapolati da Gaggi & Paci (2009). Per altre valutazioni si sono applicati: il test non parametrico del χ^2, l'indice normalizzato di Levins, B_n (come in Feinsinger *et al*., 1981; i *taxa* sono stati raggruppati in 5 categorie principali), la correlazione per ranghi di Spearman, r_S, e sono stati calcolati alcuni indici biotici (Tab. 1). Le borre misurate (201) avevano le seguenti dimensioni medie: mm 30,65 ± 9,16 *DS* (min 17,00, max 73,00,) x mm 17.8 ± 3.87 *DS* (min 10,00, max 29,00). Analizzando i mesi da novembre a febbraio (con esclusione della prima raccolta), risulta che *Asio otus* preda significativamente con maggiore frequenza i Roditori rispetto all'insieme degli altri *taxa* (χ^2 = 20,88, g.l. 3, P<0,0005). Dall'analisi di 854 prede (biomassa totale di 20811 g), appartenenti a 19 *taxa*, il topo selvatico *Apodemus sylvaticus* risulta la specie più predata sia come frequenza numerica che in biomassa (PNI 51,29; PBI 52,62), a cui segue l'arvicola del Savi *Microtus gr. savii* (PNI 22,95; PBI 18,84). Altri Rodentia (topolino domestico *Mus musculus* e ratto nero *Rattus rattus*) risultano complessivamente più scarsi (PNI 0,70; PBI 2,43) così come i Sorichomorpha (PNI 0,5; PBI 0,08). Tra gli Uccelli, il cardellino *Carduelis carduelis* è la specie numericamente più importante mentre lo storno *Sturnus vulgaris* presenta il maggior valore percentuale in biomassa. Nel loro insieme i Passeriformes hanno PNI pari a 18,15 e PBI pari a 21,00. Occasionale la predazione su Insetti (Carabidae PNI 0,59, PBI 0,01). Il peso delle prede è variato tra 0,4 g (Carabidae sp.) e 150

g (*Rattus rattus* di medie dimensioni) (Tab. 1).
Dal confronto tra la percentuale in biomassa delle principali categorie di prede e l'ampiezza di nicchia trofica, *A. sylvaticus* risulta la preda principale (r_S = -0,927, P<0,01, N = 10) mentre gli Uccelli mostrano una correlazione positiva significativa (r_S = 0,606, P<0,05, N = 10) come categoria alimentare alternativa. *Microtus* gr. *savii* mostra una correlazione non significativa (r_S = -0,048, n.s., N = 10).

Il valore minimo dell'ampiezza di nicchia (B_n = 0,43) è stato raggiunto il 28/11/2010, quando *A. sylvaticus* presenta PNI di 63,30 % e PBI di 66,33%. Il valore massimo (B_n = 0,67) corrisponde invece alle raccolte del 28/01 e del 27/02/2011, quando *A. sylvaticus* scende ai minimi di PNI e PBI (30,30% e 26,36% nel primo caso; 46,61% e 45,04% nell'altro). Il numero medio di prede/borra è pari a 1,38 ± 0,09 *DS*, il pasto medio pari a 33,16 g di cibo.

Questi primi dati sulla dieta invernale di *Asio otus* in Umbria, evidenziano la massiccia predazione su *A. sylvaticus*, la preda più rappresentativa per abbondanza relativa e biomassa percentuale tranne che in gennaio, quando viene significativamente superata dagli Uccelli. Ciò in accordo con quanto osservato in alcune aree dell'Italia settentrionale (Galeotti & Canova, 1994; Bertolino *et al*., 2001), dove anche l'alimentazione è varia, e diversamente da quanto registrato per altre zone italiane del nord (Fasano *et al*., 2009) e per l'Europa centrale e settentrionale (Tome, 1994; Benedek & Sîrbu, 2010). In aree dell'Italia meridionale è notevole il numero di specie predate ma la preda principale rimane *M*. gr. *savii* (Cecere & Vicini, 2000).

Nell'insieme quindi, nonostante lo stretto legame con *A. sylvaticus*, *Asio otus* sembra avere una plasticità alimentare tale da consentirgli di sfruttare un ampio ventaglio di risorse, soprattutto durante i mesi in cui si riduce la disponibilità delle prede principali.

Bibliografia

BENEDEK AM, SÎRBU I 2010. TRAVAUX DU MUSÉUM NATIONAL D'HISTOIRE NATURELLE "GRIGORE ANTIPA", VOL. LIII: 479-487; BERTOLINO S, GHIBERTI E, PERRONE A 2001. CANADIAN JOURNAL OF ZOOLOGY 79(12): 2192-2198; BRICHETTI P, FRACASSO G 2006. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; CECERE F, VICINI G 2000. HYSTRIX (N.S.) 11(2): 47-53; FASANO D, FANO EA, SALA B 2009. ALULA, XVI(1-2): 23-28; FEISINGER P, SPEARS EE, POOLE RW 1981. ECOLOGY 62(1): 27-32; GAGGI A, PACI AM 2009. UCCELLI D'ITALIA XXXIV: 19-34; GALEOTTI P, CANOVA L 1994. J. RAPTOR RES. 28(4): 265-268; ORSOMANDO E, CATORCI A, PITZALIS M, RAPONI M 1999. REGIONE DELL'UMBRIA; TOME D 1994. J. RAPTOR. RES. 28(4): 253-258.

Tabella 1 - Numero di prede, frequenze percentuali numeriche (PNI), biomassa delle prede, frequenze percentuali della biomassa (PBI) e parametri calcolati sul totale delle prede

	Materiale completo					Materiale completo				Parametri utilizzati	
Taxa	N	PNI	B	PBI	Taxa	N	PNI	B	PBI	Numero prede	854
Carabidae indet.	5	0,59	2	0,01	Passeriformes indet.	70	8,20	2310	11,10	Numero medio prede/ borra	1,38 ± 0,09 DS
Tot. Insecta	5	0,59	2	0,01	Tot. Aves	155	18,15	4370	21,00	Pasto medio	33,16 g
Motacilla alba	15	1,76	345	1,66	*Suncus etruscus*	4	0,47	8	0,04	Indice normalizzato di Levins	0,61
Turdus merula	1	0,12	100	0,48	*Crocidura leucodon*	1	0,12	9	0,04	Indice di Gini - Simpson	0,64
Sturnus vulgaris	6	0,70	450	2,16	*Microtus gr. savii*	196	22,95	3920	18,84	Indice di Shannon -Wiener*	1,58
Passer domesticus	4	0,47	120	0,58	*Apodemus sylvaticus*	438	51,29	10950	52,62	Indice di Pielou	0,54
Passer montanus	11	1,29	253	1,22	*Mus musculus*	3	0,35	57	0,27	*max 2,94	
Fringilla coelebs	10	1,17	200	0,96	*Rattus rattus*	3	0,35	450	2,16		
Carduelis carduelis	24	2,81	384	1,85	Rodentia indet.	49	5,74	1045	5,02		
Carduelis chloris	1	0,12	30	0,14	Tot. Mammalia	694	81,26	16439	78,99		
Carduelis spinus	9	1,05	126	0,61	Totali	854		20811			
Serinus serinus	4	0,47	52	0,25							

I GALLIFORMI ALPINI IN LOMBARDIA: RISULTATI DEI PRIMI DUE ANNI DI MONITORAGGIO SU SCALA REGIONALE

ALESSANDRA GAGLIARDI[1,2], EUGENIO CARLINI[2], BARBARA CHIARENZI[2], LAURA CUCÈ[3], SILVIA MACCHI[2], ADRIANO MARTINOLI[1], ELISA MASSERONI[2], DAMIANO PREATONI[1], MARTINA SPADA[2], VITTORIO VIGORITA[3], LUCAS WAUTERS[1] & GUIDO TOSI [1]

[1]Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza, via Dunant 3, Varese, alessandra.gagliardi@uninsubria.it; [2]Istituto Oikos Srl, via Crescenzago 1, Milano; [3] Regione Lombardia, Direzione Generale Agricoltura, U.O. Multifunzionalità e Sostenibilità del Territorio, P.O. Tutela della Fauna e Pianificazione della Caccia e della Pesca, piazza Città di Lombardia 1, Milano

Key Words: Grouse census, regional scale, density, maximum entropy modeling

Summary *During springs 2009 and 2010 a census of* Bonasa bonasia, Tetrao tetrix, Alectoris graeca saxatilis *and* Lagopus muta *was carried out at a regional scale. Densities of singing males and breeding pairs were calculated for each study site. Using a maximum entropy approach, models of geographic species distribution were calculated for the four species with all collected data.*

Al fine di ottenere informazioni attendibili sullo *status* delle specie di Galliformi alpini in Lombardia e sulle dinamiche delle popolazioni sul lungo periodo, nel 2009 l'Osservatorio Faunistico regionale ha avviato un programma di monitoraggio su aree campione rappresentative del territorio alpino e prealpino della Lombardia e delle diverse tipologie di gestione a cui sono soggette (aree protette, comprensori alpini di caccia, aziende faunistico-venatorie). Sono stati realizzati conteggi primaverili di francolino di monte *Bonasa bonasia*, fagiano di monte *Tetrao tetrix*, coturnice *Alectoris graeca saxatilis* e pernice bianca *Lagopus muta*. Si è scelto di concentrare gli sforzi sulla realizzazione di conteggi primaverili, garantendo almeno due ripetizioni del monitoraggio per ogni area campione; i monitoraggi primaverili consentono, meglio dei conteggi estivi, di formulare un quadro dello *status* delle popolazioni in termini di consistenza dei riproduttori (al netto della mortalità invernale) e i risultati di tali conteggi risultano meno soggetti all'influenza dei fattori meteoclimatici che, al contrario, possono influire sensibilmente sul successo riproduttivo. Per il conteggio del fagiano di monte sono stati realizzati conteggi diretti a vista dei maschi e delle femmine presenti sui punti di canto, operando contemporaneamente su tutte le arene presenti nell'intera area campione; per le altre specie è stato fatto un conteggio diretto a vista e al canto dei maschi/coppie territoriali di coturnice, pernice bianca e francolino di monte, lungo percorsi individuati nell'ambito di ciascuna area campione, mediante l'impiego di stimolazione acustica con canto preregistrato. Per ogni area campione e per ogni specie sono state calcolate le densità dei maschi/coppie territoriali presenti, definendo per ciascuna specifici protocolli di analisi quantitativa. In particolare, come superficie utilizzata per il calcolo della densità di coturnice è stata considerata l'area effettivamente censita, calcolata applicando un *buffer* di 200 m attorno al percorso di monitoraggio effettuato. Le densità primaverili di coturnice rilevate (valore medio: 1,4 maschi/km^2 DS = 1,0) sono in linea con quanto già noto per alcune aree della Lombardia (1,17-2,85 coppie/km^2, periodo 1999-2002, Val Brembana, Brichetti & Fracasso, 2004). Le densità primaverili di pernice bianca rilevate (valore medio: 0,4 maschi/km^2 DS = 0,1) sono tendenzialmente in linea con quanto riportato per la Lombardia (0,35-1,26 maschi/km^2 in Valtellina; Scherini, 1997). L'area censita, utilizzata per il calcolo delle densità per la pernice bianca è stata calcolata applicando

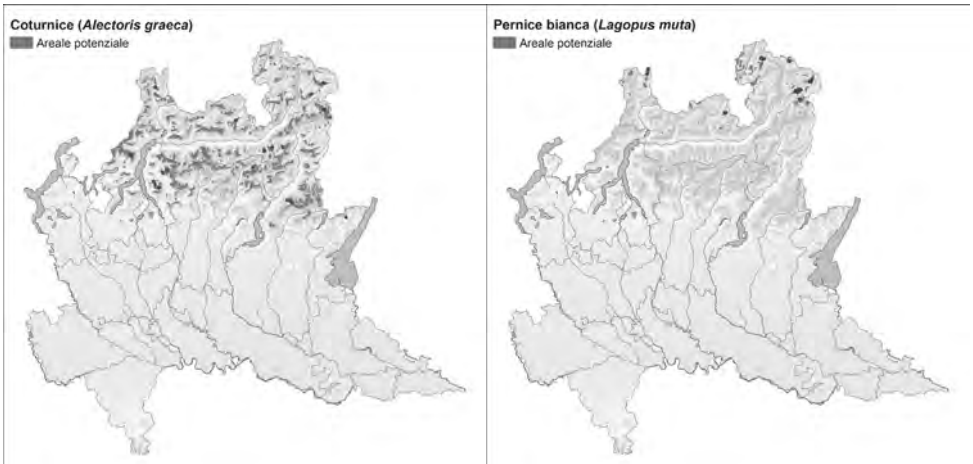
un *buffer* di 250 m ai lati di ogni transetto percorso. È stato adottato un *buffer* differente per le due specie (200 m per coturnice e 250 m per pernice bianca) in dipendenza dalla diversa possibilità di propagazione del richiamo acustico nelle tipologie ambientali utilizzate dalle due specie. Per il fagiano di monte sono stati rilevati valori di densità media pari a 2,2 maschi/km^2 (DS = 1,5). Dal momento che il monitoraggio è stato realizzato da punti fissi di osservazione ed ha previsto la presenza contemporanea di più rilevatori disposti in modo tale da monitorare tutti i punti di canto noti nell'area, l'area censita è rappresentata dall'intera superficie coperta visivamente e/o uditivamente dagli operatori. Nelle aree campione monitorate sono state rilevate densità piuttosto elevate per il francolino di monte (5 maschi/km^2 DS = 4,3); le densità medie considerate sull'arco alpino per il francolino di monte sono infatti di 1-1,2 coppie/km^2, con valori massimi di 2-3 coppie/km^2 (Brichetti & Fracasso, 2004). Per questa specie dalle abitudini strettamente forestali l'area censita è stata calcolata definendo una circonferenza di raggio prossimo a 70 m da ogni punto di emissione del richiamo acustico, in considerazione che in ogni punto di richiamo sia stimolata la risposta dei soggetti maschi entro un territorio di 1,5 ha.

Utilizzando i dati di presenza raccolti nel corso dei primi due anni dell'indagine e una serie di variabili ambientali derivate dalle cartografie regionali DTM20 (modello digitale del terreno) e DUSAF 2.1 (uso del suolo), e dalla base cartografica di dati bioclimatici WORLDCLIM, sono stati realizzati e validati dei modelli di distribuzione potenziale (modelli a massima entropia, MAXENT, Schapire, 2010) relativi alle quattro specie di Galliformi (Fig. 1). Le curve ROC (*Receiver Operating Curve*) relative ad ogni modello di distribuzione potenziale indicano una buona capacità predittiva dei modelli stessi (AUC = 0.99 per tutte le specie, eccetto francolino di monte: AUC = 0.98). L'analisi dei modelli prodotti ha consentito di identificare le variabili ambientali utilizzate in base alla loro importanza relativa nel determinare la probabilità di presenza (Tab. 1).

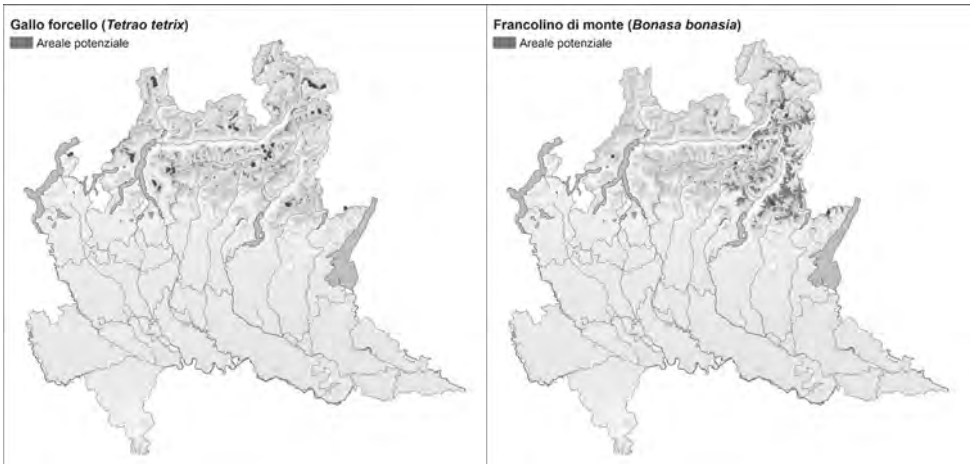
La prosecuzione a lungo termine dei monitoraggi messi in atto nel biennio 2009-2010, che prevede, ogni biennio, la replica dei conteggi nelle stesse aree e con le stesse modalità, consentirà di ottenere un quadro sempre aggiornato dello *status* delle quattro specie a livello regionale, utile alla valutazione delle strategie conservazionistiche e gestionali di queste delicate componenti della fauna alpina.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2004. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; SCHERINI G 1997. NATURA ALPINA 58: 8-20; SCHAPIRE RE 2010. MAXENT: MAXIMUM ENTROPY SPECIES DISTRIBUTION MODELLING SOFTWARE, HTTP://WWW.CS.PRINCETON.EDU/~SCHAPIRE/MAXENT/



AUC: 0,99, valore di probabilità soglia: 0,18 AUC: 0,99, valore di probabilità soglia: 0,18



AUC: 0,99, valore di probabilità soglia: 0,14 AUC: 0,98, valore di probabilità soglia: 0,28

Figura 1 - Modelli a massima entropia relativi alle quattro specie di Galliformi indagate.

Tabella 1 - Variabili ambientali utilizzate nei modelli per ciascuna specie con importanza relativa superiore a 10%.

Specie	Variabile ambientale	Importanza relativa (%)
Coturnice	Percentuale di praterie d'alta quota nell'intorno di 1 km	45
	Quota	18
	Percentuale di cespuglieti nell'intorno di 1 km	12
Pernice bianca	Percentuale di accumuli detritici e affioramenti litoidi nell'intorno di 1 km	50
	Percentuale di praterie d'alta quota nell'intorno di 1 km	18
	Percentuale di territorio esposto a nord-ovest nell'intorno di 1 km	10
Fagiano di monte	Quota	34
	Percentuale di boschi di conifere nell'intorno di 1 km	17
Francolino di monte	Percentuale di boschi di conifere nell'intorno di 1 km	45
	Stagionalità delle precipitazioni	25
	Quota	12

CARATTERIZZAZIONE DEI ROOST DI CORMORANO *Phalacrocorax carbo* NELLA REGIONE INSUBRICA E ANALISI DELLE STRATEGIE ALIMENTARI

ALESSANDRA GAGLIARDI[1], SIMONE DE TOMASI[1], SILVIA GANDOLLA[2], ADRIANO MARTINOLI[1], DAMIANO PREATONI[1], LUCAS WAUTERS[1], GUIDO TOSI[1], ROBERTO LARDELLI[2]

[1]Università degli Studi dell'Insubria, Dipartimento Ambiente-Salute-Sicurezza, via J.H. Dunant 3, Varese, alessandra.gagliardi@uninsubria.it; [2]Stazione Ornitologica Svizzera, 6204 Sempach, CH

Key Words: roosting site, habitat selection, diet composition, pellet analysis, food availability.

Summary *The marked increase of cormorants in the Insubric Region during the most recent years is followed with great interest. This work aims at (i) investigating the selection and use of roosting sites by cormorants; (ii) monitoring cormorant population of the entire study area by monthly evening roost counts; (iii) analysing diet variation in the last three years at a local scale.*

L'aumento dei cormorani presenti nei mesi invernali nell'area insubrica negli ultimi anni e la tendenza, da parte di una frazione della popolazione, alla permanenza sul territorio indagato anche nel resto dell'arco annuale, è oggetto di particolare interesse e risulta alla base dei sempre crescenti motivi di conflittualità con i fruitori delle risorse ittiche (pesca professionale e dilettantistica).

Gli obiettivi del presente lavoro, realizzato su alcuni dei principali corpi idrici insubrici, sono riassumibili nei seguenti punti: (i) incrementare le conoscenze relative all'utilizzo dell'habitat da parte dei cormorani presenti nell'area indagata, focalizzando l'attenzione sulla scelta dei siti di *roost*; (ii) quantificare la popolazione complessivamente presente su tutto il territorio indagato e verificarne le variazioni lungo l'arco annuale; (iii) approfondire le conoscenze relative alla composizione della dieta a livello locale, in relazione alla disponibilità trofica del Lago Ceresio. A partire da ottobre 2010 sono stati individuati tutti i posatoi notturni (*roost*) noti e di recente formazione distribuiti fra le province del Verbano-Cusio-Ossola, Novara, Varese, Como, Lecco e il Canton Ticino. Complessivamente, sono stati individuati 22 siti, utilizzati in maniera regolare dai cormorani, in corrispondenza dei quali sono stati acquisiti dati ambientali utilizzati per la caratterizzazione (relativi alla tipologia di posatoio, piante utilizzate, distanza da corpi idrici e fonti di disturbo, ecc.). Oltre alle informazioni rilevate in loco, sono stati calcolati i valori di ulteriori variabili, mediante Sistemi Informativi Territoriali, utilizzando cartografie digitali derivate dal modello digitale del terreno DTM20 e dalla cartografia dell'uso del suolo CORINE 4 LandCover. L'analisi dei dati raccolti ha permesso di evidenziare le variabili che maggiormente influiscono nella scelta dei *roost*.

La maggior parte dei *roost* (90.9%) è utilizzata regolarmente da numerosi anni; è quindi presumibile che tale fedeltà al sito sia determinata dalla presenza di condizioni particolarmente idonee e favorevoli alla presenza della specie. Nella quasi totalità dei casi (95.2%) i posatoi sono costituiti da piante appartenenti allo strato arboreo (è stato individuato un solo *roost* su parete rocciosa), con altezza media di 21.43 m (DS = 7.12). Le specie vegetali maggiormente utilizzate, in termini di frequenza, sono risultate *Populus* sp. (45.5%), *Alnus glutinosa* (31.8%), *Salix* sp. (27.3%) e *Platanus* sp. (27.3%). La presenza di piante morte è stata registrata nel 55% dei siti analizzati, con una percentuale di piante morte tra quelle utilizzate variabile da un minimo di 5 a un massimo di 100. I *roost* sono ubicati principalmente nell'immediata prossimità di corpi idrici e lontani da fonti di disturbo (81.8%); il 68.8% dei *roost* ricade nell'ambito di aree protette (parchi naturali e regionali,

sic e zps, riserve naturali e oasi). La maggior parte dei siti analizzati (86.4%) non è stata oggetto fino ad oggi di alcuna attività di gestione, sia nei confronti dei cormorani, né dell'ambiente (es. tagli della vegetazione). Il monitoraggio mensile ha permesso di rilevare la presenza massima di circa 3000 individui su tutto il territorio indagato, con le massime presenze nei mesi da novembre a febbraio. Un conteggio realizzato a luglio ha consentito di stimare in circa 1000 unità le presenze nell'intera area di indagine durante il periodo estivo (Tab. 1). Singolare è risultata la dinamica delle presenze di cormorani presso il posatoio di S. Margherita (CO) sul Lago Ceresio (e colonia di nuova formazione dal 2008), dove si è registrato un drastico calo in termini assoluti di presenze durante l'inverno 2010/2011 rispetto agli anni precedenti, (passando da un numero di circa 2500 individui nell'inverno 2008 a soli 200 nel gennaio 2011), nonché l'assenza di nidificazione nel 2011.

Lo studio della dieta, realizzato mediante analisi delle borre raccolte presso il posatoio di S. Margherita (N = 318 borre, raccolte nei mesi invernali degli anni 2008/2009, 2009/2010 e 2010/2011), ha permesso di rilevare nell'ultimo inverno (2010/2011) un cambiamento radicale dello spettro trofico dei cormorani che si alimentano nel bacino del Ceresio, rispetto alle due stagioni di svernamento pregresse. Il *set* di dati relativo alle frequenze di comparsa delle diverse specie ittiche nello spettro trofico del cormorano rilevato nei 3 anni è stato utilizzato per l'elaborazione di un *General Linear Model*, considerando un residuo con distribuzione di Poisson, utilizzando come variabile indipendente la frequenza di comparsa e come variabili indipendenti la specie predata e l'anno. La differenza tra i diversi anni è risultata essere altamente significativa (Z-test= -40.7, P <0.0001). Mentre nel corso delle annate precedenti, mediamente circa il 90% della predazione era rivolta al gardon, *Rutilus rutilus*, specie ittica alloctona e dominante nel Ceresio (Gagliardi *et al*., 2009), nell'ultimo inverno è stato registrato, a fronte di una riduzione della frazione percentuale di gardon presente nella dieta (Z= 0.7, P<0.0001), un parallelo aumento della predazione rivolta al pesce persico, *Perca fluviatilis* (Z= 5.8, P<0.0001), sia in termini di frequenza (31.1%), che di biomassa consumata (24.8%). La drastica riduzione registrata nel numero degli individui di cormorano svernanti presso il *roost* di Santa Margherita, coincidente con il calo di presenza nella dieta del gardon e la conseguente modificazione dello spettro trofico del predatore, può far ipotizzare che un calo della disponibilità di questa specie ittica, attualmente, non permetta di sopperire al fabbisogno energetico di un numero elevato di individui, determinandone l'allontanamento.

A questo proposito, analizzando i dati disponibili relativi ai parametri percentuale di saturazione di ossigeno e temperatura della colonna d'acqua del lago, registrati nei mesi da novembre a gennaio degli ultimi 3 anni, è emerso come nell'ultima stagione invernale (2010/2011) si sia registrata una apprezzabile diminuzione della temperatura dei primi 30 metri della colonna d'acqua già a partire dal mese di dicembre. Tale diminuzione è risultata quantificabile in circa 2.5°C rispetto allo stesso mese dell'anno precedente e di circa 1.5°C rispetto all'inverno 2008/2009. È quindi ipotizzabile che tali modificazioni dei valori dei parametri analizzati abbiano portato come conseguenza ad un incremento della concentrazione di ossigeno disciolto ad una maggiore profondità rispetto agli anni precedenti, con una più ampia distribuzione della fauna ittica lungo la colonna d'acqua, anche a profondità superiori al *range* di predazione del cormorano (oltre i 40 m).

Bibliografia

GAGLIARDI A, GANDOLLA S, LARDELLI R, TOSI G 2009. ALULA XVI(1-2): 452-454.

Tabella 1 - Numero di individui censiti mensilmente nell'area di studio, suddiviso per province.

Aree di indagine	Ottobre	Novembre	Dicembre	Gennaio	Febbraio	Marzo	Aprile	Luglio
Como	411	508	402	499	511	424	130	67
Lecco	275	563	562	527	534	324	25	6
Canton Ticino (CH)	1095	900	522	438	442	350	271	391
Novara e Verbano-Cusio-Ossola	150	284	499	607	420	349	145	46
Varese	585	1050	779	724	969	857	388	438
Totale	2516	3305	2764	2795	2876	2304	959	948

AVIFAUNA, COLTIVAZIONI E PAESAGGIO AGRARIO IN CINQUE AZIENDE PAVESI

RICCARDO GROPPALI

Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Via S.Epifanio 14, 27100 Pavia, riccardo.groppali@unipv.it

Key Words: agroecosystems, birds, farmland, Po plain, province of Pavia

Summary *Five different farms in the Po plain of the province of Pavia were counted monthly for one year, covering in each one of them a transect of 1.200 m. Pooled results are 5.176 individuals of 76 species. The study allowed to evaluate the importance for bird communities of different habitat and management parameters, such as presence and coverage of hedges/treelines, water and cultivated crops.*

Uno studio finanziato dalla Regione Lombardia eseguito tra 2008 e 2010 ha voluto confrontare cinque aziende pavesi di pianura, differenti per struttura e gestione, percorrendo mensilmente per un anno in ciascuna di esse transetti lunghi 1.200 m e rilevandovi tutti gli uccelli posati o in sorvolo basso. Sono stati censiti complessivamente 5.176 individui appartenenti a 76 specie, per ciascuno dei quali è stato rilevato l'ambiente frequentato al momento dell'osservazione.

Le aziende agricole studiate sono: Pairana (42 specie di cui 16 SPEC - H medio 2.88 e massimo 3.9 in giugno) = agricoltura convenzionale, per 65% mais, 20% riso, 10% prato, 5% incolto; nell'area del transetto 100 m/ha di siepi/filari e 115 di corpi idrici lineari; Turago Bordone (51 specie di cui 15 SPEC - H medio 2.82 e massimo 3.52 in maggio) = agricoltura con realizzazione e mantenimento di filari, prati e marcite, per 55% riso, 35% prato, 5% mais, 5% marcita; nell'area del transetto 275 m/ha di siepi/filari e 234 di corpi idrici lineari; Bereguardo (37 specie di cui 15 SPEC - H medio 2.47 e massimo 3.49 in aprile) = agricoltura biodinamica, per 40% riso, 25% marcita, 15% bosco, 10% prato, 5% mais, 5% orti; nell'area del transetto 194 m/ha di siepi/filari e 62 di corpi idrici lineari; Pavia (36 specie di cui 11 SPEC - H medio 2.08 e massimo 3.84 in giugno) = agricoltura convenzionale, per 50% riso, 40% marcita, 5% prato, 5% girasole; nell'area del transetto 114 m/ha di siepi/filari e 87 di corpi idrici lineari; Pieve del Cairo (32 specie di cui 10 SPEC - H medio 1.98 e massimo 2.85 in luglio) = agricoltura con fertilizzazione bilanciata, avvicendamento delle colture e mantenimento della biodiversità in risaia, per 60% riso, 25% soia, 15% mais; nell'area del transetto 53 m/ha di siepi/filari e 89 di corpi idrici lineari.

Dal confronto tra le aree studiate: le quantità più elevate riscontrate, escludendo 2.647 colombi di città in alimentazione in un'area periurbana (Pavia) e 372 colombacci svernanti posati su un filare arboreo (Pieve), sembrano motivate principalmente dalla vicinanza a lembi boscati (Bereguardo, con numero medio 61,7), dall'acqua invernale in una marcita (Turago 48,7) e dalle stoppie di mais rilasciate dopo il raccolto (Pairana 46,8); la maggior ricchezza di specie sembra determinata da abbondanza e buona distribuzione spaziale della vegetazione legnosa al bordo dei campi (Turago con 51 specie e Pairana con 42), e in misura minore dalla commistione tra campi e lembi boscati (Bereguardo con 37); i valori massimi degli indici di diversità si sono avuti nei siti meglio dotati di corpi idrici come fossi e risaie allagate (Pairana 3.9) o una marcita e un piccolo fiume (Pavia 3.84), più ricchi di siepi-filari (Turago 3.52) o prossimi a lembi boscati (Bereguardo 3.49), e quelli inferiori nel sito meno ricco per varietà colturale e dotazione arboreo-arbustiva al margine dei campi (Pieve 2.85).

Confrontando i dati ottenuti nei differenti habitat presenti nelle aziende studiate è stata rilevata una maggior importanza ornitologica di: lembi boscati (H medio 1.95) e filari (1.8) rispetto alle siepi arbustive (0.49), dove hanno ospitato avifauna solo in inverno, nella medesima azienda (Bereguardo); una maggior quantità di filari - strutturalmente simili - (100,36 m/ha a Pairana, con H medio 1.76) rispetto a una loro minor presenza (52,9 m/ha a Pieve, con 0.85), particolarmente importante nei mesi invernali; i filari fitti (a Turago plurispecifici e con folti arbusti, con H medio 2.29) rispetto a quelli radi (a Pieve solo arborei, con 1.77), con valori di diversità sempre superiori nel periodo riproduttivo; la vegetazione di ripa d'un piccolo corso d'acqua (H medio 1.77) più di quella collocata al margine dei coltivi (1.43) nella medesima azienda (Pavia), con valori superiori tranne in novembre; i prati (H complessivo 2.71) rispetto agli incolti (2.23) nella medesima azienda (Pairana), con valori di diversità superiori per tre mesi e uguali per altri tre; la ricchezza di fossi-coli (114,9 m/ha a Pairana, con H medio 2.88) rispetto alla loro scarsità (88,9 m/ha a Pieve, con 1.98), con valori di diversità sempre superiori; un ecomosaico più vario per le coltivazioni presenti (5 differenti a Bereguardo, con H medio 2.47) rispetto a uno più limitato (3 a Pieve, con 1.98), con valori di diversità generalmente superiori in particolare nei periodi riproduttivo e invernale, e dove sono risultate più numerose le specie d'importanza conservazionistica europea (15 contro 10).

Altri confronti non hanno invece evidenziato differenze elevate: i valori di diversità per i primi tre mesi di coltivazione (quando l'acqua è comunque indispensabile) sono risultati simili in risaie che coprono in entrambe le aziende il 60% del territorio - dove la presenza d'acqua è costante (Pieve, con H medio 1.86) rispetto a quelle frequentemente soggette ad asciutte per finalità colturali (Pairana, con 1.84), ma con abbondanti ristagni idrici durante tali operazioni, dove sono state osservate elevate concentrazioni di avifauna; in una risaia a Pieve il confronto tra un anno con presenza di canalette nelle quali permane acqua durante le asciutte e quello precedente, che era privo di tali elementi, non ha evidenziato reali differenze negli indici di diversità (H medio rispettivamente 0.58 e 0.62).

Inoltre sono stati messi a confronto territori dominati da differenti coltivazioni cerealicole (riso o mais), e aziende con una differente estensione relativa di tali colture, rilevando che: dove il mais è prevalente rispetto al riso i valori di diversità sono più equilibrati nel corso dell'anno e quasi costantemente superiori: a Pairana (65% a mais e 20% a riso) H medio 1.79, a Pieve (60% a riso e 15% a mais) 1.15; in aziende con maggior superficie occupata dal mais (Pairana, 65%), rispetto ad aree meno dotate (Turago, 5%), la ricchezza specifica all'interno di tali coltivi è risultata quasi costantemente superiore, soprattutto in primavera durante la letamazione con stoppie non ancora eliminate, e nei mesi post-raccolto con presenza di stoppie nei campi, mentre l'indice di diversità complessivo non è stato molto differente, pur con valori superiori nella prima azienda (rispettivamente 1.99 e 1.57); in aziende con differenti superfici percentuali occupate dal riso (Turago, 55% e Pairan, 20%) la ricchezza specifica in queste coltivazioni non ha mostrato particolari differenze, tranne la maggior attrattività in una di esse durante le operazioni di letamazione, e hanno avuto valori medi simili gli indici di diversità (rispettivamente 0.7 e 0.74).

AGGIORNAMENTO DELLE CONOSCENZE SUL GRILLAIO *Falco naumanni* IN ITALIA. PRESENTAZIONE DEL GRU.GRI. (GRUPPO GRILLAIO ITALIA)

MARCO GUSTIN[1], MICHELE BUX[2], PINO GIGLIO[3], MARCELLO GRUSSU[4], MAURIZIO SARÀ[5], LAURA ZANCA[5], ROSARIO MASCARA[6], STEFANIA CATERINA PELLEGRINO[3] & MAURIZIO RAVASINI[1]

[1]Dipartimento Conservazione LIPU, via Trento 49, 43100 Parma, marco.gustin@lipu.it; [2]C.da Scizzo Poggioverde 79, 70016 Noicàttaro (BA); [3]LIPU Sezione di Gravina, Via Bari 3, 70024 Gravina in Puglia (BA); [4]Gruppo Ornitologico Sardo, C.P. 160/C, 09045 Quartu Sant'Elena; [5]Dipartimento di Biologia Ambientale e Biodiversità dell'Università di Palermo; [6]Fondo Siciliano per la Natura, Via Popolo 6, 93015 Niscemi

Key Words: *Falco naumanni*, Lesser Kestrel group

Summary *Data summarised in this paper increase the Lesser Kestrel national population estimate to more 6000 pairs, 5000 of which in Apulia-Basilicata, 800-1000 in Sicily and 150 in Sardinia.*

Il Grillaio *Falco naumanni* è una specie in forte declino nel Paleartico occidentale ed è oggi classificato come "Vulnerabile" nella Lista Rossa Globale dello IUCN. Il suo status europeo risulta "Depleted" (BirdLife International, 2004), considerato specie ad elevata priorità di conservazione (SPEC 1), inserito nell'allegato I della Direttiva "Uccelli" 09/147/EEC.

L'Action Plan for the Lesser Kestrel (Peet & Gallo-Orsi, 2000), evidenzia come i cambiamenti nell'uso del suolo e nelle pratiche agricole, la disponibilità dei siti di nidificazione, i pesticidi e la competizione interspecifica rappresentino le principali cause di declino nelle aree di nidificazione, assumendo, comunque, una valenza differente tra le aree di presenza della specie.

L'analisi sulle caratteristiche del paesaggio (Bustamante, 1997) e gli studi sulla selezione dell'habitat (Tella *et al*., 1998), hanno evidenziato che il declino della popolazione spagnola è stato causato dalle recenti trasformazione nelle pratiche agricole. Tale ipotesi è stata inoltre evidenziata anche per le popolazioni del Portogallo (Franco & Sutherland, 2004), Turchia (Parr *et al*., 1997) e Kazakhstan (Tella *et al*., 2004), oltre che in Italia (Bux, ined.). Tali trasformazioni nelle pratiche agricole hanno determinato la sottrazione di habitat trofici idonei e la diminuzione della disponibilità di cibo.

In generale, anche dove sono sopravvissute pratiche agricole più tradizionali (anche in Italia), si è assistito ad una diminuzione delle aree a pascolo naturale, assimilabili dal punto di vista vegetazionale e strutturale alle steppe secondarie (Tucker & Evans, 1997), a favore delle colture cerealicole.

Le colture cerealicole estensive tipiche dell'area mediterranea ed inquadrabili nelle pseudosteppe (Tucker & Evans, 1997), hanno subito una notevole trasformazione determinata dall'uso di nuove varietà colturali (più alte e compatte e con ritmi di crescita differenti rispetto a varietà più tradizionale) e pratiche agronomiche che hanno portato da un lato all'abbandono della rotazione seminativo-foraggere e dall'altro ad un più massiccio uso di sostanze chimiche. Alla riduzione di habitat si associano molteplici altre cause, spesso di pertinenza locale come ad esempio la perdita dei siti di nidificazione (ristrutturazioni, crolli di edifici) e il bracconaggio.

In Italia, lo stato di conservazione della specie è risultato "cattivo" (Gustin *et al*., 2009). Attualmente la specie appare in aumento in Italia, con un areale tendenzialmente in espansione e con una popolazione stimata attualmente in oltre 6000 coppie (Tab. 1), ben superiore all'ultima stima effettuata all'inizio degli anni 2000 (3640-3840 coppie; BirdLife International, 2004).

Nel dicembre 2010 si è costituito un Gruppo Grillaio Italia (Gru.Gri). Tale gruppo aperto al con-

tributo di tutti, ha lo scopo di confrontare e coordinare l'esperienza di ricerca applicata alla conservazione della specie in Italia. Di seguito vengono sintetizzati alcuni dati raccolti dal Gru.Gri.

In Puglia e Basilicata, il Grillaio risulta in aumento con una stima di oltre 5000 coppie nidificanti distribuite in non meno di 31 colonie, di cui 5 ospitanti oltre l'80% della popolazione (Sigismondi, 2008; Bux, 2008; Bux & Giglio, ined.). In queste due regioni, nel 2003 e nel 2009-2011, sono stati realizzati censimenti primaverili che hanno interessato 12 comuni, dei quali 5 compresi nel Parco Nazionale dell'Alta Murgia (Altamura, Gravina in Puglia, Santeramo in Colle, Cassano Murge, Minervino Murge), 2 afferenti al Sic/Zps "Murgia Alta" (Acquaviva delle Fonti e Gioia del Colle), 2 compresi nel Sic/Zps "Area delle Gravine" (Ginosa e Laterza), 1 in provincia di Bari (Casamassima), 2 in provincia di Matera, afferenti al territorio del Parco Regionale delle Murge Materane (Matera e Montescaglioso). Nel 2011 sono stati monitorati oltre 11.000 individui, di cui oltre 6000 (60%) nei comuni del Parco Nazionale dell'Alta Murgia con un incremento dell'1,7% rispetto al 2010 e del 12,1% rispetto al 2009.

Per studiare la biologia riproduttiva della specie, nel corso del 2007-2011 sono stati monitoraggi oltre 200 nidi artificiali nei centri urbani di Gravina in Puglia, Altamura, Acquaviva delle Fonti (sic/zps "Murgia Alta") e Laterza (sic/zps "Area delle Gravine"). Il monitoraggio dei nidi è stato effettuato da maggio a luglio, rilevando i principali dati sulla biologia riproduttiva della specie: dimensione covata, tasso di schiusa, successo riproduttivo e il tasso di involo. Si è passati ad un tasso di occupazione dell'8% nel primo anno al 44% nell'ultimo.

In Sicilia sono attualmente stimate non meno di 800-1000 coppie (in 150-180 colonie) distribuite in un'areale di 9000 kmq nella Sicilia centro-meridionale e con una densità raddoppiata rispetto all'ultima decade (Mascara & Sarà, 2006).

In Sardegna, alla fine del secolo scorso la specie risultava presente con una popolazione fluttuante, valutata in circa 150 coppie e distribuita soprattutto a nord del Golfo di Oristano (Grussu, 1995, 1996). Successivamente, l'areale distributivo, della specie sembra rimasto inalterato, ma sono scomparse numerose colonie "storiche". Recentemente, la popolazione sembra diminuita e una valutazione/ stima di meno di un centinaio di coppie sembra ottimistica. Nidifica in piccole colonie di alcune coppie. E' comunque da sottolineare la mancanza di un censimento completo nonché l'assenza di studi sulla specie. Soltanto con la realizzazione di questi ultimi si potranno definire oltre che la consistenza e l'areale della popolazione nidificante, le reali priorità conservazionistiche della specie in Sardegna.

In Emilia-Romagna (Parma), la specie è stata recentemente rinvenuta come nidificante (stabile dal 2000) e l'attuale popolazione è stimata in 15-20 coppie (Roscelli & Ravasini, 2009). Diverse segnalazioni di estivanti e probabili nidificanti in centro Italia (Lazio, Umbria) fanno pensare ad un'espansione dell'areale di nidificazione verso il nord della penisola.

Tab. 1 - Schema riassuntivo del numero coppie di Grillaio in Italia diviso a livello regionale.

	N° coppie stimate	Rif. bibliografico
Puglia & Basilicata	5000	Bux ,2008; Bux, Giglio e Sigismondi, dati ined.
Sicilia	800-1000	Sarà, dati ined.; Mascara & Sarà, 2006
Sardegna	<100	Grussu & GOS, dati ined.
Emilia-Romagna	15-20	Roscelli & Ravasini, 2009
Totale	5915-6135	

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRLIFE CONSERVATION SERIES N. 12, CAMBRIDGE; BUSTAMANTE J 1997. BIOLOGICAL CONSERVATION 80: 153-160; BUX M 2008. OASI LIPU GRAVINA DI LATERZA, LATERZA (TA): 38-41; FRANCO AMA, SUTHERLAND WJ 2004. BIOLOGICAL CONSERVATION 120: 63-74; GRUSSU M 1995. GLI UCCELLI D'ITALIA 20: 77-85; GRUSSU M 1996. GLI UCCELLI D'ITALIA 21: 5-16; GUSTIN M ET AL. 2009. LIPU/MATTM, PP. 1153; MASCARA R, SARÀ M 2006. AVOCETTA 30(1-2): 51-60; PARR ET AL. 1997. BIOLOGICAL CONSERVATION 79: 309-312; PEET U, GALLO-ORSI U 2000. CAMBRIDGE, UK: COUNCIL OF EUROPE AND BIRDLIFE INTERNATIONAL; ROSCELLI F, RAVASINI M 2009. ALULA XVI(1-2): 130-132; SIGISMONDI T 2008. OASI LIPU GRAVINA DI LATERZA. LATERZA (TA): 4-9; TELLA ET AL. 1998. CONSERVATION BIOLOGY 12: 593-604; TELLA ET AL. 2004. ORYX 38: 224-227; TUCKER GM, EVANS MI 1997. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES N. 6, CAMBRIDGE.

RISULTATI DEI CENSIMENTI MENSILI DEGLI UCCELLI ACQUATICI NELL'OASI DI CANNEVIÈ-PORTICINO

ALFONSO LENZONI[1],MICHELE SORRENTI[2], MARIO SPAGNESI[3] & GIANCARLO MARIANI[4]

[1]ACMA Associazione Cacciatori Migratori Acquatici, via Vangelisti 1688, 55041 Camaiore, alfdol78@yahoo.it; [2]Ufficio Avifauna Migratoria Federazione Italiana Della Caccia, via Salaria 298/A, 00199 ROMA; [3]Via Monteortone 21, 35015 Abano Terme (PD); [4]Via Toscanini 46, 48012 Bagnacavallo (RA)

Key Words: Canneviè-Porticino, Waterbirds monthly census

Summary *The oasis Valle Cannaviè-Porticino is a remain of a large wetland complex North of the Po mouth existing in medieval age. The results of monthly counts of waterbirds conducted by ACMA-FIDC describes the species for which the area is ecologically important during winter, breeding and migration seasons.*

A seguito dell'accordo scientifico stipulato tra Ekoclub, in qualità di gestore dell'area umida in oggetto, e A.C.M.A.- F.I.D.C. a partire dal 2008 è stato effettuato il censimento mensile degli uccelli acquatici presenti nella valle Cannaviè-Porticino. Nel presente studio sono riportati i principali risultati di questa indagine.

Dell'ampio complesso di zone umide a nord del delta medievale del Po di Volano, formatosi a seguito del fenomeno di subsidenza non compensata dall'apporto di nuovi sedimenti per esondazione del fiume, resta solo una piccola laguna costiera di circa 67 ettari: Valle Canneviè-Porticino. La grande bonificazione ferrarese (ultimata nel 1872) e le successive opere di bonifica di Valle Vallona (1930), Valle Giralda (1958) e Valle della Falce (1969) hanno infatti trasformato, in poco più di un secolo, quel vastissimo comprensorio di zone umide di acque dolci e salmastre in terreno agricolo. Quest'area è da oltre un secolo interessata dalla cosiddetta "subsidenza indotta", ovvero dovuta dall'azione dell'uomo. Le opere di bonifica delle terre circostanti e il forte prelievo di acqua dal sottosuolo sono all'origine di questo fenomeno, che, sommato alla subsidenza naturale, determina abbassamenti del suolo dell'ordine di 10-15 mm l'anno. La zona umida Valle Canneviè-Porticino ha fondali poco profondi (inferiori a 60 cm) ed è percorsa da alcuni canali corrispondenti alla struttura delle "peschiere" e dei "lavorieri", ciò che attesta come in passato sia stata utilizza come valle da pesca. Le acque presentano una salinità variabile, ma generalmente piuttosto bassa. Il fondo è quasi esclusivamente argilloso, mentre i rilievi emersi, corrispondenti ad un allineamento di dune fossili, sono sabbiosi. La vegetazione è condizionata dalla presenza di acqua più o meno salsa. Sono presenti raggruppamenti a *Scirpus litoralis*, Giuncheti a *Juncus acutus*, Canneti a *Phragmites communis*. I rilievi sabbiosi sono coperti da una vegetazione termofila tra cui fa spicco la *Phyllirea angustifolia* e qualche esemplare di Leccio. Questa laguna costiera poco profonda è compresa nel Parco Regionale del Delta del Po ed è sottoposta ai seguenti vincoli di tutela: vincolo paesaggistico e ambientale, Oasi di protezione della fauna, Zona umida di importanza internazionale (Convenzione di Ramsar), Zona di protezione speciale (ZPS), Sito di importanza comunitaria (SIC).

I censimenti sono stati svolti con cadenza mensile nel periodo compreso tra il gennaio 2008 e dicembre 2010 da un censitore abilitato dall' Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica oggi ISPRA. La data di riferimento per il censimento mensile è stato il 15 di ogni mese, con inizio alle 8 e termine verso le 10,30 a seconda del numero di soggetti presenti nell'oasi. Il percorso è stato tassativamente sempre lo stesso, la strumentazione utilizzata prevedeva un binocolo più un cannocchiale

con zoom 20-60 x 80 posizionato su cavalletto. Le dieci specie maggiormente osservate sono state: *Tringa erythropus* 22.34% , *Anas crecca* 18.93%, *Larus ridibundus* 10.81%, *Fulica atra* 10.44%, *Recurvirostra avosetta* 9.05%, *Larus michahellis* 8.10%, *Egretta alba* 2.52%, *Tringa stagnatilis* 2.27%, *Limosa limosa* 2.25%, *Tachybaptus ruficollis* 1.90%. Tra le 15 specie maggiormente presenti è da notare che *Phoenicopterus ruber* non è stato osservato negli anni 2008 e 2009 e le uniche osservazioni riguardano giugno 2010 e in maniera maggiore ottobre 2010. Le altre specie tra le 15 maggiormente osservate risultano presenti durante tutti e tre gli anni. In periodo di svernamento Valle Canneviè – Porticino ospita contingenti di importanza regionale di *Tringa erythropus* e *Tringa nebularia* mentre per *Limosa limosa* rappresenta, insieme alla contigua Valle Bertuzzi, il principale sito di svernamento per la regione Emilia-Romagna e uno dei principali a livello nazionale (Tinarelli *et al*., 2010). In periodo riproduttivo la zona ospita contingenti di *Anas platyrhynchos, Fulica atra, Gallinula chloropus, Tadorna tadorna, Tachybaptus ruficollis, Himantopus himantopus* nonché di *Recurvirostra avosetta.* Valle Canneviè – Porticino è inoltre discretamente frequentata durante la migrazione da contingenti di *Anas crecca* e risulta particolarmente importante per la sosta di *Tringa erythropus*. Suddividendo le osservazioni per famiglie troviamo che le famiglie maggiormente rappresentate sono *Scolopacidae* e *Anatidae,* (28.9% e 28.8%), *Rallidae* (12.4%), *Laridae* (11.5%), *Recurvirostridae* (10.4%). La fenologia di 3 delle specie maggiormente osservate è riportata in Figura 1.

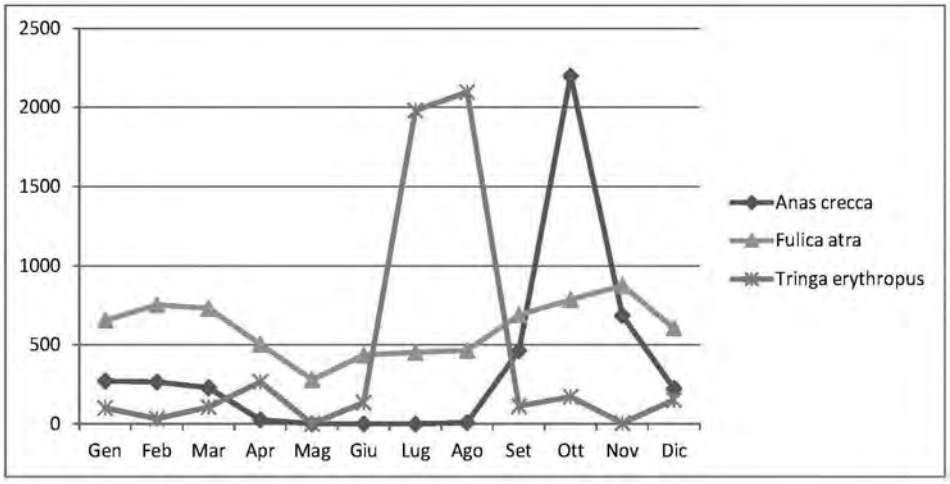


Figura 1 - Fenologia di 3 delle specie maggiormente rilevate (N.B. Osservazioni di Fulica atra moltiplicate per 3 per ragioni di leggibilità)

Bibliografia

TINARELLI R ET AL. 2010. REGIONE EMILIA-ROMAGNA E ASOER ONLUS.

INDAGINE PRELIMINARE SULLA COMPOSIZIONE DEI GRUPPI DI GRANDI LARIDI SVERNANTI IN PUGLIA

CRISTIANO LIUZZI[1,2] & GIUSEPPE LA GIOIA[1]

[1]*Ass. Sulle Orme degli Argonauti (SOA), www.ormepuglia.it, ormepuglia@libero.it;* [2]*Associazione Centro Studi De Romita, C.da Tavarello 362/A, 70043 Monopoli (BA)*

Key Words: Laridae, wintering, Apulia.

Summary *The IWC dataset of Apulia contains winter counts of three species of Large Gulls (*Larus michahellis, L. cachinnans *and* L. argentatus*), but also data belonging to a more general category (Gabbiano reale "zampegialle"), which comprises pooled counts of birds belonging to the first two species. The latter category is probably correct for speed counts of large groups and/or for groups counted from the distance, despite being of scarce scientific and practical utility. Indeed, it pools two very similar species with different distributions, and likely causes an underestimation of the occurrence of* L. argentatus *and* L. fuscus*. This paper aims at estimating the actual proportion of the four* Larus *species wintering in Apulia (Nov-Feb), using data from censuses carried out under good visibility conditions.*

Tra gli obiettivi dell'IWC si può annoverare la stima delle dimensioni delle popolazioni delle varie specie di uccelli acquatici (Baccetti *et al*., 2002); in alcuni casi eccezionali, questo obiettivo viene raggiunto parzialmente a causa della difficoltà di riconoscimento di alcune specie; tra queste rientrano i grandi Laridi. Nelle schede dell'IWC sono riportate oltre a *Larus michahellis*, *L. cachinnans* e *L. argentatus* regolarmente presenti in Italia anche il gruppo Gabbiano reale "zampegialle" che racchiude le prime due. Durante i censimenti alcuni rilevatori attribuiscono al solo *L. michahellis* gli esemplari avvistati in grossi gruppi e/o da lontano, altri utilizzano il gruppo dei "zampegialle", soluzione questa più corretta, ma di scarsa utilità scientifica e pratica in quanto ingloba due specie con distribuzione e, probabilmente, andamenti diversi. Nelle situazioni sopra descritte, inoltre, è possibile che possano essere presenti nei gruppi anche esemplari di *L. argentatus* e di *L. fuscus*. Questo lavoro stima il rapporto numerico tra le 4 specie di grandi laridi svernanti in Puglia nel periodo novembre-febbraio attraverso censimenti effettuati appositamente solo in buone condizioni di visibilità (luce, distanza e tranquillità); per mezzo di tale rapporto, per la stima numerica di tali specie durante gli IWC, potranno essere utilizzati anche i dati degli esemplari che, per la mancanza di condizioni ideali, sono stati raggruppati sul campo nel gruppo generico dei "zampegialle".

Nelle aree pugliesi caratterizzate da maggiori concentrazioni di grandi Laridi svernanti (Liuzzi 2009) sono stati individuati i siti con determinati presupposti: facilità d'osservazione dei gruppi in fase di riposo a terra; minore distanza di fuga e assenza di consistenti fattori di disturbo. Le osservazioni sono state effettuate soprattutto in corrispondenza delle grandi aree portuali di Barletta, Molfetta, Bari, Mola di Bari e Monopoli e delle scogliere basse nei pressi di Torre Canne.

Tra il 2007 e il 2011, sono state effettuate 115 giornate di monitoraggio, utilizzando la metodologia del conteggio completo (Overton, 1971), limitando i conteggi alle quattro specie indagate: *Larus michahellis, L. cachinnans, L. argentatus e L. fuscus*.

Le osservazioni sono state realizzate con binocolo 10x42 e cannocchiale 20-60x72 e la determinazione della specie, dell'età e del sesso è stata effettuata secondo quanto riportato da Olsen & Larsson (2004), Mullarney & Svensson (1999), Blomdahl *et al*. (2003). Per gli esemplari con caratteristiche intermedie o non immediatamente identificabili, sono state scattate foto e l'identificazione è stata effettuata successivamente consultando apposita bibliografia (Aubry & Schweizer,

2008; Gottschling, 2004; Gibbins, 2004; Muusse *et al*., 2005, Lindhlom & Forsten, 2010). Sono state considerate tutte le classi di età, escludendo dai conteggi solo gli esemplari la cui attribuzione specifica non si è potuta determinare con certezza.

I 115 rilievi hanno evidenziato la presenza di gruppi di grandi Laridi composti in media da 213,5 individui con una D.S. pari a 298,8: la dimensione dei gruppi censiti è variata da un minimo di 8 ad un massimo di 2012.

L. michahellis complessivamente mostra una media percentuale pari al 90,8% con un valore minimo di 28%; *L. cachinnans* ha un valore massimo di 72% ed un numero massimo di 51 esemplari (in gennaio) e *L. fuscus* rispettivamente del 37,5% e 20 (in novembre); *L. argentatus* mostra una percentuale massima di 1,6% ed un valore massimo pari a 4 (Tab. 1). Sul totale dei rilievi solo 17 volte (14,8%) il gruppo è risultato costituito dal solo *L. michahellis*, mentre le altre tre specie sono risultate assenti nel totale dei rilievi rispettivamente nel 34,8, 31,3 e 90,4% dei casi.

Nel periodo in esame *L. michahellis* mostra percentuali e numeri decrescenti da novembre a febbraio, andamento esattamente opposto a quello di *L. cachinnans*; *L. fuscus* è maggiormente presente in novembre e febbraio rispetto ai mesi centrali del periodo di studio, mentre *L. argentatus* è sempre poco rappresentato e non si sono registrate osservazioni in febbraio.

L'analisi dei 37 rilievi effettuati in gennaio si discosta leggermente da quella complessiva dei 4 mesi in esame. In gennaio si registra una maggiore presenza di *L. cachinnans*, la cui media percentuale sale da 6,2 a 9,4% ed il numero di rilievi in cui risulta assente scende da 34,8 a 21,6%. *L. argentatus* mostra una minore percentuale di assenze (86,5 contro 90,4%) a parità di media percentuale, mentre *L. fuscus* ha la tendenza opposta con 37,8% di assenze nei rilievi di gennaio contro il 31,3% dei 4 mesi invernali. Mediamente in gennaio *L. michahellis* rappresenta l'88% delle presenze, mentre nel rimanente 12% il peso maggiore lo riveste *L. cachinnans* con il 9,4% del totale rappresentando *L. fuscus* il 2,4%; *L. argentatus*, pur presente, non sembra essere rilevante sul totale.

L'attribuzione di grossi Laridi non perfettamente valutati a *L. michahellis* può portare, almeno in Puglia, ad una sovrastima di questa specie di circa il 10%. Per lo stesso motivo non è opportuno attribuire i dati rilevati sul campo come Gabbiano reale "zampegialle" a *L. michahellis*.

Si consiglia ai rilevatori, quindi, di indicare come Gabbiano reale "zampegialle" ogni esemplare di grosso Laride avvistato senza uno specifico riconoscimento, ma di dedicarsi con più attenzione, quando le condizioni ambientali lo permettano, all'individuazione della corretta specie, anche per ridurre il rischio di una reale sottostima di specie meno comuni, ma certamente rappresentative della comunità svernante.

Bibliografia

AUBRY S, SCHWEIZE M 2008. NOS OISEAUX 55: 211-225; BACCETTI N ET AL. 2002. BIOL. CONS. FAUNA 111: 1-240; BLOMDAHL A, BREIFE B, HOLMSTRÖM N 2003. CHRISTOPHER HELM, LONDON; GIBBINS C 2004. BIRDING SCOTLAND 7(4): 153-186; GOTTSCHLING M 2004. DER FALKE 51: 148-155; LINDHLOM A, FORSTEN A 2010. CALUTA 1 (MARCH 2010): 1-13; LIUZZI C 2009. LEVANTE EDITORE, BARI; MULLARNEY K, SVENSSON L 1999. COLLINS GEM; MUUSSE TOV, MUUSSE MJM, LUIJENDIJK BJ, ALTENBURG RGM 2005. BIRDING WORLD 18(8); OLSEN KM, LARSSON H 2004. CHRISTOPHER HELM, LONDON.

Tabella 1 - Andamento percentuale medio, d.s. e valori percentuali min. e max. delle abbondanze delle specie di grandi Laridi svernanti in Puglia e numero min. e max. degli esemplari avvistati ottenuti cumulando per mese i dati raccolti in tutti i siti censiti.

	novembre	dicembre	gennaio	febbraio	nov-feb
L. michaellis	95% ± 7,3 66,7-100% 10 – 1.500	94,2% ± 7,1 74,4-100% 10 - 2.000	88,1% ± 18,0 28-100% 5 - 500	81,8% ± 20,3 33,3-100% 10 – 150	90,8% ± 14,4 28-100% 5 – 2.000
L. cachinnans	1,7% ± 4,0 0-14,9% 0 - 7	3,7% ± 6,4 0-25,3% 0 - 20	9,4% ± 17,6 0-72% 0 – 51	13% ± 19,9 0-66,7% 0 – 50	6,2% ± 13,6 0-72% 0 – 51
L. fuscus	3,2% ± 6,3 0-33,3% 0 - 20	2% ± 2,4 0-9,1% 0 - 15	2,4% ± 6,2 0-37,5% 0 - 15	5,2% ± 8,4 0-33,3% 0 - 10	2,9% ± 5,9 0-37,5% 0 – 20
L. argentatus	0,1% ± 0,3 0-1,6% 0 - 1	0,1% ± 0,2 0-1,0% 0 - 3	0,1% ± 0,3 0-37,5% 0 - 4	nessuna osservazione	0,1% ± 0,2 0-1,6% 0 - 4

VALUTAZIONE DELLE MISURE AGROAMBIENTALI DEL PSR LOMBARDIA A FAVORE DELLA BIODIVERSITÀ

STEFANO LO PRESTI[1], LORENZA PANUNZI[1], ELISABETTA DE CARLI[2], LIA BUVOLI[2], ALBERTO SORACE[3], FRANCESCO LUCI[1], ALESSANDRA TIMARCO[1], LAURA CUCÈ[4] & VITTORIO VIGORITA[4]

[1]AGRICONSULTING, Via Vitorchiano 123, Roma; [2]FaunaViva, Viale Sarca 78, 20125 Milano; [3]SROPU, via Crippa 60, 00125 Roma, sorace@fastwebnet.it; [4]Regione Lombardia, D.G. Agricoltura, U.O. Multifunzionalità e sostenibilità del territorio, Via Galvani 27, 20124 Milano

Key Words: PSR Lombardia, agri-environment measures, assessment, bird community

Summary *Analyses of ornithological data gathered within the MITO2000 project highlight positive correlations between hedge length, species richness and number of species breeding in shrubby habitats. Additional point count data gathered in spring 2010 show that the total number of species and the number of species of conservation concern are lower in integrated vineyards than in organic and conventional vineyards.*

Numerosi studi suggeriscono che le misure agroambientali favoriscono la biodiversità (Pain & Pienkowski, 1997; Smallshire *et al*., 2004; Vickery *et al*., 2004; Feehan *et al*., 2005; Marchesi & Tinarelli, 2005; Wilson *et al*., 2009). Per investigare eventuali effetti causati dalle azioni del PSR della Lombardia su abbondanza e ricchezza delle specie ornitiche, sono state effettuate alcune analisi con i dati raccolti in passato per i progetti Banca Dati Ornitologica Regionale (BDOR)/MITO2000 e sono stati condotti dei rilevamenti ornitologici, mediante punti di osservazione/ascolto, nella primavera 2010. I dati dei progetti BDOR/MITO2000 sono stati usati per valutare le azioni relative al mantenimento di strutture vegetali lineari e fasce tampone boscate. I punti di osservazione/ascolto sono stati utilizzati per investigare gli effetti delle azioni che favoriscono il mantenimento dei prati di pianura e di quelle che promuovono l'agricoltura biologica e integrata. I punti sono stati individuati partendo dalla carta DUSAF2 della regione. Per i dettagli sui metodi usati per la selezione dei punti si rimanda al contributo di Sorace *et al*. (in stampa) in questo volume. Le analisi condotte evidenziano correlazioni (test di Pearson; n = 369) significative e di segno positivo tra la lunghezza delle siepi e la ricchezza di Passeriformi (r = 0,17, P = 0,001), tra la lunghezza delle siepi e il numero di specie della guild delle specie che nidificano o possono nidificare nei cespugli (Fig. 1), tra la lunghezza delle siepi e l'abbondanza di *Lanius collurio*, *Sylvia atricapilla*, *Parus major*, *Luscinia megarhynchos*, *Carduelis chloris* e *Serinus serinus* (Tab. 1), mentre sfiorano la significatività statistica le correlazioni tra la lunghezza delle siepi e l'abbondanza delle specie che nidificano o possono nidificare nei cespugli (r = 0,10 P = 0,06), l'abbondanza di *C. carduelis* e di *Muscicapa striata* (Tab. 1).

Questi risultati indicano un effetto positivo dell'impianto e mantenimento di siepi e cespugli sulla comunità di Passeriformi, in particolare sulla componente che nidifica nei cespugli. Tuttavia, si potrebbe ipotizzare che una maggiore presenza di siepi, pur favorendo le specie maggiormente legate ai cespugli, comporti degli svantaggi per i Passeriformi tipici degli ambienti prativi più ampi. I risultati non concordano con questa ipotesi: l'abbondanza di queste specie prese singolarmente e nel loro totale non sono risultate influenzate negativamente da una maggiore estensione delle siepi (Totale: r = - 0,001, P = 0,82). Un altro effetto negativo ipotizzabile è che una maggiore diffusione di siepi porti a un aumento di abbondanza di predatori generalisti in particolare delle specie della famiglia dei corvidi. Anche in questo caso, i risultati sembrerebbero a sfavore di questa ipotesi:

l'abbondanza di corvidi non è risultata correlata significativamente con la lunghezza delle siepi (r = 0,06, P = 0,25). In conclusione l'analisi effettuata conferma che le strutture vegetali lineari (siepi e filari) e le fasce tampone boscate realizzate o mantenute per effetto del PSR possono contribuire alla salvaguardia e all'incremento della biodiversità.

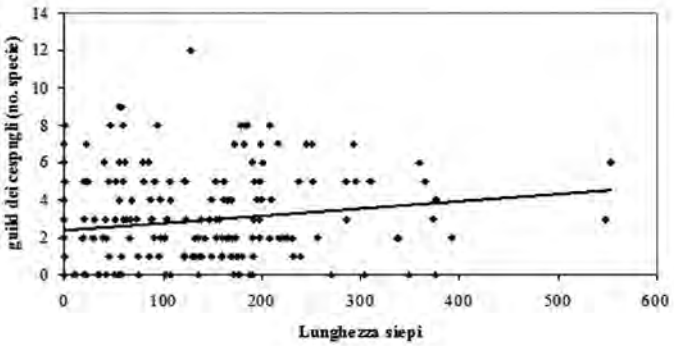


Figura 1 - Correlazione tra la lunghezza delle siepi e il numero di specie appartenenti alla guild delle specie che nidificano o possono nidificare nei cespugli.

Tabella 1 - Correlazioni tra la lunghezza delle siepi e l'abbondanza di specie prative o di quelle specie per le quali il livello di significatività (P) della correlazione è risultato più elevato.

Correlazioni con P < 0,10		
Specie	R	P
Carduelis chloris	0,22	0,000001
Sylvia atricapilla	0,17	0,0008
Parus major	0,18	0,0004
Luscinia megarhynchos	0,12	0,02
Lanius collurio	0,11	0,03
Serinus serinus	0,10	0,04
Carduelis carduelis	0,10	0,053
Muscicapa striata	0,09	0,08
Specie prative		
Specie	r	P
Motacilla alba	0,09	0,07
Cisticola juncidis	0,07	0,21
Alauda arvensis	-0,04	0,46
Galerida cristata	-0,02	0,65
Motacilla flava	-0,02	0,71

Per quanto riguarda le analisi dei dati raccolti mediante punti di osservazione/ascolto, le differenze per i diversi parametri analizzati tra i prati di pianura mantenuti per effetto della Azione C del PSR e i seminativi non sono risultate statisticamente significative (Wilcoxon test, $P > 0,05$, $n = 19$). Inoltre i risultati indicano che i vigneti a conduzione integrata ospitano un numero minore di specie e un numero minore di specie a priorità di conservazione dei vigneti convenzionali o biologici; queste ultime due tipologie non mostrano invece differenze marcate (Tab.2).

Tabella 2 - Confronto tra vigneti a conduzione biologica, integrata o convenzionale per la Ricchezza di specie (S) e l'Abbondanza di individui (A). Prior = specie prioritarie (All. 1 Dir. 2009/147/CE; SPEC 1-3, BirdLife International, 2004; LIPU & WWF, 1999). Pass = Passeriformi (escludendo le specie della famiglia dei Corvidi).

vigneti	S	A	S prior.	A prior.	S Pass.	A Pass.	S Pass. Prior.	A Pass. Prior.
convenzionali	22	71,5	6	22,5	13	55	4	20.5
integrati	16	57	3	34	10	45	3	34
biologici	23	54	8	22,5	18	42,5	6	18,5

Tra i vari parametri considerati, l'analisi statistica evidenzia delle differenze significative (Wilcoxon test, $P < 0,05$, $n = 13$) per la ricchezza di: specie, specie a priorità di conservazione, specie appartenenti all'ordine dei Passeriformi. Questi risultati dovranno essere confermati con un campione maggiore di dati raccolti in più stagioni riproduttive.

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO.12, CAMBRIDGE; FEEHAN J ET AL. 2005. AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT 107: 275-286; LIPU & WWF 1999. RIV. ITAL. ORN. 69(1): 3-43; MARCHESI F, TINARELLI R 2005. REGIONE EMILIA-ROMAGNA; PAIN DJ, PIENKOWSKY M (EDS.) 1997. ACADEMIC PRESS, LONDON; SMALLSHIRE D ET AL. 2004. IBIS 146(SUPPL. 2): 250-258; SORACE A ET AL. IN STAMPA. ATTI XVI CONV. IT. ORN.; VICKERY JA ET AL. 2004. BIOLOGICAL CONSERVATION 119: 19-39; WILSON JD ET AL. 2009. UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE.

CICLO ORNITICO ANNUALE IN UN COMPRENSORIO AGRICOLO E COLLINARE IN VAL TIDONE (PIACENZA)

MARCO MASTRORILLI, ALICE CIPRIANI, PAOLA BRESSAN & SILVIA GARIBOLDI

Noctua s.r.l. Piazza Visconti 11, 29020. Loc. Grazzano Visconti (Piacenza), marco.mastrorilli@tin.it

Key Words: Piacenza, Val Tidone, bird census

Summary *We present the results of a monitoring carried out in the Tidone valley (Piacenza province) from February 2010 to January 2011. We overall recorded 82 species, 53 of which in the breeding season. Some species of European concern (SPEC) have been reported:* Otus scops, Caprimulgus europeaus, Picus viridis, Lullula arborea, Miliaria calandra.

La Val Tidone è la più occidentale delle vallate del Piacentino, sul confine con l'Oltrepo pavese; l'area di studio, con un profilo altimetrico compreso tra i 160 m slm e i 470 m slm, risulta abbastanza eterogenea dal punto di vista ambientale. I vigneti sono prevalenti e sono coltivati con tecniche miste (meccanizzazione e raccolta a mano), ma esistono nell'area censita ancora numerosi vigneti con paleria in legno e in molti filari non viene praticato lo sfalcio nell'interfila. Questa scelta garantisce una maggior presenza di entomofauna (in particolare Ortotteri) che favorisce le specie insettivore (Sierro & Orlettaz, 2009). Lungo il perimetro delle aree viticole si sviluppa un sistema di siepi, arbusti e filari arborei, costituito principalmente da *Quercus pubescens*, *Quercus robur*, *Fraxinus spp*., *Crataegus monogyna*. Nonostante una certa semplificazione vegetazionale, questo ecosistema rappresenta un importante punto di riferimento per l'avifauna nidificante e di passo.

Questa indagine è stata condotta con uscite regolari e costanti, ripetute ogni quindicina di giorni tra febbraio 2010 e gennaio 2011. Nel corso delle uscite sono stati percorsi transetti fissi che hanno permesso di monitorare una superficie di 38 kmq, e di raccogliere dati georeferenziati di presenza e di nidificazione. Complessivamente sono state censite 82 specie di cui 53 nidificanti; tra le specie di maggior interesse si segnalano quelle incluse nella categoria SPEC 2 (BirdLife International, 2004): assiolo *Otus scops*, succiacapre *Caprimulgus europeaus*, picchio verde *Picus viridis*, tottavilla *Lullula arborea*, strillozzo *Miliaria calandra*. Il picchio verde, come rilevato da Gustin *et al*. (2001), è una specie ben distribuita con densità significative: in alcuni tratti abbiamo rilevato anche 2,1 cp /kmq. Altrettanto comune è risultato il picchio rosso maggiore *Dendrocopos major*; nell'area di studio inoltre abbiamo censito due maschi cantori di picchio rosso minore *Dendrocopos minor*, uno dei quali localizzato in un crossodromo abbandonato che ospitava anche l'unica coppia di succiacapre. In un vigneto adiacente sono state rilevate la quaglia *Coturnix coturnix* e la tottavilla: la prima è stata contattata più volte anche durante uscite notturne con playback. La tottavilla è stata rinvenuta soprattutto nei vigneti oltre i 350 m di quota e nelle zone più battute dal vento, lungo un crinale. Tra le specie nidificanti abbiamo rinvenuto il gruccione *Meriops apiaster*, di cui abbiamo osservato due nidi su una scarpata nei pressi di Ziano Piacentino. Questo dato conferma una presenza storica della specie in Val Tidone (Tornielli, 1958; Ambrogio *et al*., 2001). Lo strillozzo è stato localizzato con due maschi cantori nelle aree con vigneti a quote superiori a 350 m slm, mentre le tre coppie di averla piccola *Lanius collurio* censite sono risultate legate alle zone di margine dei boschi e alla presenza di filari arborei più estesi; in particolare anche in questo comprensorio è stata rilevata, come in Svizzera (Zollinger, 2009) una stretta relazione tra la presenza dell'averla piccola nidificante e *Crataegus monogyna*. Molto abbondante è risultato il codirosso comune *Phoenicurus phoenicurus*.

La struttura della comunità ornitica nidificante è stata descritta applicando alcuni parametri ecologi-

ci: la ricchezza specifica (S), il rapporto non-passeriformi/passeriformi (NP/P) e l'indice di Diversità di Shannon (D). Gli stessi indici sono stati calcolati anche considerando l'insieme delle osservazioni effettuate nell'intero ciclo annuale; si è potuto evidenzia come il picco della ricchezza specifica si registri ad aprile durante la migrazione nuziale (S = 49). L'Indice di diversità di Shannon invece ha un picco a ottobre e maggio.

Nell'area di studio e in altre zone della Val Tidone sono stati ampiamente monitorati anche gli Strigiformi; in particolare sono state condotte indagini mirate ad accertare la presenza di barbagianni *Tyto alba* (trovate due coppie), allocco *Strix aluco* e assiolo. Sull'assiolo in particolare si è lavorato intensamente nell'ambito diun progetto di monitoraggio e promozione di un vino locale (chiamato Chiù Gutturnio superiore): i dati emersi evidenziano una densità elevata rispetto ai valori noti a livello nazionale (0,71 cp/kmq), con una situazione raffrontabile a quella rilevata nel corso di uno studio condotto nel vicino Oltrepo a metà anni '90. In quegli anni era stato osservato un calo demografico molto significativo della specie, con un trend evidente persino in un periodo di soli tre anni (Sacchi *et al*., 1999). Una riduzione dell'uso dei prodotti chimici in agricoltura e la buona consistenza di entomofauna, unite alla disponibilità di spazi per nidificare (es. filari arborei) hanno probabilmente invertito il trend negativo rilevato in quegli anni. Un censimento degli allocchi è stato effettuato nell'ambito di una tesi di laurea (Cristaldi, 2011); l'area di studio presenta una popolazione limitata a due coppie. Molto abbondante è, invece, la civetta *Athene noctua* anche se su questa specie non abbiamo dati precisi; , è . anche Interessante l'accertamento di due casi di nidificazione in cavità di alberi (*Quercus sp*.) e questo dimostra la buona longevità dei filari arborei che ospitano alcune specie cavernicole come l'upupa *Upupa epops* e l'assiolo .

Tra gli svernanti abbiamo censito un buon numero di codirossi spazzacamino *Phoenicurus ochruros* e in diverse occasioni sono stati rilevati anche gruppi numerosi (oltre 50 individui) di taccola *Corvus monedula*.

L'analisi dei dati raccolti evidenza una buona consistenza delle popolazioni ornitiche anche in termini di ricchezza di specie; verosimilmente questo aspetto è ascrivibile alla presenza di siepi e di filari di alberi che negli agro-ecosistemi costituiscono la discriminante per rinvenire un buon popolamento ornitico, quanto secondo quanto rilevato da Genghini *et al*. (2005). Riteniamo che i prossimi anni per la Val Tidone potranno essere determinanti per il futuro della fauna selvatica di questi ambienti; se si preserveranno i filari arborei e i lembi di bosco e se la meccanizzazione rimarrà limitata, senza un incremento dell'uso di prodotti chimici, è possibile che si registri una stabilizzazione o una crescita di alcune specie ornitiche, come è avvenuto con l'assiolo, rispetto alle vicine aree pavesi. Per comprendere le dinamiche in atto è auspicabile un'intensificazione dei monitoraggi negli anni a seguire.

Bibliografia

AMBROGIO A, FIGOLI G, ZIOTTI L 2001. LIPU. PIACENZA. PP. 208; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE INTERNATIONAL, CAMBRIDGE, UK. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO. 12; CRISTALDI M 2011. COMPORTAMENTO TERRITORIALE E ATTIVITÀ DI CANTO IN DUE POPOLAZIONI DI ALLOCCO STRIX ALUCO NEL PARCO REGIONALE FLUVIALE DELLO STIRONE E IN VAL TIDONE. TESI DI LAUREA. UNIV. DI PARMA; GENGHINI M, GELLINI S, NARDELLI R, GUSTIN M 2005. AVOCETTA, 29: 94; GUSTIN M, CECCARELLI P, DEBERARDINIS A 2001. AVOCETTA 25: 211; SACCHI R, PERANI E, GALEOTTI P 1999. AVOCETTA 23/2: 58-64; SIERRO A, ARLETTAZ R 2009. FICEDULA 42: 2-8; TORNIELLI A 1958. RIV. ITAL. ORN. 24: 54-55; ZOLLINGER JL 2009. FICEDULA 42: 9-17.

ATLANTE FAUNISTICO DEL COMUNE DI SENIGALLIA (AN): UTILIZZO DEL B.B.S. NEL MONITORAGGO DELL'AVIFAUNA

MAURO MENCARELLI , NIKI MORGANTI & FRANCESCA MORICI

Studio Naturalistico Diatomea, Via Guercino 3, Senigallia (AN), info@studiodiatomea.it

Key Words: Breeding Bird Survey, Senigallia, Wildlife Atlas

Summary *The monitoring program of vertebrate tetrapods in the City of Senigallia began in 2009. The aim was to produce an Atlas containing information on species occurrence, distribution and consistency. The study area is the municipality of Senigallia (AN), which includes several areas of particular interest. It comprises the terminal portion of the river Misa and Cesano, the coastal marine environment with remnants of dunes and residual woods, such as Selva Montedoro and the Oasis of San Gaudenzio. The species distribution has been defined on the basis of detection units (quadrants 1 km x 1 km) derived from the CTR 1:10.000. In order to monitor the whole study area at least once per season, in the breeding season 2011 it was decided to use the "Breeding Bird Survey" (B.B.S.), a method suitable to count passerines and to survey large study areas. The B.B.S. consists to drive car on back roads, stopping at regular distances and keep observing birds for a standard time by filling out the survey form. This survey method provides basic information on distribution and population trends of birds. In Italy this method has been already used both on regional scale and at smaller scale. So far the checklist of birds in Senigallia includes over 201 species, 74 of which monitored through the B.B.S.*

I monitoraggi per l'Atlante Faunistico del Comune di Senigallia hanno avuto inizio nel 2009 con l'obiettivo di predisporre un database con dati sulla presenza, distribuzione e consistenza delle specie di Vertebrati Tetrapodi. La distribuzione di ciascuna specie è rilevata sulla base di una griglia di 1 kmx 1 km derivata dalla Carta tecnica Regionale 1:10.000. Il presente lavoro si incentra sullo studio dell'avifauna: nei primi anni i rilevamenti sono stati effettuati senza una procedura definita, mentre nella stagione riproduttiva del 2011 è stata adottata la metodologia denominata "Breeding Bird Survey" (B.B.S.) (Robbins & Van Velzen, 1967). L'area di studio è il territorio comunale di Senigallia (AN), con un'estensione di circa 115,77 km^2 e un'altitudine compresa tra 0 e 188 m s.l.m., che comprende varie zone di particolare interesse naturalistico come la porzione terminale dei fiumi Misa e Cesano, il litorale marino con residui di ambiente dunale e alcuni boschi relitti come la Selva di Montedoro e l'Oasi di San Gaudenzio. Inoltre è molto rappresentata la porzione collinare, con ampie coltivazioni a frutteto. Al fine di riuscire a monitorare almeno una volta a stagione l'intero territorio comunale, nel periodo di nidificazione del 2011 si è deciso di utilizzare il metodo di censimento B.B.S. applicabile ai passeriformi e adatto ai rilevamenti su vaste aree. Il BBS consiste nel percorrere strade secondarie, fermandosi a distanze regolari, e restare in osservazione per un tempo standard, compilando le schede di rilevamento. In Italia questo metodo è stato utilizzato a scala regionale e a scale più ridotte (Farina & Meschini, 1987; Meschini *et al*., 1991).

Il B.B.S. ha permesso di monitorare tutti i quadranti dell'atlante almeno una volta nel corso della stagione riproduttiva. Ai dati raccolti nell'ultimo anno, sono stati aggiunti quelli dei due anni di rilevamento precedenti e altri dati in possesso degli autori. In questo modo è stata redatta una *check-list* comprendente 201 specie. Gli elenchi sistematici seguono la *check-list* degli Uccelli italiani (Brichetti & Massa, 1998). Tramite il metodo B.B.S. sono state monitorate 74 specie nel 2011, pari al 37 % del totale (Tab. 1). Dopo il secondo anno di indagine, l'avifauna del comune di Senigallia annovera 201 specie, pari al 59 % delle specie rilevate per la Regione Marche (N=337;

Giacchini, 2003). Di queste, 74 sono state monitorare nel periodo marzo-giugno 2011 tramite la metodologia descritta nel presente lavoro. L'alto numero di specie contattato sta a dimostrare che il B.B.S. è un metodo efficace benché non sia applicabile per le specie con attività canora limitata e per i rapaci.

Tabella 1 - Fenologia delle 74 specie monitorate

Specie	Fenologia	Specie	Fenologia	Specie	Fenologia
Svasso piccolo	M reg,W	Upupa	M reg, B	Capinera	SB
Cormorano	M reg, W	Torcicollo	M reg, B	Luì verde	M reg
Airone cenerino	S, M reg, W	P. rosso maggiore	SB	Luì grosso	M reg
Falco di palude	M reg	Allodola	B, M reg, W	Luì piccolo	SB, M reg, W
Poiana	SB, M reg, W	Rondine	M reg, B	Pigliamosche	M reg, B
Gheppio	SB, M reg, W	Balestruccio	M reg, B	Codibugnolo	SB
Falco cuculo	M reg	Pispola	M reg, W	Rampichino	SB
Falco pellegrino	M reg	Prispolone	M irr	Passera d'italia	SB
Quaglia	M reg, B	Cutrettola	M reg , B	Rigogolo	M reg, B
Fagiano comune	SB	Ballerina bianca	SB	Averla piccola	M reg, B
Corr. piccolo	M reg, B	Scricciolo	SB	Gazza	SB
Fratino	SB, M reg, W	Pettirosso	SB, M reg, W	Taccola	SB
Gabb. corallino	M reg, W	Usignolo	M reg, B	Cornac. grigia	SB
Gabb. comune	S, E, M reg, W	C. spazzacamino	SB, M reg, W	Storno	SB, M reg
Gavina	M reg, W	Codirosso com.	M reg, B	Verzellino	SB, M reg, W
Gabbiano reale	S, E, M reg, W	Stiaccino	M reg	Fringuello	SB, M reg, W
Beccapesci	M reg, W	Saltimpalo	SB	Cinciarella	SB
Colombaccio	M reg	Culbianco	M reg	Verdone	SB, M reg, W
Picc. domestico	SB	Merlo	SB	Cardellino	SB, M reg, W
Tor. dal collare	SB	Tordo bottaccio	SB, M reg, W	Cinciallegra	SB
Tortora selvatica	M reg, B	Tordela	SB, M reg, W	Passera mattugia	SB, M reg
Civetta	SB?	Usig. di fiume	SB	Zigolo nero	SB, M reg, W
Rond. comune	M reg, B	Beccamoschino	SB, M reg, W	Ortolano	M reg, B
Gruccione	M reg, B	Canap.comune	M reg, B	Strillozzo	M reg, B
Ghiand. marina	M reg	Occhiocotto	SB, M reg, W		

Bibliografia

BRICHETTI P, MASSA B 1998. RIV. ITAL. ORN. 68 (2): 129-152; FARINA A, MESCHINI E 1987. IN: BLONDEL J, FROCHOT B. ACTA OECOLOGICA, OECOL. GENER. 8 (2): 253-258; GIACCHINI P 2003. RIV. ITAL. ORN. 73 (1): 25-47; ROBBINS CS, VAN VELZEN WT 1967. THE BREEDING BIRD SURVEY, 1966. U. S. BUR. SPORT. FISH AND WILDL. SPEC. SCI. REP. WILDL., 102; MESCHINI E, IOALÈ P, FARINA A. IN: FASOLA M (RED.). ATTI II SEMINARIO ITALIANO CENSIMENTI FAUNISTICI DEI VERTEBRATI. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA XVI: 779-782.

MONITORAGGIO INVERNALE DI CIGNO REALE *Cygnus olor*, TUFFETTO *Tachybaptus ruficollis*, GALLINELLA D'ACQUA *Gallinula chloropus* E FOLAGA *Fulica atra* NEL FIUME SILE. ANNI 1999-2011

FRANCESCO MEZZAVILLA, ANDREA FAVARETTO, FRANCESCO SCARTON & UGO BATTISTELLA

Associazione Faunisti Veneti, Museo Civico di Storia Naturale, S. Croce 1730, 30135 Venezia, f.mezza@libero.it

Key Words: wintering birds, trends, River Sile, Treviso

Summary *Mute Swans, Little Grebes, Moorhens and Coots wintering along the river Sile (province of Treviso, Italy) were censused in mid January, from 1999 till 2011. Steep declines were found for Mute Swans and Little Grebes, while trends were not defined for Moorhens and Coots. Overall trends are probably correlated with the increasing level of water pollution, the disappearance of hydrophytae and the increase of predators and human presence along the river banks.*

Il monitoraggio invernale degli uccelli svernanti nelle zone umide italiane, fornisce molte possibilità di analisi non solo relativamente al trend delle diverse specie, ma anche in relazione alle eventuali cause di perturbazione dell'habitat che interagiscono con le stesse. In questo lavoro vengono prese in considerazione le dinamiche di popolazione relative a cigno reale *Cygnus olor*, tuffetto *Tachybaptus ruficollis*, gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* e folaga *Fulica atra* svernanti nel Parco Naturale Regionale del fiume Sile. Queste specie sono state selezionate tra tutte quelle censite nell'area perché indicatori ambientali dello stato del fiume.L'area esaminata comprende l'alto ed il medio corso del Sile, dalle Sorgenti (Vedelago) fino alla località di Portegrandi (Quarto d'Altino, VE). Il fiume presenta una portata di 33-75 mc/s ed un'ampiezza di 10-40 m; il Sile scorre prevalentemente tra colture stagionali o permanenti, in un territorio molto urbanizzato e contraddistinto da una presenza antropica pressoché costante. L'area rientra nelle codifiche definite dall'ISPRA per i censimenti invernali degli uccelli con i seguenti acronimi: TV1601, TV1602, TV1603 e TV1604. I metodi di censimento adottati sono quelli definiti a livello nazionale per il conteggio degli uccelli svernanti nelle zone umide (Baccetti *et al*., 2002). Per l'analisi delle quattro specie sono stati considerati i dati raccolti a metà gennaio dal 1999 al 2011. La significatività dei trend è stata valutata mediante Spearman test e con l'utilizzo del *software* TRIM, versione 3.53 (Vorisek *et al*., 2008); per il calcolo della tendenza di popolazione si è utilizzato il modello di tipo lineare.

Per il confronto con l'IBE (Indice Biotico Esteso) sono stati presi in esame i dati raccolti per la redazione della Carta Ittica provinciale (Loro *et al*., 1988) e quelli ricavati nel 2010 su cinque stazioni di indagine (Mezzavilla, oss. pers.).

Il Parco Naturale Regionale del fiume Sile, istituito nel 1991, rappresenta un forte elemento di tutela soprattutto per l'avifauna. Le specie in esame, ad esempio, quasi del tutto assenti fino all'inizio degli anni '90, successivamente hanno evidenziato un incremento. Un picco di presenza si è avuto attorno gli anni 2004 e 2005 (fig. 1), poi si è assistito ad un declino più o meno repentino. Solo il cigno reale ha evidenziato una diminuzione progressiva nell'ultimo decennio. L'analisi dei trend annuali ha dato i seguenti risultati: cigno reale r_s =-0.928 (N=13, P=0.00001); tuffetto r_s =-0.675 (N=13, P=0.0112); gallinella d'acqua r_s =-0.365 (N=13, P=0.218); folaga r_s =-0.005 (N=13, P=0.985). L'analisi effettuata con TRIM indica per il cigno reale una diminuzione marcata con un Δ=-76 % (P<0.01 Wald Test). Tale declino però è risultato minore nel corso superiore del Sile (TV1601) (Δ= -10% P<0.01) rispetto al corso inferiore (TV 1602, TV1603, TV1604) dove invece la specie si è

quasi estinta (Δ=-84%, P<0.01). Il tuffetto ha evidenziato complessivamente una diminuzione moderata (Δ=-61%, P<0.001), con un andamento più negativo nel basso corso (% =-66%, P=0.05, andamento non certo) rispetto l'area delle Sorgenti (Δ=-58%, P=0.003, diminuzione moderata). Per la gallinella d'acqua e la folaga invece, pur in presenza di un apparente declino (Δ = -41% e -49%, rispettivamente) l'andamento pluriennale è classificabile come "non certo". Anche per queste specie si è potuta verificare la diversa tendenza tra l'alto corso, precedente la città di Treviso ed il basso corso a valle del capoluogo.

Le specie esaminate assumono un ruolo fondamentale nel monitoraggio degli uccelli, perché presentano regimi trofici diversi. Il cigno reale è un fitofago puro, la gallinella d'acqua e la folaga sono fitofagi parziali, mentre il tuffetto presenta una dieta basata quasi esclusivamente su macroinvertebrati e piccoli pesci. Complessivamente questi uccelli basano la loro sopravvivenza su uno spettro trofico piuttosto ampio ma indicatore dello stato di salute del Sile. In tal senso la progressiva diminuzione delle specie esaminate è probabilmente collegata all'aumento del grado di inquinamento che ha determinato la quasi totale scomparsa delle idrofite ed il conseguente deterioramento della qualità delle acque. A valle della città di Treviso sono scomparsi i fitti popolamenti di *Potamogeton pectinatus* che costituivano la fonte alimentare prioritaria per il cigno reale. Contemporaneamente i campionamenti svolti per la determinazione dell'indice biotico IBE (Loro *et al.,* 1988, Mezzavilla, oss. pers.) hanno evidenziato un passaggio dalla Classe II, corrispondente ad acque poco inquinate, alla Classe III e IV relative ad acque particolarmente inquinate. Tale fenomeno potrebbe aver inciso pesantemente sul regime trofico del tuffetto. Altre cause di conflitto sono riconducibili alla palificazione delle sponde, portata avanti non sempre con finalità di salvaguardia, alla presenza di animali come la nutria *Myocastor coypus* ed il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* che interagiscono troficamente e/o spazialmente con le specie esaminate. Anche un incremento dell'utenza e la frequentazione delle sponde da parte dell'uomo può aver contribuito al loro tracollo.

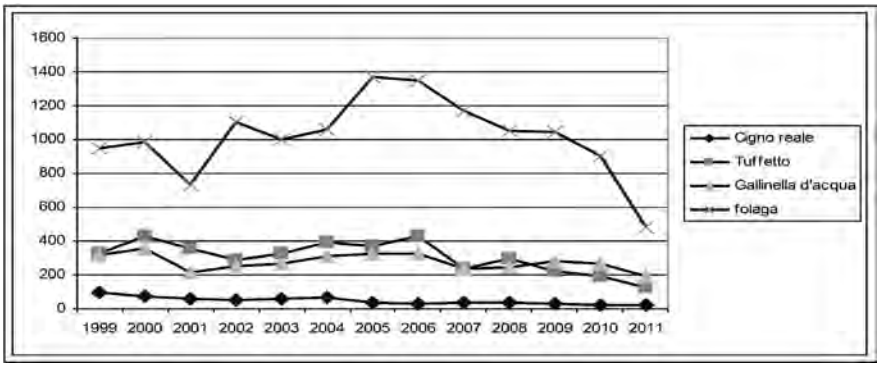


Figura 1 - Risultati dei censimenti invernali svolti dal 1999 al 2011

Bibliografia

BACCETTI N, DALL'ANTONIA P, MAGAGNOLI P, MELEGA L, SERRA L, SOLDATINI C, ZENATELLO M 2002. BIOL. CONS. FAUNA 111; LORO R, ZANETTI M, TURIN P 1990. CARTA ITTICA: CARTA DI QUALITÀ DELLE ACQUE. AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI TREVISO; VORISEK P, KLVANOVA A, WOTTON S, GREGORY R (EDS) 2008. CSO/RSPB.

ATTIVITA' DI INANELLAMENTO IN COLONIE DI RONDONE COMUNE *Apus apus* IN TRE RONDONARE ARTIFICIALI STORICHE NELL'AREA DEL PARCO REGIONALE DEI SASSI DI ROCCAMALATINA (MODENA), 1991-2011

FAUSTO MINELLI[1,2], MAURO FERRI[1,2], MAURO VILLANI[3], STEFANO SIROTTI[3], GIUSEPPE ROSSI[2], & ROMANO BENASSI[2]

[1]Parco Regionale dei Sassi di Roccamalatina (MO), fausto.minelli@parchiemiliacentrale.it; [2]AsOER; [3]Polizia Provinciale di Modena

Key Words: historical swift tower, *Apus apus*, ringing, geologgers

Summary *Since 1990 we carried out ringing activities on Common Swifts* Apus apus *in the historic swift tower (XV-XIX Century) of Castellaro (Roccamalatina, Guiglia, MO). The first three years of activity allowed us to develop an annual protocol that was followed in subsequent years and extended to two nearby towers (XVII Century). In this way we increased the number of individuals ringed and recaptured each year and gathered more information about reproduction and recruitment of new partners. The participation of our working-group to the first international seminar on swifts allowed us to strengthen contacts with other ornithologists and launched an intensive exchange of information and visits. Until now our efforts have been devoted mainly to: a) ringing activities and moult recording; b) monitoring of invertebrate preys; c) collection of feather samples for a research on radioisotopes; d) marking of adults with geologgers in 2010 and 2011.*

Dal 1990 la rondonara storica (XV-XIX sec.) della torre Castellaro (Roccamalatina, Guiglia, MO) è oggetto di attività di inanellamento di rondoni comuni *Apus apus*. Le prime tre campagne di inanellamento (Minelli & Ferri, 1992) hanno permesso di sviluppare un protocollo operativo che è stato seguito in modo pressoché costante e che negli ultimi anni è stato esteso ad altre due vicine torri rondonare (XVII sec.). Ciò ha permesso non solo di incrementare la quantità di soggetti inanellati e ricatturati annualmente, ma anche di acquisire maggiori informazioni sull'andamento delle attività riproduttive e sul reclutamento di nuovi adulti. Tra le attività svolte si evidenziano:

A - *Inanellamenti*: sono effettuati in tre rondonare di tre diverse torri, relativamente vicine tra loro, denominate il Castellaro, La Vignola e Valle (Tab. 1), ma con frequenze diverse e metodi differenti. Il Castellaro è visitato a inizio di Maggio (di sera) per inanellare adulti e a fine Giugno (al pomeriggio) per inanellare i pulli e possibilmente ottenere la ricattura degli adulti. Nelle altre due torri si effettua invece una sola sessione di cattura, pomeridiana, per inanellare i pulli e gli eventuali adulti al nido. Longevità: sulla base di 1037 soggetti inanellati dal 1991 al 2004 nel Castellaro (830 pulli, 207 adulti) e di 73 ricatture sono stati valutati i tassi di ripresa e la longevità (Minelli, Benassi, Villani, Sirotti) n. 57 inanellati da adulti, ripresi al 27,5%; 16 inanellati da pulli, ripresi al 1,9%; n. 5 pulli ricatturati all'età di 12, 11, 7, 8 e 4 anni; n. 9 adulti ad almeno 4 anni di età, mentre per un gruppo di 59 soggetti (adulti e pulli) la ricattura è avvenuta da 1 a 3 anni dopo l'inanellamento. Dopo il 2004 si è avuta la ricattura di un soggetto di 14 anni. Esame della muta: si sono organizzati aggiornamenti teorico-pratici sulle mute, durante le catture al nido e sessioni di cattura con *mist-nets*, grazie alla disponibilità di PF Micheloni.

B - *Ripristino funzionale e restauro dei nidi artificiali storici*, per assicurare la massima funzionalità alle camere nidificatorie, nonché scoraggiare la presenza di storni e di ghiri (registrate uccisioni di adulti e pulli attribuibili ai ghiri). Nel Castellaro: nel 1985 (Ferri, Scorzoni) riparato tetto e

pianerottoli, riattivati e ripuliti i nidi, dopo decenni di oblio; nel 1991 (Minelli, Ferri) in occasione di un ciclo triennale di inanellamenti, eseguita una operazione di pulizia e disinfestazione poco prima dell'arrivo dei rondoni, ripresa poi annualmente; infine nel marzo del 2011 resi accessibili, riparati e ripristinati (Ferri, Minelli, Villani, Sirotti, Rizzoli, Rossi) i nidi delle due file sommitali, fin ad allora in gran parte non fruibili. Ne La Vignola e ne La Valle ripulitura dei nidi in occasione degli inanellamenti (Villani, Sirotti).

C - *Potatura alberi*: nel corso del XX secolo, con l'abbandono della torre Castellaro, alcune querce si sono sviluppate a ridosso dei nidi artificiali, allontanando i rondoni da ampi tratti di parete. Nel 2000, la loro riduzione in ampiezza ed altezza ha ridato spazio al volo dei rondoni e favorito la ripresa della colonia.

D - *Insetti predati*: prelievo casuale di sacche fecali secche e fresche, di sedimenti sul fondo dei nidi e dei rari boli rigettati durante la manipolazione dei rondoni. Il materiale è in corso di analisi quali-qualitative (Marian James, UK). Per ora confermata l'importanza di formiche (fase alata), afidi e la presenza anche di aracnidi; il sedimento <secolare> sul fondo dei nidi pare composto prevalentemente da resti di formiche.

E - *Radioisotopi*: prelievo di campioni di copritrici della coda e di piume del petto di adulti, in supporto ad un gruppo che studia radioisotopi (Università di Lund, Svezia) utili alla individuazione delle macroaree di svernamento. Risultati non ancora comunicati.

F - *Geologger*: nel Luglio 2010 sul dorso di riproduttori in procinto di migrare sono stati montati dieci dispositivi forniti dalla Università di Lund; nel 2011, tre sono stati recuperati (maggio-giugno), altri sei sono stati posizionati su altri adulti. Risultati non ancora comunicati.

G- Relazioni con altri gruppi e soggetti per scambiare dati, informazioni e consigli, condividere iniziative, favorire visite alle torri rondonare nel Parco Regionale dei Sassi di Roccamalatina; nel giugno 2009 visita di Ulrich Tigges (Commonswift Worldwide) e di Edward e Mandy Mayer (Swift Conservation); nell'aprile 2010 partecipazione al 1°Seminario internazionale di Berlino; nel 2011 visita di Lyndon Kearsley, inanellatore.

L'impegno del gruppo e degli associati occasionali (tutti a titolo volontario) è stato supportato dalla Fam. Ferrari, che ha garantito l'accesso alle torri Castellaro e Valle; dalla Fam. Misley, che ha messo a disposizione La Vignola; dal sig. Degli Antoni, che ha fornito ottimo legname per i lavori di ripristino del 2011 e infine da Dario Piacentini, Simone Pirrello e Lorenzo Serra dell'ISPRA, che hanno reso possibile l'applicazione dei geologger.

Tabella 1 - Inanellamenti e ricatture di rondoni nel Parco Reg.le dei Sassi di Roccamalatina, (MO)

torre rondonara	periodo	inanellati Tot. n°	di cui pulli n°	di cui adulti n°	ricatturati Tot. n°
Il Castellaro	1991 - 2011	1726	1388	338	216
La Vignola	2003, 2006, 2009, 2010, 2011	303	250	53	5
Valle	2007-2011	152	139	13	- -
Tot.	1991 - 2011	2181	1777	404	221

Bibliografia

MINELLI F, FERRI M 1992. NATURA MODENESE 2: 17-24.

GLI UCCELLI SVERNANTI LUNGO IL LITORALE DI SENIGALLIA (AN)

NIKI MORGANTI, PIERFRANCESCO GAMBELLI, MAURO MENCARELLI, FRANCESCA MORICI & CLAUDIO SEBASTIANELLI

Studio Naturalistico Diatomea, Via Guercino 3, Senigallia (AN), info@studiodiatomea.it

KEY WORDS: WINTERING BIRDS, COAST OF SENIGALLIA

Summary *In December and January 2010-2011 we studied wintering birds along the coast of Senigallia (AN). The area, which is 14 km long, was monitored at 28 observation points placed 500 m apart. Points were visited every second week, i.e. four times during the season. Counts were performed through the use of binoculars 7x50, 10x50 and a telescope 20- 60x, stopping at each point for at least 10 minutes. More than 300 data were collected, which allowed a checklist of wintering birds to be drawn (38 species). Species observed in at least three visits were considered regularly wintering species. Among the wintering species are reported Black-necked Grebe, Common Gull, Lesser Black-backed Gull, Mediterranean Gull, Cormorant, Kentish Plover and Meadow Pipit.*

Lo scopo del presente lavoro è quello di fornire un contributo alla conoscenza dell'avifauna svernante nel tratto di litorale ricadente all'interno del Comune di Senigallia (AN). A parte sporadiche segnalazioni effettuate nei diversi anni, in questo comprensorio non era stato ancora svolto un monitoraggio sistematico degli uccelli svernanti. L'area indagata comprende tutta la costa senigalliese per una lunghezza di 14 km, dal Fiume Cesano a Nord, all'abitato di Marzocca a Sud. La costa di Senigallia comprende principalmente cinque tipologie ambientali: spiaggia sabbiosa, nel tratto più a Nord, spiaggia ghiaiosa nella zona più a Sud, il porto, situato in corrispondenza della foce del fiume Misa, la foce del fiume Cesano e le varie foci dei piccoli fossi che giungono fino al mare.

La ricerca si è svolta durante la stagione invernale 2010-2011; le osservazioni sono state condotte in corrispondenze di 28 punti fissi, posti ad una distanza regolare di 500 m. I monitoraggi, effettuati ogni due settimane, si sono svolti nei mesi di dicembre e gennaio; i punti dispari sono stati rilevati nella prima uscita del mese, mentre quelli pari nella seconda. In questo modo, sono stati minimizzati gli errori legati ai doppi conteggi, poiché la distanza tra i punti di osservazione, per ogni sessione, è stata di 1 km. I rilevamenti sono stati eseguiti attraverso l'utilizzo di binocoli 7x50, 10x50 e di un cannocchiale 20–60x; la sosta per ogni punto si è protratta per almeno 10 minuti. Per ogni punto di osservazione è stata compilata una scheda di rilevamento in cui sono state indicate le specie osservate e il loro numero. Complessivamente sono state effettuate quattro giornate di lavoro, due a dicembre e due a gennaio. Abbiamo considerato come specie stabilmente svernanti nell'area di studio quelle rilevate nel corso di almeno tre giornate.

Con i dati raccolti è stato elaborato un database in formato Excel con più di 300 dati, che è stato integrato utilizzando dati bibliografici e altre informazioni in possesso degli autori. Al termine del lavoro è stata redatta una *check-list* che comprende 36 specie, di cui 17 stabilmente svernanti nell'area di studio (Tab. 1). Tra queste ultime si segnalano: svasso piccolo, gavina, zafferano, gabbiano corallino, cormorano, fratino e pispola. Gli elenchi sistematici nelle tabelle seguono la *check-list* degli Uccelli italiani (Brichetti & Massa, 1998).

La conformazione del litorale di Senigallia e la mancanza di zone umide o di laghetti retrodunali, non permettono lo svernamento di un numero elevato di specie. Durante i due mesi sono state monitorate 36 specie, anche se diverse di esse hanno mostrato una presenza discontinua. Le specie più rappresentate appartengono alla famiglia dei Laridi. Nel caso del gabbiano reale e del

gabbiano comune si osserva un graduale aumento nel numero di individui con il progredire della stagione invernale. Trend simile si osserva anche per gabbiano corallino, gavina e cormorano. Gli svassi (svasso maggiore, svasso piccolo e tuffetto) mostrano invece una tendenza opposta, con un numero maggiore di individui a dicembre rispetto a gennaio: questo probabilmente è dovuto alla presenza di individui ancora in migrazione nel mese di dicembre. Sono state inoltre osservate la sula, lo smergo maggiore e l'alzavola. Presenza importante, anche se con numero di individui variabile nel corso dei due mesi, è quella del fratino. Da sottolineare la presenza di un individuo di zafferano anche al di fuori del periodo di monitoraggio.

Tabella 1 - Specie svernanti lungo il litorale di Senigallia (= svernanti regolari)*

Tuffetto*	Martin pescatore
Svasso maggiore*	Allodola
Svasso piccolo*	Pispola*
Sula	Ballerina bianca*
Cormorano*	Scricciolo
Alzavola	Passera scopaiola
Smergo maggiore	Pettirosso
Poiana	Codirosso spazzacamino*
Gheppio	Saltimpalo
Fratino*	Occhiocotto
Piviere dorato	Luì piccolo
Gabbiano comune*	Cinciarella
Gabbiano corallino*	Cinciallegra
Gavina*	Taccola*
Zafferano*	Cornacchia grigia
Gabbiano reale*	Passera d'Italia*
Gabbiano reale nordico	Passera mattugia
Piccione domestico*	Cardellino*

Bibliografia

BRICHETTI P, MASSA B 1998. RIVISTA ITALIANA DI ORNITOLOGIA 68(2): 129-152.

AVIFAUNA NIDIFICANTE DEL BASSO CORSO DEL FIUME CESANO (MARCHE)

FRANCESCA MORICI, MAURO MENCARELLI & NIKI MORGANTI

Studio Naturalistico Diatomea, Senigallia (AN), info@studiodiatomea.it

Key Words: nesting birds, Cesano river, monitoring

Summary *This study investigates the ca. 11 Km long lower course of the Cesano river, down to its mouth north-west of the town of Cesano di Senigallia (AN). The purpose of this research was the creation of a database of breeding species. Following a bibliographic search on this area, we identified 11 points which were visited every two weeks from March to July 2011. For each point we compiled a form following the IPA methodology for breeding species. Among the most interesting species found are:* Alcedo attis, Charadrius dubius, Dendrocopos minor, Dendrocopos major, Ixobrychus minutus, Oriolus oriolus, Passer hispaniolensis.

Questo studio è stato realizzato in corrispondenza del tratto terminale del fiume Cesano, dalla foce sino a 11 chilometri nell'interno. Il fiume Cesano nasce nel complesso del Monte Catria (1701 m) e divide per la quasi totalità della sua lunghezza le province di Ancona e Pesaro-Urbino. La foce è presso la località Cesano a nord-ovest di Senigallia (AN). Lo scopo della ricerca è stata la predisposizione di un database sulle specie nidificanti, vista la carenza di dati a riguardo. Dopo la raccolta delle informazioni bibliografiche sull'area, sono stati individuati 11 punti di ascolto/osservazione, visitati ogni due settimane nel periodo marzo-luglio 2011. Per ogni punto è stata compilata una scheda di rilevamento utilizzando per le specie nidificanti la metodologia I.P.A. che attribuisce un valore per ogni osservazione a seconda del tipo di contatto: 0,5 (Specie "vista") e 1 (Specie in canto, in comportamento territoriale o comportamenti che dimostrino la presenza di nido o pulli). Sulla base dei dati raccolti è stata calcolata la frequenza di ciascuna specie nidificante, rapportando il numero di contatti al numero totale di punti di rilevamento effettuati. I risultati ottenuti sono riportati in Tab. 1 secondo l'ordine sistematico adottato per la *check-list* degli Uccelli italiani (Brichetti & Massa, 1998). Sono state rilevate 75 specie, di cui 47 nidificanti. Tra le specie censite segnaliamo: *Alcedo attis*, *Charadrius dubius*, *Dendrocopos minor*, *Dendrocopos major*, *Ixobrychus minutus, Oriolus oriolus*, *Passer hispaniolensis*. *Alauda arvensis* ed *Emberiza hortulana*; la maggior parte delle specie sono state rilevate nelle aree aperte, per lo più coltivate, limitrofe al fiume. Il numero elevato di specie rilevate, seppur in un'area di modeste dimensioni, conferma l'importanza della vegetazione ripariale come luogo di nidificazione soprattutto per i Passeriformi. Molte sono le aree del fiume, in particolare la zona della foce del fiume Cesano, che si dimostrano importanti punti di sosta per gli uccelli durante gli spostamenti migratori. Si segnala la nidificazione di *Passer hispaniolensis* e la consistente popolazione nidificante di *Charadrius dubius.*

Bibliografia

BRICHETTI P, MASSA B 1998. RIV. ITAL. ORN. 68(2): 129-152.

Tabella 1 - Elenco e fenologia delle specie censite

SPECIE	FENOLOGIA	IPA - FREQUENZA
Phalacrocorax carbo	M	
Ixobrychus minutus	M, B?	
Nycticorax nycticorax	M	
Egretta garzetta	M	
Casmerodius albus	M	
Ardea cinerea	M	
Accipiter nisus	M*	
Buteo buteo	B	
Falco tinnunculus	B	
Falco subbuteo	M*	
Phasianus colchicus	B	
Charadrius dubius	M, B	23 - 0,81
Gallinula chloropus	B	6 - 0,27
Pluvialis apricaria	M*	
Calidris minuta	M*	
Larus melanocephalus	M	
Tringa nebularia	M*	
Tringa glareola	M	
Actitis hypoleucos	M	
Larus ridibundus	M	
Larus canus	M	
Larus michaellis	M	
Columba palumbus	M, B	0,5 - 0,09
Streptopelia decaocto	M, B	19 - 0,90
Streptopelia turtur	M, B	17,5 – 0,90
Apus apus	M, B	
Alcedo atthis	B	0,5 - 0,09
Upupa epops	M, B	2 - 0,18
Jynx torquilla	M, B	14,5 - 0,63
Dendrocopus major	M, B	2,5 - 0,36
Dendrocpus minor	SB	0,5 - 0,09
Alauda arvensis	M, B	1 - 0,09
Riparia riparia	M*	
Hirundo rustica	M, B	
Delichon urbica	M, B	
Anthus pratensis	M	
Motacilla flava	M, B	4,5 - 0,36
Motacilla alba	M, B	9,5 - 0,54
Troglodytes troglodytes	M, B	11 - 0,81
Erithacus rubecula	M, B	19,5 - 0,81
Luscinia megarhynchos	M, B	33 - 1,00
Phoenicurus ochruros	M, B?	0,5 - 0,09
Saxicola rubetra	M	
Saxicola torquata	M, B	1 - 0,09
Turdus merula	M, B	24 - 1,00
Turdus viscivorus	M, B	2,5 - 0,27
Cettia cetti	M, B	19 - 1,00
Cisticola juncidis	M, B	2 - 0,18
Acrocephalus scirpaceus	M, B	1 - 0,09
Hippolais icterina	M*	
Hippolais polyglotta	M, B	4,5 - 0,36
Sylvia melanocephala	M, B	2 - 0,18
Sylvia atricapilla	M, B	47,5 - 1,00
Phylloscopus collybita	M, B	5 - 0,45
Muscicapa striata	M, B	2 - 0,27
Ficedula hypoleuca	M*	
Aegithalos caudatus	M, B	6,5 - 0,45
Parus caeruleus	M, B	10,5 - 0,63
Parus major	M, B	12 - 0,63
Sitta europaea	B	2 - 0,18
Certhia brachydactyla	M, B	4,5 - 0,45
Remiz pendulinus	M, B	1 - 0,09
Oriolus oriolus	M, B	7 - 0,63
Pica pica	B	
Corvus corone cornix	B	
Sturnus vulgaris	M, B	33,5 - 0,81
Passer italiae	B	42 - 0,90
Passer hispaniolensis	M, B	1 - 0,09
Passer montanus	B	5 - 0,18
Fringilla coelebs	M, B	10,5 - 0,72
Serinus serinus	M, B	33,5 - 0,90
Carduelis chloris	M, B	25 - 0.90
Carduelis carduelis	M, B	23,5 - 0,72
Emberiza cirlus	M, B	3 - 0,27
Emberiza hortulana	M, B	1 - 0,09

PIANO D'AZIONE PER LA CONSERVAZIONE DELLA GALLINA PRATAIOLA *Tetrax tetrax* E DEI SUOI HABITAT IN SARDEGNA

SERGIO NISSARDI*, CARLA ZUCCA*, CRISTIANO PONTECORVO**, MAURO CASTI***

**Anthus snc, Via Luigi Canepa 3, 09129 Cagliari, anthus@anthus.info; **Via Cannizzaro 23, 09131 Cagliari; ***Via S. Michele 72, 09122, Cagliari*

Key Words: *Tetrax tetrax*, action plan, Sardinia

Summary *The "Action Plan for the protection of the Little Bustard and steppe habitats", promoted by the regional government of Sardinia, is an informative tool that can properly address the conservation policy at the local level. It gives relevant suggestions for a correct land-use planning and a prioritization of the actions to be realized in different areas. The analysis of the potential causes of decline highlighted 30 limiting factors/threats, mostly attributable to changes of agro-pastoral practices, anthropogenic direct pressure (hunting and poaching) and various forms of land consumption, which in turn are affected by planning decisions at the municipal or regional level, not supported by an adequate degree of knowledge of natural resources.*

Nonostante la Sardegna ospiti attualmente l'unica popolazione vitale di gallina prataiola presente sul territorio nazionale, la frammentarietà del quadro conoscitivo ha impedito finora di attuare una politica di conservazione della specie. Per questa ragione nel 2009 la Regione Sardegna, Assessorato Difesa Ambiente, ha promosso la realizzazione di un Piano d'azione regionale basato, tra l'altro, su un monitoraggio della popolazione e degli habitat condotto su scala regionale fra il 2010 e il 2011. Tale Piano, denominato "Piano d'azione per la salvaguardia della gallina prataiola e degli habitat steppici", costituisce un approfondimento del Piano d'Azione europeo per la gallina prataiola (Iñigo & Barov, 2010). Il Piano comprende un inquadramento generale della specie, un'analisi delle minacce e dei fattori limitanti, la definizione degli obiettivi e l'individuazione delle azioni di conservazione.

I rilievi effettuati hanno mostrato una distribuzione frammentata, con circa 2/3 della popolazione concentrati in due aree principali quasi equivalenti in termini di numero di individui; il restante 1/3 è distribuito in 10 distinte aree anche molto distanti fra loro, in alcune delle quali la specie si trova in imminente rischio di estinzione. In altre sei aree la presenza della gallina prataiola è ritenuta ancora possibile, nonostante l'esito negativo dei rilievi effettuati, per cui in futuro sarà necessario effettuare ulteriori approfondimenti.

Il confronto dei dati attuali con quelli ottenuti nel corso di censimenti parziali effettuati in passato (Bulgarini *et al*., 1998; Concas & Petretti, 2002; Santangeli, 2008; Gustin & Petretti in stampa) evidenzia una situazione di declino generale nella maggior parte delle aree. Ad aggravare la situazione attuale si rileva inoltre che solo il 59% dei maschi territoriali censiti si trova all'interno di siti della Rete Natura 2000 (SIC e/o ZPS) e appena il 4% si trova in aree sottoposte a divieto di caccia.

L'analisi delle cause del declino ha evidenziato 29 fattori limitanti/minacce inquadrabili in 7 categorie (Tabella 1), in parte riconducibili ai cambiamenti delle pratiche agropastorali, alla pressione antropica diretta (caccia e bracconaggio) e a varie forme di consumo del territorio che a loro volta risentono di scelte di pianificazione territoriale a livello comunale o regionale non supportate da un adeguato grado di conoscenza delle risorse naturali.

Tabella 1 - Elenco dei fattori limitanti / minacce

Categoria generale	Singoli fattori limitanti/minacce	Rilevanza
Cambiamenti delle pratiche agricole e zootecniche	*Meccanizzazione delle pratiche agricole*	alta
	Conversione alla monocoltura	alta
	Impianto di colture perenni	alta
	Aratura delle formazioni erbacee seminaturali	media, localmente alta
	Spietramento in terreni agricoli	bassa
	Mietitura e/o sfalcio	alta
	Irrigazione	media, localmente alta
	Uso di pesticidi e biocidi	sconosciuta, potenzialmente alta
	Imboschimenti artificiali	bassa, localmente media
	Concentrazione fondiaria	bassa
	Densità di bestiame eccessive	bassa, localmente media
	Abbandono o riduzione del pascolo	bassa
Collisioni con strutture	*Uso di recinzioni metalliche*	bassa, localmente media
	Elettrodotti	sconosciuta (bassa?)
	Impianti eolici	sconosciuta, potenzialmente alta
Incendi	*Incendi*	media, localmente alta
Abbattimenti	*Caccia*	alta
	Bracconaggio	media, localmente critica
Collezionismo di uova e pulcini	*Collezionismo illegale di uova e pulcini*	sconosciuta (bassa?)
Sviluppo di costruzioni	*Urbanizzazione continua*	bassa, localmente alta
	Urbanizzazione discontinua	bassa, localmente alta
	Aree commerciali o industriali	bassa, localmente alta
	Strutture agricole	media
	Impianti eolici	alta
	Rete viaria	bassa, localmente alta
	GALSI	media, localmente alta
Problemi legati a processi naturali e a interazioni con altre specie animali	*Evoluzione naturale della vegetazione*	bassa, localmente alta o critica
	Cani e gatti randagi o vaganti	sconosciuta, localmente alta
	Predatori naturali	sconosciuta (bassa?)

Coerentemente con il Piano d'Azione europeo, il Piano ha lo scopo di invertire entro il 2020 il trend negativo della specie. Ciò comporta il perseguimento di cinque obiettivi generali di seguito elencati: (1) conservazione, ripristino e incremento degli habitat idonei alla specie; (2) recupero dell'areale storico e incremento delle popolazioni locali a rischio di estinzione attraverso interventi di reintroduzione e ripopolamento; (3) monitoraggio e ricerca; (4) comunicazione e divulgazione. Le azioni principali previste dal Piano riguardano:

- adeguamento della Rete Natura 2000, per attivare una politica di conservazione organica basata anche sull'individuazione di modelli di sviluppo sostenibile dei territori agricoli;
- applicazione di un regime di tutela e gestione faunistico venatoria alle aree interessate dalla presenza della specie;
- consolidamento del quadro conoscitivo su distribuzione, trend, fattori limitanti e fenologia della popolazione sarda;
- attivazione delle misure possibili per ridurre l'incidenza dei fattori di mortalità;
- valutazione della fattibilità di un programma di reintroduzione nell'areale storico non più occupato e di *restocking* nelle aree in cui la specie è a maggiore rischio di estinzione;
- attuazione di campagne informative, in particolare rivolta al mondo pastorale e venatorio.

Bibliografia

BULGARINI *ET AL*. 1998. PROGETTO LIFE-NATURA '96, WWF ITALIA; CONCAS A, PETRETTI F 2002. ALULA 9: 63-73; GUSTIN M, PETRETTI F IN STAMPA. ATTI IX CIO; IÑIGO A, BAROV B 2010. BIRDLIFE INTERNATIONAL FOR THE EUROPEAN COMMISSION; SANTANGELI A 2008. A DISSERT. UNIVERSITY EAST ANGLIA, NORWICH, MASTER.

RISULTATI DEL PRIMO CENSIMENTO COMPLETO DEI MASCHI TERRITORIALI DI GALLINA PRATAIOLA *Tetrax tetrax* IN SARDEGNA (2009-2011)

SERGIO NISSARDI & CARLA ZUCCA

Anthus snc, Via Luigi Canepa 3, 09129 Cagliari, anthus@anthus.info

Key Words: *Tetrax tetrax*, census, Sardinia

Summary *We studied the Little Bustard population in Sardinia in spring 2010 and 2011, from 1 April to mid-June. This period coincides with the peak of males' sexual display. We visited 2,227 count points spread throughout the known distribution range of this species. The count points were located along secondary routes and pathways at 300-500 m intervals, following topographic and habitat variability. Censuses were carried out in the first hours after sunrise and in the last hours before sunset, when males' activity is higher. Days with adverse weather conditions were avoided. In each count point we stopped for five minutes. Birds' position was recorded using a GPS. We counted 352 males in 12 areas. 2/3 of the population of Sardinia is concentrated in only two areas: Campo di Ozieri (n=118) and Piana di Bolotana/Birori (n=116). The remaining 118 males were spread in 10 different areas*

La gallina prataiola *Tetrax tetrax* è classificata come "vulnerabile" a livello europeo (BirdLife International, 2004) a causa di un declino generale dovuto a molteplici fattori, fra cui i principali sono riconducibili alla riduzione e trasformazione degli habitat erbacei. In Italia la popolazione residua è ormai concentrata pressoché esclusivamente in Sardegna, essendosi estinta in Sicilia negli anni '1960 (Iapichino & Massa, 1989), mentre in Puglia è verosimilmente prossima all'estinzione (Rizzi & Cripezzi, 1994). Nonostante siano state proposte diverse stime della popolazione sarda, nessuna di queste si è mai basata su censimenti svolti sull'intero territorio regionale; inoltre lo status dell'intera popolazione sarda è tuttora poco conosciuto, mancando conoscenze aggiornate sull'attuale distribuzione e consistenza. Per colmare queste lacune conoscitive, su mandato dell'Assessorato della Difesa dell'Ambiente della Regione Sardegna, fra il 2010 e il 2011 è stato attuato un censimento dei maschi territoriali su tutto il territorio regionale.

L'indagine si è svolta nelle aree per le quali sono state trovate informazioni bibliografiche (Schenk, 1976; Petretti, 1985; WWF, 1995; Concas & Petretti, 2002; Santangeli 2008; Gustin & Petretti in stampa) o testimonianze ritenute attendibili, o comunque meritevoli di verifica, sulla presenza certa o presunta della gallina prataiola.

La metodologia di rilevamento è stata quella dei punti d'ascolto, effettuati nelle fasce orarie di maggiore attività canora dei maschi (le tre ore dopo l'alba e le tre ore prima del tramonto). La durata dei punti d'ascolto è stata fissata in cinque minuti (De Juana & Martınez, 1996; Jolivet, 2001; Wolff *et al*., 2001), con possibilità di prolungarla fino a 10-15 minuti nei casi in cui eventuali rumori di sottofondo rendono difficile o incerta la percezione delle vocalizzazioni dei maschi oppure nei casi in cui è opportuna un'attenta verifica per escludere doppi conteggi e valutare l'esatta provenienza delle diverse vocalizzazioni. I punti d'ascolto sono stati distanziati fra loro di circa 300-500 m e distribuiti preferibilmente lungo la viabilità automobilistica di penetrazione agraria o anche su strade statali o provinciali o su sentieri pedonali. I rilevamenti sono stati effettuati da gruppi di due rilevatori, muniti di almeno un cannocchiale 20-60x e binocoli 10x per localizzare visivamente i maschi in canto o per individuare eventuali animali troppo distanti per poter essere uditi. I maschi rilevati sono stati riportati su apposite schede e localizzati su una mappa ricavata

dalla stampa alla scala 1/15.000 circa dell'ortofoto a colori del volo 2006. Complessivamente nel periodo di studio sono stati effettuati 2.227 punti d'ascolto, di cui 1.315 nel 2010 e 912 nel 2011. La presenza della gallina prataiola è stata accertata in 12 aree distinte e in altre 6 è stata ritenuta possibile nonostante i riscontri negativi.

Sono stati rilevati 352 maschi territoriali, di cui circa 2/3 nelle due aree del Campo di Ozieri (118 maschi) e delle Piane di Bolotana e Birori (116); il resto (118) è risultato distribuito in altre 10 aree. Questi censimenti evidenziano una distribuzione molto frammentata al di fuori delle due aree principali, con diversi nuclei di modesta consistenza, spesso assai distanziati fra loro. Si registra inoltre la scomparsa, certa o possibile, della specie da diverse parti dell'areale che risultavano occupate fino a qualche decennio fa, come la Nurra, il Campidano meridionale e la Piana del Cixerri.

Ringraziamenti

Mauro Aresu, Jessica Atzori, Lara Bassu, Nicola Baccetti, Gianluigi Caddeo, Franca Cani, Tiziana Caria, Fabio Cherchi, Andreina Concas, Davide De Rosa, Cristina Fiesoli, Claudio Ibba, Davide Matta, Angelo Meschini, Pier Francesco Murgia, Danilo Pisu, Massimo Putzu, Walter Piras, Maurizio Porcu, Andrea Santangeli, Marco Spada, Giovanna Spano, Raimondo Testoni, Giuseppe Tormen, Maria Nives Sassu, Marta Villa e Marco Zenatello.

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES N. 12; CONCAS A, PETRETTI F 2002. ALULA 9: 63-73; DE JUANA E, MARTINEZ C 1996. ARDEOLA 43: 157-167; GUSTIN M, PETRETTI F IN STAMPA. ATTI XIV CIO; IAPICHINO C, MASSA B 1989, B.O.U. CHECKLIST N. 11; JOLIVET C 2001. ORNITHOS 8: 89-95; PETRETTI F 1985. BUSTARD STUDY. ICBP 2: 165-170; RIZZI V, CRIPEZZI V 1994. ATTI VI CIO, MUS. REG. SCI. NAT. TORINO: 501-502; SANTANGELI A 2008. A DISSERT. UNIVERSITY EAST ANGLIA, NORWICH, MASTER OF SCIENCES IN APPLIED ECOLOGY AND CONSERVATION 2008; SCHENK H 1976. WWF ITALIA, CAMERINO: 465-556; WOLFF A *ET AL*. 2001. JOURN. OF APPLIED ECOLOGY 38: 963; WWF 1995. ATTI I CONV. REG. FAUNA SELV. IN SARDEGNA. ORISTANO: 349-351.

RICCHEZZA POTENZIALE DI SPECIE NELLE AREE AGRICOLE DEL TRENTINO

PAOLO PEDRINI, CLARA TATTONI, FRANCO RIZZOLLI & MATTIA BRAMBILLA

Museo delle Scienze, Sezione Zoologia dei Vertebrati, via Calepina 14, Trento; clara.tattoni@mtsn.tn.it

Key Words: GIS, species richness, farmland birds, habitat suitability models

Summary *In the Province of Trento (Italy), like in other European areas, the intensification of agriculture at the bottom of the valleys and the abandonment of traditional farmland at intermediate elevations led to a decline of semi-natural open areas, and consequently to a loss of avian biodiversity. Farmlands play an important role for the conservation of birds, although they occupy only 20 % of the Province. In this work we assess species richness of 26 rural dwelling birds, using habitat suitability models calculated for single species or groups of species, previously pooled by means of a cluster analysis. A GIS analysis of the resulting map of species richness show that grasslands host the higher number of species, vineyards and orchards have intermediate values, and pastures and alpine grasslands the lowest. These results might be used for the drawing of guidelines for the Rural Development plan.*

In provincia di Trento l'intensificazione delle pratiche agricole in fondovalle e l'abbandono delle attività tradizionali nelle media montagna hanno avuto come conseguenza la riduzione dell'estensione delle aree aperte, la perdita di habitat di specie e il generale impoverimento delle comunità ornitiche. Per questo, sebbene le aree agricole del Trentino occupino poco meno del 20% del territorio, esse hanno un ruolo importante per la conservazione della biodiversità a livello provinciale.

Obiettivo del lavoro, realizzato nell'ambito del Piano di Sviluppo Rurale della Provincia di Trento (PSR) è creare una cartografia di sintesi della ricchezza specifica relativa ad un sottoinsieme di specie dell'avifauna degli ambienti rurali e valutare l'importanza dei diversi agro ecosistemi. I dati di presenza e assenza delle specie utilizzati in questo lavoro provengono dall'archivio del Museo delle Scienze di Trento; la maggior parte di essi sono stati raccolti in rilevamenti per punti d'ascolto condotti con la metodologia utilizzata per il Monitoraggio Ornitologico Italiano (MITO, Fornasari *et al.*, 2001) a partire dal 2000; ulteriori dati provengono da campagne di monitoraggio specifiche per re di quaglie *Crex crex* (Pedrini *et al.*, 2002; Pedrini *et al.*, in stampa), assiolo *Otus scops* (Sergio *et al.*, 2009) e averla piccola *Lanus collurio* (Ceresa *et al.*, questo convegno). A partire da questa banca dati sono stati elaborati e validati modelli di idoneità ambientale per gruppi di specie *(cluster),* precedentemente individuati con il metodo della *cluster analysis* nell'ambito del progetto MITO Trentino. L'habitat potenziale delle specie considerate, calcolato con il metodo della regressione logistica e Maxent (Tattoni & Pedrini, questo convegno), è stato sovrapposto tramite GIS in modo da ottenere una cartografia di sintesi della ricchezza specifica potenziale. Le 26 specie ed i gruppi considerati in questo lavoro sono riportati in Tab. 1.

I risultati preliminari mostrano come meno della metà delle aree agricole risulta idonea ad ospitare almeno una specie e tale valore si riduce a meno di un terzo se si considera un minimo di 12 specie. Tuttavia si riscontrano delle differenze importanti tra i vari tipi di copertura: seminativi, colture eterogenee, prati stabili ed oliveti sono gli ambienti più favorevoli per le 26 specie indagate, mentre pascoli e praterie di alta quota sono idonei solo su una frazione ridotta della loro superficie. Una situazione intermedia è rappresentata da frutteti e vigneti, in oltre la metà dei quali si trova un

habitat ad elevata idoneità per le specie considerate.

Infine i prati stabili hanno in assoluto la maggior idoneità ad ospitare più di 12 specie, alcune delle quali di elevato valore conservazionistico come il re di quaglie. La minor importanza dei pascoli e delle praterie per la presenza di queste specie è da ricondursi alla localizzazione a quote medio-alte di questi ambienti.

*Tabella 1 - Dati disponibili per lo studio. L'asterisco * nei cluster si riferisce alle specie per le quali sono stati utilizzati i dati per la verifica o per l'elaborazione dei modelli.*

Specie	Punti di presenza	Punti di assenza
Averla piccola	318	1162
Picchio verde	306	1162
Re di quaglie	1223	0
Assiolo	498	0
Specie cluster 3a (aree aperte di bassa quota): cardellino, rondine*, storno*, ballerina bianca, balestruccio, rondone comune	734	873
Specie cluster 3b (frutteti): codirosso comune*, merlo, tordo bottaccio, cinciallegra, rondine montana	309	873
Specie cluster 4 (vigneti e frutteti): cesena, pigliamosche*, verdone*, passera mattugia*, verzellino*, passera d'Italia	853	878
Specie cluster 5 (Aree aperte quota medio elevata): averla piccola*, allodola*, stiaccino*, zigolo giallo, saltimpalo* e bigia padovana*	126	873

Dal confronto delle diverse destinazioni d'uso agricole è emersa una maggiore ricchezza nelle zone con prati stabili e con colture eterogenee; il minor numero di specie si è registrato nelle aree aperte di alta quota, mentre una situazione intermedia è rappresentata dalle coltivazioni intensive, quali frutteti e vigneti. La stima della ricchezza specifica nelle aree agricole fornisce un contributo utile alla gestione, permettendo di individuare le zone e le tipologie di coltivazioni a maggior valore avifaunistico. Nello specifico delle azioni previste dal PSR, i risultati di questo studio possono esser utilizzati per meglio pianificare gli interventi mirati alla conservazione dell'avifauna e indirizzare gli sforzi a sostegno delle buone pratiche in agricoltura.

Bibliografia

FORNASARI *ET AL.* 2001. AVOCETTA 25; PEDRINI *ET AL.* 2002. STUDI TRENTINI DI SCI. NAT., ACTA BIOLOGICA 78(2): 55-60; PEDRINI *ET AL.* IN STAMPA, J. IT. ZOOL. 79; SERGIO *ET AL.* 2009. IBIS 151: 40-50.

ANALISI DELL'ORNITOFAUNA DELLA REGIONE MARCHE PROPEDEUTICA ALLA REALIZZAZIONE DELLA RETE ECOLOGICA (REM)

PAOLO PERNA[1], RICCARDO SANTOLINI[2-3], CLAUDIO ZABAGLIA[4], NICOLA FELICETTI[5], GIOVANNI PASINI[3] & FABIO PRUSCINI[2]

[1]terre.it, spin off di UNICAM; [2]Dipartimento di Scienze della Terra, della Vita e dell'Ambiente, Università di Urbino, Campus Scientifico Sogesta, Loc. Crocicchia, 61029 Urbino (PU), riccardo.santolini@uniurb.it; [3]Centro Ricerche Ecologiche e Naturalistiche (RN); [4]Tutela degli animali e rete ecologica regionale, Regione Marche; [5]Laboratorio Ecologia Applicata

Key Words: avian community, Marche Region (Italy), ecological net, FmI, cluster analysis

Summary *The ecological network of Marche Region (REM) was created in response to the ecological processes of fragmentation. Our methodological approach is based upon a habitat analysis merging several thematic maps, to identify "ecosystem units". The latter were monitored through 1.245 point counts, stratified across each habitat type (proportional stratified sampling) to allow the coverage of at least 70% of the area. The analysis of bird community indices and the cluster analysis showed a significant difference between the average richness of different habitat types, with higher values in heterogeneous agricultural habitats, and lower values in forest ecosystems. Finally, the calculation of the FmI and the geostatistics processing model allowed the areas with different levels of ecological functions to be identified.*

La rete ecologica nasce come risposta ai processi di frammentazione, sebbene nel tempo sia stata intesa in modi diversi, traducibili a loro volta in differenti conseguenze operative che spesso poco hanno avuto a che vedere con le funzioni di una rete ecologica. La frammentazione quindi determina isolamento, rarefazione delle specie, estinzioni locali, ecc. (Battisti, 2004). Se la diversità di specie di un ecosistema corrisponde alla complessità delle interazioni tra queste, cioè al numero delle vie lungo le quali l'energia può attraversare una comunità, l'alterazione della biodiversità (determinata da fattori diretti ed indiretti e indotta anche dalle trasformazioni del paesaggio) causa cambiamenti nella stabilità ecosistemica, la riduzione della funzionalità di habitat ed ecosistemi nonché la loro possibile scomparsa. L'alterazione degli ecosistemi determina una modificazione della loro funzionalità e spesso una progressiva distrofia del sistema ecologico e territoriale (perdita di funzioni) (Santolini, 2009).

La biodiversità, quale indicatore di funzionalità ecologica, diventa elemento chiave per raggiungere obiettivi di gestione economica, sociale ed ecologica, quindi necessaria per valutare il livello di funzionalità del sistema "rete ecologica". Gli Uccelli sono tra gli organismi che meglio si prestano ad essere utilizzati come indicatori del grado di complessità o di degrado degli ecosistemi terrestri e mostrano una notevole sensibilità alle variazioni degli ambienti in cui vivono. L'approccio metodologico utilizzato nella realizzazione del progetto di Rete Ecologica su scala regionale muove da un'attenta analisi territoriale basata sull'integrazione di diverse carte tematiche (es. vegetazione, forestale, uso del suolo), che ha permesso di individuare le Unità Ecosistemiche su cui si è sviluppato il monitoraggio e la conseguente elaborazione dei dati di comunità, assumendo come riferimento specie o gruppi di specie definite "focali", che ricoprono le necessità spaziali e funzionali di tutte le altre specie che possono trovarsi nello stesso ecosistema (Lambeck, 1997).

La tecnica di monitoraggio utilizzata è stata quella dei punti d'ascolto (Bibby *et al.*, 1992). Sono

stati effettuati 1245 rilievi, distribuiti in ogni tipologia ambientale (campionamento stratificato proporzionale) in modo da garantire una copertura di almeno il 70% del territorio. Per valutare il livello di similarità tra stazioni della stessa tipologia ambientale e quindi far emergere differenze strutturali di comunità ed ecosistemiche, è stata utilizzata la *cluster analysis*, ottenendo anche un elenco di specie di ogni *cluster* e i relativi indici descrittori di comunità.

Tabella 1 - Indici descrittori di comunità per tipologia ambientale (n° st: numero di stazioni di rilevamento;s: ricchezza media per stazione; S: ricchezza del popolamento (numero di specie complessivo); s/S: indice di eterogeneità ambientale; Nd: numero di specie dominanti; pi ≥ 5%; (Turcek, 1956); H': diversità di Shannon; J':equiripartizione o "equitability" (Lloyd & Ghelardi, 1964).

> 70% omogeneità	n. st	s	S	s/S	Nd	H'	J'
ARBUSTETO DECIDUO	14	11,07	45	0,246	6	3,490	0,917
BOSCO DI CARPINO	111	9,60	60	0,160	8	3,275	0,800
BOSCO DI CONIFERE	66	9,65	60	0,161	6	3,377	0,832
FAGGETA	71	9,21	48	0,192	6	3,236	0,836
LECCETA	19	7,53	29	0,260	5	2,956	0,878
QUERCETO DECIDUO	96	10,10	61	0,166	8	3,335	0,811
PRATERIA APERTA DISCONTINUA	169	4,64	49	0,095	2	3,024	0,777
PRATERIA CHIUSA CONTINUA	37	4,73	45	0,105	2	3,311	0,851
1 AMBIENTE AGRICOLO	185	11,07	67	0,115	6	3,478	0,574
2 AMBIENTE AGRICOLO	165	11,06	68	0,113	6	3,513	0,578
3 AMBIENTE AGRICOLO	151	12,89	68	0,132	4	3,644	0,600
4 AMBIENTE AGRICOLO	161	15,68	67	0,163	6	3,627	0,599

Tali parametri hanno evidenziato una significativa differenza tra le ricchezze medie delle diverse tipologie, con valori elevati in un ambiente agricolo estremamente eterogeneo e valori bassi in ambienti importanti come in alcuni ecosistemi forestali. L'eterogeneità strutturale determinata dal rapporto s/S è infatti molto bassa sebbene i valori di diversità siano mediamente elevati, supportati da una ricchezza totale spesso anche elevata. È stato applicato anche l'Indice Faunistico cenotico medio (IFm), che riassume in sé numerosi parametri di qualità ambientale valutati faunisticamente, quali la rarità, la complessità, la sensibilità, la fragilità, la vulnerabilità delle specie in funzione del valore a loro attribuito nelle normative comunitarie e nazionali, riferito alle diverse tipologie ambientali della carta ambientale di sintesi. Il valore delle specie sintetizzato nell'IFm caratterizzante le diverse tipologie è stato utilizzato per l'elaborazione geostatistica. Essa sviluppa in maniera evidente un modello che descrive lo stato di frammentazione del sistema e le aggregazioni delle diverse tessere dell'ecomosaico determinano ambiti a diverso valore di idoneità faunistica e funzionalità ecologica, caratterizzando la struttura ecologico-funzionale della rete ecologica.

Si ringraziano i numerosi rilevatori che nel tempo hanno fornito i numerosi dati per lo sviluppo del progetto.

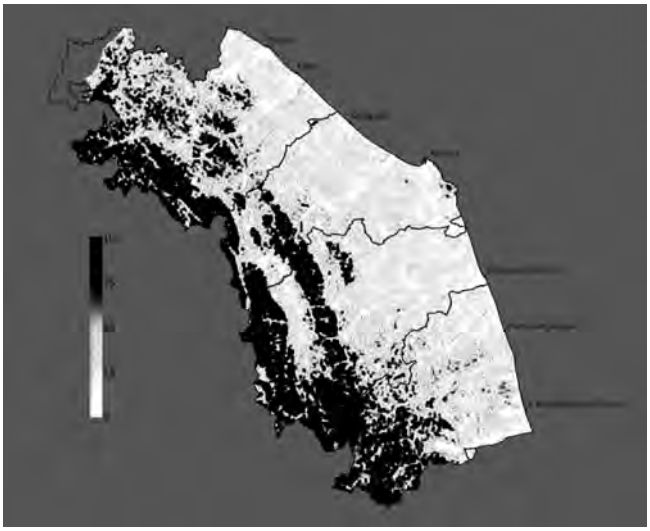


Figura 1 - Modello di funzionalità ecologica ottenuto dall'elaborazione geostatistica.

Bibliografia

BATTISTI C 2004. PROVINCIA DI ROMA, ASSESSORATO ALLE POLITICHE AMBIENTALI, AGRICOLTURA E PROTEZIONE CIVILE; BIBBY CJ, HILL DA, BURGESS ND, MUSTOE S 2000. ACADEMIC PRESS, LONDON; LAMBECK RJ 1997. CONSERVATION BIOLOGY 11: 849-856; LLOYD M, GHELARDI RJ 1964. J. ANIM. ECOL. 33: 217-225; SANTOLINI R 2009. EDICOM EDIZIONI, MONFALCONE; TURCEK FJ 1956. IBIS 98: 24-33.

BIRD SONG AND AIRPLANE NOISE: THE SOUNDSCAPE APPROACH

NADIA PIERETTI & ALMO FARINA

Acoustic cues are basic elements of the environment and play a key role in birds' life. Investigating the vocalizations that organisms are known to both comprehend and respond to could lead to provide additional information on species behavior and animal interactive communication networks. However, the impossibility of contemporarily being in different places impedes a field observer from obtaining a perfect vision of acoustic patterns, while an individual's sensitivity to sounds reduces the efficiency of a comparison made by different observers. Moreover, the vast amount of information available in each acoustic environment still requires an important processing effort to produce reliable estimates. Indices with which to efficiently interpret this wide range of data become strongly necessary. A case study using a robust array of recording microphones was performed. The aim of this research was to extend the use of the Acoustic Complexity Index (ACI, previously developed by Pieretti *et al*., 2011) to monitor the soundscape dynamics of an avian community affected by the anthropogenic noise caused by airplane flight paths crossing the study area. The ACI is an acoustic information extraction procedure which enhances intensity modulations (characterizing the majority of biotic sounds) while reduces the influences of other flat-like sounds (like many human-generated types of noise). In this circumstance, the ACI analysis confirmed to be a straightforward and valuable procedure with which to infer a quantification of the singing activity of bird communities, rapidly monitor animal dynamics, and observe natural soundscapes dealing with noise disturbances.

Bibliografia

PIERETTI N, FARINA A, MORRI D 2011. ECOLOGICAL INDICATORS 11: 868-873.

TASSI DI SOPRAVVIVENZA E DINAMICA DI POPOLAZIONE DELL'USIGNOLO DI FIUME *Cettia cetti* NELLA PALUDE BRUSÀ - VALLETTE (VR)

ROBERTO POLLO, LUIGI BAZZANI, ELVIO BALASSO, CRISTINA VICENZI, FRANCESCO SESTILI & DAVID BIRCHALL

Riserva Naturale Palude Brusà-Vallette, Via Monte Tomba 27, 37053 Cerea (VR), roberto.pollo@alice.it

Key Words: Cetti's Warbler, survival rates, population dynamics, lifespan

Summary *This article presents data on the Cetti's Warbler population at the Brusà – Vallette Marsh (Northern Italy). This population has been studied by ringing technique for 16 years (1996 – 2011). In this period, the population appeared to be substantially stable. The sex ratio of the investigated sample was male-skewed (62%). Individuals were partially sedentary , with young females more prone to disperse. Survival rates decreased from 0.75 to 0.15, with an average value of 0.48 ± 0.12. Average lifespan of individuals was estimated in 1.4 years.*

L'usignolo di fiume è una specie politipica a distribuzione euroturanico–mediterranea, migratrice nelle parti orientali dell'areale e parzialmente sedentaria e dispersiva in quelle occidentali e meridionali. In Italia è presente essenzialmente la sottospecie *Cettia cetti cetti*, nidificante in tutta la penisola e le principali isole, ad eccezione delle vallate interne di Alpi e Appennini, e di alcune zone della Puglia. Specie in espansione, ha iniziato a colonizzare la pianura padana alla fine degli anni '60 del secolo scorso (Brichetti & Fracasso, 2010). La scarsità di informazioni in letteratura sulla sopravvivenza e dispersione di questa specie, e l'ampia disponibilità di dati di cattura – ricattura, ci hanno stimolato ad indagare su alcuni parametri della popolazione locale. La ricerca si è svolta nella Riserva Naturale Palude Brusà-Vallette di Cerea (VR). Il biotopo è zona S.I.C., Z.P.S. e Ramsar; copre una superficie di circa 117 ha e consiste in una palude d'acqua dolce di bassa pianura formatasi sul paleoalveo del fiume Menago. Le reti di cattura sono state posizionate in un'area di circa 15 ha lungo le rive di un corso d'acqua contornato da canneti e cariceti e immerso in una grande boscaglia igrofila a *Salix* sp.pl. *Populus nigra, Sambucus nigra, Cornus sanguinea.* La dinamica di popolazione e la fedeltà al sito sono state indagate analizzando i dati relativi a 334 soggetti catturati nel corso del progetto PRISCO (Volponi & Licheri, 2002) nel periodo 2002 - 2011. L'indagine sulla sedentarietà è stata effettuata analizzando i dati raccolti nel periodo 1996 – 2001, riguardanti 215 soggetti; sono state confrontate le catture effettuate in periodo riproduttivo (aprile – agosto) con le ricatture invernali (novembre – febbraio). Per lo studio sulla sopravvivenza sono stati elaborati i dati raccolti dal 1996 al 2001, risultati statisticamente più affidabili. La stima della sopravvivenza locale è stata elaborata con i programmi "U–Care 2.2" (Choquet *et al*., 2005) e "M–Surge 1.8" (Choquet *et a*l.,2006). L'aspettativa media di vita è stata calcolata con la formula: – 1/ (Log F) proposta da Seber (1982). La popolazione di usignolo di fiume nel periodo 2002 – 2011 si è mantenuta abbastanza stabile, con un numero di soggetti compreso tra i 21 e i 49 (media = 33.3; *DS* = 10.8). Il rapporto sessi nei vari anni è sempre stato favorevole ai maschi o al massimo 50:50; cumulando i dati dell'intero periodo, la *sex ratio* è favorevole ai maschi, con lo stesso valore negli adulti (37/60 = 62%) e nei giovani (169/272 = 62%). La differenza rispetto al rapporto sessi 50:50 è statisticamente significativa solo nel caso dei giovani ($Z = 3.72$; $P = 0.0001$). Anche l'analisi dei dati relativi al periodo 1996 – 2001 ha dato un risultato analogo: negli adulti i maschi

rappresentano il 64% (71/111); nei giovani il 62% (64/104) con differenze statisticamente significative rispetto al rapporto paritario in entrambi i casi ($Z = 2.64$; $P = 0.008$; $Z = 2.2$; $P = 0.03$).

Nel periodo 1996-2001 sono stati ricatturati 25 uccelli in periodo invernale su 215 presenti nella stagione riproduttiva (12%).Questo tasso di ricattura sembra indicare una parziale sedentarietà della popolazione; per verificare questa ipotesi abbiamo testato le differenze tra le lunghezze medie della terza remigante della popolazione nidificante e dei soggetti svernanti. I risultati del test ANOVA a una via indicano la presenza di una popolazione svernante con una lunghezza alare non significativamente diversa da quella della popolazione nidificante ($F = 0.207$; $P = 0.652$). Gli adulti, senza distinzione di sesso ($Z = 0.3$; $P = 0.73$), denotano una tendenza maggiore alla sedentarietà rispetto ai giovani ($Z = 1.53$; $P = 0.13$), e tra i giovani, i maschi tendono ad essere più sedentari rispetto alle femmine ($Z = 1.19$; $P = 0.24$); le differenze tuttavia non sono statisticamente significative.

Nel periodo 2002 – 2011 il tasso di ricattura interannuale degli adulti è del 22% (11/50) mentre quello dei giovani è intorno al 5% (12/252). La fedeltà all'area degli adulti è significativamente più alta che nei giovani ($Z = 3.89$; $P = 0.0001$). Tra i giovani, si nota una tendenza maggiore alla fedeltà nei maschi rispetto alle femmine, anche se la differenza non è statisticamente significativa ($Z = 1.21$; $P = 0.23$). Quest'ultima ipotesi è supportata anche dalle uniche due ricatture esterne alla Palude Brusà, relative a due femmine giovani nate nell'area di studio e riprese a Grazie di Curtatone (MN) e a Mortizzuolo (MO) rispettivamente a 35 km e 33 km di distanza in linea d'aria.

I dati di cattura - ricattura del periodo 1996 – 2001 hanno superato il test globale di bontà di adattamento ($\chi^2 = 7.83$ $P = 0.73$ g.l. = 11). Il modello migliore è risultato quello con tasso di sopravvivenza variabile negli anni e probabilità di cattura costante (Φt, p). La sopravvivenza da noi calcolata è una "sopravvivenza minima" in quanto nel modello utilizzato la mortalità non è distinta dall'emigrazione permanente. I tassi di sopravvivenza degli adulti sono diminuiti da 0.73 ± 0.16 a 0.15 ± 0.07 e risultano correlati positivamente con le temperature medie minime invernali nel periodo considerato. Il tasso di sopravvivenza medio, 0.48 ± 0.12 è molto vicino a quello rilevato in Gran Bretagna (0.499 ± 0.039) dagli ornitologi del B.T.O. (2011). L'aspettativa media di vita degli usignoli di fiume adulti della Palude Brusà è risultata di 1.4 anni; questo risultato è confrontabile con quello di due anni indicato come "typical lifespan"dal B.T.O. per la Gran Bretagna (BTO, 2011).

Ringraziamenti

Ringraziamo tutti i membri dell'Associazione Naturalistica Valle Brusà che hanno partecipato attivamente alle operazioni di cattura ed inanellamento. Siamo grati inoltre al dr. Stefano Volponi, che ci ha fornito i programmi per il calcolo dei tassi di sopravvivenza e al CISNIAR per le indicazioni bibliografiche.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2010. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; B.T.O. 2011. CETTI'S WARBLER WWW.BTO.ORG/BIRDFACTS/RESULTS/BOB12200.HTM; CHOQUET R, REBOULET AM, LEBRETON JD, GIMENEZ O, PRADEL R 2005. U–CARE 2.2 USER'S MANUAL. CEFE, MONTPELLIER, FRANCE; CHOQUET R, REBOULET AM, PRADEL R, GIMENEZ O, LEBRETON JD 2006. M–SURGE 1.8 USER'S MANUAL. CEFE, MONTPELLIER, FRANCE; SEBER GAF 1982. CHARLES GRIFFITH & CO LTD MACMILLAN, NEW YORK; VOLPONI S, LICHERI D 2002. ISTITUTO NAZIONALE PER LA FAUNA SELVATICA, OZZANO EMILIA (BO).

COMPARISON BETWEEN TWO METHODS USED TO CENSUS THE *PICIDAE*

GIANLUCA RASSATI

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

KEY WORDS: PICIDAE, CENSUS, PLAYBACK METHOD, POINT COUNT METHOD, DENSITY, CARNIC ALPS, FRIULI-VENEZIA GIULIA

Riassunto *Nel periodo 2001-2004 sulle Alpi Carniche è stato effettuato uno studio mirante a valutare l'efficacia di due metodi di censimento nel permettere il contatto con alcune specie di Picidae. Utilizzando il metodo delle stazioni d'ascolto il contatto è avvenuto, rispetto al metodo del playback, in meno di metà dei punti per* Dendrocopos major, Picus viridis *e* Picus canus*, in 1/5 dei punti per* Dendrocopos minor *e in più di metà dei punti per* Dryocopus martius. Dendrocopos major *e* Dryocopus martius *sono state le specie maggiormente contattate rispettivamente con playback e stazioni d'ascolto. In rapporto alla densità,* Dryocopus martius *e* Dendrocopos minor *sono risultati rispettivamente la specie più e meno contattata.*

Choosing the census method is very important for the success of a study. The *Picidae* display their presence through different kind of sounds that in the suitable period allow, with the due exceptions, to individuate them with rather easiness and moreover they show good responsiveness intra and interspecific to the acoustic stimulations. We wanted to compare two methods used to census some species of *Picidae* in order to evaluate the efficacy in allowing the contact and therefore to mostly approach to the real density in the investigated area. The study was carried out in the Carnic Alps (Friuli-Venezia Giulia, North-eastern Italy). For Great Spotted Woodpecker *Dendrocopos major,* Green Woodpecker *Picus viridis*, Lesser Spotted Woodpecker *Dendrocopos minor* in the period 2001-2003 an area located in the Tagliamento valley was used. It is represented by a woodland of Sessile Oak *Quercus petraea*, Spruce *Picea abies*, Scots Pine *Pinus sylvestris*, Hophornbeam *Ostrya carpinifolia*, Hornbeam *Carpinus betulus*, Chestnut *Castanea sativa* etc.. For the first two species the censused area was about 570 ha wide (400-650 m a.s.l.), for the third one about 260 ha (400-540 m a.s.l.). For Grey-headed Woodpecker *Picus canus* and Black Woodpecker *Dryocopus martius* in the period 2002-2004 an area located in the Lumiei valley wide 545 ha (1100-1600 m a.s.l.) for the first species and 900 ha (1000-1650 m a.s.l.) for the second one was investigated. It is characterised by a woodland of *Picea abies*, Beech *Fagus sylvatica*, Silver Fir *Abies alba* with Larch *Larix decidua*.

The survey was conducted using the point count method (Blondel *et al.*, 1970; Bibby *et al.*, 2000) with stops of 15 minutes and the playback method playing, in each station, 3 acoustic stimulations of 90 seconds each with pauses from one to another of 30-40 seconds and listening of 60 seconds after the third one (Rassati, 2008). The study was carried out through 15 points of listening/broadcasting for *Dendrocopos minor* (Mean distance among points Md: m 300), 18 points (Md: m 550) for *Dendrocopos major*, *Picus viridis* and *Picus canus*, 24 points (Md: m 650) for *Dryocopus martius*. The variability in the number of points depended on the diversity of the investigated area and on the mean distance between stations, consequence of various factors (Rassati, 2008). Using both methods, a visit took place once a year in April, month in which the *Picidae* showed a good disposition to produce sounds and to react to acoustic stimulations (Rassati, 2008). The densities reported in Tab. 1 were obtained using the methodology described by Rassati

(2008). The playback method resulted more effective than the other in allowing the contact (Tab. 1) (*D. major*: χ^2_1=4,82, p<0,05; *P. viridis*: χ^2_1=3,93, p<0,05; *D. minor*: χ^2_1=6,15, p<0,05; *P. canus*: χ^2_1=4,47, p<0,05; *D. martius*: χ^2_1=4,25, p<0,05). For three species the stations in which contact occurred by listening only were less than half of those where broadcasting occurred: the percentage ratio between the mean values obtained from the two methods (PC/P, Tab. 1) is lower than 50 for *Dendrocopos major* (47.37), *Picus viridis* (42.85), *Picus canus* (43.74), for *Dendrocopos minor* it reduces to 20 whereas for *Dryocopus martius* it is higher than half (55.99). Using the playback we obtained, as maximum value, contact in 44.44% of the points (*Dendrocopos major*, 2003) and any null values have never been recorded unlike the other method (*Dendrocopos minor*, 2001) whose, moreover, the highest value is equal to half (22.22%, *Dendrocopos major*, 2003). The results for *Dendrocopos minor* are similar to those obtained by the Lake Vico (Latium, Central Italy) (Scarfò *et al*., 2009) using listening only (4.44% versus 5%), they are lower by using playback (22.22% versus 33%) while the percentage ratio (PC/P) equal to 20 is higher than that obtained in the comparison study: 15.15.

Dendrocopos major and *Dryocopus martius* have been the highly contacted species, respectively by playback and point count and, above all *Dryocopus martius* in relation to the density. *Dendrocopos minor* resulted the species less contacted especially in relation to the density. The above-mentioned for *Dendrocopos major* and *Dryocopus martius* has to be considered in relation to various factors among which: disposition to produce frequently audible sounds furthermore at high distance, good responsiveness to the acoustic stimulations, lack of empty spaces between territories, good level of owners' vigilance on the entire territory. For *Dendrocopos minor* the reduced dimension of the territories and the empty spaces among them (Rassati, 2008) together with a lower acoustic power contributed to determinate low values. Similar values of contact were obtained, in presence of mean densities practically alike, for *Picus viridis* and *Picus canus*. In conclusion, considering the relatively high responsiveness of the *Picidae* also in other months compared to April (Rassati, 2008), it is advisable the use of playback, in particular for *Dendrocopos minor* but also for *Dryocopus martius*, species that allowed to record the highest mean value using the point count method.

Table 1 - Synthesis of the data obtained from the study (D: Density expressed in territories/100 ha; P-PC: % of points in which the contact occurred using respectively the playback method and the point count method)

	D. major			P. viridis			D. minor			P. canus			D. martius		
Year	D	P	PC	D	P	PC	D	P	PC	D	P	PC	D	P	PC
2001	2.11	27.78	11.11	1.40	27.78	5.56	1.54	13.33	0						
2002	2.46	33.33	16.67	1.23	27.78	16.67	2.31	26.67	6.67	1.10	27.78	11.11	0.33	33.33	20.83
2003	2.63	44.44	22.22	1.23	22.22	11.11	1.92	26.67	6.67	1.28	33.33	11.11	0.33	37.50	20.83
2004										1.47	27.78	16.67	0.33	33.33	16.67
Mean	2.40	35.19	16.67	1.29	25.93	11.11	1.92	22.22	4.44	1.28	29.63	12.96	0.33	34.72	19.44

References

BIBBY CJ *ET AL.* 2000. ACADEMIC PRESS, LONDON; BLONDEL J *ET AL.* 1970. ALAUDA 38: 55-71; RASSATI G 2008. U.D.I. 33: 33-51; SCARFÒ *ET AL.* 2009. ALULA 16: 793-794.

EXPANSION OF THE RANGE OF THE URAL OWL *Strix uralensis* IN ITALY

GIANLUCA RASSATI

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

Key Words: *Strix uralensis*, Range expansion, Habitat, Population, Eastern Alps, Friuli-Venezia Giulia

Riassunto *Espansione dell'areale dell'allocco degli Urali* Strix uralensis *in Italia. Uno studio condotto in aree montane del Friuli-Venezia Giulia, nel periodo 2009-2011, ha permesso di trovare Strix uralensis in un'area che estende di oltre 30 km verso occidente l'areale italiano nella parte settentrionale, di verificare la prima nidificazione in area alpina italiana, di confermare la presenza in aree dove era già nota o dove non provenivano segnalazioni da oltre 15 anni, di delineare e descrivere il quadro distributivo aggiornato. Quest'ultimo rende plausibile l'ipotesi di una colonizzazione di parte del settore settentrionale del Veneto.*

In Italy the Ural Owl *Strix uralensis* is spread only in the north-eastern extremity, where it occurs in few areas. Recent researches allowed to individuate the presence of the species in zones where it had never been reported and let us assume that it is expanding its range. The aim of this work is to report new records that confirm the tendency to the expansion of the distribution area in Italy. In order to individuate new zones of presence of the species, during the years included between 2009 and 2011, several mountain areas of Friuli-Venezia Giulia have been investigated using the playback method to increase the probability of contact.

In 2009 during the breeding period the presence of the species in two distinct areas of the upper Tagliamento valley was ascertained. An area is located on east-north-east facing slope (within Friulan Dolomites Regional Natural Park), between 950 and 1050 m a.s.l., and is represented by a woodland of Spruce *Picea abies*, Beech *Fagus sylvatica*, Larch *Larix decidua*, Scots Pine *Pinus sylvestris*, Sycamore Maple *Acer pseudoplatanus*, Whitebeam *Sorbus aria*; the other area is located on west-north-west facing slope, between 800 and 900 m a.s.l., and is represented by a woodland of *Fagus sylvatica*, *Picea abies*, *Pinus sylvestris*, *Acer pseudoplatanus*, *Larix decidua*, Littleleaf Linden *Tilia cordata*, European Aspen *Populus tremula*. In both areas the species was contacted even in the following autumn, while during the breeding seasons 2010 and 2011 the species was contacted only in the first area. In this last one the contacts refer to a pair while in the other one to a male. During the breeding season 2010 a pair was found in the lower But valley on a predominantly east facing slope in a woodland of *Fagus sylvatica* and *Picea abies* between 800 and 1000 m a.s.l. nearby of the zone where in 2005 the first prolonged presence of the species was recorded in the Italian alpine area in breeding period (Rassati, 2006); the contacts continued also in the following winter and spring when breeding was also ascertained. On 24th May 2009 a singing male was heard in Resia valley (within Julian Prealps Regional Natural Park) at about 1050 m a.s.l. in a woodland of *Fagus sylvatica* with *Picea abies* with aspect lying north. On 14th October 2010 a dead specimen was found in Saisera valley (980 m a.s.l.) in a woodland of *Picea abies* and *Fagus sylvatica* with *Pinus sylvestris* and in June 2011 the presence of a territorial male was verified in Rio del Lago valley between 1100 and 1200 m a.s.l. in a woodland of *Fagus sylvatica* with *Picea abies* with aspect lying south-west. The obtained results delineate a new distributive picture of *Strix uralensis* in Italy, confirming the tendency to the expansion of the range already reported by Rassati (2006). The inner area of the upper Tagliamento valley is located indeed more than 30 km from the nearest zone where previously a prolonged presence was verified (Duron and Cuar Mountains, But val-

ley, Rassati, 2006) and it is situated just few km from the border with Veneto, making therefore plausible the hypothesis of a possible, if not already occurred, colonization of part of the northern sector of such Region. Supposing moreover the year in which the prolonged presence of the species was ascertained for the first time to be actually that of settlement, we can hypothesise that the Tagliamento valley upriver the confluence with the But Stream had been occupied in 4 years: about 7.5 km/year. The breeding in But valley represents the first one in Italian alpine zone. The record of the Resia valley refers to a valley where previously the *taxon* had never been reported and, together with other data coming from the same one or from neighbouring valleys (Uccea valley, Venzonassa valley) (Rassati, 2006; Benussi & Genero, 2009), it shows the possible presence of a small population. The finding of the Saisera valley and the contact of the Rio del Lago valley refer to a sector (Valcanale) from which no records have came from for more than 15 years. The above reported data show that *Strix uralensis* is penetrating along the mountain valleys consolidating the populations in the But valley and in the Julian Prealps. Moreover they provide concrete clues of its presence even in Valcanale where, considering the nearness to Carinthia where breeding had been ascertained and several observations of the species exist also in areas close to Italy's border (Feldner *et al*., 2006), we can suppose the presence of a local population. The Italian updated distributive picture provides some ascertained breedings (the year refers to the first ones): Natisone valleys (1994, Benussi *et al*., 1995), Carnic Prealps (2005, Rassati, 2006), Cansiglio Forest (2006, Benussi & Genero, 2009), But valley (2011, Rassati this article); in other zones the breeding is probable or possible: upper Tagliamento valley, Julian Prealps (Resia valley-Uccea valley- Venzonassa valley), Valcanale. On the basis of the above-reported the Italian population is estimated at 18-30 pairs. To be pointed out, finally, that the individuated pair in the upper Tagliamento valley used a mostly needleleaf woodland located nearby a house occasionally inhabited and near the bottom valley and agricultural areas close to a vast urban area: so far in Italy the prolonged presence of the species was mostly ascertained in pure or mostly broadleaf woodlands and in areas far from the bottom valley and from wide urban agglomerations.

References

BENUSSI E, GENERO F 2009. ALULA 16: 706-708; BENUSSI E *ET AL*. 1995. RIV. ITAL. ORN. 64: 97-105; FELDNER J *ET AL*. 2006. NATURWISSENSCHAFTLICHER VEREIN FÜR KÄRNTEN, KLAGENFURT; RASSATI G 2006. PICUS, 62: 113-114.

HABITAT E BIOLOGIA RIPRODUTTIVA DEL PICCHIO NERO *Dryocopus martius* IN PROVINCIA DI VARESE (LOMBARDIA)

FABIO SAPORETTI, SILVIO COLAONE, WALTER GUENZANI & TONINO ZARBO

Gruppo Insubrico di Ornitologia, c/o Museo Insubrico di Storia Naturale di Clivio e Induno Olona, Via Manzoni 21, 21050 Clivio (VA), fabio_saporetti@fastwebnet.it

Key Words: Black Woodpecker, nesting habitat, breeding success, Varese province, northern Italy

Summary *In 2008 a breeding census of the Black Woodpecker in the Varese province (northern Italy) has been carried out. We analyzed the structural characteristics of nesting territories at different spatial scales and checked the breeding success of 13 pairs, obtaining a low value (2,28 juv/pp) if compared to those available for the central Europe.*

Originariamente localizzato nella fascia alpina della regione (Brichetti & Fasola, 1990), il Picchio nero *Dryocopus martius* sta ampliando il proprio areale nel settore prealpino, nelle provincie di Varese (Gagliardi *et al*., 2007), Como, Lecco (Bonvicini P., Brambilla M., com. pers.) e Bergamo (Cairo E., com. pers.), arrivando negli ultimi anni a colonizzare alcune aree dell'alta pianura occidentale (Pianezza & Saporetti, 2010). La prima nidificazione documentata in provincia di Varese risale al 1994 (Parnell *et al.*, 1994), mentre dal 2006 nidifica nel Parco Pineta di Appiano Gentile e Tradate e, dal 2009, nel Parco Lombardo della Valle del Ticino. Nel 2010 abbiamo accertato la prima riproduzione in un bosco igrofilo del Lago di Varese. In questo lavoro presentiamo alcuni risultati preliminari relativi alla scelta dell'habitat ed alla biologia riproduttiva della specie. L'area di studio è ubicata nel settore centro settentrionale della provincia di Varese. Considerando alcuni dati pregressi relativi al biennio 2006/2007, dall'anno 2008 le aree forestali d'alto fusto sono state censite a partire dalla prima decade di febbraio, per la ricerca delle cavità nido e per il rilevamento dell'attività territoriale degli individui, caratterizzata da cospicue vocalizzazioni nel periodo antecedente la deposizione. Per le coppie territoriali che hanno deposto, è stata seguita la nidificazione fino all'involo dei pulli, procedendo successivamente ad una serie di misure quantitative della pianta nido e delle caratteristiche strutturali dell'habitat. Su un campione di 13 nidi, nove (69.2%) sono stati scavati in latifoglie e quattro in conifere (30,8%). Solo due (15,4%) delle piante utilizzate erano completamente morte, altre due (15,4%) erano in stato di deperimento per attacco da bostrico, mentre nove (69,2%) erano piante vive, apparentemente sane. Due nidi su 13 sono stati utilizzati per più di un anno: in un caso, su pioppo bianco morto, per tre anni, nell'altro su una pianta viva di faggio, per due anni. Il diametro medio dei tronchi, valutato all'altezza di 1,30 m da terra, è di 59,3 cm (d.s.= 19,42), con valore minimo di 34 cm (robinia) e massimo di 105 cm (faggio). Il *range* altimetrico delle piante-nido varia dai 202 ai 1165 m s.l.m. Sulla base della Carta della vegetazione della provincia di Varese (Tosi & Zilio, 2002), utilizzando ArcView 3.2, la scelta dell'albero nido è stata confrontata con la disponibilità rispetto a cinque cerchi campione con raggio di 20 metri: il primo, centrato sulla pianta-nido, ed altri quattro random dispersi in un buffer di 500 metri rispetto alla pianta-nido. Sempre con raggio di 500 metri è stata calcolata la percentuale di copertura delle diverse tipologie d'uso del suolo. E' possibile utilizzare il valore del numero di piante/ettaro (derivato dal campionamento del cerchio di 20 metri) per confrontare la densità arborea fra cerchio della pianta nido con i censimenti random: per un campione di 10 territori la differenza è significativa (test non parametrico di Kolmogorov-Smirnov D=0,55; p=0,00904), e

questo porta ad ipotizzare che per l'ubicazione della pianta nido il Picchio nero selezioni parcelle forestali meno dense. I risultati del confronto statistico (test non parametrico di Kruskas-Wallis) tra le mediane dei diametri delle piante misurate nel cerchio di 20 metri della pianta nido rispetto ai quattro punti random non sono sempre significativi. E' quindi possibile ipotizzare che altri fattori legati alla struttura della vegetazione, oltre che alle disponibilità alimentari, entrino in gioco nella selezione del sito riproduttivo: in particolare la vicinanza di sentieri e/o tratturi ed aree aperte, che consentono alla specie un agevole e rapido involo dalla cavità-nido.

La produttività rilevata, pari a 2,28 giovani per coppia risulta bassa rispetto ai valori riportati in letteratura per l'Europa centrale: su sette lavori considerati, il range varia da un minimo di 2,88 (Meyer & Meyer, 2004; Germania) ad un massimo di 3,27 (Lang & Rost, 1990; Germania), con un valore medio di 2,91. Una possibile spiegazione di questo basso valore potrebbe risiedere nel campione ancora limitato di coppie controllate.

Ringraziamenti

Ringraziamo Piero Bonvicini, Mattia Brambilla ed Enrico Cairo per averci fornito informazioni aggiornate sulla distribuzione del Picchio nero nelle province di Lecco, Como e Bergamo. Un doveroso ringraziamento a tutti i componenti del Gruppo Insubrico di Ornitologia che hanno collaborato al controllo delle coppie ed alla raccolta dei parametri forestali: Rino Carraro, Lorenzo Colombo, Alessandro Madella, Mirko Tomasi, Andrea Vidolini.

Bibliografia

BRICHETTI P, FASOLA M 1990. EDITORIALE RAMPERTO, BRESCIA; GAGLIARDI A, GUENZANI W, PREATONI D, SAPORETTI F, TOSI G (A CURA DI) 2007. CIV. MUSEO INSUBRICO DI STORIA NATURALE DI INDUNO OLONA, UNIVERSITÀ DELL'INSUBRIA, SEDE DI VARESE, PROVINCIA DI VARESE; LANG E, ROST R 1990. VOGELWELT 111: 28-39; MEYER M, MEYER B 2004. ANZ. VER. THÜRING. ORNITHOL. 5: 49-56; PARNELL C, PARNELL A, GUENZANI W 1994. RIV. ITAL. ORN. 64: 80-81; PIANEZZA F, SAPORETTI F 2010. REL. TEC. NON PUBBL.; TOSI G, ZILIO A (A CURA DI) 2002. PROVINCIA DI VARESE, SETTORE POLITICHE PER L'AGRICOLTURA E GESTIONE FAUNISTICA.

COMUNITÀ ORNITICA NIDIFICANTE IN SITI ALTERATI DELLA SARDEGNA

DINO SCARAVELLI[1], PAMELA PRIORI[1], RAIMONDO TESTONI[2], CLAUDIO IBBA[3], MAURO TREMOLADA[1] & STEFANO GELLINI[1]

[1]ST.E.R.N.A. e Museo Ornitologico "F.Foschi" Forlì, via Pedriali 12, 47121 Forlì, dinosc@tin.it; [2]Via Biscollai 6, 08100 Nuoro; [3]Via Dettori 2, 08040 Ilbono (OG)

Key Words: Sardinia, breeding birds, point counts

Summary *The breeding bird communities of two sites in Sardinia are analyzed.*

La Sardegna presenta caratteristiche peculiari delle comunità nidificanti, sia per la storia biogeografica dell'isola, sia per le modificazioni strutturali apportate ai paesaggi nel corso dei secoli dall'azione dell'uomo. In particolare la pastorizia ha profondamente modificato la vegetazione e ha modellato nel tempo il complesso mosaico che oggi ritroviamo. Lo studio si è rivolto al rilievo delle caratteristiche delle comunità nidificanti in due siti che hanno subito recentemente un'alterazione dovuta essenzialmente alla presenza di impianti produttivi o alla preparazione per il loro insediamento.

La prima area (Z1) è posta a nord est nell'isola, in comune di Oschiri (OT), in una delle creste secondarie del massiccio del Limbara, in una zona dominata da macchia mediterranea e rocce affioranti. La seconda (Z2) è presso il Monte Arci (OR), nel centro dell'isola, all'interno dell'omonimo parco e in corrispondenza di un campo eolico in dismissione; qui il mosaico ambientale comprende, oltre ai cespuglieti, il margine di una pineta e zone più aperte. Per lo studio sono state realizzate otto giornate di rilievo su otto punti di ascolto da 15' ciascuno in aprile e maggio 2010 e due giorni nel luglio 2009. Le specie individuate sono risultate complessivamente 35 per Z1 e 38 per Z2. Oltre a variazioni non significative tra le diverse sotto aree indagate, si denota una generale bassa diversità per luoghi che comunque presentano un contesto paesaggistico caratterizzato da buoni livelli di naturalità e conservazione. Si ritiene possibile che questa bassa diversità sia stata determinata dal disturbo arrecato "storicamente" in zona. Ne sarebbero una dimostrazione i bassi valori di diversità ed equiripartizione con la contemporanea presenza di specie di rilievo dal punto di vista della conservazione o sotto il profilo biogeografico. Il valore dell'Indice di Shannon per Z1 passa da 2,519 in aprile a 2,397 in maggio con una equiripartizione che si attesta per entrambi i mesi poco oltre 0,80. Nei rilievi di luglio, l'indice di Shannon è di 2,697 e l'equiripartizione di 0,80, con un massimo di 29 *taxa* presenti in entrambi i periodi. Per Z2 l'indice di Shannon passa da 2,962 di aprile a 3,175 in maggio con una equiripartizione che si attesta per entrambi i mesi su 0,94. Nei rilievi di luglio l'indice di Shannon è di 2,868 e l'equiripartizione di 0,83; in quest'area a luglio si registra il maggior numero di *taxa* censiti (32). Nei rilievi primaverili si è rilevato come il Cardellino sia dominante in entrambe le comunità; la Tottavilla raggiunga il 16,4% in Z1 e il 5,5% in Z2, mentre il Venturone corso in entrambi i siti supera di poco il 6%. In Z2 vi sono specie più legate alle compagini forestali presenti con Ghiandaia, Capinera e Cincia mora tra le specie dominanti; inoltre è presente l'Averla piccola (0,6%).

CHECK-LIST DELL'AVIFAUNA NIDIFICANTE, MIGRATRICE E SVERNANTE COME STRUMENTO BASE PER LA CONSERVAZIONE E LA GESTIONE DELLA COMUNITÀ ORNITICA DEL PARCO GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI (AN) ITALY

MASSIMILIANO SCOTTI & JACOPO ANGELINI

Parco Gola della Rossa e di Frasassi, via Marcellini, Serra San Quirico (AN), massimiliano.scotti@parcogolarossa.it

Key Words: Check list, LIFE project

Summary *The Gola della Rossa and Frasassi Park hosts 105 species of nesting birds in only 10.000 hectares, showing a great richness of species if compared with the 144 species of nesting birds in the whole Marche region. This richness of species must be preserved through the maintenance of traditional agro-pastoral practices, such as the grazing of sheep and cows, and through specific projects. One of these projects is the LIFE project "Save The Flyers", which aims at preserving the birds of prey through interventions that mitigate the impact of power lines and assure maintenance of their feeding habitats.*

Il Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi è stato costituito nel settembre 1997 (L.R. n. 57 del 02.09.1997) e, con i suoi 10.026 ettari, è la più grande area protetta regionale e comprende il complesso ipogeo delle Grotte di Frasassi.

Gli habitat del Parco sono costituiti da gole rupestri calcaree, da boschi di Faggio *Fagus sylvatica*, da boschi di Carpino nero *Ostrya carpinifolia* e da boschi di Roverella *Quercus pubescens*, da praterie secondarie montane, da seminativi e boschetti a mosaico nella zona collinare e da corsi d'acqua come il Sentino e l'Esino con boschi riparali.

Dal mese di dicembre 2004 al mese di settembre 2006 è stata condotta una serie di sopralluoghi durante il periodo invernale, durante il periodo di migrazione pre e post-nuziale e durante il periodo estivo, con l'obiettivo di redigere la *check-list* degli uccelli presenti nel Parco.

Nel periodo riproduttivo (1 maggio-31 luglio 2006) è stata applicata la metodologia I.P.A.; sono stati effettuati rilievi standardizzati in corrispondenza di 25 punti di ascolto, con soste della durata di 20 minuti l'uno. Nel periodo invernale (1 dicembre 2005-31 gennaio 2006; 1 dicembre 2006-31 gennaio 2007) sono stati rilevate negli ambienti del parco le specie svernanti.

Nell'area di studio sono state contattate complessivamente 136 specie, di cui 105 nidificanti. Si tratta di un numero elevato di specie per un territorio di soli 10.000 ettari, soprattutto se si considera che nella Provincia di Ancona nidificano 124 specie (Giacchini, 2007) e 144 nella Regione Marche (Giacchini, 2003). Nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini sono state rilevate 113 specie nidificanti in 70.000 ettari (Magrini & Perna, 2002).

Nel Parco Regionale Gola della Rossa e di Frasassi vi sono complessivamente 19 specie nidificanti inserite nell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE, 12 specie SPEC2 e 28 SPEC3, (BirdLife International, 2004), 22 specie particolarmente protette dalla L. 157/92, 79 specie tutelate dalla Convenzione di Berna e 16 tutelate dalla Convenzione di Bonn.

Tra i Ciconiformi, la famiglia degli Ardeidi dal 2005 ha visto la nidificazione accertata di una coppia di Airone cenerino *Ardea cinerea* e di una coppia di Nitticora *Nycticorax nycticorax,* evidenziando il buono stato dei boschi ripariali del Sentino e dell'Esino nel Parco e il basso disturbo antropico lungo i due corsi d'acqua.

Sempre negli ambienti fluviali del Parco è stata rilevata la nidificazione tra i Coraciformi del

Martin pescatore *Alcedo atthis* con diverse coppie e tra i Passeriformi del Merlo acquaiolo *Cinclus cinclus* con cinque coppie nidificanti. Tra gli Accipitriformi vi è la nidificazione accertata del Biancone *Circaetus gallicus,* che dal 2005 nidifica nel Parco con l'involo di un giovane all'anno, prima nidificazione accertata nella Provincia di Ancona da almeno 100 anni.

Inoltre il Nibbio reale *Milvus milvus*, reintrodotto nel Parco nel 2001, nidifica regolarmente con una coppia dal 2002 ed è oggetto di un ulteriore progetto di *restocking* con il Progetto LIFE "Save The Flyers" (Angelini *et al*., 1993, Angelini *et al*., 2001, Angelini & Scotti, 2007).

Nidificante è inoltre una coppia di Aquila reale *Aquila chrysaetos,* l'unica presente nella Provincia di Ancona (Angelini, 1996, Angelini *et al*., 2002).

Presenti anche come nidificanti il Lanario *Falco biarmicus* con 2-3 coppie nidificanti, specie rara e minacciata in Italia al limite settentrionale del suo areale di distribuzione nel Paleartico, oggetto di un piano di azione nazionale promosso dall'INFS e dal Ministero dell'Ambiente, a cui ha partecipato anche il Parco Gola della Rossa e di Frasassi (Magrini *et al*., 2007)e il Falco Pellegrino *Falco peregrinus* con 7-8 coppie nidificanti (Angelini *et al*., 2002).

Nelle gole rupestri del Parco nidifica tra gli Apodiformi anche il Rondone maggiore *Apus melba* con 10-15 coppie, E tra i Passeriformi, famiglia Turdidi, vi nidificano il Codirossone *Monticola saxatilis* e il Passero solitario *Monticola solitarius*; quest'ultimo utilizza come siti di nidificazione anche abbazie medievali come quella di San Vittore delle Chiuse e castelli come quello di Genga.

Tra gli Strigiformi è stata confermata la nidificazione del Gufo reale *Bubo bubo*, raro e importante superpredatore, molto localizzato nella dorsale Appenninica. Il Calandro *Anthus campestris* nidifica nelle praterie montane di Vallemontagnana, monte Murano , monte Scoccioni, monte Pietroso e monte della Sporta.

Di rilievo sempre tra i Passeriformi vi è la nidificazione della Balia dal collare *Ficedula albicollis*, che nidifica in un bosco ad alto fusto disetaneo di Faggio e Castagno, con esemplari secolari e marcescenti, e della Magnanina *Sylvia undata*, rara e localizzata sul versante adriatico, legata agli ambienti mediterranei, rappresentati dalle gole rupestri del Parco.

Tra i Lanidi vi è una buona distribuzione negli ambienti agricoli a mosaico e nelle praterie montane del Parco dell'Averla piccola *Lanius collurio*, specie in drammatico calo in Europa, e purtroppo si riscontra la scomparsa dell'Averla capirossa *Lanius senator.*

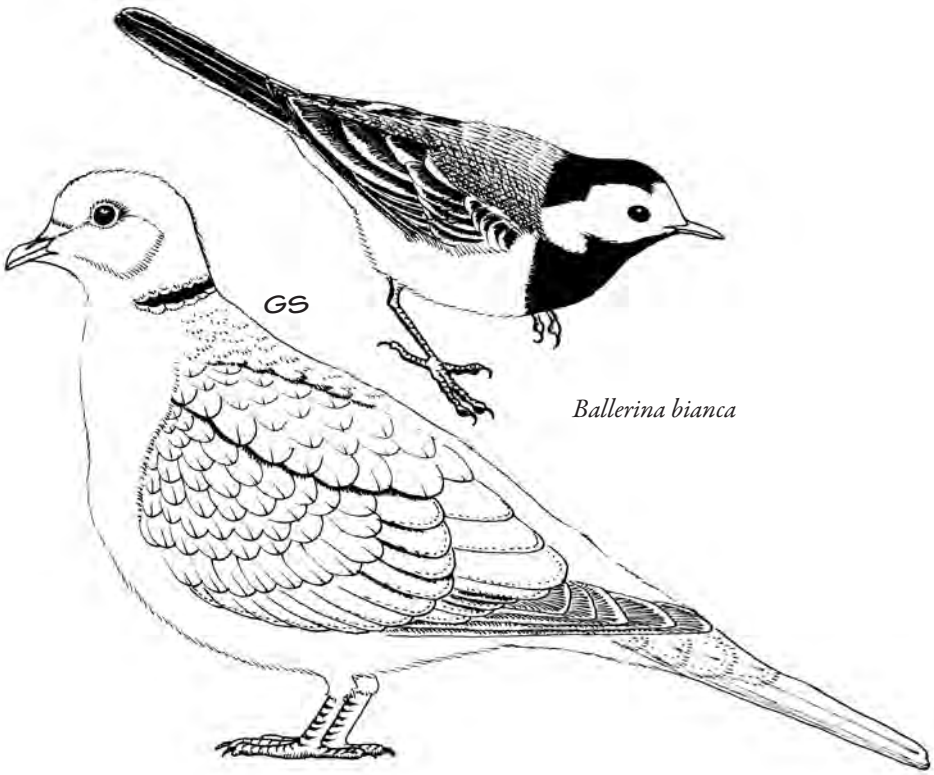
Infine è stato rilevato come nidificante sia negli ambienti agricoli a mosaico che nelle praterie montane l'Ortolano *Emberiza hortulana,* specie in declino a livello europeo.

Tali habitat sono stati mantenuti per secoli dalle attività agropastorali tradizionali e il loro declino ha portato alla scomparsa o alla rarefazione di numerose specie di Accipitriformi, Falconiformi, Galliformi e Passeriformi. La frammentazione e la distruzione di tali habitat è stata inoltre accelerata dal consumo del territorio attraverso le opere di infrastrutturazione come strade, ferrovie, insediamenti civili ed industriali e in particolar modo le attività estrattive.

Scopo del Parco è quello di provare a rallentare tale perdita di habitat , cercando di attuare misure di mitigazione e di salvaguardia, che possano contenere la perdita di biodiversità. Tra le azioni messe in atto, si segnalano la mitigazione dell'impatto delle linee elettriche, anche attraverso le misure del il Progetto LIFE "Save The Flyers", il divieto di realizzazione di impianti industriali di energia eolica, la realizzazione dei monitoraggi periodici della comunità ornitica, in particolare sulle specie dell'allegato I della Direttiva 2009/147/CE e l'applicazione del regolamento del Parco per disciplinare le attività antropiche impattanti come l'escursionismo, la fotografia naturalistica, l'arrampicata, la speleologia e il sorvolo a bassa quota di elicotteri e velivoli in genere, che creano disturbo in special modo ai rapaci rupicoli del Parco.

Bibliografia

ANGELINI J 1996. 2ND INTERNATIONAL CONFERENCE ON RAPTORS. RAPTORS RESEARCH FOUNDATION. UNIVERSITY OF URBINO, 33 PP; ANGELINI J ET AL. 1993. CONVEGNO ITALIANO DI BIOGEOGRAFIA. URBINO; ANGELINI J ET AL. 2002. AVOCETTA, 27: 25; ANGELINI J ET AL. 2001. 4TH EURASIAN CONFERENCE ON RAPTORS ESTACION BIOLOGICA DE DONANA & RAPTORS RESEARCH FOUNDATION; ANGELINI J, SCOTTI M 2007. IL PARCO REGIONALE GOLA DELLA ROSSA E DI FRASASSI E L'OSSERVATORIO PER LA BIODIVERSITÀ DELLE MARCHE; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. CAMBRIDGE, UK; GIACCHINI P 2003. RIV.ITAL.ORN. 73 (1): 25-45; GIACCHINI P 2007. PROVINCIA DI ANCONA IX SETTORE TUTELA DELL'AMBIENTE – AREA FLORA E FAUNA. ANCONA, 352 PP; MAGRINI M, PERNA P 2002. PARCO NAZIONALE DEI MONTI SIBILLINI; MAGRINI M ET AL. 2007. SERRA SAN QUIRICO 26/28 MARZO 2004.



Ballerina bianca

Tortora dal collare

NIDIFICAZIONE DI FRATINO *Charadrius alexandrinus* LUNGO IL LITORALE DI SENIGALLIA (AN - MARCHE): ALCUNI PARAMETRI RIPRODUTTIVI

CLAUDIO SEBASTIANELLI, MAURO MENCARELLI, NIKI MORGANTI & FRANCESCA MORICI

A.R.C.A., info@associazionearca.eu

Key Words: Kentish Plover, reproductive parameters, Marche

Summary *The Project "Senigallia Kentish Plover" started in 2008 with the aim to monitor the local population of the Kentish Plover* Charadrius alexandrinus*. This project considered data from the breeding period 2007-2011 to investigate some reproductive parameters, i.e. extension of the breeding area, density, number and size of the eggs, nesting site fidelity, hatching and fledging success. Three distinct areas were identified along the Senigallia coast: Cesanella, Cesano and Marzocca. The study area was controlled weekly by foot to detect breeding pairs, nests (which were geo-referenced) and chicks. A specific card detection was also compiled. The results show a constant presence of the species in the study areas, with a growing number of nests over the years. We found 95 clutches, 80% with 3 eggs, 14,7 % with 2 eggs and 4,2 % with 1 egg. More than 35% of the eggs hatched.*

Con il patrocinio del Comune di Senigallia è stato avviato nel 2008 il Progetto Fratino Senigallia, con l'obiettivo di monitorare la popolazione locale di Fratino *Charadrius alexandrinus*. La ricerca raccoglie i dati delle stagioni riproduttive 2007-2011, con l'attenzione rivolta ai seguenti parametri: estensione areale di nidificazione, numero di nidi per area, numero e densità delle coppie, numero e dimensioni delle uova, fedeltà al sito, successo di schiusa e di involo. Nelle Marche la specie è considerata nidificante, migratrice e svernante irregolare (Giacchini, 2003). Morganti *et al.* (2009) la indicano a livello locale come nidificante, migratrice e svernante regolare. La lettura degli anelli dei riproduttori marcati nel 2010 consente di considerare ora la specie anche come parzialmente sedentaria.

La ricerca interessa il Comune di Senigallia (AN), per un tratto totale di 10 km di costa, suddivisi in tre aree: Cesanella, Cesano e Marzocca. Cesanella e Cesano sono caratterizzate da spiaggia sabbiosa con dune embrionali e sono monitorate dal 2007. Il sito di Marzocca è caratterizzato da spiaggia ghiaiosa con vegetazione dunale rada ed è monitorato dal 2008. Nel 2011 la ricerca è stata estesa fino al Comune di Montemarciano, limitrofo al litorale di Marzocca, in cui la specie è stata registrata come nidificante per la prima volta.

I rilevamenti sono stati effettuati con attrezzature ottiche. L'area è stata percorsa a piedi settimanalmente per individuare le coppie nidificanti ed i nidi. Questi ultimi sono stati georeferenziati annotando data di deposizione (esatta o presunta), tipologia di nido e, nel caso di distruzione, la causa determinante. È stato inoltre registrato il numero di uova e, nel 2011, anche le loro dimensioni.

I dati raccolti forniscono un maggior dettaglio sulla situazione della popolazione nidificante a Senigallia. L'apparente aumento della popolazione nidificante e l'incremento annuale del numero di deposizioni è collegato sia al più approfondito monitoraggio effettuato nel corso degli ultimi anni, sia al mantenimento di un habitat idoneo alla nidificazione, grazie ad azioni di conservazione dell'ambiente dunale.

Estensione area di nidificazione/distribuzione dei nidi/coppie nidificanti/densità. Fino al 2010 i nidi si sono concentrati in due aree separate: litorale a nord del porto di Senigallia e litorale a sud del porto (Marzocca). Nel 2011 sono stati rilevati nidi anche presso il litorale di Marina di Mon-

temarciano. Il numero di nidi rilevati è aumentato nel periodo di studio: 3 nel 2007, 8 nel 2008, 21 nel 2009, 27 nel 2010 e 36 nel 2011 (Tab. 1). Dal 2010 l'inanellamento ha facilitato la stima delle coppie nidificanti che verosimilmente ammontano a 13/15 nel 2010 e 18/22 nel 2011. Per il calcolo della densità delle coppie è stato scelto il periodo con il maggior numero di coppie in cova contemporaneamente: per l'area nord di Senigallia la densità è pari a 1cp ogni 4,09 ha; per l'area a Sud è pari a 1cp ogni 0,73 ha.

Numero e dimensioni delle uova. All'aumento delle deposizioni consegue l'aumento di uova deposte, consentendo un'analisi del numero di uova per nido: dei 95 nidi rinvenuti il 4,2 % aveva 1 uovo, il 14,7% 2 uova, l'80% 3 uova. Nel 2011 è stato registrato il primo nido con 4 uova. Sono stati inoltre raccolti i dati biometrici delle uova (n=57):

- Lunghezza (mm): 32, 2 (30, 8-34, 5); Larghezza (mm): 23, 4 (20, 6-24, 4);
- Peso (g): 8, 6 (7, 6-9, 8); Volume (cm^3): 8, 95 (7, 2-10, 1).

Successo di schiusa e di involo. Nel periodo 2009-2011 è stato osservato un progressivo aumento del successo sia di schiusa (dal 17,3% al 40,2%), che di involo (dal 11,1% al 51,3%) (Tab. 1). Gli insuccessi nella schiusa si concentrano prevalentemente tra la seconda metà di marzo e la prima metà di aprile, forse in relazione ad una maggiore mobilità dei frequentatori delle spiagge e alla presenza di cani in libertà.

I dati mostrano un graduale incremento della popolazione di Fratino a Senigallia, probabilmente in seguito all'attuazione di azioni di conservazione dell'ambiente dunale, che hanno permesso di mantenere un habitat idoneo alla nidificazione, ma anche per una plasticità del comportamento riproduttivo.

Fedeltà al sito di riproduzione. Molti gli individui che tornano a riprodursi nelle stesse aree: tutti gli esemplari inanellati nel 2010 sono stati ricontattati come nidificanti nel 2011. In almeno tre casi la filopatria è stata tale da riproporre la deposizione a ridottissima distanza dall'area che aveva portato alla schiusa nell'anno precedente.

Le biometrie delle uova non si discostano molto da quelle rinvenute in bibliografia (Fraga & Amat, 1996; Mascia & Grussu, 2011). È stato osservato che il peso delle uova diminuisce con l'aumento dei giorni di incubazione secondo un tasso medio giornaliero di regressione pari a 0,0494 g (Fig. 1). Il volume delle uova varia secondo il periodo stagionale di deposizione.

In aumento anche il successo di schiusa e di involo, grazie ad azioni di salvaguardia dei nidi intraprese tramite l'apposizione di recinzioni e di gabbie per ridurre il calpestio delle uova e la loro predazione. È stato osservato che, soprattutto nelle zone di Marzocca e Montemarciano, queste misure hanno stimolato la sensibilità della cittadinanza verso la specie: in un caso gli stessi cittadini ci hanno contattato per recintare un nido che era sfuggito ai monitoraggi.

Bibliografia

FRAGA RM, AMAT JA 1996. ARDEOLA 43(1): 69-85; GIACCHINI P 2003. RIV. ITAL. ORN. 73(1): 25-45; MASCIA F, GRUSSU M 2011. LE SCIENZE (13): 125-127; MORGANTI N, FUSARI M, MENCARELLI M, MORICI F, PASCUCCI M, MARINI G 2009. IN: BRUNELLI M, BATTISTI C, BULGARINI F, CECERE JG, FRATICELLI F, GIUSTIN M, SARROCCO S, SORACE A (A CURA DI) 2009. ALULA (1-2): 252-254.

Tabella 1 - Parametri riproduttivi

	Nidi totali	Nidi positivi	Nidi negativi	Uova deposte	Pulli nati	Succ. schiusa (%)	Pulli involati	Succ. invo-lo (%)
2007	3	2	1	9	6	66,7	5	83,3
2008	8	7	1	22	17	77,3	7	41,2
2009	21	4	17	52	9	17,3	1	11,1
2010	25	10	15	73	25	34,2	9	36,0
2011	36	18	18	97	39	40,2	20	51,3

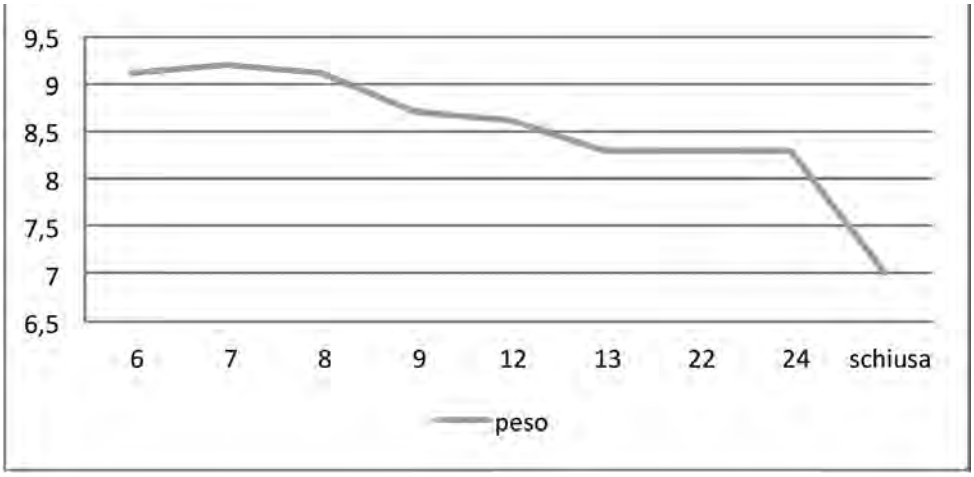


Figura 1 - Perdita peso delle uova dalla deposizione alla schiusa

PRIMI DATI SULL'INANELLAMENTO DI INDIVIDUI DI FRATINO *Charadrius alexandrinus* NELLE MARCHE

CLAUDIO SEBASTIANELLI[1], GABRIELE ANGELETTI[1], COSTANZA MATRICARDI[2], NAZZARENO POLINI[3], MAURIZIO FUSARI[4], GIORGIO MARINI[4], MAURO MENCARELLI[5], NIKI MORGANTI[5 6], FRANCESCA MORICI[5] & MINA PASCUCCI[7]

[1]A.R.C.A., Senigallia (AN); [2]Ascoli Piceno; [3]Studio Naturalistico PAN, Fermo; [4]Studio Faunistico Chiros, Macerata; [5]Studio naturalistico Diatomea, Senigallia (AN), info@studiodiatomea.it; [6]Università degli Studi di Urbino "Carlo Bo", DiSTeVA; [7] Via Marche 27, Macerata

Key Words: Kentish Plover, Marche, ringing, coloured rings, site fidelity

Summary *During the breeding seasons 2010 and 2011 we ringed 42 Kentish Plover adults along the Marche coasts. The birds were captured by trapping at the nest and marked with encoded yellow rings, so that the identification of each individual could be obtained at distance. Thanks to the readings of the rings we found that more than 60% wintered within the breeding area. During the breeding season 2011, the ringing of chicks allowed us to estimate a fledging success of 0.51, i.e. 51 % of the chicks successfully fledged.*

Dal 2010 l'ISPRA coordina una campagna di inanellamento di riproduttori di Fratino *Charadrius alexandrinus*, svolta mediante l'uso di anelli colorati in Veneto, Emilia Romagna, Marche e Abruzzo. Nelle Marche il progetto si articola con iniziative locali di monitoraggio anche in periodo invernale a Senigallia (AN) e Fermo, le uniche due zone stabili di riproduzione. Dal 2011 è stato autorizzato anche l'inanellamento dei pulli, che è avvenuto esclusivamente con l'utilizzo di anelli metallici. La ricognizione delle coppie e dei nidi in periodo riproduttivo è svolta mediante osservazione diretta con strumenti ottici. La cattura dei riproduttori avviene con trappolaggio al nido; i pulli sono invece catturati a mano ad un'età di circa sette giorni. Nei due anni sono stati marcati 42 soggetti in riproduzione (19 nel 2010 e 23 nel 2011), più 21 pulli nel 2011. I monitoraggi successivi hanno prodotto complessivamente una media di oltre 19 riletture per ogni singolo individuo inanellato nel 2010 e di più di 6 riletture per gli esemplari marcati nel 2011.

In totale il 52,6% degli individui inanellati nel 2010 ha trascorso la successiva stagione invernale in situ (Senigallia 50% - 8 su 16; Fermo 66,6% - 2 su 3). Gli individui non rilevati in svernamento sono stati osservati nelle aree di nidificazione dalla prima settimana di Aprile 2011. Nell'89,5% dei casi i Fratini marcati nel 2010 sono stati riavvistati nella stagione riproduttiva 2011; di questi il 73,7% ha tentato di riprodursi nello stesso luogo nel 2011 (75% a Senigallia, 66,6 % a Fermo).

Hanno fatto eccezione solo due esemplari di sesso femminile: CJ inanellata a Senigallia e CV a Fermo, che hanno invertito il sito riproduttivo nel 2011. CJ, inoltre, ha svernato (2010), e successivamente nidificato, a Fermo, per poi essere di nuovo avvistata a Senigallia a partire dal 29/07/2011. Un esemplare femmina inanellato a Senigallia (BL) nel 2010 ha effettuato una prima nidificazione a Senigallia ed una successiva a Fermo. Non per tutti i soggetti inanellati nel 2010 è stato possibile confermare l'avvenuta nidificazione. Considerando la data di prima osservazione dei pulli e sulla base della loro presunta età in giorni, si nota un anticipo nella deposizione, per i soggetti rimasti in zona come svernanti, di circa due settimane rispetto a quelli che si ipotizza abbiano svernato altrove (Tab. 1).

Di molte coppie sono stati identificati ambedue i componenti e nel 2011, grazie al crescente numero di soggetti marcati, si è accertato che il 25% dei partner di coppie individuate con sicurezza come tali si sono dimostrati poligami (6 su 24); non sempre il cambio di partner è associato a

perdita del nido: in tre casi su sei le nidiate gestite con partner diversi sono state precedute da covate che hanno avuto successo. D'altro canto una coppia è rimasta fedele anche dopo tre tentativi successivi di deposizione avvenuti in un intervallo di 28 giorni.

Nel 2010, quattro delle 12 femmine inanellate hanno sicuramente effettuato deposizioni multiple, ma in due casi la prima covata ha avuto esito positivo, per cui non possiamo considerare le seconde come covate di rimpiazzo.

Nel 2011 si sono sicuramente verificate covate multiple per sette femmine su 11 inanellate ed in cinque casi si tratta di covate di rimpiazzo, negli altri due casi di seconde covate.

Nel 2011 l'inanellamento di un campione di pulli (N = 21) ha consentito di raccogliere dati sul tasso di involo con un buon grado di attendibilità. Si può stimare che circa il 51% dei pulli nati (20 su 39) sia arrivato all'involo. Alcuni di loro si sono spostati anche di otto chilometri già dopo due mesi dalla nascita, ma pochi esemplari sono tutt'ora (10 settembre 2011) osservabili in zona.

Da rilevare l'osservazione nelle aree di riproduzione di Fermo di due femmine inanellate in Abruzzo. HN, inanellata il 7 maggio 2010 presso la Riserva del Borsacchio (Roseto -TE), ha svernato tra i lidi di Porto S. Giorgio e Fermo. In quest'ultima zona ha successivamente allevato due pulli nel 2011. LZ, inanellata il 19 Aprile 2010 ad Alba Adriatica (TE, è stata osservata a partire dal 16 febbraio 2011 a Fermo, dove poi ha nidificato.

Altre due femmine abruzzesi, LL (Porto di Pescara il 21/04/2010) e KL, vengono osservate una sola volta sul litorale sud di Senigallia rispettivamente il 27/05 e il 17/06/2011, mai in compagnia di partner.

Considerata l'ecologia del Fratino e la particolare situazione delle aree frequentate nelle Marche, l'integrazione di inanellamento e monitoraggio si mostra efficace nel fornire una rilevante mole di dati relazionabili fra loro con relativa semplicità. Qui si forniscono solo alcuni spunti di analisi; altri sono presentati in lavori contestualmente pubblicati. In soli due anni di attività nelle Marche è stato possibile ricavare elementi che modificano lo status riportato nella *Check-list* regionale degli uccelli (Giacchini, 2003) mostrando la parziale sedentarietà della specie. Viene confermata la forte filopatria riportata in letteratura, ma anche dinamiche riproduttive particolari, come un caso di poligamia simultanea di un maschio. Il cambio di partner non obbligatoriamente è collegato a fallimenti nella nidificazione; gli intervalli minimi fra covate di rimpiazzo collimano o sono leggermente maggiori di quanto riportato in letteratura (Amat *et al.*, 1999). Un'attenta analisi degli intervalli tra deposizioni, correlata ai dati di monitoraggio già raccolti, potrà ulteriormente chiarire il rapporto tra seconde covate e covate di rimpiazzo. Come ipotizzabile, i soggetti svernanti nelle aree di riproduzione tendono a deporre prima. Sono osservabili trasferimenti di riproduttori tra le due aree stabili di nidificazione nelle Marche e tra litorale di Fermo e le vicine aree riproduttive abruzzesi. Soggetti inanellati in Abruzzo sono stati osservati solo saltuariamente anche sul litorale senigalliese, senza però permanere in zona. Nessun soggetto inanellato nelle aree riproduttive a nord delle Marche è stato sinora avvistato in regione. Il mancato riavvistamento, al termine del periodo riproduttivo, della maggioranza dei pulli inanellati induce all'approfondimento delle dinamiche di dispersione dei giovani, realizzabile solo con un'intensificazione dei monitoraggi a livello interregionale.

Bibliografia

AMAT JA, FRAGA MR, ARROYO MG 1999. THE CONDOR 101: 746-751; GIACCHINI P 2003. RIV. ITAL. ORN. 73(1): 25-45.

Tabella 1 - Variazione nelle date di 1° deposizione 2011 tra soggetti svernanti e non (i codici evidenziati in grigio si riferiscono a soggetti inanellati a Lido di Fermo nel 2010)

SOGGETTI SVERNANTI	Data prima nidificazione 2011	Sito nidificazione	SOGGETTI NON SVERNANTI	Data prima nidificazione 2011	Sito nidificazione
♀BN	18-feb	Senigallia	♂CF	15-20-mar	Senigallia
♂CH	14-mar	Senigallia	♂CN	14-mar	Senigallia
♀CC	25-mar	Senigallia	♂BZ	20-25-mar	Senigallia
♀DF	10-22-mar	Fermo	♀BL	25-mar	Senigallia
♀CS	28-mar	Fermo	♀CT	04-apr	Senigallia
♀BT	31-mar	Senigallia	♀BP	14-apr	Senigallia
♂CL	31-mar	Senigallia	♀CV	15-apr	Senigallia
♀CZ	31-mar	Senigallia			
♂CD	3-apr	Senigallia			
♀CJ	12-18-apr	Fermo			

VALUTAZIONE DELLE MISURE AGROAMBIENTALI DEL PSR VENETO A FAVORE DELLA BIODIVERSITÀ

ALBERTO SORACE[1], STEFANO LO PRESTI[2], FRANCESCO LUCI[2], LORENZA PANUNZI[2], LUCA SATTIN[3], MAURIZIO SIGHELE[4], ALESSANDRA TIMARCO[2] & DANILO TROMBIN[5]

[1]SROPU, via Crippa 60, 00125 Roma, sorace@fastwebnet.it; [2]Agriconsulting, Via Vitorchiano 123, Roma; [3]via E. Toti 27/B, 30034 Mira (VE); [4]Verona Birdwatching, Via Lungolorì 5/a, Verona; [5]Ass.Sagittaria, via Sacro Cuore, 45100 Rovigo

Key Words: RDP Veneto, agri-environment measures, assessment, bird community

Summary *In spring 2010, 140 point-counts were carried out in order to assess the effects of rural development measures in Veneto on abundance and richness of bird species. In organic orchards, number of species and individuals were significantly higher than in conventional orchards. As compared to arable lands, areas with meadows and pastures showed significantly higher values of number and abundance of passerines and species of conservation concern.*

Le pratiche agricole sostenibili e le azioni mirate alla ricostituzione di spazi naturali nel paesaggio agrario sembrano beneficiare la biodiversità (es: Buckwell & Armstrong-Brown, 2004; Newton, 2004; Smallshire *et al*., 2004; Vickery *et al*., 2004; Feehan *et al*., 2005; Marchesi & Tinarelli, 2005; Sanderson *et al*., 2005; Buckingham *et al*., 2006; Declerck *et al*., 2006; Wilson *et al*., 2009). Una specifica indagine è stata avviata per investigare eventuali effetti causati dalle misure agroambientali del PSR Veneto su abbondanza e ricchezza delle specie di uccelli, con particolare riguardo a quelle a priorità di conservazione (All. I Dir. 2009/147/CE; SPEC 1-3, BirdLife International, 2004; LIPU e WWF, 1999). Nella primavera 2010, sono stati effettuati dei rilevamenti ornitologici mediante punti di osservazione/ascolto. I punti sono stati individuati partendo dalla carta DUSAF della regione. Mediante applicativi GIS sono state individuate aree circolari di 3,14 ha occupate interamente dalla tipologia fattuale o controfattuale in esame (es.: frutteti biologici o frutteti tradizionali). Tale dimensione dei cerchi corrisponde a un *buffer* di raggio di 100 m intorno al punto di osservazione/ascolto. Si è operato poi in modo che i *buffer* di una coppia fossero il più omogenei possibile tra loro rispetto ad altre variabili che potrebbero interessare la presenza di specie ornitiche e cioè che ricadessero nella stessa zona altimetrica (pianura, collina, montagna); ricadessero o meno in aree protette o in aree Natura 2000; fossero distanti almeno 250 m e meno di 3-4 km tra di loro; avessero la stessa coltura presente almeno nel 80% della superficie del *buffer*. Sono stati scelti 140 punti secondo il seguente schema: A) 20 coppie di punti in ognuna delle quali il primo punto (fattuale) cadeva in particelle a seminativo con copertura di siepi e boschetti maggiore (almeno 5% in più) del secondo (controfattuale); i punti di questo confronto si trovavano tutti nella provincia di Padova; B) 25 coppie di punti in ognuna delle quali il fattuale cadeva in frutteti biologici e il controfattuale in frutteti convenzionali; i punti erano tutti nella provincia di Verona; C) 25 coppie di punti in ognuna delle quali il fattuale cadeva in zone a prato, pascoli e prati-pascoli e il controfattuale in seminativo; i punti erano dislocati nella provincia di Vicenza. Nel confronto tra aree ad alta e bassa intensità di intervento le analisi sono state condotte inizialmente su tutte le specie ornitiche nidificanti, poi su quelle territoriali il cui territorio ha mediamente una dimensione tale da poterle associare più strettamente alla zona di rilevamento ovvero le specie appartenenti all'ordine dei Passeriformi escludendo quelle con ampio territorio e *home-range* (es.: Corvidi). I punti caratterizzati da una maggiore copertura di siepi e boschetti mostrano valori più elevati per i parametri analizzati (dati non mostrati), ma le differenze risultano statisticamente si-

gnificative solo per l'abbondanza dei Passeriformi (34,4 ind. Vs 26,6 ind.; Wilcoxon test, Z = 1,98; P = 0,048). Riguardo a questo confronto, le tendenze evidenziate dovranno essere confermate da approfondimenti futuri con un campione più cospicuo di punti. Le zone con frutteti biologici ospitano più specie per punto d'ascolto (Z = 1,82; P = 0,07) e più individui (Z = 2,04; P = 0,02) di quelle con frutteti a conduzione tradizionale (Tab. 1) in particolare ospitano un numero maggiore di specie a priorità di conservazione e di individui di queste specie, sebbene le differenze non sono risultate statisticamente significative. Limitando le analisi ai Passeriformi, si conferma che i frutteti biologici ospitano un numero maggiore di specie e un numero maggiore di individui; nel secondo caso le differenze sono risultate statisticamente significative (Z = 1,96; P = 0,049). Pur con le dovute cautele, trattandosi di analisi preliminari, questi di risultati confermano che le pratiche agricole biologiche nei frutteti possono beneficiare la biodiversità (Genghini *et al.*, 2008).

Tabella 1 - Confronto per alcuni parametri della comunità ornitica tra frutteti biologici e a conduzione tradizionale per la Ricchezza di specie (S) e l'Abbondanza di individui (A). Prior = specie prioritarie (All. 1 Dir. 2009/147/CE; SPEC 1-3, BirdLife International, 2004; LIPU & WWF, 1999). Pass = Passeriformi (escludendo le specie della famiglia dei Corvidi)

Frutteti	S	A	S Prior.	A Prior.	S Pass.	A Pass.	S Pass. Prior.	A Pass. Prior.
biologici	28	8,9	9	2,2	18	6,6	4	1,3
tradizionali	25	5,8	8	0,9	17	4,1	5	0,6

Nelle zone a prato-pascolo rispetto ai seminativi si osservano valori più elevati di: numero e abbondanza di specie prioritarie; ricchezza e abbondanza di Passeriformi; numero e abbondanza di specie prioritarie di questo ordine (Tab. 2; Wilcoxon test, in tutti i casi: P < 0,03).

Tabella 2 - Confronto per alcuni parametri della comunità ornitica tra aree a prato-pascolo o a seminativi. Simboli come nella didascalia di Tab.1

	S	A	S Prior.	A Prior.	S Pass.	A Pass.	S Pass. Prior.	A Pass. Prior.
prato/pascoli	12	5,18	6	4,5	6	4,78	4	4,42
seminativo	12	1,68	5	1,2	6	1,28	3	1,06

Nell'ambito dell'obiettivo del PSR di favorire la conservazione e la valorizzazione della biodiversità delle aree agricole, questi risultati indicano la bontà delle azioni che prevedono la realizzazione e il mantenimento di prati e pascoli in quanto la loro presenza promuove l'incremento del numero e dell'abbondanza di specie a priorità di conservazione rispetto alle aree coltivate con seminativi.

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO.12, CAMBRIDGE; BUCKINGHAM DL *ET AL.* 2006. AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT 112: 21-40; BUCKWELL A, ARMSTRONG-BROWN S 2004. IBIS 146(SUPP. 2): 14-21; DECLERCK S *ET AL.* 2006. BIOLOGICAL CONSERVATION 131: 523-532; FEEHAN J *ET AL.* 2005. AGRICULTURE, ECOSYSTEMS & ENVIRONMENT 107: 275-286; GENGHINI M (A CURA DI) 2008. ED. GRAFICHE 3B, TOSCANELLA DI DOZZA (BO); LIPU & WWF 1999. RIV. ITAL. ORN. 69(1): 3-43; MARCHESI F, TINARELLI R 2005. REGIONE EMILIA-ROMAGNA; NEWTON I 2004. IBIS 146: 579-600; SANDERSON F *ET AL.* 2005. IN: BOTA G, MORALES MB, MAÑOSA S, CAMPRODON J (EDS.) 2005. LYNX EDICIONS & CENTRE TECNOLOGIC FORESTAL DE CATALUNYA, BARCELONA; SMALLSHIRE D *ET AL.* 2004. IBIS 146(SUPPL. 2): 250-258; VICKERY JA *ET AL.* 2004. BIOLOGICAL CONSERVATION 119: 19-39; WILSON JD *ET AL.* 2009. UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE.

DATI PRELIMINARI SUL SUCCESSO ALIMENTARE DI PAVONCELLA *Vanellus vanellus* E PIVIERE DORATO *Pluvialis apricaria* IN PERIODO INVERNALE NEL PARCO NAZIONALE DEL CIRCEO (LAZIO, ITALIA CENTRALE)

MARCO TROTTA

S.R.O.P.U., Via di S. Felicola 99, 00134 Roma, marcotrot@gmail.com

Key Words: Circeo National Park, Latium, feeding success, Lapwing, Golden Plover, wintering

Summary *In January 2009 data on the feeding behaviour of lapwings and golden plovers were collected in the Circeo National Park. The Lapwing showed a feeding success of 0.91 prey/minute and spent 59.4% of time in scanning for preys. The Golden Plover showed a feeding success of 1.2 prey/minute and spent 49.8% of time in scanning for preys. High vigilance levels and low feeding success are probably due to disturbance provided by the coastal road alongside the feeding area.*

Durante i mesi invernali, una maggiore disponibilità di tempo da destinare all'alimentazione è fondamentale per permettere agli uccelli di accumulare le provviste energetiche e fronteggiare le condizioni meteorologiche avverse (Owen, 1980; Van Gils *et al*., 2006). In questo studio viene analizzato il *time budget* e il successo alimentare di due Caradriformi svernanti nel Parco Nazionale del Circeo: la pavoncella *Vanellus vanellus* e il piviere dorato *Pluvialis apricaria*. Il Parco Nazionale del Circeo si estende lungo la costa meridionale del Lazio su una superficie di circa 8˙300 ha, tra il lido di Latina e il comune di San Felice Circeo. A ridosso della duna litoranea si sviluppa un ambiente umido costituito da una successione di quattro bacini salmastri circondati da pascoli e prati allagati. Nel periodo 1-31 gennaio 2009, sono stati effettuati dei rilevamenti sugli stormi in alimentazione di pavoncella e piviere dorato in un pascolo lungo le sponde del lago di Fogliano. La zona di foraggiamento, soggetta in periodo autunnale ad allagamenti che si prolungano per alcuni mesi, è adiacente alla strada litoranea e ad una piazzola di parcheggio utilizzata anche come punto di ristoro dai visitatori del parco. Sono stati eseguiti complessivamente, su soggetti in attività trofica, 65 campionamenti della durata di tre minuti: 37 su individui di pavoncella e 28 su individui di piviere dorato. La percentuale del tempo speso dalla pavoncella nell'attività di *scanning* è stata del 59.4% (Fig. 1), per una media pari a 35.7±0.76 secondi/minuto; la specie ha effettuato 2.2±0.13 tentativi di cattura/minuto, il successo alimentare è stato di 0.91±0.06 prede/minuto (Tab. 1). La percentuale del tempo speso dal piviere dorato nell'attività di vigilanza è stata del 49.8% (Fig. 1), per una media pari a 29.9±1.49 secondi/minuto; la specie ha effettuato 2.1±0.14 tentativi di cattura/minuto, il successo alimentare è stato di 1.2±0.11 prede/minuto (Tab. 1). Durante l'attività trofica, i dati raccolti sul *time budget* indicano un impiego diverso del tempo da parte delle due specie (χ^2=192.9; g.l.=2; P<0.01). La posizione di allarme assunta ripetutamente dalla pavoncella non permette alla specie di dedicare un tempo sufficiente all'attività di foraggiamento, il successo alimentare risulta di conseguenza molto basso. Nonostante il piviere dorato investa un tempo minore nello *scanning* e faccia registrare un successo più elevato, i tentativi di cattura non differiscono tra le due specie. Probabilmente, il tempo maggiore dedicato all'alimentazione consente al piviere dorato di localizzare meglio le prede e ottenere una più alta percentuale di successo. Quest'ultimo risulta comunque inferiore a quello conseguito dal chiurlo maggiore *Numenius arquata* nella stessa area di studio (Trotta, 2008); sulla foce del Tago, Granadeiro *et al*. (2006) registrano un

successo più alto per pivieressa *Pluvialis squatarola*, pettegola *Tringa totanus*, pittima reale *Limosa limosa* e pittima minore *Limosa lapponica*. In Inghilterra meridionale, il successo alimentare della pavoncella in ambiente prativo è fino a tre volte superiore a quello rilevato nella mia area di studio (Shrubb, 2007). Il basso successo alimentare della pavoncella potrebbe tuttavia essere compensato dall'attività trofica notturna (Cramp & Simmons, 1983; Shrubb, 2007). In letteratura sono infatti noti i vantaggi che quest'ultima comporta nella cattura dei lombrichi che, nelle ore notturne, risultano maggiormente attivi sulla superficie del terreno (Barnard & Thompson, 1985). L'attività di *scanning* si intensifica quando le temperature sono alte e le ore di luce abbondanti; disponendo di un tempo maggiore per alimentarsi gli individui possono infatti vigilare più frequentemente (Barnard & Thompson, 1985). Tenendo conto del periodo di studio e del basso rischio di predazione a cui sono soggette le due specie in questo tratto del lago di Fogliano (Trotta, 2010), appare plausibile che l'elevata vigilanza possa essere legata al disturbo generato dall'area di sosta adiacente alla zona di foraggiamento. Quest'ultimo, soprattutto durante il *weekend* quando l'afflusso di persone e automezzi è maggiore, potrebbe essere mitigato con la realizzazione di barriere vegetali che consentirebbero alle due specie di diminuire la vigilanza e investire un tempo maggiore nella ricerca delle prede.

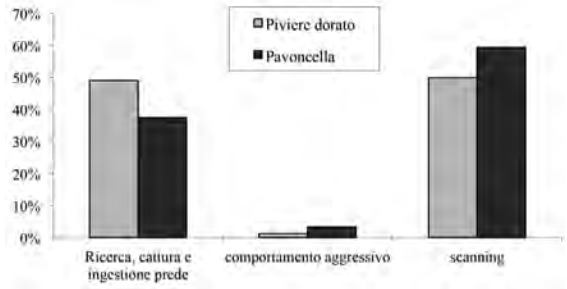


Figura 1 - Time budget di pavoncella e piviere dorato nel Parco Nazionale del Circeo; dati raccolti su soggetti in attività trofica nel mese di gennaio 2009.

Tabella 1 - Media delle azioni di scanning e del tempo speso in comportamento aggressivo e vigilanza; vengono riportati anche i tentativi di cattura al minuto e il successo alimentare (prede/minuto).

	Piviere dorato	Pavoncella
Numero azioni di scanning/minuto	5.4±0.21	6.2±0.13
Tempo di vigilanza (secondi)/minuto	29.9±1.49	35.7±0.76
Comportamento aggressivo (secondi)/minuto	0.7±0.34	1.9±0.55
Numero prede/minuto	1.2±0.11	0.91±0.06
Numero tentativi di cattura/minuto	2.1±0.14	2.2±0.13

Bibliografia

BARNARD CJ, THOMPSON DBA 1985. CROOM HELM STUDIES IN BEHAVIOURAL ADAPTATION; CRAMP S, SIMMONS KEL 1983. OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD; GRANADEIRO JP, DIAS MP, MARTINS RC, PALMEIRIM JM 2006. ACTA OECOLOGICA 29: 293-300; OWEN M 1980. B.T. BATSFORD LTD., LONDON; SHRUBB M 2007. T & AD POYSER, LONDON; TROTTA M 2008. AVOCETTA 32: 41-46; TROTTA M 2010. RIV. ITAL. ORN. 79: 127-135; VAN GILS JA, SPAANS B, DEKINGA A, PIERSMA T 2006. ECOLOGY 87: 1189-1202.

REALIZZAZIONE DI MIGLIORAMENTI AMBIENTALI CON L'IMPIEGO DI WILD FLOWERS IN PROVINCIA DI PISA

GIUSEPPE VECCHIO, FRANCESCA OLIVIERO, MARCO BAGLIACCA, RICCARDO PETRINI & DANIELE SCARSELLI

Studio Agrofauna, Via Mayer 17, Livorno, info@agrofauna.it

KEY WORDS: ENVIRONMENTAL IMPROVEMENTS, INSECTS

Summary *This study aims to test the possibility to increase the effectiveness of environmental improvements for wildlife in agricultural landscapes. For this reason, the seed mixture that is commonly used for the environmental improvements was upgraded with the insertion of 10 wild flowers seed species. The study area is located in a non-hunting area representative of the Pisa plain near the Arno river, known as ZRV of Titignano (coordinates GB 1617350;4836353). For this research 12 plots of 500 m^2 were sowed with different seed species: 4 plots with wild flower seeds only, 1 "maintaining" plot and 7 plots with the common seed mixture upgraded with different levels of wild flower seeds. Insects were caught in each plot by 3 drop traps and 3 air traps and the capture sessions were repeated 5 times. The number of insects was subjected to an ANOVA according to different plots. The different species of insects were subjected to a step-wise selection to find the most important environmental indicators. Our results revealed that the common seed mixture improved with wild flower seeds increased the presence of insects. In particular, the mixtures 60 kg/ha seed mixture improved with 8 kg/ha wild flowers seeds was the most balanced in agronomical terms and, thus, the most effective in attracting insects.*

La riduzione della variabilità ambientale legata al declino delle piante infestanti e degli invertebrati a esse associati è dovuto, secondo alcuni studi, al cambiamento delle pratiche agricole (O'Connor & Shrubb, 1986) Con la meccanizzazione gli appezzamenti sono stati unificati per migliorare l'efficienza delle lavorazioni, con conseguente riduzione delle aree non coltivate (Gardner, 1996; Harvey, 1997; Krebs *et al*., 1999) le quali, nel processo di intensivizzazione, sono state anche affrancate dalla presenza di piante infestanti ed insetti, tramite l'uso di diserbanti ed insetticidi ad ampio spettro (Benton *et al*., 2002). Questo, presumibilmente, ha causato un pesante declino dell'avifauna insettivora (Cheverton, 1999). Tuttavia, anche le specie granivore sono sempre, più o meno, dipendenti dalla fonte di cibo di origine animale nelle prime settimane di vita (Dalke, 1935; Potts, 1986) e quindi anche specie come il fagiano *Phasianus colchicus* e la starna *Perdix perdix* possono aver subito un'influenza negativa da questa cambiamento (Potts, 1986; Martin *et al*., 1996; Vickery *et al*., 2001). La componente floristica presente nelle così dette piante infestanti ha infatti un ruolo importante per l'alimentazione degli insetti fitofagi ed esercita una forte attrazione per tutti gli artropodi che sono la base della dieta dei pulcini (Cheverton, 1999).

Da molti anni vengono realizzati in Toscana interventi di miglioramento ambientale con varie finalità; tra i diversi tipi di interventi le colture a perdere rivestono un ruolo fondamentale. Molti sono i miscugli di sementi che sono stati impiegati per la realizzazione di tali colture. La maggior parte dei miscugli faunistici è basata sulla consociazione di cereali e foraggere. Lo scopo principale è sicuramente quello di aumentare la capacità portante del territorio incrementando la disponibilità di cibo e di siti di rifugio per la fauna stanziale. Con la presente ricerca si è voluto valutare la possibilità di migliorare l'efficienza degli interventi, favorendo la presenza di insetti all'interno degli appezzamenti durante il periodo primaverile-estivo (momento di massimo fabbisogno proteico dei pulcini di galliformi). La ricerca è stata svolta all'interno della Zona di Rispetto Venatorio (ZRV) di Titignano

(comune di Cascina, Pisa; coordinate GB 1617350;4836353). Per il progetto sono stati utilizzati un totale di 12 appezzamenti di 500 m^2. Di questi, sette erano appezzamenti di colture a perdere, suddivisi come indicato in Tab. 1.

Tabella 1: percentuali di sementi utilizzate negli appezzamenti

Identificazione appezzamento	Tipo di miscuglio
A	100% miscuglio faunistico (6kg)
B	50% miscuglio faunistico (3 kg) + 400 gr essenze floreali
C	25% miscuglio faunistico (1,5 kg) + 400 gr essenze floreali
D	0 % miscuglio faunistico + 400 gr essenze floreali
E	100% miscuglio faunistico (6 kg)+ 400 gr essenze floreali
F	75% miscuglio faunistico (4,5 kg) +400 gr essenze floreali
G	0 % miscuglio faunistico + 400 gr essenze floreali

Il miscuglio di essenze floreali selvatiche utilizzate è costituito da: *Anthemis arvensis, Cenraurea cyanus, Consolida regalis, Legousia speculem veneris, Papaver apulum, Papaver rhoaes, Ranunculus sardus, Sherardia arvensis, Viola arvensis.* Il miscuglio faunistico è costituito da: *Triticum aestivum* (65%), *Hordeum vulgare* (30%) e *Hedysarum coronarium (5%).*

Sono stati utilizzati come controllo quattro appezzamenti di colture in purezza, (*Triticum durum, Medicago sativa, Sorghum vulgare, Glycine max*) e un appezzamento di coltura a perdere mantenuta sul campo per 17 mesi, cioè sei mesi oltre il periodo di normale permanenza senza che su questa si intervenga in nessun modo.

Il monitoraggio è stato effettuato nel mese di giugno in concomitanza con il massimo sviluppo vegetativo. Per la valutazione del successo agronomico abbiamo attribuito un punteggio (da 1 a 3) alla presenza effettiva delle essenze ogni 25 metri in un raggio di 2 m intorno all'osservatore. Per la valutazione della presenza di artropodi abbiamo posizionato trappole come sotto indicato:

- trappole terrestri ottenute tagliando a 2/3 di altezza una bottiglia di plastica da 1,5 l e posizionando, capovolta, la parte terminale dentro la parte basale della stessa; le trappole così realizzate sono state quindi interrate e gli ultimi 3 cm riempiti con una miscela di acqua, zucchero e sapone. Sono state utilizzate tre trappole per ciascun appezzamento, disposte a 25 m di distanza l'una dall'altra;
- trappole aeree costituite da fogli adesivi cromotropici di 10 cm x 10 cm. Sono state utilizzate tre trappole per ciascun appezzamento, disposte a 25 m di distanza l'una dall'altra.

Sono state effettuate cinque sessioni di raccolta degli insetti con relativa identificazione tramite stereoscopio e guide con chiavi dicotomiche. Le analisi statistiche utilizzate sono state l'ANOVA seguita da Tukey-Kramer in funzione del tipo di appezzamento e la *step-wise selection* (ingresso P=0.25, esclusione P=0.1) applicata alla presenza delle diverse specie di insetti per individuare i *taxa* più influenzati dalle differenze esistenti tra gli appezzamenti (Tab .1). I miscugli B, C e D sono quelli che hanno mostrato il migliore indice di variabilità di specie botanica, Le essenze floreali più abbondanti sono state *Sherardia arvensis, Anthemis arvensis e Cenrarurea cyanus; Ranunculus sardus e Papaver rhoaes* non sono mai stati rinvenuti negli appezzamenti (Fig 1).

Confrontando il numero di insetti catturato nelle trappole terrestri non si è raggiunta la minima

differenza significativa fra gli appezzamenti sperimentali seppure il maggior numero di insetti sia stato catturato in B (B=375, E+F=241, C=192, A=170, D=131) (Fig. 2). Nelle trappole aeree, viceversa, il numero degli insetti catturati è differito statisticamente fra le tesi sperimentali (A=1680b, B=1579b, C=1560ab, D=1352a , E+F=1299a; P<0,05) (Fig. 3). Quindi si può affermare che l'appezzamento B è risultato avere il maggiore potere attrattivo nei confronti degli insetti. Gli appezzamenti con fiori hanno avuto maggior effetto sugli insetti aerei rispetto a quelli terrestri in termini di quantità e tipo di insetti attratti. (Fig. 2 e 3). Nel grafico le tesi con lettere diverse sono differenti statisticamente per p<0.05.

Delle 50 diverse famiglie e/o specie di insetti monitorati nelle diverse zone sperimentali e di controllo sono state individuate 13 famiglie e/o specie che risultano meglio utilizzabili come indicatori di miglioramento ambientale. In particolare è sufficiente monitorare solo cinque specie/famiglie(*Elasmucha grisea*, *Phoridae*, *Chrisis, Ocypus olens, Cantharida*e) per rilevare differenze significative (P=0.9481) tra gli appezzamenti coltivati con i miglioramenti e quelli sottoposti ai normali avvicendamenti. I miglioramenti ambientali con l'aggiunta di essenze floreali hanno favorito l'entomofauna. (Fig. 4) L'appezzamento di coltura a perdere mantenuta sul campo per 17 mesi, mostra un numerosità di catture non significativamente diversa dagli appezzamenti sperimentali C, A e B e dal punto di vista gestionale potrebbe dare lo stesso valido sostegno all'entomofauna risparmiando quindi in termini economici rispetto agli altri interventi (Fig. 4).

Si ringrazia l'Ambito Territoriale di Caccia n°14 Pisa Occidentale per il finanziamento del progetto ed in particolare il Presidente Mauro Bettini e il responsabile dell'ufficio amministrativo Saverio Ciampa per il supporto fornito in ogni momento.

Bibliografia

BENTON J, BRYANT DM, COLE L, CRICK HQP 2002. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 39: 673-687; CHEVERTON PA 1999. WILFLIFE BIOLOGY 5: 83-92; DALKE PD 1935. AM. GAME 24: 43-46; GARDNER B 1996. ROUTLEDGE, LONDON, UK; HARVEY G 1997. VINTAGE, LONDON, UK; KREBS JR, WILSON JD, BRADBURY RM, SIRIWARDENA GM 1999. NATURE 400: 611-612; MARTIN PA, JOHNSON DL, FORSYTH DJ 1996. ENVIRONMENTAL TOXICOLOGY AND CHEMISTRY 15(4): 518-524; O'CONNOR RJ, SHRUBB M 1986. CAMBRIDGE UNIVERSITY PRESS, CAMBRIDGE; POTTS GR 1986. COLLINS, LONDON; VICKERY J, TALLOWIN J, FEBER R, ASTERAKI E, ATKINSON P, FULLER R, BROWN V 2001. JOURNAL OF APPLIED ECOLOGY 38: 647-664.

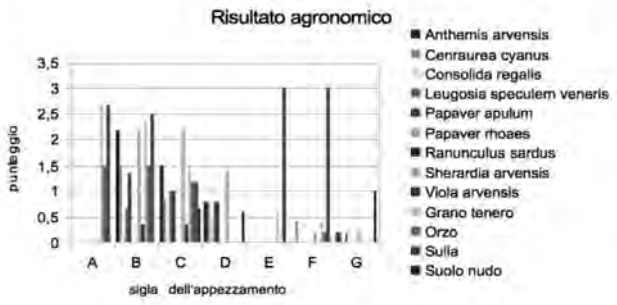


Figura 1 - Confronto agronomico delle specie rinvenute negli appezzamenti sperimentali

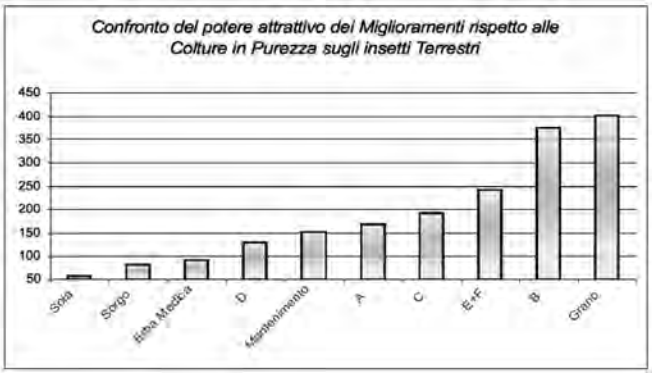


Figura 2 - Numero di insetti medio catturato negli appezzamenti sperimentali confrontato con gli appezzamenti con coltivazioni in purezza (trappole terrestri)

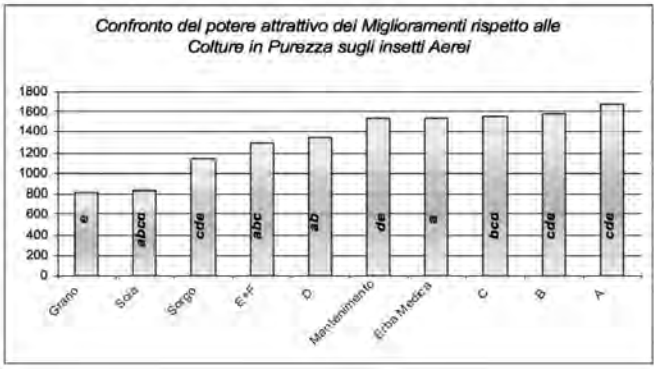


Figura 3 - Numero di insetti medio catturato negli appezzamenti sperimentali confrontato con gli appezzamenti con coltivazioni in purezza(trappole aeree)

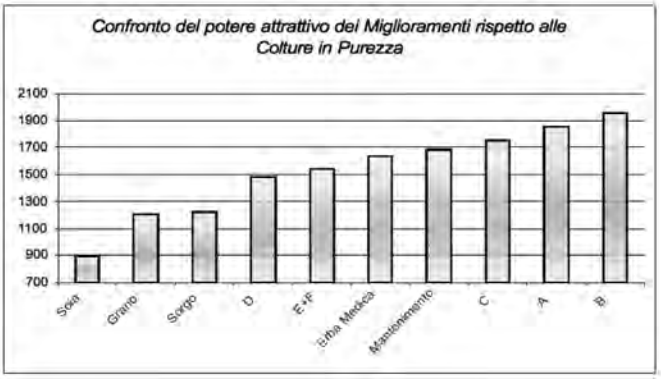


Figura 4 - Totale insetti catturati negli appezzamenti sperimentali e in purezza (trappole aeree e terrestri)

SPECIE A PRIORITÀ DI CONSERVAZIONE PRESENTI IN ALCUNI CAMPI DA GOLF ITALIANI

MARTA VISENTIN[1], ALBERTO SORACE [1], RENZO IENTILE[1] & ALBERTO FANFANI[2]

[1]Darwin Società Cooperativa, via Donatello 39, 00196 Roma, martavisentin68@gmail.com;
[2]Università di Roma La Sapienza, Dip. Biologia Animale e dell'Uomo, Viale dell'Università 32, 00185 Roma

Key Words: Italy, golf courses, bird species, conservation

Summary *The Italian Golf Federation promoted a study to investigate the breeding birds in 15 golf courses: 4 in Lombardy, 1 in Veneto, 2 in Tuscany, 4 in Latium and 4 in Sicily. On the whole, 74 breeding species were recorded; 23 of them were species of conservation concern. Among these species, the more widespread were* Hirundo rustica *(73,3% of studied golf courses),* Picus viridis *(66,7%),* Muscicapa striata *(66,7%),* Passer montanus *(66,7%) and* Falco tinnunculus *(60,0%). Other species of conservation concern that use golf courses as feeding habitat are* Ardea cinerea, Egretta garzetta, Falco peregrinus, Coturnix coturnix, Caprimulgus europaeus, Apus melba.

Alcune ricerche indicano che i campi da golf gestiti naturalisticamente, cioè mantenendo e incrementando gli spazi naturali e utilizzando tecniche agronomiche per una manutenzione ecocompatibile del tappeto erboso, possono contribuire a un aumento della ricchezza ornitica di un territorio favorendo anche specie a priorità di conservazione (Sorace & Visentin, 2002 e 2007; Sorace *et al*., 2002; Visentin *et al.*, 2003). Nella primavera 2011, grazie al contributo della Federazione Italiana Golf, è stata avviata una ricerca sulle specie ornitiche presenti in un campione selezionato di circoli di golf italiani.

Sono stati effettuati dei rilevamenti ornitologici nei seguenti campi da golf: Carimate, La Pinetina, Le Rovedine, Milano (Lombardia); Montecchia (Veneto); Punta Ala, Argentario (Toscana); Olgiata, Le Querce, Fiuggi, Roma (Lazio); Verdura, Donnafugata, Il Picciolo, Le Madonie (Sicilia). Ciascun campo è stato visitato in una giornata nel periodo 17 maggio – 14 giugno. Durante la visita, l'area del campo da golf veniva percorsa nella sua interezza per individuare le specie presenti. Tutti gli avvistamenti di ogni specie ornitica venivano riportati su una mappa dell'area. Sono state considerate specie a priorità di conservazione quelle incluse in All. 1 della Dir. 2009/147/CE, le SPEC 1-3 (BirdLife International, 2004) e le specie inserite nella Lista Rossa italiana (LIPU & WWF, 1999).

Complessivamente sono state rilevate 74 specie nidificanti di cui 23 a priorità di conservazione. Il numero di specie registrato nei diversi campi è variato tra 19 e 38, mentre il numero di quelle a priorità di conservazione è variato tra 3 (dato rilevato nel campo 'Il Picciolo' in Sicilia) e 11 (campo 'Donnafugata' in Sicilia; Tab. 1). Tra queste ultime, le specie più diffuse sono risultate: *Hirundo rustica* (presente nel 73,3 % dei campi), *Picus viridis* (66,7 %), *Muscicapa striata* (66,7 %), *Passer montanus* (66,7 %) e *Falco tinnunculus* (60,0 %) (Tab. 1). Altre specie risultano invece localizzate essendo presenti in uno solo dei campi investigati (*Pernis apivorus*, *Falco subbuteo*, *Athene noctua*, *Apus pallidus*, *Dendrocopos minor*, *Lophophanes cristatus*, *Poecile palustris*) (Tab. 1). Oltre alle specie riportate in Tab. 1, altre a priorità di conservazione, estivanti o nidificanti in aree vicine ai campi da golf, frequentano come habitat trofico i circoli di golf: *Ardea cinerea*, *Egretta garzetta*, *Falco peregrinus*, *Coturnix coturnix*, *Caprimulgus europaeus*, *Apus melba*. Questi risultati preliminari

confermano che i campi da golf possono ospitare diverse specie di interesse conservazionistico. Per alcune di queste specie, i percorsi di golf potrebbero costituire un rifugio in aree a elevata antropizzazione (aree urbane o caratterizzate da pratiche agricole intensive) (Sorace & Visentin, 2007).

Ringraziamenti

Si ringrazia la Federazione Italiana Golf per aver finanziato la realizzazione di questa ricerca. Si ringraziano i responsabili dei circoli di golf in cui si è svolto lo studio per la cortese collaborazione e Alessandro De Luca, Guido Pinoli, Giampiero Sammuri, Carlo Di Leo della Servizi Forestali per le utili informazioni fornite, in particolare Bruno Massa per il supporto alla ricerca.

Tabella 1 - Specie a priorità di conservazione presenti in 15 campi da golf italiani. F: Fiuggi, O: Olgiata, R: Roma, Q: Le Querce, P: Punta Ala, A: Argentario, M: Montecchia, LR: Le Rovedine, Mi: Milano, LP: La Pinetina, C: Carimate, V: Verdura, D: Donnafugata, Pi: Il Picciolo, Ma: Le Madonie. No. circoli: numero di circoli in cui la specie è presente.

	F	O	R	Q	P	A	M	LR	Mi	LP	C	V	D	Pi	Ma	No. circoli	%
Pernis apivorus										X						1	6,7
Falco tinnunculus			X	X	X	X	X	X	X		X	X	X			9	60,0
Falco subbuteo								X								1	6,7
Streptopelia turtur				X	X							X		X	X	5	33,3
Athene noctua													X			1	6,7
Apus pallidus													X			1	6,7
Merops apiaster												X	X		X	3	20,0
Upupa epops		X		X	X								X	X	X	6	40,0
Jynx torquilla	X					X										2	13,3
Dendrocopos minor									X							1	6,7
Picus viridis	X	X		X	X	X	X	X	X	X	X					10	66,7
Galerida cristata												X	X			2	13,3
Hirundo rustica	X	X	X	X	X	X	X	X				X	X		X	11	73,3
Delichon urbicum					X	X						X			X	4	26,7
Phoenicurus phoenicurus									X		X			X		3	20,0
Muscicapa striata	X	X	X	X	X	X		X		X		X	X			10	66,7
Lophophanes cristatus										X						1	6,7
Poecile palustris										X						1	6,7
Lanius collurio			X			X		X								3	20,0
Sturnus vulgaris	X	X	X	X	X	X	X	X	X		X					10	66,7
Passer montanus	X	X	X	X		X	X					X	X	X	X	10	66,7
Carduelis cannabina												X	X		X	3	20,0
Emberiza calandra						X						X	X			3	20,0
Numero di specie	6	6	6	8	8	10	5	7	5	5	4	10	11	3	7		

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004. BIRDLIFE INTERNATIONAL. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO.12, CAMBRIDGE; LIPU, WWF 1999. RIV. ITAL. ORN. 69(1): 3-43; SORACE A, DETTORI C, VISENTIN M 2002. AVES ICNUSAE 5: 3-17; SORACE A, VISENTIN M 2002. ALULA 9: 46-55; SORACE A, VISENTIN M 2007. LANDSCAPE AND URBAN PLANNING 81: 81-90; VISENTIN M, FOSCOLO FOSCHI U, SORACE A 2003. AVOCETTA 27: 76.

Sessione sesta

AVIFAUNA E ATTIVITÀ VENATORIA

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

IL PRELIEVO VENATORIO DI ANATIDI IN ITALIA

MICHELE SORRENTI [1], GABRIELE FASOLI [2] & ALFONSO LENZONI [3]

[1] Ufficio Avifauna Migratoria Federazione Italiana Della Caccia, via Salaria 298/A, 00199 Roma, acma_ricerche@yahoo.com; [2] ACMA Associazione Cacciatori Migratori Acquatici, Via Messina 45, 20154 Milano; [3] ACMA, Via Vangelisti 1688, 55041 Camaiore

Key Words: hunting, harvest, ducks, trends, index

Summary *Ufficio Avifauna Migratoria of Federazione Italiana della Caccia and ACMA intend to create a monitoring scheme on duck harvest in Italy, as so far a survey at a national level does not exist. We collected data from public Administrations (Regions and Districts) and hunters. These data allowed to evaluate differences of the duck distribution between inland and coastal areas. The composition of the duck harvest showed regional differences. For example, there is an increase of mallards from northern to southern Italy. The highest duck harvest has been collected in northern Italy and particularly in the northern Adriatic area. Data collected by Regions are unreliable for quantitative estimates although they are reliable for abundance indexes. Here, the variation of the abundance index for Toscana and Sicilia region are presented. Another index of abundance is presented for Modena district, where a cooperation between the Administration and local hunting departments allowed to obtain a good sample useful for quantitative estimates. Data collected directly from hunters were used to calculate estimates of total duck harvest, including a detailed species composition in the Po delta public hunting area in Veneto region. We consider that hunters are confident to declare their harvest to a hunter organization, so that such data are the best available so far to calculate migratory bird harvest.*

In Italia non esiste ad oggi un sistema pubblico centralizzato di raccolta ed elaborazione dei dati di prelievo venatorio compiuto sugli uccelli migratori. Alcune regioni dispongono di serie pluriennali di dati dei tesserini venatori, sui quali tuttavia non sono state compiute elaborazioni statistiche per determinare una stima del carniere complessivo eseguito nelle diverse stagioni. L'ACMA (Associazione Cacciatori Migratori Acquatici) attraverso l'Ufficio Coordinamento Ricerche (oggi confluito nell'Ufficio Avifauna Migratoria della Federazione Italiana della Caccia – FIDC), ha nel passato coinvolto i cacciatori-rilevatori associati a inviare i dati dei prelievi di uccelli acquatici compiuti, ottenendo valutazioni sulla composizione in specie del carniere italiano di anatidi e stime quantitative per la regione Emilia Romagna (Sorrenti *et al.*, 1999). Successivamente sono stati presentati lavori sui carnieri di anatidi nel delta veneto del fiume Po (Sorrenti *et al.*, 2006) e per i laghi artificiali delle province di Firenze e Prato (Sorrenti *et al.*, 2005). Le collaborazioni con FACE e OMPO hanno in alcuni casi portato gli autori a fornire stime approssimative sui prelievi nazionali, che sono state pubblicate in lavori dell'Unione Europea (Tucker, 1996,) o in riviste di settore faunistico venatorio (Mooij, 2005). La nascita dell'Ufficio Avifauna Migratoria della FIDC intende incrementare la raccolta dei dati propri dei cacciatori e costituire un archivio di tutte le informazioni disponibili riguardanti i prelievi di avifauna migratoria in Italia, allo scopo di fornire dati utili ai progetti internazionali di gestione dell'avifauna e di collaborare al monitoraggio delle popolazioni degli uccelli migratori cacciabili. In questo lavoro si presentano i risultati ottenuti negli anni successivi al 2000, derivanti sia dalla ricerca autonoma ACMA e FIDC, sia dalla raccolta di dati dei tesserini regionali, sia di altri enti (Province, aree a regolamento particolare, ATC) che richiedono ai cacciatori di acquatici la compilazione di schede sui prelievi, indipendenti dai tesserini venatori regionali.

Area di studio e metodi

La ricerca è stata estesa a tutto il territorio nazionale, attraverso la rete di rilevatori ACMA-FIDC, costituita da circa 300 nominativi. A queste persone è stato inviato un modulo riassuntivo dei prelievi compiuti diviso per ogni mese e con i totali della stagione distinti per ogni specie. Per ogni specie era richiesto anche il numero di capi feriti e non raccolti. Nel modulo erano inoltre richiesti i dati delle giornate di caccia effettuate, da parte di quanti cacciatori, la località e il tipo di caccia effettuato, se in zona umida artificiale o naturale, se da appostamento fisso o temporaneo, se in caccia vagante o in azienda faunistico venatoria. I moduli venivano inviati all'inizio della stagione e rispediti entro il mese di marzo. L'Ufficio Avifauna Migratoria della FIDC ha richiesto alle regioni italiane di fornire i dati disponibili dalla lettura dei tesserini venatori, oppure li ha ricercati sui siti internet, ove disponibili, e li ha archiviati. Gli autori, in collaborazione con rilevatori e delegati ACMA-FIDC hanno inoltre richiesto dati sui prelievi alla provincia di Modena e al Comitato di Gestione dell'Area a Particolare Gestione (APG) " Lagune di Orbetello", che compie una raccolta autonoma dei dati di carniere, con un apposito tesserino per i soci dell'APG. I dati ottenuti dalla regione Toscana, riguardanti la lettura dei tesserini venatori, sono stati divisi per il numero dei tesserini letti per ogni stagione al fine di "pesare" il prelievo totale almeno per una variabile. La regione Sicilia ha compiuto un'analisi dei tesserini venatori dalla stagione 2003-04 al 2008-09 e ha reso disponibili i risultati sul sito regionale. Sono stati elaborati i dati riguardanti gli anatidi dividendo il numero di capi dichiarati abbattuti per la somma delle giornate di caccia effettuate (sommatoria di tutte le giornate di tutti i cacciatori). In provincia di Modena è stata compiuta una raccolta dati fra la provincia e l'Ambito territoriale di caccia Modena 1. Il campione di appostamenti nel corso delle stagioni era il seguente: 2002-03: 28; 2003-04: 26; 2004-05: 31; 2005-06: 27; 2006-07: 40; 2007-08: 38; 2008-09: 37; 2009-10: 60; 2010-11: 60. Nella provincia di Modena sono presenti 60 appostamenti. I collaboratori hanno fornito in alcuni casi il numero degli impianti di caccia specializzati agli anatidi presenti nelle diverse aree. La regione Friuli ha reso disponibili i dati dei prelievi per la stagione 2010-11, mentre la Provincia di Venezia ha fornito i dati dei registri delle AFV della Laguna di Venezia della stagione 2009-10. Nel delta veneto del fiume Po è stata compiuto uno studio in collaborazione fra ACMA e ATC 4A3 Delta del Po con lo scopo di stimare il prelievo totale di uccelli acquatici nel territorio dell'ATC. Nell'area di caccia programmata dell'ATC sono presenti circa 300 appostamenti fissi per acquatici, che sono generalmente utilizzati da coppie di cacciatori. Lo studio è stato compiuto estendendo i risultati ottenuti in un campione di circa il 10% degli appostamenti alla totalità di questi. E' stata compiuta una raccolta dati differenziata fra appostamenti di caccia e cacciatori vaganti generalisti. I dati sono stati elaborati secondo una distribuzione di Poisson con intervalli di confidenza al 95%. I dati raccolti direttamente e quelli ottenuti dalle diverse fonti interpellate sono stati elaborati per presentare le differenze esistenti nella composizione in specie del carniere in diverse zone d'Italia, per stimare il totale del prelievo dove si è ottenuto un campione significativo e per calcolare indici di abbondanza su serie pluriennali di dati.

Risultati e discussione

E' stato possibile determinare la composizione percentuale del carniere di anatidi in diverse regioni e sotto zone regionali dal nord Italia al centro e sud. La composizione percentuale del prelievo cambia dalle aree del nord Italia a quelle del centro e del sud come esposto nella tabella 1. Si nota che la percentuale di presenza del germano reale varia dal 70% della provincia di Modena al 66 % in regione Friuli e AFV della Laguna di Venezia, al 31% della regione Toscana e si riduce drasticamente al 6-7% in Campania e Calabria (cacciatori specialisti di acquatici-rilevatori ACMA). L'al-

zavola rappresenta la specie più abbattuta in Italia centrale e meridionale. Le anatre tuffatrici sono abbattute in percentuali molto basse nella gran parte delle zone, fatta eccezione per i grandi laghi del nord Italia. Per la Toscana sono calcolati indici cinegetici di abbondanza riportati nella Fig. 1. Se si ritiene costante negli anni la compilazione dei tesserini da parte dei cacciatori in regione Toscana, è possibile valutare l'indice di abbondanza nel carniere come un riflesso della presenza delle varie specie, che può integrare i risultati derivanti da altre metodiche di monitoraggio (es. censimenti IWC). L'attività venatoria infatti, svolgendosi nel periodo autunnale, può dare informazioni quantitative sull'entità del transito post nuziale, che con le attuali metodiche di studio degli anatidi non viene rilevato. Da quanto riportato nella Fig. 1 il prelievo di anatidi appare in leggera diminuzione, imputabile in particolare alla specie germano reale, mentre l'alzavola e il fischione appaiono stabili, e il mestolone il leggero aumento. Un picco di abbattimenti si è verificato nella stagione 2005-06. Si deve tuttavia considerare che non sono state rese note le giornate di caccia totali usufruite, a differenza di quanto elaborato dalla regione Sicilia, di conseguenza gli indici calcolati per la Toscana non sono pesati per questo parametro, ma solo per il totale dei tesserini letti.

Tabella 1 - Composizione percentuale per specie nel carniere di anatidi in alcune zone d'Italia.

	Fonte dati	Stagioni	N. Cacciatori	Anas crecca	Anas plathyr.	Anas penelope	Anas acuta	Anas strepera	Anas clypeata	Anas querquedula	Aythya ferina	Aythya fuligula	N
Friuli dati tesserini	Reg. Friuli	2010-11	5 AFV e 15 distretti venatori non dichiarato numero cacciatori	12,9	66,2	19,0	0,6	1,3	0,6	0,1	0,2	0,1	**14206**
AFV Laguna VE	Reg. Veneto	2009-10	Dati relativi ai 24 AFV	23,5	65,9	4,4	1,1	2,0	2,0	0,0	0,1	0,0	**43687**
Modena app. fissi	P.Modena-ATC	Da 2002-03 a 2010-11	Da 38 app. per circa 112 cacciatori nel 2002/03 a 60 app. per circa 240 cacciatori	21,3	70,1	3,0	1,1	0,8	2,1	0,4	1,1	0,1	**41323**
Brescia app.fissi pianura	ACMA	2009-10	8 appost. Per circa 24 cacciatori	33,0	31,0	6,5	0,3	2,6	2,0	1,3	1,5	1,3	**1497**
Lago d'Iseo app. fissi	ACMA	2004-10 a 2010-11	4 appost. Per circa 56 cacciatori	14,7	31,8	7,7	1,1	3,8	2,7	0,1	27,8	10,7	**1868**
Delta Po Veneto ATCapp. fissi	ACMA-ATC	2007-08	27 appost. Per circa 54 cacciatori	28,0	31,6	19,4	3,0	7,2	2,9	0,7	5,2	2,0	**1612**
Delta Po Veneto ATC generici	ACMA-ATC	2007-08	13 cacciatori	34,9	41,5	6,0	1,7	3,1	2,5	0,7	3,6	4,2	**287**
Rimini app. fissi	ACMA	2010-11	5 appost. Per circa 20 cacciatori	46,2	35,4	13,5	0,6	4,3	3,0	1,1	3,0	0,8	**372**
APG Lagune di Orbetello GR	APG Orbetello	Da 2001-02 a 2008-09	max 416 cacciatori (stag. 2002-03) min 120 cacciatori (stag.2007-08)	20,3	35,7	20,7	5,0	1,1	6,9	0,1	5,6	0,6	**10306**
Toscana dati tesserini	Reg.Toscana	Da 2004-05 a 2009-10	Da 115 a 77 dalla stagione 2004-05 a 56609 dalla stagione 2009-10	31,4	33,8	8,3	11,3	3,3	5,5	1,0	3,4	1,1	**119444**
Campania app. fissi CE	ACMA	2004-05 e 2005-06	3 appost per circa 12 cacciatori nel 2004-05 e 8 app. per circa 32 cacciatori nel 2005-06	30,5	6,1	11,1	11,0	11,1	13,7	2,5	9,3	4,6	**4181**
Calabria cacciatori specialisti	ACMA	2004-05	Circa 18 cacciatori	40,3	6,9	25,4	4,5	4,0	7,2	2,0	7,2	2,6	**807**
Sicilia dati tesserini	Reg. Sicilia	Da 2003-04 a 2009-05	min 23855 (stag. 2003-04, max 34016 (stag. 2007-08)	25,7	20,0	25,7	13,6	0,0	6,7	0,0	7,4	0,6	**30995**
Sicilia Pachino	ACMA	2006-07	1 cacciatore	33,6	3,8	22,4	11,2	0,9	13,1	0,1	7,5	3,6	**107**

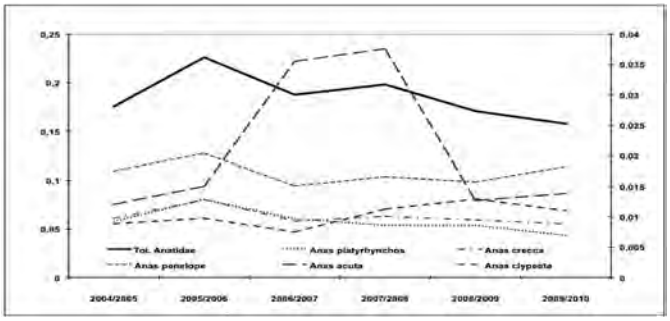


Figura 1 - Media prelievo di anatidi per tesserino in regione Toscana.

Per la provincia di Modena sono stati elaborati dei grafici dei prelievi medi per appostamento nel corso di 9 stagioni venatorie (dal 2002-03 al 2010-11). Nella Fig. 2 sono esposti gli andamenti del prelievo medio per appostamento del totale degli anatidi abbattuti e delle specie germano reale e alzavola, che costituiscono insieme il 90,4 % del carniere di anatidi in questa provincia. I risultati per il totale degli anatidi e per alcune specie sono esposti nella Fig. 2.

Nella provincia di Modena il carniere medio per appostamento ha avuto un picco nella stagione 2004-05, dovuto ad un aumento delle specie alzavola e germano, ma anche di quelle non riportate nella Fig. 2 (fischione, mestolone, codone, canapiglia). Il carniere totale medio fluttua attorno ad un valore di 120 capi, e le specie germano reale ed alzavola appaiono abbastanza stabili.

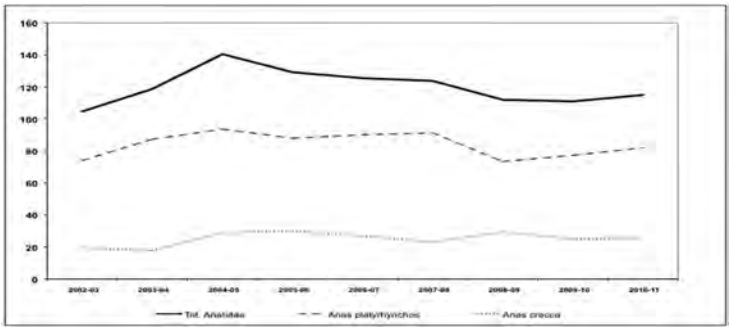


Figura 2 - Media del carniere annuale nel campione di appostamenti fissi per acquatici in provincia di Modena nel corso delle stagioni di studio (dati provincia di Modena-ATC Modena3).

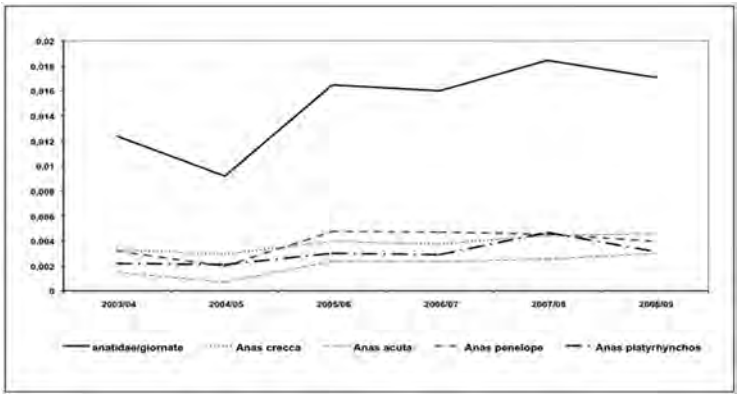


Figura 3 - Variazione del prelievo medio di anatidi per giornata di caccia in Sicilia nel corso di sei stagioni venatorie (dati tesserini regionali).

Il prelievo medio di anatidi per giornata di caccia appare in incremento in Sicilia e questo aumento è determinato dall'incremento del prelievo medio delle quattro specie esposte in Fig. 3.

Lo studio compiuto nel delta veneto del fiume Po (territorio ATC) ha consentito di stimare il prelievo totale nelle stagioni 2003-04 e 2007-2008 e di confrontarlo con la stima del 2002-03 pubblicata in Sorrenti *et al.* (2006). In Tab. 2 sono riportati i valori medi delle stime per le varie

specie e la percentuale di presenza di ogni specie nel carniere totale stagionale.

Tabella 2 - Stime del carniere totale di anatidi nel delta veneto del fiume Po nel territorio ATC (escluse AFV), ottenuta con dati ACMA-FIDC.

Specie	2002-03	%	2003-04	%	2007-08	%
Anas crecca	8354	24,0	7077	18,5	9840	9840,0
Anas platyrhynchos	10447	30,1	16741	43,8	12213	12213,0
Anas penelope	6649	19,1	7420	19,4	4386	4386,0
Anas acuta	1397	4	732	1,9	776	776,0
Anas querquedula	266	0,7	31	0,1	200	200,0
Anas clypeata	865	2,5	260	0,7	935	935,0
Anas strepera	2026	5,8	2071	5,4	1707	1707,0
Aythya ferina	3657	10,5	3308	8,6	1499	1499,0
Aythya fuligula	1087	3,1	618	1,6	842	842,0
Totale anatidi	34748	100	38258	100	32398	32398

Si ritiene che le inchieste dell'Ufficio Avifauna Migratoria, svolte direttamente con i cacciatori, forniscano stime attendibili dei prelievi a livello locale, anche se non sono attualmente in grado di stimare il totale del carniere nazionale di anatidi. Il monitoraggio dei prelievi è tuttavia fondamentale per una corretta gestione, per cui è necessario trovare velocemente un metodo di raccolta standardizzata di dati che possa fornire anno per anno una stima dei prelievi compiuti. In quest'ottica si ritiene che la collaborazione delle strutture di ricerca delle organizzazioni dei cacciatori. sia determinante per ottenere la fiducia dei cacciatori a trasmettere dati attendibili. Il confronto fra risultati ottenuti con diverse metodiche può consentire inoltre di valutare la correttezza dei dati raccolti e di correggerne gli errori. Le serie pluriennali di dati dei prelievi contribuiscono inoltre al monitoraggio delle presenze di anatidi in Italia, in particolare per le popolazioni migratrici, difficilmente studiabili con altri metodi.

Ringraziamenti Ringraziamo tutti i rilevatori che hanno contribuito alla raccolta dati, il Presidente FIDC Gianluca Dall'Olio, il Vice Presidente e responsabile dell'Ufficio Avifauna Migratoria FIDC Lorenzo Carnacina, l'Assessore alla caccia della Provincia di Modena Giandomenico Tomei, Vainer Tassi delegato regionale ACMA dell'Emilia Romagna, Maurizio Lodi dell'ATC Modena 3, Roberto Errico della Regione Toscana, Silvia Falena, Flaminia De Filippi dell'Ufficio Avifauna Migratoria FIDC, Calogero Pistone della Regione Sicilia.

Bibliografia

SORRENTI M, FASOLI G, CONCIALINI A 1999. IN: THOMAIDES C, KYPRIDEMOS N (EDS.). PROCEEDINGS INTERNATIONAL UNION OF GAME BIOLOGISTS XXIV CONGRESS THESSALONIKI, GREECE, PP. 104-118; SORRENTI M, CARNACINA L, RADICE D, COSTATO A 2006. IN: BOERE GC, GALBRAITH CA, STROUD DA (EDS.). WATERBIRDS AROUND THE WORLD. EDS.. THE STATIONERY OFFICE, EDINBURGH, UK PP. 864-865; SORRENTI M, RADICE D, BINI F 2005. AVOCETTA 29: 67; TUCKER G 1996. FINAL REPORT FOR DGXI EUROPEAN COMMISSION. ECOSCOPE APPLIED ECOLOGISTS, CAMBRIDGE UK; MOOIJ JH 2005. BEITRÄGE ZUR JAGD- UND WILDFORSCHUNG, BD. 30: 49-76.

IL RISCHIO DI SATURNISMO NEGLI UCCELLI NECROFAGI IN RELAZIONE ALLE ATTUALI MODALITÀ DI CACCIA DEGLI UNGULATI

ENRICO BASSI*, MARIA FERLONI**, ALESSANDRO GUGIATTI*, LUCA PEDROTTI* , MAURO DI GIANCAMILLO*** & GUIDO GRILLI***

**Parco Nazionale dello Stelvio, Via De Simoni 42, Bormio (SO), rxxbas@tin.it; **Provincia di Sondrio; ***Facoltà di Veterinaria Università di Milano.*

Key Words: shot ungulates, scavengers, lead contamination, saturnism, modification hunting habits, raptors

Summary *Wildlife may be exposed to lead contamination as a consequence of hunting activities. Waterfowls and grouses may directly assume lead from the ground (primary assumption), while in raptors lead intoxication may be due to the ingestion of preys with elevated lead concentrations in their tissues (secondary assumption). Recent studies demonstrated that viscera of shot ungulates are quite often directly contaminated with lead due to bullet fragmentation after the shot. If released on the ground, viscera represent a threat for scavenger species. In Europe, saturnism in birds of prey has been quite rarely described and some reports are available for large raptors as griffon vulture Gyps fulvus, golden eagle Aquila chrysaetos and bearded vulture Gypaetus barbatus. In the Alps this problem affects the abundant population of golden eagle and the recently re-introduced population of bearded vulture that is still considered as vulnerable. For the bearded vulture two cases of lead intoxication have already been described in dispersing juveniles. The most viable nucleus of bearded vultures is distributed in the central Alps, between Italy and Switzerland and is characterized by the highest reproductive rates. Hunting management of ungulates is here commonly performed with lead ammunition. The practice of leaving on the ground the ungulate viscera after the shot is still frequent. Hunting season partially overlaps with the most limiting season, in terms of food availability, for birds. The extraordinary conservation value of this bearded vulture population led the Stelvio National Park and the Sondrio Province to implement a study for monitoring the potential risk of lead intoxication for raptors tied to the practice of ungulate viscera deposition after the shot. The viscera of 153 ungulates shot in the Sondrio Province during hunting season 2009-2010 have been collected and examined to detect and quantify lead presence. Information regarding the hunted animal, the type of ammunition, the condition and the outcome of the shot have been collected as ancillary data. Lead fragments in the samples have been investigated through CAT (computed axial tomography) and digital radiography and subsequently manually collected. Overall, in 62.1% of samples lead fragments have been detected. Preliminary results refer to a partial sample of 147 viscera of roe deer, red deer, chamois, wild boar and mouflon. Higher frequencies have been recorded in roe deer (77.7%), chamois (69.6%) while lower in red deer (50%). The highest frequencies of lead in viscera have been detected in ungulates shot in the thorax or in the thigh and hind parts. These first preliminary outcomes confirm the high risk of lead intoxication for large raptors in areas where ungulates are commonly hunted and demonstrate the need of more sustainable hunting practices as the substitution of lead ammunition with non-toxic bullets or concealing under the ground the viscera of the shot ungulates.*

Gli animali selvatici possono assumere il piombo diffuso nell'ambiente dai cacciatori con modalità diverse a seconda dell'ecologia alimentare delle diverse specie. Gli uccelli acquatici (Beintema, 2001) e gli uccelli granivori terrestri tra cui i Galliformi e i Columbiformi (Kendall *et al.,* 1996;

Larsen, 2006; Fisher *et al.,* 2006) possono ingerire direttamente il munizionamento che non ha raggiunto il bersaglio e si trova nel terreno o sul fondo di corpi idrici (*assunzione primaria*). Recenti studi hanno evidenziato intossicazioni da piombo anche nella beccaccia americana *Scolopax minor* (Scheuhammer *et al.,* 2003; Stromm *et al.,* 2005) e in alcuni Picidi europei (Mörner & Petersson, 1999).

In altre specie di uccelli, soprattutto rapaci, si può verificare intossicazione da piombo a seguito dell'ingestione di prede, a loro volta vittime del saturnismo, che presentano elevate concentrazioni di piombo nei tessuti (*assunzione secondaria*). In altre specie, come ad esempio negli avvoltoi, nei rapaci parzialmente necrofagi e nei Corvidi, è stato invece dimostrato un altro tipo di assunzione secondaria per ingestione del munizionamento contenuto nel corpo di uccelli feriti o uccisi dai cacciatori e non recuperati (Hoffman *et al.,* 2009; Andreotti & Borghesi, 2012).

L'ingestione di prede contenenti pallini e frammenti di proiettile aumenta nei mesi in cui è praticata l'attività venatoria (Pain *et al.,* 1997). Recenti studi, condotti negli USA e in Europa centrale, hanno evidenziato che anche i visceri di un ungulato colpito abbandonati sul terreno, se contaminati da schegge di proiettile costituito da piombo, determinano un forte rischio per le specie necrofaghe, come dimostra la drammatica estinzione del condor della California *Gymnogyps californianus* (Wiemeyer *et al.,* 1986; Pattee *et al.,* 1990).

Le tradizionali palle di piombo utilizzate nella caccia agli ungulati, quando penetrano nel corpo dell'animale, possono frammentarsi fino al punto di formare alcune centinaia di schegge di dimensioni minime (>2 mm) (Hunt *et al.,* 2006) nella carne e nelle ossa del capo colpito (Figura 1). Questo elevato livello di frammentazione comporta per i rapaci un alto rischio di contaminazione, poiché essi sono soliti ingurgitare grossi pezzi di cibo, contenenti anche cartilagini e frammenti d'osso, senza badare alla presenza di parti dure o di eventuali corpi estranei (Andreotti & Borghesi, 2012).

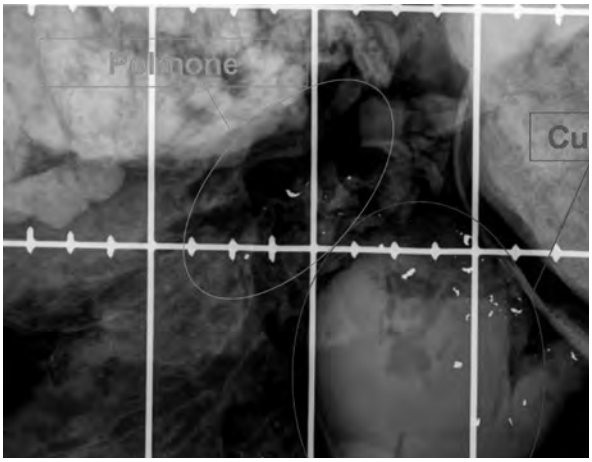


Figura 1 - La radiografia digitale mette in evidenza le schegge di piombo contenute nei visceri e negli organi interni di un ungulato abbattuto (polmone e cuore) (da Di Giancamillo M., Facoltà Veterinaria Milano). The digital radiography allows the detection of lead fragments in viscera and internal organs (lung and heart).

In Europa il problema del saturnismo a danno dei rapaci necrofagi e parzialmente tali è stato descritto da relativamente pochi Autori e i dati disponibili sono ancora frammentari e riguardano soprattutto l'aquila di mare *Haliaeetus albicilla* (Kenntner *et al.,* 2001 e 2004; Krone *et al.,* 2004 e 2006; Helander *et al.,* 2009), il grifone *Gyps fulvus* (Mateo *et al.,* 2003; García-Fernández, 2005), l'aquila reale *Aquila chrysaetos* e il gipeto *Gypaetus barbatus* (Tabella 1).

Sulle Alpi il problema coinvolge direttamente la consistente popolazione di aquila reale, ma anche quella più ridotta di gipeto, ricostituitasi dopo l'estinzione avvenuta ai primi del Novecento, grazie alle azioni di rilascio nell'ambito del progetto internazionale di reintroduzione (Terrasse, 2006) e tuttora considerata vulnerabile (BirdLife International, 2004). Al momento sulle Alpi sono stati già accertati cinque casi di saturnismo che hanno riguardato individui marcati in dispersione giovanile: 'Doraja' recuperata nel dicembre 2005 in Austria (Knollseisen *et al,.* 2006), Ikarus soccorso in Val di Rabbi (TN) nel dicembre 2008 (Frey 2009), 'Glocknerlady' recuperata in Slovenia a novembre 2012, 'Nicola' e 'Lousa' entrambi recuperati in Austria rispettivamente in gennaio e ottobre 2012 (dati Parco Nazionale Alti Tauri). 'Ikarus', dopo le cure veterinarie, è stato rilasciato nel Parco Nazionale dello Stelvio (PNS), ma è stato nuovamente recuperato in Svizzera centrale pochi mesi dopo per poi morire in cattività.

Dall'analisi degli organi interni e di una porzione di osso lungo, prelevati a distanza di un anno dall'intossicazione acuta, in questo individuo sono stati riscontrati 0.64 mg/kg di piombo nel fegato, 1.24 mg/kg nel rene e 58.9 mg/kg nel femore (Bassi & Ferloni, *ined.*). Quest'ultimo dato è da considerarsi fortemente indicativo di un avvelenamento acuto poiché, per concentrazioni ossee, il valore limite indicativo di un'eccessiva esposizione e assorbimento di Pb risulta superiore ai 20 mg/kg (Mateo *et al.,* 2003; Pain *et al.,* 2005).

Sulle Alpi italiane il gipeto è presente con otto coppie territoriali, di cui quattro nell'intorno del PNS (tre in Alta Valtellina e una in Svizzera a breve distanza dal confine italiano, Bassi, 2011), due in Valle d'Aosta (Chioso & Vesan, 2011; Fasce & Fasce, 2011) e due in provincia di Bolzano (K. Bliem, *com. pers.*). Fino al 2011, le quattro coppie nidificanti nell'intorno del PNS sono state le uniche in grado di riprodursi con successo allo stato selvatico in Italia. Dal 1998 al 2013 queste quattro coppie hanno prodotto 36 giovani, con una percentuale di coppie di successo su coppie controllate pari al 70%, la più alta dell'arco alpino (Bassi *et al*., 2013). Sono altresì numerosi gli indizi di una lenta ma progressiva colonizzazione in altri contesti alpini contigui al settore lombardo del PNS che, per le Alpi, riveste il ruolo di area "*source*" (Bassi, 2010). In queste aree esterne al PNS si pratica correntemente la caccia agli ungulati ed è consuetudine praticare l'eviscerazione sul luogo di abbattimento al duplice scopo di evitare che le carni acquisiscano un gusto sgradevole e di rendere più agevole il trasporto dell'animale abbattuto (Andreotti & Borghesi, 2012). L'abbattimento viene effettuato generalmente mediante munizioni a palla costituite da piombo.

Con variazioni di periodo in base alla specie e alla realtà amministrativa, la caccia agli ungulati sulle Alpi italiane si attua da fine estate al primo inverno e riguarda cinque specie (capriolo *Capreolus capreolus*, cervo *Cervus elaphus*, camoscio *Rupicapra rupicapra*, muflone *Ovis musimon* e cinghiale *Sus scrofa*). Pertanto il periodo di abbandono dei visceri coincide spesso con quello invernale, caratterizzato da una minore disponibilità alimentare per l'avifauna selvatica.

Per l'importante ruolo svolto nella conservazione dell'attuale unico nucleo riproduttivo italiano di gipeto e per cercare di limitare il fenomeno del saturnismo, in seguito anche all'esito dello Studio di Incidenza del Piano Faunistico Venatorio della Provincia di Sondrio (Bassi & Ferloni, 2008), il Parco Nazionale dello Stelvio e la Provincia hanno promosso uno studio triennale mirato a valutare il rischio potenziale di intossicazione a danno dei rapaci, che deriva dall'utilizzo di

proiettili costituiti da piombo e dalla tradizionale pratica dell'eviscerazione sul luogo di caccia. Il gipeto è infatti molto esposto poiché l'ingestione dei visceri di ungulati colpiti da proiettili di Piombo può risultare letale se vengono ingurgitati diversi frammenti del proiettile (Hecht 2000; Kenntner *et al.* 2001 e 2007).

*Tabella 1 - Sintesi delle informazioni disponibili su aquila reale e gipeto intossicati da piombo in Europa. *Individui con pallini e/o frammenti di proiettile "incapsulati" nei tessuti.*
Review of the available data about lead intoxication on golden eagle and bearded vulture in Europe. *Individuals with embedded shot or bullet fragments.

Specie	Area	Periodo	N° Recuperi	Fonte
gipeto	Pirenei (S)	n.p.	4	Zimmermann, *in verbis*
	Pirenei (F)	1996-2006	2	Razin, *in verbis*
	Alpi italiane	2008	1	Bassi & Ferloni in Andreotti & Borghesi, 2012
	Alpi austriache e slovene	2005-2012	4	Frey 2009; Knollseisen *et al.,* 2012
aquila reale	Alpi europee (D, CH, A)	2000-2001	7	Kenntner *et al.* ,2007
	Germania	1990-1994	2	Bezzel & Funfstuck, 1995
	Austria	2004	1	Zechner *et al.,* 2005
	Regno Unito	n.p.	5	Pain *et al.,* 1995
	Svezia	n.p.	2	Kendall *et al.,* 1996
	Svizzera	1970-1994	9 su 49*	Haller, 1996
	Italia	2005-2013	2	Bassi & Ferloni, *ined.*
	Austria	2009	2	Frey, *com.pers.*

Area di studio e metodi

La provincia di Sondrio (3.197 km^2), compresa tra 198 m e 4.021 m di quota, si sviluppa per 119 km in direzione est-ovest e per 66 km in direzione nord-sud. Il territorio è prevalentemente montuoso, solcato da valli che si estendono principalmente per via longitudinale; le principali sono la Valtellina con andamento est-ovest e la Valchiavenna in direzione nord-sud. La provincia è suddivisa in cinque Comprensori Alpini di Caccia (Chiavenna, Morbegno, Sondrio, Tirano e Alta Valle); buona parte del territorio in Alta Valtellina (495 km^2) ricade nel Parco Nazionale dello Stelvio dove non si pratica l'attività venatoria.

Nel Comprensorio Alpino di Tirano sono invece situate le aziende faunistico-venatorie 'Val-Belviso-Barbellino' e 'Val Bondone-Val Malgina'. Per valutare l'incidenza di questa potenziale causa di rischio, lo studio si è posto come obiettivo di analizzare 200 visceri di ungulati, colpiti da arma da fuoco, nel corso di tre stagioni venatorie (2009, 2010 e 2011) al fine di individuare l'eventuale presenza e la relativa frequenza di frammenti di piombo al loro interno.

Grazie a una preliminare opera di sensibilizzazione sono stati coinvolti gli Agenti di Polizia Provinciale di Sondrio e i cacciatori dei Comprensori Alpini e delle Aziende Faunistico Venatorie,

fornendo loro sacchetti di plastica per il contenimento dei visceri e apposite schede di rilevamento. Ogni cacciatore ha fornito dati balistici (calibro, tipo e peso del proiettile utilizzato) e dati relativi alle modalità di abbattimento (regione e organi del corpo colpiti, numero di colpi a segno, localizzazione dei fori di ingresso e di uscita). Per agevolare le analisi successive il corpo degli ungulati colpiti è stato diviso idealmente in cinque regioni: Testa Collo (TC), Spalla Scapola (SS), Cassa Toracica (CT), Coscia e Parti posteriori (CPp) e Dorso Anteriore (DA). Inoltre per ciascun capo sono stati registrati i principali dati biometrici.

I visceri sono stati stoccati e congelati a -70°C presso l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale (sede di Sondrio) per poi essere conferiti alla Facoltà di Veterinaria dell'Università degli Studi di Milano ove si è proceduto con le analisi. Per procedere in maniera speditiva con le analisi di visceri ingombranti, compresi tra 2 e 23 kg, è stato necessario sperimentare una metodologia che consentisse da un lato di valutare l'eventuale presenza di schegge di piombo, dall'altro di poterne quantificare esattamente la numerosità e di stimarne il peso.

Pertanto i visceri congelati sono stati sottoposti a TAC (tomografia assiale computerizzata) che, riproducendo sezioni ed elaborazioni tridimensionali estremamente precise, consente di valutare le dimensioni del frammento e di individuarne la posizione. Inoltre la TAC permette di distinguere le densità dei differenti tessuti e dei materiali inorganici potenzialmente presenti nei visceri, quali schegge di metallo e sassolini.

I visceri risultati positivi al piombo sono stati successivamente sottoposti a radiografia digitale per valutare il numero e la posizione delle schegge, in modo da facilitarne l'estrazione. Le parti contaminate sono state infine setacciate per l'estrazione manuale del metallo. Per i frammenti inferiori a 10 mg di peso non si è proceduto all'estrazione ma solo alla loro quantificazione. I risultati di seguito presentati si riferiscono a un campione parziale di 147 pacchetti viscerali, di cui 18 di capriolo, 46 di camoscio, 64 di cervo, 18 di cinghiale e 1 di muflone.

Risultati e discussione

L'analisi ha accertato la presenza di frammenti di piombo in 95 visceri su 153 (62.1%). Sono state evidenziate frequenze assai elevate nel capriolo e nel camoscio (rispettivamente 77.7% e 69.6%) e, in misura minore, nel cinghiale (55.6%) e nel cervo (50%) (Figura 2).

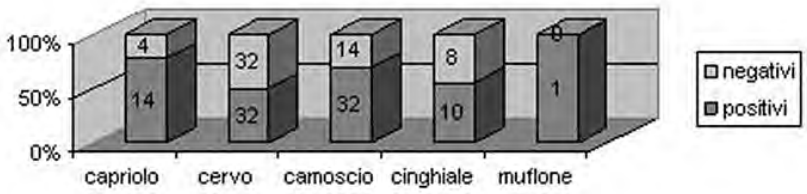


Figura 2 - Risultati preliminari dello studio sperimentale: positività al piombo dei visceri esaminati (N = 147) suddivisi per specie (in % e in numero). Preliminary results on lead contamination of the 147 analysed viscera, divided by species (in % and number; in the bars negative samples are white).

La più alta percentuale di visceri di cervo che non contengono frammenti di piombo (32 su 64, pari al 50%; cervo vs capriolo e camoscio χ^2=7.1, 1 gl, p<0,01), rispetto agli altri ungulati, può es-

sere dovuta alla maggiore mole di questa specie. La maggiore mole da un lato consente al cacciatore di mirare con più precisione uno dei punti vitali dell'animale e, dall'altro, comporta una propagazione delle schegge più contenuta a causa della consistente massa muscolare e scheletrica, come si evince dalla Tabella 2.D'altra parte nel cervo si riscontrano percentuali di visceri contaminati superiori al 60% se il proiettile ha trapassato la regione 'Coscia-Parti posteriori' o 'Cassa Toracica' mentre questa percentuale diminuisce fortemente quando vengono colpite le regioni 'Spalla-Scapola' e 'Dorso Anteriore', con valori positivi rispettivamente del 23.1% e del 42.9%.

Al contrario, capriolo e camoscio, se colpiti da un proiettile nella regione 'Spalla-Scapola', evidenziano positività molto più elevate rispetto a quelle riscontrate nel cervo, pari rispettivamente al 60% e al 85.7% dei visceri analizzati. Le frequenze di piombo nei campioni sono significativamente diverse, nelle differenti specie, in relazione alla zona del corpo colpita dal proiettile (χ^2=13.1, 6 gl, $p<0,05$). Si rileva che tutte le cinque regioni colpite mostrano positività al piombo nei visceri con percentuali diverse a seconda della specie. Non esistono dunque colpi che "in assoluto" non producano frammenti di piombo nei visceri.

I risultati, anche se non definitivi, evidenziano nettamente il rischio di saturnismo per i rapaci che si nutrono di resti di ungulati colpiti da arma da fuoco. Per ridurre in maniera definitiva il rischio di intossicazione da piombo sarebbe necessario prendere provvedimenti urgenti e risolutivi quali la sostituzione delle tradizionali palle di piombo con altre di materiale non tossico già facilmente reperibili sul mercato.

Finché l'uso del piombo non verrà definitivamente abbandonato per la diffusione di munizionamenti alternativi su larga scala, questi dati devono essere tenuti in seria considerazione per evitare che, nei progetti di allevamento *ex situ* (finalizzati alla reintroduzione di specie rare e/o estinte allo stato selvatico) e nei carnai predisposti in natura per la conservazione di specie necrofaghe e di altri rapaci, si utilizzino a scopo alimentare carni e altri residui di animali colpiti da arma da fuoco.

Poiché individui di numerose specie selvatiche vengono spesso feriti in maniera non letale, risulta sempre opportuno valutare la qualità della carcassa conferita presso i siti di alimentazione artificiale (temporanei e permanenti). Questo è possibile attraverso l'impiego di apparecchiature radiologiche mobili, in grado di evidenziare direttamente sul luogo del ritrovamento di un animale morto per altre cause (ad es. investimento stradale) la presenza di frammenti di piombo nella carne per destinarla, in tal caso, alla distruzione.

Il sotterramento dei visceri sul luogo di caccia e l'eviscerazione posticipata possono essere soluzioni valide temporaneamente per limitare l'esposizione dei rapaci al rischio di saturnismo, ma rappresentano rimedi parziali poiché un'aliquota di animali feriti e non recuperati costituirebbe comunque una fonte di rischio per uccelli e mammiferi.

Grazie agli esiti delle sperimentazioni presentate e all'importante ruolo che riveste per la conservazione del gipeto, la Provincia di Sondrio ha adottato, in anticipo rispetto alla maggior parte delle altre province italiane, uno specifico provvedimento finalizzato a ridurre notevolmente questa potenziale minaccia per i rapaci. Tale provvedimento, contenuto nel Piano faunistico venatorio recentemente approvato e nel relativo decreto regionale n° 8089 del 9/09/2011 di valutazione di incidenza, consiste nell'obbligo, a partire dalla stagione venatoria 2012-2013, di sostituire le palle di piombo utilizzate per la caccia agli ungulati e per le attività di controllo con palle a minor frammentazione o composte di altri metalli e leghe; in alternativa è previsto l'obbligo della completa rimozione dei visceri e dei polmoni dal luogo di abbattimento e loro sotterramento o smaltimento presso i punti di controllo. La Regione Lombardia ha inoltre previsto l'obbligo di realizzare attività di informazione e formazione, rivolta sia ai cacciatori sia al personale della Provincia, relativamente ai problemi di intossicazione da piombo e agli obblighi e divieti da questo derivati.

Tabella 2 - Frequenza dei visceri positivi al piombo in relazione alla regione del corpo attraversata dal proiettile (N= 139). Frequency of positive viscera in relation to the region crossed by the bullet (N= 139).

Regione colpita Hit body area		cervo *red deer*	capriolo *roe deer*	camoscio *chamois*	cinghiale *wild boar*	Totale *Total*
Testa Collo (TC) *Head-neck*	N° individui colpiti *N° of hit individuals*	4	1	2	5	12
	N° visceri positivi Pb (%) *N° viscera with lead*	0	0	0	2 (40)	2 (17)
Spalla / Scapola (SS) *Shoulder / Scapula*	N° individui colpiti *N° of hit individuals*	13	5	14	3	35
	N° visceri positivi Pb (%) *N° viscera with lead*	3 (23)	3 (60)	12 (86)	0	18 (51)
Cassa Toracica (CT) *Thorax*	N° individui colpiti *N° of hit individuals*	31	10	13	8	62
	N° visceri positivi Pb (%) *N° viscera with lead*	19 (61)	9 (90)	10 (77)	7 (88)	45 (73)
Coscia Parti posteriori (CPp) *Thigh and hind parts*	N° individui colpiti *N° of hit individuals*	6	2	7	1	16
	N° visceri positivi Pb (%) *N° viscera with lead*	4 (67)	2 (100)	5 (71)	0	11 (69)
Dorso Anteriore (DA) *Back (fore parts)*	N° individui colpiti *N° of hit individuals*	7	0	6	1	14
	N° visceri positivi Pb (%) *N° viscera with lead*	3 (43)	0	3 (50)	1 (100)	7 (50)

Ringraziamenti

Lo studio è stato finanziato da Fondazione Cariplo, Parco Nazionale dello Stelvio e Provincia di Sondrio. Per l'analisi dei visceri si ringrazia la Facoltà di Veterinaria di Milano: Simone Borgonovo, Melania Moioli e Viviana Ferrazzi. Grazie anche all'Istituto Zooprofilattico Sperimentale di Sondrio e Alessandro Bianchi. Si ringraziano gli Agenti di Polizia Prov. di Sondrio, A. Andreotti, J. Casaubon, M. Knollseisen, E. Mozzetti, R. Tinarelli, F. Weber, A. Zanoli, E. Zanon e i Comprensori Alpini di Caccia della Provincia di Sondrio.

Bibliografia

ANDREOTTI A, BORGHESI F 2012. RAPPORTI ISPRA, 158; BASSI E, FERLONI M 2008 STUDIO PER LA VALUTAZIONE DI INCIDENZA DEL PIANO FAUNISTICO VENATORIO E DEL PIANO DI MIGLIORAMENTO AMBIENTALE. PROV. DI SONDRIO; BASSI E 2010. FICEDULA 44: 14-18; BASSI E 2011. PARCO NAZ. STELVIO. RELAZIONE INTERNA; BASSI E ET AL. 2013. "INFO GIPETO" N. 30, P. NAT. ALPI MARITTIME E PARCO NAZ. STELVIO, VALDIERI; BEINTEMA NH 2001. LEAD POISONING IN WATERBIRDS. WETLANDS INTERNATIONAL, WAGENINGEN, THE NETHERLANDS; BEZZEL E, FUNFSTUCK HJ 1995. J. ORNITHOL. 136: 294-296; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE INTERNATIONAL, BIRDS IN EUROPE: POPULATION ESTIMATES, TRENDS AND CONSERVATION STATUS. WAGENINGEN; CHIOSO C, VESAN N 2011. "INFO GIPETO" N. 28, P. NAT. ALPI MARITTIME E PARCO NAZ. STELVIO, VALDIERI; FASCE L, FASCE P 2011. NOS OISEAUX 58: 13-19; FISHER IJ ET AL. 2006. BIOL. CONSERV. 131: 421-432; FREY H 2009. "INFO GIPETO" N. 26, P. NAT. ALPI MARITTIME E PARCO NAZ. STELVIO, VALDIERI; GARCÍA-FERNÁNDEZ AJ ET AL. 2005. ENVIR. TOXICOLOGY 20: 459-63; HALLER H 1996. DER ORNITHOLOGISCHE BEOBACHTER 9: 1-167; HECHT H 2000. AUSWIRKUNGEN DER GESCHOSSWAHL AUF DIE BLEIBELASTUNG DES WILDPRETS. TAGUNG FUR DIE JEGERSCHAFT, BAL GUMPENSTEIN; HELANDER BJ ET AL. 2009. THE SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 407: 5555-5563; HOFFMAN DJ ET AL. (EDS.) 2009. HANDBOOK OF ECOTOXICOLOGY. CRC PRESS INC., BOCA RATON; HUNT WG ET AL. 2006. WILDLIFE SOCIETY BULLETIN 34(1): 167-170; KENDALL RJ ET AL. 1996. ENVIR. TOXICOLOGY AND CHEMISTRY 15: 4-20; KENNTNER N ET AL. 2001. ENVIR. TOXICOLOGY AND CHEMISTRY 20: 1831-1837; KENNTNER N ET AL. 2004. VOGELWELT 125: 63-75; KENNTNER N ET AL 2007. J ORNITHOL 148: 173-177; KNOLLSEISEN M ET AL. 2006. BEARDED VULTURE ANNUAL REPORT 57-58; KNOLLSEISEN M ET AL. 2012. "INFO GIPETO" N. 29, P. NAT. ALPI MARITTIME E PARCO NAZ. STELVIO, VALDIERI; KRONE O ET AL. 2004. AVIAN DISEASES 48: 417-424; KRONE O ET AL. 2006. AMBIO 35: 98-104; LARSEN RT 2006. THESIS FOR THE DEGREE OF MASTER OF SCIENCE – DEP. OF PLANT AND ANIMAL SCIENCES BRIGHAM YOUNG UNIV.; MATEO R ET AL. 2003. ENVIRON. POLLUT. 126: 107-114; MÖRNER T, PETERSSON L 1999. J. OF WILDLIFE DISEASES 35(4): 763-765; PAIN DJ ET AL. 1995. ENVIRONMENTAL POLLUTION 87(2): 173-180; PAIN DJ ET AL. 1997. BIOL. CONSERV. 81: 1-7; PAIN DJ ET AL. 2005. BIOL. CONSERV. 121: 603-619; PATTEE OH ET AL. 1990. CONDOR 92: 931-937; SCHEUHAMMER AM ET AL. 2003. ENVIRON. TOXICOL. CHEM. 22: 2585-2591; STROM SM ET AL. 2005. ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL. 49(3): 396-402; TERRASSE JF 2006. LE GYPAÈTE BARBU. DELACHAUX ET NIESTLÉ, PARIS; WIEMEYER SN ET AL. 1986. ENVIRON. MONIT. ASSESS. 6: 91-111. ZECHNER L ET AL. 2005. EGRETTA 47: 157-158.

STIME DEL PORCIGLIONE IN DUE AREE UMIDE DELLA REGIONE TOSCANA MEDIANTE STUDIO DEI CARNIERI E RELAZIONE CON ALCUNI PARAMETRI METEOROLOGICI

ALFONSO LENZONI[1] & MICHELE SORRENTI[2]

[1] ACMA, Associazione Cacciatori Migratori Acquatici, via Vangelisti 1688, 55041 Camaiore, alfdol78@yahoo.it ; [2]Ufficio Avifauna Migratoria Federazione Italiana della Caccia, via Salaria 298/A, 00199 Roma.

Key Words: *Rallus aquaticus*, central Italy, hunting bags, rainfall, temperature

Summary *The authors analyse demographic trends and factors that affect migration and winter stopover of Water Rail in two wetlands of Tuscany (Central Italy), using data gathered by hunting specialists.*

Argomento del presente studio è l'analisi della tendenza demografica e dei fattori che influenzano la migrazione e la sosta del porciglione *Rallus aquaticus* basandosi sugli abbattimenti/incontri fatti da cacciatori specialistici, coadiuvati da cani da ferma o da cerca similmente specializzati, nel periodo ottobre-gennaio. I dati si riferiscono a due biotopi palustri siti nelle provincie di Grosseto. Le aree di studio sono:

Provincia di Grosseto, comune Castiglione della Pescaia. Canali e corsi d'acqua con fitta vegetazione ripariale, prevalentemente cannuccia palustre *Phragmites australis*. Prati umidi soggetto ad allagamento autunno-invernale (ca. 300 Ha)..

Provincia di Grosseto, comune Orbetello. Laguna di Orbetello; laguna salmastra con presenza di folto salicornieto *Salicornia* spp. intervallato da concentrati di cannuccia palustre *Phragmites australis* nelle zone interessate da apporti o ristagni di acque dulcicole (ca. 465).

Parte dei dati riguardanti l'area 1 sono stati oggetto di precedente analisi (Bocchini *et al.,* 2006). Per le due zone si dispongono di informazioni per 8 anni consecutivi, relativi alle stagioni venatorie 2002/03-2009/10 per l'area 1 e 2001/02-2008/09 per l'area 2. L'andamento della presenza di porciglioni è stato analizzato tramite l'indice cinegetico di abbondanza (Lamotte *et al.*, 1969) per l'area 1. Per la Laguna di Orbetello si dispone del numero totale degli abbattimenti effettuati annualmente all'interno dell'Area a Particolare Gestione; le norme adottate dal comitato di gestione consentono di affermare che la pressione venatoria rimane costante negli anni e che quindi gli abbattimenti possono essere assimilati ad un indice di abbondanza.

Si sono analizzati i trend dell'ICA e, limitatamente alla Laguna di Orbetello, degli abbattimenti tramite il programma TRIM Version 3.53 (TRends and Indices for Monitoring data, Pannekoek & van Strien, 2005).Come opzione di calcolo si è usato un modello di TRIM con effetto tempo per ogni anno (modello 3). Per i dati relativi alla area 1 è stato necessario analizzare i dati tramite un modello di TRIM lineare con l'inclinazione della curva variabile per ogni anno escluso l'anno 2003 (modello 2). Secondo quanto proposto da Pannekoek & van Strien (2005) si sono classificate le stime dei trend in una delle 6 categorie proposte.

Per l'area 1 l'andamento del trend dell'ICA per gli 8 anni oggetto di rilevamento risulta incerto (cat.4). Successivamente si è analizzato l'andamento dell'ICA soltanto per i primi cinque anni; il trend mostra una crescita consistente ($p<0.01$, cat.1) con un incremento annuo del 28.4%.

Per l'area 2 il trend degli abbattimenti per gli 8 anni oggetto di rilevamento mostra un moderato aumento ($p<0.05$, cat.2) con un incremento annuo del 4.7%.

Il fatto che i dati provenienti dalle due zone non si riferiscano tutti ai medesimi anni e non sia-

no del tutto sovrapponibili rende impossibile un'analisi complessiva del trend. Tuttavia i risultati suggeriscono una buona salute della popolazione migrante e svernante nell'area in cui insistono le zone oggetto di studio. Tale risultato è in linea con quanto mostrano i trend della popolazione svernante in Italia nel periodo 1991-2001 (+23.9 %; Baccetti *et al.,* 2002) ed in Toscana nel periodo 1993-2006 (+15.46%; Arcamone *et al.,* 2007).

I dati, forniti su base mensile, evidenziano come la presenza di porciglioni nelle area oggetto di studio sia generalmente maggiore nei mesi di Novembre-Dicembre. Tuttavia si può notare una notevole variabilità annuale con annate interessate da forti presenze in Ottobre e/o in Gennaio (Tab.1). Si è cercato un legame tra la presenza di Porciglioni e la piovosità nelle due aree nonché con la temperatura autunno-invernale nelle zone di origine per sondare quanto questi parametri possano influenzare la migrazione e la sosta dei contingenti migranti e svernanti. Per l'analisi statistica si è utilizzato il coeficiente di correlazione di Spearman per ranghi adatto a serie con un piccolo numero di unità campionarie. Come parametro della piovosità si è presa la somma delle precipitazioni di Settembre, Ottobre e Novembre, maggiormente legate alla creazione di ambienti palustri stagionali nel periodo di migrazione/inizio svernamento, fornite dal Centro Funzionale della Regione Toscana (www.cfr.toscana.it) per le due aree di studio. Per l'area 1 le serie riguardanti ICA e piovosità non mostrano una correlazione significativa. Per la area 2 esiste una significativa correlazione tra abbattimenti totali e somma delle precipitazioni ($r_s = 0.857$, $P<0.02$).

La correlazione tra abbattimenti e piovosità nella laguna di Orbetello mostra come il porciglione prediliga ambienti con un tasso salino non elevato. Tale osservazione concorda con quanto osservato lungo il litorale laziale (Biondi *et al.,* 1999). I dati riguardanti la area 1 non mostrano correlazione tra presenza di porciglione e piovosità poiché in tale area la disponibilità di habitat con acque dulcicole risulta comunque garantita anche nei mesi siccitosi dalla presenza di canali e corsi d'acqua. Da notare per l'area 1 la costanza degli abbattimenti e la loro relativa numerosità (media negli 8 anni = 58) che confermano quanto suggerito in letteratura (Arcamone *et al.*, 2007) circa la propensione di una frazione significativa della specie per le zone umide minori.

I dati derivanti dagli inanellamenti indicano la Germania, la Rep. Ceca, la Polonia e l'Austria come i paesi da cui provengono i maggiori contingenti migranti che interessano l'Italia (Spina & Volponi 2008). In assenza di dati disponibili per i paesi in oggetto, si sono utilizzate le temperature giornaliere nei mesi di Ottobre, Novembre e Dicembre nelle città di Monaco di Baviera, Praga, Varsavia e Vienna da cui si sono estrapolate le temperature medie in ogni città per i quattro mesi in esame e successivamente un valore medio totale. Tale valore medio delle temperature è stato confrontato con l'ICA/abbattimenti.

Per l'area 1 esiste una significativa correlazione tra ICA e temperature ($r_s = 0.643$, $P=0.05$). Per l'area 2 non si rileva una correlazione significativa. L'analisi della correlazione tra ICA/abbattimenti e la temperatura media autunno-invernale nelle zone di origine dei contingenti migranti in Italia non fornisce risultati significativi per la Laguna di Orbetello dove il parametro discriminante per la presenza di porciglioni risulta essere la piovosità (vedi sopra). Per quanto riguarda l'area 1, si nota una correlazione tra presenza di porciglioni e temperatura media del periodo autunno-invernale nelle zone di origine con andamenti dell'ICA superiori nelle annate più calde nelle zone di origine. Questo risultato, che necessità di ulteriore conferma tramite l'acquisizione e l'analisi di ulteriori dati, risulta originale nel contesto degli uccelli acquatici dove il maggior transito e/o presenze svernanti risulta generalmente inversamente proporzionale alle temperature autunno-invernali nei paesi di origine.

Tabella 1 - Abbattimenti e incontri nelle due aree di studio

Area di studio 1									
	2001-2002	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009	
Abbattimenti	12	8	21	5	1	17	14	13	OTTOBRE
	13	20	24	14	43	19	19	21	NOVEMBRE
	16	17	18	6	47	26	23	24	DICEMBRE
	5	6	30	20	23	6	4	13	GENNAIO

Area di studio 2									
	2002-2003	2003-2004	2004-2005	2005-2006	2006-2007	2007-2008	2008-2009	2009-2010	
ICA	2.33	1.11	0.80	1.40	2.38	1.89	3.14	0.20	OTTOBRE
	1.20	1.83	3.50	1.67	5.89	2.00	6.38	1.86	NOVEMBRE
	0.60	1.00	3.50	3.50	4.75	1.13	8.25	1.67	DICEMBRE
	1.00	0	1.60	2.00	2.50	0.50	2.75	0.43	GENNAIO

Ringraziamenti

Per aver fornito i dati oggetto del presente studio si ringrazia: Il comitato di gestione dell'A-TC GR.08 e in particolare il Suo presidente Sig. Biscontri Luciano; Graziano Lenzoni, F.I.D.C.-A.C.M.A. Lucca; Mariano Tosi, F.I.D.C.-A.C.M.A. Lucca.

Bibliografia

ARCAMONE E ET AL. 2007. LO SVERNAMENTO DEGLI UCCELLI ACQUATICI IN TOSCANA : 1984-2006. REG. TOSCANA; BACCETTI N ET AL. 2002. BIOL. CONS. FAUNA 111: 1-240; BOCCHINI P ET AL. 2006. GRUPPO RICERCA ANATIDI; BIONDI M ET AL. 1999. ALULA VI: 42; SPINA F, VOLPONI S 2008. ATLANTE DELLA MIGRAZIONE DEGLI UCCELLI IN ITALIA. MINISTERO DELL'AMBIENTE E DELLA TUTELA DEL TERRITORIO E DEL MARE, ISPRA; LAMOTTE M ET AL. 1969. PROBLÈMES D'ÉCOLOGIE: L'ÉCHANTILLONAGE DES PEUPLEMENTS ANIMAUX DES MILIEUX TERRESTRES. MASSON, PARIS; PANNEKOEK J, VAN STRIEN A 2005. TRIM 3 MANUAL. TRENDS AND INDICES FOR MONITORING DATA. VOORBURG, THE NETHERLANDS: STATISTICS NETHERLANDS, CBS.

ANDAMENTO DEL PRELIEVO DI PAVONCELLE DA PARTE DI CACCIATORI SPECIALISTI IN ITALIA

MICHELE SORRENTI[1] & ALFONSO LENZONI[2]

[1]Ufficio Avifauna Migratoria Federazione Italiana Della Caccia, via Salaria 298/A, 00199 ROMA, acma_ricerche@yahoo.com ; [2]ACMA Associazione Cacciatori Migratori Acquatici, via Vangelisti 1688, 55041 Camaiore

Key Words: Lapwing, hunting harvest, hunting effort, trend, hunting season

Summary *The "Ufficio Avifauna Migratoria" of the "Federazione Italiana della Caccia" undertook a survey on lapwings hunted in Italy, in order to monitor the population hunted during migration and wintering. Such data, more information obtained from other monitoring programme (IWC, breeding population), are requested by the European Management Plan prepared for the EU by the Member States where the hunting of this species is allowed. Lapwings that winter in Italian wetlands have been increased from 1993 to 2000 and more recently their wintering areas comprise three main regions. In the present work, specialized lapwing hunters provided information on lapwings hunted from 2002-03 to 2009-10. We used 41 reports belonging to hunters that provide data from 2004-05 to 2009-10. The mean harvest per day was 2.5 and such value increased from 2006-07 to 2009-10. Due to the scarce concordance of the hunting data with the IWC reports, further investigations are required.*

Il Piano di Gestione Internazionale della pavoncella *Vanellus vanellus* redatto per l'Unione Europea stabilisce che gli Stati Membri in cui la specie è cacciabile devono fornire alla Commissione DGXI UE dati attendibili sulla demografia e sui dati di prelievo compiuto. Per questo motivo l'Ufficio Avifauna Migratoria della Federazione Italiana della Caccia ha intrapreso nell'annata 2009-2010 un'inchiesta, riservata ai cacciatori che si dedicano con continuità alla pavoncella, riguardante i carnieri ottenuti nel corso delle stagioni di caccia dal 2003-2004 al 2009-2010. Questo caradriforme è censito con regolarità nel corso dell'International Waterbird Census (IWC), tuttavia l'abitudine a frequentare anche aree agricole lontane dalle zone umide (Cramp & Simmons, 1985; Sorrenti & Musella, 2003; Sorrenti & Musella, 2004) non consente un censimento completo della popolazione svernante in Italia (cfr. es. Tinarelli *et al.,* 2010).

La tendenza delle presenze invernali valutata con l'IWC ha dimostrato un incremento consistente della popolazione svernante nelle zone umide italiane dal 1993 al 2000 (Baccetti *et al.*, 2002). Dati a livello regionale più aggiornati dimostrano, sempre nelle aree umide, un marcato incremento delle presenze dal 2000 al 2009 in Emilia Romagna (Tinarelli *et al.*, 2010), in Toscana un moderato incremento dal 1991 al 2006 (Arcamone *et al.*, 2007) e un forte incremento in Lazio dal 1991 al 2008 (Brunelli *et al.*, 2009), attribuibile in alcuni casi ad un aumento della copertura. In quest'ottica si è ritenuto che una valutazione dei carnieri compiuti, corretti con lo sforzo di caccia, possa dare informazioni sulla popolazione in transito migratorio, altrimenti non studiata con altre metodiche. Questa ricerca si propone di ottenere risultati da affiancare alle altre indagini sulla specie in corso in Italia (IWC, ricerca ACMA fuori dalle zone umide, dati sui nidificanti), al fine di conoscere meglio la demografia delle popolazioni che interessano l'Italia. La ricerca è partita nell'autunno 2009 con la richiesta di collaborazione pubblicata sul giornale della FIDC "Il Cacciatore Italiano", che viene spedito agli associati (circa 350.000), e sui siti di interesse venatorio. La raccolta dati era rivolta ai cacciatori specialisti di pavoncelle o coloro che cacciavano con continuità questa specie (più di 10 giornate/anno) che tenessero un proprio diario di caccia di tutte le

stagioni passate fino al 2003-2004. Per un'analisi più attendibile del prelievo medio compiuto si sono selezionati i 41 cacciatori o gruppi di cacciatori che hanno inviato i dati per tutte le stagioni di caccia dal 2004-05 al 2009-10. I dati riferiti a questi sono esposti nella tabella 1. Non sono stati utilizzati i dati della stagione 2003-04 perché insufficienti.

Tabella 1 - Dati dei moduli continuativi utilizzati per la determinazione del prelievo medio

Stagione venatoria	n.moduli	n. pavoncelle abbattute	n. giornate di caccia	n. cacciatori	Pavoncelle/ giornate
2009/2010	41	2446	933	73	2,62
2008/2009	41	2385	968	73	2,46
2007/2008	41	2625	1069	73	2,45
2006/2007	41	2459	1026	73	2,39
2005/2006	41	2473	977	73	2,53
2004/2005	41	2396	958	73	2,50

La distribuzione geografica dei 41 moduli continuativi è la seguente: 18 moduli dall'Emilia Romagna, 12 dalle Marche, 2 dal Lazio, Calabria e Campania, 1 da Toscana, Umbria, Friuli e Sardegna. Il numero di pavoncelle abbattute per stagione di caccia è stato diviso per il totale di giornate usufruite nella stessa stagione. Si ritiene che questo metodo possa essere utilizzato in modo affidabile poiché la durata in ore delle giornate di caccia è giudicata stabile nei diversi anni I risultati dei prelievi medi mostrano una fluttuazione intorno al valore 2,5 per quanto riguarda i capi abbattuti per giornata di caccia con un incremento dal 2006-07 al 2009-10.

Il lieve incremento dell'ultima stagione è dovuto a una riduzione delle giornate di caccia mentre il totale dei capi abbattuti è in linea con quello degli altri anni. Questo è spiegabile col fatto che l'inverno 2009-10 è stato caratterizzato diverse nevicate, limitando così le uscite dei cacciatori. Il confronto con i censimenti invernali delle regioni Emilia Romagna, Toscana e Lazio, riferito agli inverni corrispondenti, dimostra una scarsa concordanza con quanto emerso da questo lavoro, probabilmente influenzata dal fatto che la caccia alla specie comincia già in ottobre, su contingenti in migrazione, che in parte non sverneranno nelle regioni dove sono stati oggetto di caccia. La eventuale relazione dei dati finora raccolti con quanto risultante dai censimenti invernali necessita al momento di ulteriori approfondimenti, basati su una più ampia raccolta di dati di carniere e sull'analisi aggiornata dei dati IWC a livello italiano.

Bibliografia

ARCAMONE E ET AL. 2007. LO SVERNAMENTO DEGLI UCCELLI ACQUATICI IN TOSCANA : 1984-2006. REG. TOSCANA; BACCETTI N ET AL. 2002 BIOL. CONS. FAUNA 111; BRUNELLI ET AL 2009. L'AVIFAUNA ACQUATICA SVERNANTE NELLE ZONE UMIDE DEL LAZIO. EDIZIONI ARP; SORRENTI M, MUSELLA D 2003. AVOCETTA 27: 51; SORRENTI M, MUSELLA D 2004. WADER STUDY GROUP BULLETIN 105: 71-74; TINARELLI ET AL. 2010 LO SVERNAMENTO DEGLI UCCELLI ACQUATICI IN EMILIA-ROMAGNA. REGIONE EMILIA ROMAGNA & ASOER ONLUS.

EFFETTI DELL'ATTIVITÀ VENATORIA SUGLI UCCELLI ACQUATICI IN TRE AREE ITALIANE

ROBERTO TINARELLI[1], RENZO IENTILE[2], MARIO LO VALVO[3] & FRANCESCO VELATTA[4]

[1]AsOER Associazione Ornitologi dell'Emilia-Romagna, via Luca della Robbia 25, 41012 Carpi (MO), rtinarelli@gmail.com; [2]Dipartimento di Biologia, Università di Catania, via Androne 81, 95124 Catania; [3]Dipartimento di Biologia ambientale e Biodiversità, Università di Palermo, via Archirafi 18, 90123 Palermo; [4]Provincia di Perugia, Area ambiente e territorio, Via Angelucci 8, 06128 PERUGIA

Key Words: hunting disturbance, waterfowl populations, wetlands, hunting management

Summary *The effects of hunting on waterfowl were assessed in three areas: wetlands of the Bologna plain (northern Italy), Trasimeno Lake (central Italy), and Pantani della Sicilia Sud-Orientale, e Vendicari(Sicily). Our analysis shows that : the density of wintering waterfowl in wetlands with similar ecological features is affected by hunting management, a reduction of the number of hunting days produces an increase of the number of birds, the number of waterfowl wintering in a wetland increases after the introduction of a hunting ban, even single hunting days forces many species to move , especially when several hunting days are allowed in a short period.*

La caccia costituisce una delle attività più impattanti sull'avifauna acquatica a causa del prelievo e del disturbo che l'attività stessa comporta (Tamisier *et al.,* 2003). L'impatto dovuto al prelievo è valutabile in numero di animali uccisi mentre l'impatto dovuto al disturbo è valutabile a diversi livelli, come l'effetto negativo sulla *fitness* (successo biologico) delle popolazioni delle specie interessate (Madsen & Fox, 1997). Nel presente contributo vengono illustrati i risultati di esperienze di valutazione, diverse per metodi e durata, degli effetti dell'attività venatoria sugli uccelli acquatici in tre aree dell'Italia settentrionale, centrale e meridionale.

Aree di studio e metodi

Pianura bolognese

Tra il 1991 e il 2006 il numero e la superficie complessiva delle zone umide con acque lentiche nella pianura bolognese è passato da 1.100 a 3.500 ha: ai pochi elementi relittuali e ad alcune zone umide, generalmente di modesta superficie e con specifiche funzioni produttive e ludiche, si sono aggiunte alcune zone umide estese tra i 50 e i 150 ha e numerose zone umide tra i 10 e i 50 ha, create e gestite in funzione della fauna e della flora selvatica (Marchesi & Tinarelli, 2007; Tinarelli *et al.,* 2010). Gran parte delle zone umide sono state incluse in siti Natura 2000 e dalla stagione venatoria 2008-2009, la caccia agli uccelli acquatici da appostamento e vagante nei siti Natura 2000 è consentita per una intera giornata a settimana dall'alba al tramonto o per due giornate alla settimana dall'alba alle ore 14, scelte tra giovedì, sabato e domenica e comunicate preventivamente ogni stagione venatoria. Tali limitazioni sono state introdotte in seguito all'analisi dei valori di densità per ettaro di uccelli svernanti in 53 zone umide (estese complessivamente per 2.181,7 ha) nel 2001, 2003, 2004 e 2005 che ha indicato che la caccia agli uccelli acquatici può avere effetti negativi, oltre che sulla densità complessiva di uccelli e in particolare sulle specie più cacciate (anatidi), anche sulle densità di uccelli di interesse comunitario a causa del disturbo e che tali effetti negativi aumentano significativamente in relazione al numero delle giornate di caccia (Tinarelli in Tinarelli *et al.,* 2010). Con gli stessi metodi di analisi, sempre utilizzando i dati raccolti attraverso

censimenti contemporanei effettuati nello stesso giorno in gennaio nell'ambito del progetto IWC, è stata valutata nel 2009, 2010 e 2011 la differenza di densità di uccelli acquatici complessivamente presenti e delle sole specie di interesse comunitario nelle zone umide senza caccia (n=13), con caccia 1 giorno alla settimana (n=15), con caccia regolamentata (n=15) e con caccia ≥ 2 giorni alla settimana (n=7). Appartengono a quest'ultima categoria solo le zone umide al di fuori dei siti Natura 2000. La significatività delle differenze tra i valori di densità di ogni specie/gruppo di specie delle suddette categorie di zone umide per lo stesso anno è stata valutata confrontando i singoli valori di ogni categoria con il test non parametrico di Mann-Whitney e considerando significativi i valori con $p \leq 0,05$ per un test a due code.

Lago Trasimeno

Il lago Trasimeno (PG) è ubicato in un bacino chiuso con un emissario artificiale e ha una superficie di 121,5 km^2; il bacino, incluso lo specchio d'acqua è 383,3 km^2; la profondità max (allo zero idrometrico) è 6 m circa. Il livello dell'acqua dipende fortemente dalle precipitazioni locali e il livello medio degli ultimi 10 anni è 112 cm sotto allo zero idrometrico; la profondità media è circa 3 metri. Il lago Trasimeno è interdetto alla caccia dal marzo 1995 (istituzione del Parco regionale) ed è protetto come SIC e ZPS. Dal 1988 la Provincia di Perugia effettua il censimento degli uccelli acquatici svernanti sul lago Trasimeno, nell'ambito del progetto IWC (Velatta *et al.,* 2009). Per evidenziare l'andamento delle popolazioni localmente svernanti, è stato calcolato il coefficiente di correlazione di Spearman per ranghi, utilizzando come serie di dati gli anni e i valori di consistenza delle diverse specie. I risultati dell'attività di monitoraggio sono stati utilizzati per valutare le correlazioni (r di Pearson) fra la consistenza di tre gruppi (Folaga, anatre di superficie, anatre tuffatrici) da una parte e le variabili "superficie del lago protetta" e "livello dell'acqua del lago" dall'altra.

Pantani della Sicilia sud-orientale

È stato preso in esame un sistema di zone umide costiere esteso circa 475 ha ubicato nella Sicilia sud-orientale (SR e RG) e costituito da 13 pantani, riuniti in tre nuclei principali: Vendicari (148 ha), Longarini-Cuba (187 ha) e Morghella (55 ha). I pantani sono specchi d'acqua di dimensione e profondità variabili, la cui salinità varia sensibilmente in funzione di eventi meteorici e, localmente, di fenomeni di introgressione marina; sono spesso soggetti al prosciugamento estivo. I Pantani di Vendicari sono Riserva Naturale dal 1984 e pertanto sono sottoposti a regime di divieto di caccia. I restanti pantani sono divenuti Riserva Naturale "Pantani della Sicilia Sud-Orientale"dal luglio 2011. L'intero complesso di zone umide ricade nella ZPS ITA09029. Le indagini hanno riguardato gli effetti dell'attività venatoria sul breve periodo nella stagione venatoria 2010-2011. L'attività di caccia è stata consentita per sole quattro giornate (20 novembre 2010, 12, 18 e 19 gennaio 2011), con limitazioni nel numero di cacciatori e nell'arco temporale giornaliero. Tra settembre e febbraio è stato monitorato l'andamento delle presenze degli uccelli acquatici per decade con 14 censimenti completi. I censimenti, quando possibile, sono stati svolti nel corso di una sola giornata, per disporre di un quadro simultaneo delle presenze;in inverno, data la brevità delle giornate e il grande numero di uccelli, i censimenti si sono protratti per due giornate consecutive.

Risultati e discussione

Pianura bolognese

I confronti tra le densità rilevate sono riportati in Tab. 1. In particolare la densità per ettaro di uccelli complessivamente presenti mostra una evidente relazione inversa con la pressione venatoria. Nel caso di uccelli appartenenti a specie di interesse comunitario la stessa relazione appare meno netta; si nota comunque una minore densità nelle zone dove la caccia viene esercitata più intensamente, a fronte di valori massimi registrati nelle zone protette (2 anni su 3) o in zone re-

golamentate (1 anno su 3). I dati raccolti mostrano l'effetto negativo della caccia, molto netto nel caso della densità complessiva di uccelli, ma anche rilevabile sulle specie interesse comunitario, verosimilmente a causa del disturbo (cfr. Tinarelli 2010).

Tabella 1 - Valori medi di densità per ettaro di uccelli complessivamente presenti e di uccelli appartenenti a specie di interesse comunitario nelle varie categorie di zone umide della pianura bolognese; per ogni confronto è indicato il livello di significatività dei confronti dei singoli valori di ogni categoria in ogni anno.

		totale uccelli / ha		uccelli int. com. / ha	
2009	zone senza caccia	30,18	$p \leq 0,05$	0,69	$p \leq 0,03$
	zone con caccia 1 giorno settimana	15,74	$p \leq 0,01$	0,20	n.s.
	zone con caccia regolamentata	9,60	$p \leq 0,05$	0,41	$p \leq 0,02$
	zone con caccia ≥ 2 giorni settimana	4,72		0,17	
2010	zone senza caccia	25,26	n.s.	0,19	n.s.
	zone con caccia 1 giorno settimana	17,17	n.s.	0,26	n.s.
	zone con caccia regolamentata	9,11	$p \leq 0,1$	0,46	$p \leq 0,01$
	zone con caccia ≥ 2 giorni settimana	2,21		0,03	
2011	zone senza caccia	19,80	n.s.	0,27	n.s.
	zone con caccia 1 giorno settimana	13,22	n.s.	0,19	n.s.
	zone con caccia regolamentata	7,85	$p \leq 0,05$	0,21	$p \leq 0,03$
	zone con caccia ≥ 2 giorni settimana	4,19		0,15	

Lago Trasimeno

Livello del lago e protezione sono inversamente correlati fra loro (r = -0.745, P = 0,000) poiché mentre aumentava la superficie protetta, andava diminuendo il livello a causa di una serie di annate siccitose (Fig. 1).

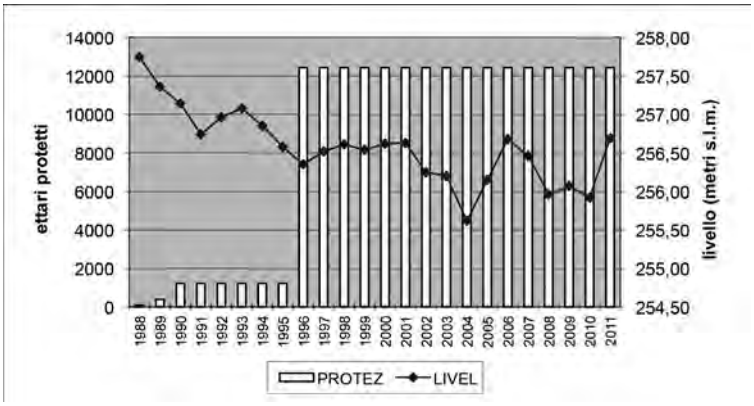


Figura 1 - Andamenti della superficie protetta (barre) e del livello del lago Trasimeno (linee) nel periodo 1988-2011.

Gli andamenti e le tendenze delle popolazioni di Folaga, anatre di superficie, anatre tuffatrici sono illustrati nelle Figg. 2, 3 e 4.

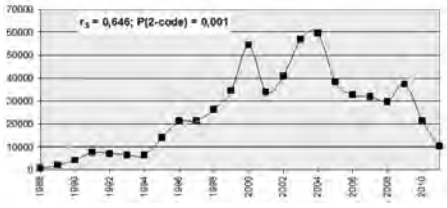


Figura 2 - Andamento della popolazione di Folaga svernante nel lago Trasimeno

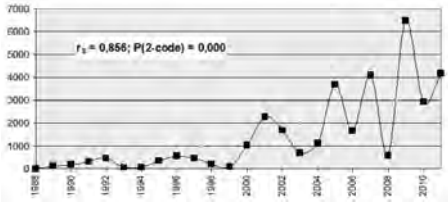


Figura 3 - Andamento della popolazione di anatre tuffatrici svernanti nel lago Trasimeno

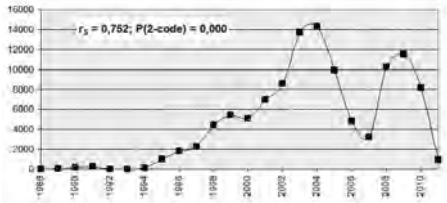


Figura 4 - Andamento della popolazione di anatre di superficie svernanti nel lago Trasimeno

Le correlazioni fra la consistenza dei tre gruppi (Folaga, anatre di superficie, anatre tuffatrici) e le variabili protezione e livello sono sempre significative; positive nel caso della superficie protetta, negative nel caso del livello (Tab. 2). I valori di correlazione parziale (Tab. 3) fra la consistenza dei tre gruppi e la variabile protezione al netto dell'effetto del livello e fra la consistenza dei tre gruppi e la variabile livello al netto dell'effetto della protezione, indicano che la consistenza invernale di folaghe e anatre tuffatrici è condizionata soprattutto dall'assenza di disturbo venatorio, mentre il livello dell'acqua gioca un ruolo secondario (almeno entro i limiti di variazione osservati). Questo risultato è coerente con la capacità che hanno questi uccelli di reperire il loro alimento tuffandosi. Per le anatre di superficie sembra che sia invece il livello dell'acqua il principale fattore di controllo. Va sottolineato che l'analisi effettuata risente del fatto che nel corso del periodo di studio protezione e livello sono variati in maniera inversa (autocorrelazione) e ciò impedisce di analizzare separatamente l'effetto singolo di ognuna delle due variabili. Mancano infatti nel campione anni in cui si verificano contemporaneamente le condizioni "caccia aperta + lago basso" e "caccia chiusa + lago alto".

Tabella 2 - Correlazioni (r di Pearson) fra livello del lago Trasimeno, superficie protetta e consistenza di Folaga e Anatidi. Il numero di osservazioni (anni) è pari a 24.

specie/gruppo	LIVELLO DEL LAGO		SUP. PROTETTA	
	r	P (2 code)	r	P (2 code)
anatre di superficie	-0,820	0,000	0,694	0,000
anatre tuffatrici	-0,435	0,034	0,505	0,012
Folaga	-0,738	0,000	0,775	0,000

Tabella 3 - Correlazioni parziali delle variabili "livello del lago Trasimeno" e "superficie protetta" rispetto alla consistenza di Folaga e Anatidi. Il numero di osservazioni (anni) è pari a 24. In grassetto il valore più elevato di correlazione parziale.

specie o gruppo	coefficiente di correlazione parziale	
	PROTEZIONE	LIVELLO
anatre di superficie	0,218	**-0,630**
anatre tuffatrici	**0,301**	-0,102
Folaga	**0,500**	-0,382

Pantani della Sicilia sud-orientale

Le osservazioni condotte evidenziano un frequente scambio tra i pantani che per questo gruppo di uccelli può essere assimilato ad un unico sistema di zone umide; questo è stato documentato direttamente attraverso la lettura di anelli colorati (Fenicottero) e indirettamente attraverso i conteggi. Le specie rilevate sono state 79, delle quali 35 di interesse comunitario. Le presenze sono oscillate tra 4.600 e 13.600 uccelli, con picco all'inizio di gennaio, prima dell'apertura della caccia. Tra le specie svernanti, presenti con importanti concentrazioni a livello nazionale: Moretta tabaccata, Fischione, Folaga e Fenicottero. Negli inverni precedenti, negli stessi siti, in assenza di restrizioni all'esercizio venatorio, le poche specie svernanti sono state registrate con numeri irrilevanti. In corrispondenza delle giornate di caccia si sono registrate delle sensibili riduzioni nel numero di uccelli; in novembre è stato verificato un temporaneo allontanamento, nel secondo periodo di caccia in gennaio si è registrato un decremento significativo che si è prolungato in Febbraio (Figg. 5, 6 e 7). In particolare il disturbo venatorio in gennaio ha comportato il trasferimento di oltre 2.000 uccelli dalle zone interessate alla caccia alla Riserva di Vendicari. Tale trasferimento è avvenuto sia nel caso di specie cacciabili (Folaga, Fig. 5) che protette (Fenicottero). In quest'ultimo caso, ad un incremento improvviso di uccelli a Vendicari è seguito un drastico declino, probabilmente causato da un eccessivo sovraffollamento e sfruttamento delle risorse (Fig. 6). Non tutte le specie hanno trovato condizioni idonee alla sosta nei pantani di Vendicari: la Moretta tabaccata, notoriamente legata ad ambienti umidi con bassa salinità, si è allontanata definitivamente dal comprensorio (Fig. 7). I dati raccolti mostrano che l'attività venatoria interferisce in maniera consistente sul normale ciclo di svernamento anche di specie protette. Gli effetti della pratica venatoria si sono manifestati sull'intero sistema di zone umide indagate, compresa l'area protetta di Vendicari.

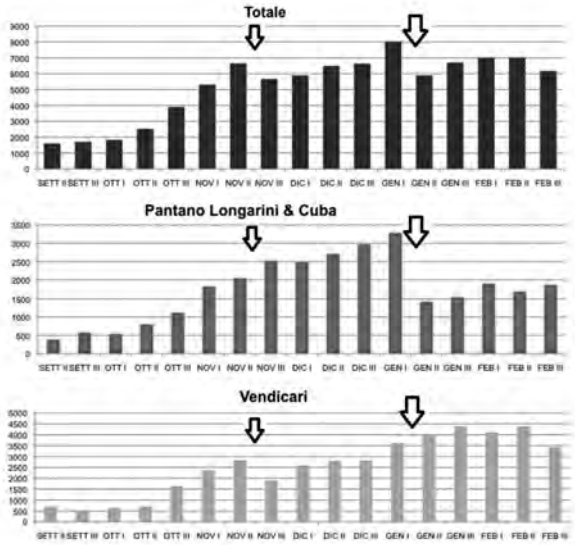


Figura 5 - Consistenza della Folaga nei pantani della Sicilia sud-orientale.

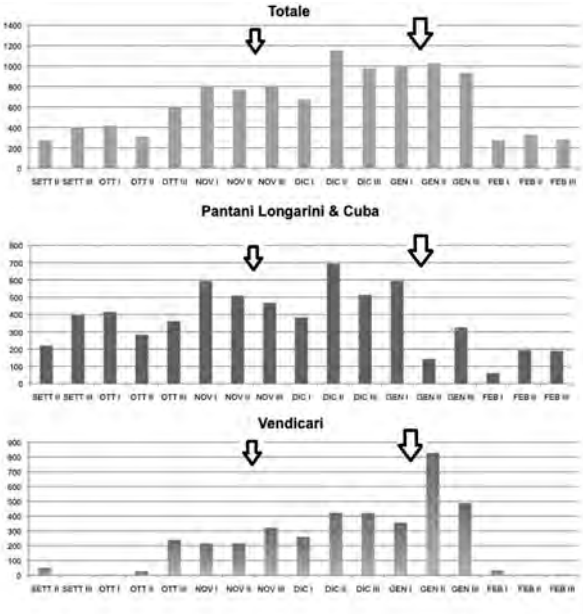


Figura 6 - Consistenza del Fenicottero in nei pantani della Sicilia sud-orientale.

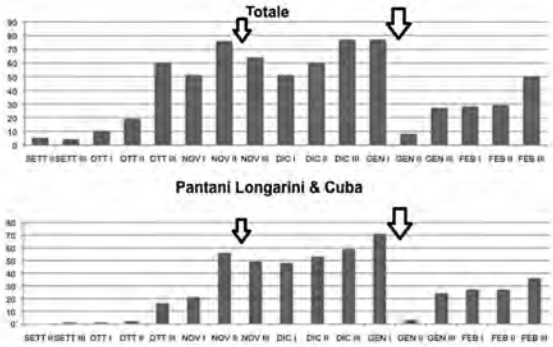


Figura 7 - Consistenza della Moretta tabaccata nei pantani della Sicilia sud-orientale.

Conclusioni

Complessivamente le tre esperienze di valutazione degli effetti dell'attività venatoria sugli uccelli acquatici evidenziano che:

- in zone umide con caratteristiche ecologiche simili la densità di uccelli acquatici svernanti è influenzata dai diversi regimi venatori;
- la riduzione del numero di giornate di caccia determina un incremento delle densità di uccelli acquatici e ha effetti anche su specie di interesse comunitario;
- in una stessa zona umida il numero di uccelli acquatici svernanti aumenta in seguito alla proibizione della caccia;
- all'interno dello stesso comprensorio di zone umide gli effetti dell'attività venatoria possono essere diversi tra specie e tra zone a seconda delle loro caratteristiche ecologiche;
- in zone umide inizialmente protette sessioni di caccia determinano l'allontanamento di molte specie di uccelli acquatici, soprattutto quando le sessioni sono vicine tra loro;
- l'allontanamento da aree precedentemente indisturbate determina elevate concentrazioni di uccelli in zone protette vicine con la possibilità di innescare problemi di competizione per le risorse trofiche.

Bibliografia

MADSEN J, FOX A D 1997. GIBIER FAUNE SAUVAGE, 14: 201-209; MARCHESI F, TINARELLI R 2007. REGIONE EMILIA-ROMAGNA, BOLOGNA. 153 PP; TAMISIER A, BÉCHET A, JARRY G, LEFEUVRE J C., LEMAHO Y 2003. REVUE D'ECOLOGIE, 58: 435-449; TINARELLI R, GIANNELLA C, MELEGA L (A CURA DI) 2010. REGIONE EMILIA-ROMAGNA & ASOER ONLUS. TECNOGRAF, REGGIO EMILIA. WWW.REGIONE.EMILIA-ROMAGNA.IT; VELATTA F, MUZZATTI M, CHIAPPINI M M, PACI A M, BENCIVENGA G 2009. ALULA XVI(1-2): 806-808.

Sessione settima

RISULTATI E PROSPETTIVE DEI PROGETTI DI MONITORAGGIO A SCALA NAZIONALE

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

VALUTAZIONE DELLO STATO DI CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA NIDIFICANTE IN ITALIA

MARCO GUSTIN[1], MATTIA BRAMBILLA[1,2] & CLAUDIO CELADA[1]

[1]Dipartimento Conservazione LIPU, via Trento 49, 43100 Parma, marco.gustin@lipu.it; [2]Fondazione Lombardia per l'Ambiente, Settore Biodiversità e aree protette, Piazza Diaz 7, 20123 Milano

Key Words: breeding species, conservation status, FRV, population modelling

Summary *We defined a method for assessing the conservation status of breeding birds at national and biogeographical scale. It takes into account changes in population, range and habitat and considers a reference term for population (FRV, favourable reference value). FRV was defined by the use of Population Viability Analysis (PVA) methods, or by means of reference values of breeding density, according to population size (above and below 2500 pairs, respectively). The FRV was calculated for 134 species, while the lack of adequate data did not allow to use the FRV for the remaining 112 species. Overall, 78 species shows a favourable conservation status (31,7%), 82 species has an inadequate conservation status (33,3%), 76 species (+ 2 subspecies) results in a bad conservation status (30,9%), while the conservation status of 10 species (4,1%) is unknown. Out of 130 species of non-Passerines (+ 2 ssp), 31 show a favourable conservation status, 51 an inadequate conservation status, 47 a bad conservation status and the conservation status of 1 species is unknown. Considering the hunting species in Italy, the 36% of them is in a bad conservation status. Out of 117 Passerines species, 47 show a favourable conservation status, 32 an inadequate conservation status, 29 a bad conservation status and the conservation status of 9 species is unknown. The biogeographic level has been considered for 42 species, regarding 8 species (of 16 populations) included and 34 species (of 73 populations) not included in Annex I of the Birds Directive.*

L'obiettivo principale delle Direttive Habitat (92/43/CEE) e Uccelli (2009/147/UE) è fermare il declino della biodiversità nell'ambito dell'Unione Europea. Per fermare tale declino il comitato Habitat ha definito le linee guida per monitorare lo stato di conservazione delle specie e degli habitat tutelati dalla Direttiva Habitat, ottemperando agli obblighi dell'art 17 della stessa direttiva. La quantificazione di questo concetto prevede la definizione del "*Favourable Reference Value*" (FRV) o Valore di riferimento favorevole. Tale valore può essere rappresentato a diverse scale spaziali, per il quale sono necessarie informazioni di base di tipo ecologico e demografico. Il FRV rappresenta un'indicazione concreta di un obiettivo di conservazione a lungo termine; esso deve essere inteso come quel valore che può rappresentare una situazione indubbiamente favorevole per una data specie, tale da garantirle ottime possibilità di persistenza nel lungo periodo.

Secondo le linee guida prodotte dal Comitato Habitat, il FRV dovrebbe essere definito da ciascuno Stato membro, per ciascuna specie e per ciascun habitat. Tale definizione deve avvenire su basi tecniche utilizzando i migliori dati disponibili. Sebbene la Direttiva Uccelli non preveda esplicitamente l'obbligo della definizione dello stato di conservazione né del valore di riferimento favorevole per ciascuna specie ornitica, la Commissione Europea ha recentemente concordato con gli Stati membri un percorso di "reporting" volto a definire, entro il 2013 lo stato di conservazione in ambito EU delle specie tutelate dalla Direttiva Uccelli.

Il Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, ha fatto proprio tale percorso, dotandosi, tramite il presente lavoro, di una valutazione complessiva dello stato di conservazione delle specie ornitiche nidificanti nel nostro Paese, e là ove possibile anche della sua quantificazione

come FRV. La presente proposta si inquadra quindi in questo contesto, inserendosi in un percorso ormai avviato dal Ministero, verso la piena realizzazione della Rete Natura 2000 e verso la piena implementazione delle Direttive sopra citate.Grazie all'approccio conosciuto come PVA (*Population Viability Analysis*), è stato possibile costruire modelli demografici per valutare le dinamiche di popolazione. Quando vengono utilizzati per pianificare la conservazione, i modelli di PVA possono aiutare ad identificare popolazioni 'ideali' a seconda dei differenti contesti: popolazioni minime vitali (*Minimum Viable Population*, MVP) per specie ad elevato rischio di estinzione, popolazioni sufficientemente ampie da assicurare persistenza a lungo termine anche in scenari sfavorevoli nel caso di popolazioni attualmente non a rischio di estinzione. Le analisi di PVA possono, inoltre, evidenziare quali parametri (es. riproduttivi, oppure legati a sopravvivenza/mortalità degli individui, etc.) siano più importanti per la conservazione di una specie. Quando i modelli di PVA sono difficilmente utilizzabili, altri parametri di tipo 'demografico' possono aiutare ad identificare target di conservazione. In particolare, la densità riproduttiva (espressa come numero di individui o coppie o territori o nidi per unità di superficie) può essere in diversi casi un valido indicatore (soprattutto per le specie territoriali) dello stato di conservazione e/o dell'idoneità ambientale per una data specie in un dato contesto areale/geografico (Brambilla *et al.,* 2009).

Per definire il *Favourable Reference Value* (FRV), l'approccio qui presentato prevede l'utilizzo di tecniche di PVA oppure di valutazioni basate sulla densità riproduttiva, a seconda dell'abbondanza e della distribuzione delle specie target (Brambilla *et al.* 2011). Il FRV è stato definito solo per le specie regolarmente nidificanti in Italia e non attualmente in fase di espansione demografica in seguito a recente colonizzazione (ultimi 30 anni). Per queste ultime specie, infatti, si ritiene non opportuno indicare un FRV, che potrebbe essere ben al di sopra o al di sotto dell'esito demografico della colonizzazione, che risulta per molte specie ancora oggi del tutto imprevedibile. La valutazione dello stato di conservazione ha tenuto conto pertanto del FRV, quando formulato, nonché delle variazioni di areale, popolazione e habitat (sia in termini di quantità che qualità) relative a ciascuna specie. Ad oggi, l'Italia risulta l'unico paese europeo che ha formulato una valutazione dello stato di conservazione complessiva delle specie nidificanti all'interno del proprio territorio relativa sia alle specie in Allegato I della Direttiva Uccelli (2009/147/CE) (Gustin *et al*., 2009) che alle altre specie nidificanti non incluse (Gustin *et al.,* 2010a,b).

Area di studio e Metodi

In questo lavoro abbiamo sviluppato un metodo per definire un FRV per le specie ornitiche nidificanti in Italia e per valutare il loro stato di conservazione in relazione a tale valore, al trend demografico e alle variazioni di areale delle specie considerando sia la scala nazionale che, qualora significativa, biogeografica. Il metodo utilizzato per la valutazione dello stato di conservazione rappresenta un adattamento/ampliamento del metodo proposto dal Comitato Habitat dell'Unione Europea. Le specie sono state suddivise in base all'abbondanza a livello nazionale e alla caratterizzazione biogeografica. Per il primo fattore (abbondanza), le specie sono state suddivise in due categorie: specie con meno di 2500 coppie e specie con più di 2500 coppie. Per il dettaglio della metodologia adottata si veda Brambilla *et al*. (2009); per i dettagli sui procedimenti utilizzati per la PVA si rimanda a Brambilla *et al*. (2011).

Tutte le analisi di *population modelling* per valutare il rischio di estinzione di una popolazione sono state condotte utilizzando l'ultima versione disponibile del programma Vortex (versione 9.72), (Lacy *et al*., 2005). La ricerca bibliografica per ottenere le informazioni relative alle specie e ai parametri considerati è stata effettuata consultando le principali riviste nazionali ed internazionali di ornitologia, il database elettronico BDO e gli Atti dei convegni di ornitologia. Ci si è

avvalsi, inoltre, in sede bibliografica di testi generali sulle specie acquatiche svernanti (Serra *et al.,* 1997, Baccetti *et al*., 2002) su informazioni provenienti dal progetto Atlante nazionale (Meschini & Frugis 1983), e dai vari atlanti regionali (ad esempio, Brichetti & Fasola, 1990; Boano *et al.,*1995, Mingozzi *et al*., 1988; Aimassi & Reteuna, 2007) o provinciali. Inoltre, per alcune specie sono state considerate le informazioni scaturite dal progetto MITO (Fornasari *et al*., 2004), che ha preso in considerazione il monitoraggio delle 103 specie più comuni in Italia secondo lo schema dell'EBCC (Vorisek & Marchant, 2003). Questi lavori ad ampia scala geografica, unitamente a pubblicazioni e dati referenziati inerenti la scala locale hanno fornito informazioni rilevanti per definire lo stato di conservazione delle diverse specie di uccelli nidificanti in Italia.

Nel 2008-2010 abbiamo definito lo stato di conservazione di 246 specie nidificanti in Italia, di cui 86 (+ due sottospecie) incluse nell'allegato I della Direttiva Uccelli e 160 non incluse. Il livello biogeografico (scala alpina, continentale e mediterranea), è stato analizzato per 8 specie (16 popolazioni) dell'Allegato I della Direttiva Uccelli e 34 specie (73 popolazioni) non inserite nell'Allegato I.

Risultati

Per 78 specie lo stato di conservazione è ritenuto "favorevole" (31,7%), per 82 "inadeguato" (33,3%) e per 76 specie (+ 2 sottospecie) "cattivo" (30,9%). In 10 casi (4,1%) lo stato di conservazione è "sconosciuto", ovvero non definibile in base alle informazioni disponibili (Tab.I).

Complessivamente è stato possibile determinare il FRV tramite analisi con tecniche di *population modelling* per 57 popolazioni appartenenti a 27 specie, mentre 107 specie sono state analizzate sulla base di valori di densità riproduttiva. Per 112 specie non è stato possibile determinare il FRV.

a) Non passeriformi

Su 130 specie (+ 2 sottospecie), 31 (23,8%) hanno uno stato di conservazione favorevole, 51 (39,2%) uno stato di conservazione inadeguato, 47 (36,1%) mostrano uno stato di conservazione cattivo e 1 (0,9%) sconosciuto.

Le sette specie con stato di conservazione favorevole inserite nell'allegato I della Direttiva Uccelli, (Garzetta *Egretta garzetta*, Airone rosso *Ardea purpurea*, Falco pecchiaiolo *Pernis apivorus*, Falco pellegrino *Falco peregrinus*, Cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus*, Civetta capogrosso *Aegolius cinereus* e Picchio cenerino *Picus canus*), hanno mostrato ampliamenti recenti del range distributivo, incremento demografico oppure stabilità, occupando ambienti ritenuti nel complesso stabili oppure in locale incremento. Critico appare invece, il quadro relativo ai Galliformi, con 5 specie su 7 con stato di conservazione cattivo e due inadeguato.

Nel caso di Piccione selvatico e Cuculo dal ciuffo, per le quali è stato possibile determinare uno stato di conservazione, vi é comunque una voce tra le tre considerate (popolazione, habitat, range) classificata come stato sconosciuto. In questi casi, un miglioramento di conoscenze potrebbe determinare un cambiamento nella valutazione generale dello stato di conservazione ed il giudizio espresso relativamente a queste specie deve pertanto essere considerato come provvisorio. Nel caso della Beccaccia, invece, la difficoltà di contattare la specie e quindi di monitorarne trend, variazioni areali e cambiamenti nella qualità e quantità dell'habitat, in un contesto caratterizzato da presenza irregolare, è alla base dell'attribuzione del giudizio sconosciuto a tutte le tre voci considerate per la valutazione dello stato di conservazione.

Delle 47 specie con stato di conservazione cattivo, 13 (27,6%) sono specie cacciabili secondo la normativa nazionale; per alcune di esse (ad esempio Starna *Perdix perdix*, Pernice rossa *Alectoris rufa*, Quaglia *Coturnix coturnix*) l'attività venatoria riveste indubbiamente un ruolo impattante, sia attraverso meccanismi diretti (abbattimento e disturbo) che indiretti (rilasci di individui appar-

tenenti ad altre sottospecie o specie simili con conseguente ibridazione, inquinamento genetico e modifica delle abitudini ecologiche).

b) Passeriformi

Su 117 specie di Passeriformi considerate all'interno del presente lavoro, 47 (40,5%) hanno uno stato di conservazione favorevole, 32 (27,6%) uno stato di conservazione inadeguato, 29 (25,0%) mostrano uno stato di conservazione cattivo e 9 (6,9%) sconosciuto.

La situazione complessiva appare meno preoccupante della situazione relativa alle specie inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli. Infatti, su 13 specie di Passeriformi inserite nell'Allegato I della Direttiva Uccelli, 11 (84,6%) sono in stato di conservazione "cattivo".

Per 9 specie (Cappellaccia *Galerida cristata*, Sordone *Prunella collaris*, Sterpazzolina comune *Sylvia cantillans*, Sterpazzolina di Moltoni *Sylvia subalpina*, Bigiarella *Sylvia curruca*, Beccafico *Sylvia borin*, Pigliamosche *Muscicapa striata*, Picchio muraiolo *Tichodroma muraria*, Ciuffolotto *Pyrrhula pyrrhula*), per le quali è stato possibile determinare uno stato di conservazione generale, vi è comunque una voce tra le tre considerate classificata come stato sconosciuto. In questi casi, un miglioramento di conoscenze potrebbe determinare un cambiamento nella valutazione generale dello stato di conservazione ed il giudizio espresso relativamente a queste specie deve pertanto essere preso come provvisorio.

Le lacune conoscitive relative ai Passeriformi sono evidenziate in modo ancora più chiaro dalle 8 specie con stato di conservazione generale sconosciuto: per queste specie, per due voci delle tre considerate (Luì verde *Phylloscopus sibilatrix*, Passera europea *Passer domesticus*, Fringuello alpino *Montifringilla nivalis*, Venturone alpino *Carduelis citrinella*, Venturone corso *Carduelis corsicana*, Lucherino *Carduelis spinus*, Zigolo muciatto *Emberiza cia*, Zigolo capinero *Emberiza melanocephala*) oppure per tutte e tre le voci (Sterpazzola della Sardegna *Sylvia conspicillata*, Frosone *Coccothraustes coccothraustes*) non è stato possibile stabilire uno stato di conservazione a causa della scarsità di informazioni relative a questi taxa.

Cappellaccia, Ballerina gialla *Motacilla cinerea*, Sordone, Merlo dal collare *Turdus torquatus*, Salciaiola *Locustella luscinioides*, Beccafico, Regolo *Regulus regulus*, Picchio muraiolo, Rampichino alpestre *Certhia familiaris* e Zigolo capinero mostrano alcune carenze conoscitive (risultate in attribuzione del valore 'sconosciuto' ad una o più voci e in alcuni casi anche a livello generale) a livello di singola regione biogeografica. Alcune di queste specie scarsamente conosciute hanno in Italia una frazione assolutamente preponderante della loro popolazione europea o addirittura globale, come Sterpazzolina di Moltoni (l'Italia ospita circa i due terzi della popolazione globale della specie) o Venturone corso (circa il 20% della popolazione globale della specie nidifica in Italia). La conservazione di queste specie nel nostro paese assume quindi particolare importanza a livello mondiale.

c) scala biogeografica

Tra le 8 specie analizzate incluse nell'Allegato I della Direttiva Uccelli, 3 popolazioni di 3 specie sono risultate in stato di conservazione favorevole, 7 popolazioni di 7 specie sono risultate in stato di conservazione inadeguato e 6 popolazioni di 5 specie sono risultate in stato di conservazione cattivo. Tra le 34 specie non inserite nell'allegato I, 26 popolazioni sono risultate in stato di conservazione favorevole (35,6%) 24 popolazioni in stato di conservazione inadeguato (32,9%), 17 popolazioni in stato di conservazione cattivo (23,3%), mentre per 6 popolazioni lo stato di conservazione è sconosciuto (8,2%).

Discussione

Con questo lavoro si è fornito un primo quadro nazionale sullo stato di conservazione degli

uccelli nidificanti in Italia (incluse nell'Allegato I della D.U. e non). Per 134 specie nidificanti si è anche potuto formulare un '*Favourable Reference Value*' in termini di popolazione o di densità riproduttiva. Questo lavoro fornisce quindi un quadro complessivo di dettaglio dello stato di conservazione dell'avifauna nidificante in Italia. A livello europeo, nessuno studio aveva sinora valutato lo stato di conservazione e parallelamente 'fissato' un termine di riferimento per la valutazione dello stato di conservazione stesso all'interno di un paese o di una regione biogeografica per un intera Classe sistematica (nel nostro caso, gli uccelli) (Brambilla *et al.,* 2011).

Occorre notare comunque come questo lavoro abbia portato all'identificazione di un FRV relativo alla popolazione (non per tutte le specie). Sarebbe altresì opportuno formulare un FRV per quanto riguarda il range e l'habitat di ciascuna specie; anche se tale obiettivo esula dagli scopi specifici dello studio qui presentato, esso rimane un traguardo da raggiungere in futuro per migliorare le strategie di conservazione delle specie ornitiche e fissare con maggior dettaglio possibile gli obiettivi di tutela e le scelte di conservazione per le singole specie.

Ringraziamenti

Questo lavoro non sarebbe stato possibile senza il prezioso supporto di E. Duprè ed E. Bianchi (MATTM), F. Spina e N. Baccetti (ISPRA), G. Boano, G. Bogliani, P. Brichetti, D. Rubolini. Gli autori desiderano ringraziare R. Falco, F. Piccarolo, M. Ravasini per il supporto e l'aiuto nello svolgimento del lavoro. Un particolare ringraziamento a Enrico Bassi, Fabio Casale e Alberto Sorace per aver contribuito alla stesura di alcune delle specie analizzate in questo lavoro.

Il progetto è stato finanziato dal Ministero dell'Ambiente, della Tutela del Territorio e del Mare, Direzione Protezione Natura.

Bibliografia

AIMASSI G, RETEUNA D 2007. MEMORIE ASSOC. NARURALISTICA PIEMONTESE 7: 1-120; BACCETTI N ET AL 2002. BIOL. CONS. FAUNA 111; BOANO A ET AL 1995. ALULA, SROPU, VOLUME SPECIALE (1-2); BRAMBILLA M ET AL 2009. ALULA XVI(1-2): 23-28; BRAMBILLA M ET AL 2011. BIRD CONSERVATION INTERNATIONAL 21: 107-118; BRICHETTI P, FASOLA M (RED.) 1990. ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN LOMBARDIA (1983-1987). EDITORIALE RAMPERTO; FORNASARI L ET AL 2004. AVOCETTA 28: 59-76; GUSTIN M ET AL 2009. LIPU/MATTM; GUSTIN M ET AL. 2010A. VALUTAZIONE DELLO STATO DI CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA ITALIANA. VOLUME I. NON-PASSERIFORMES. LIPU/MATTM; GUSTIN M ET AL. (A CURA DI) 2010B. VALUTAZIONE DELLO STATO DI CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA ITALIANA. VOLUME II. PASSERIFORMES. LIPU/MATTM; LACY ET AL. 2005. VORTEX: A STOCHASTIC SIMULATION OF THE EXTINCTION PROCESS. CHICAGO ZOOLOGICAL SOCIETY, BROOKFIELD, IL; MESCHINI E, FRUGIS S (EDS.) 1993. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA XX: 1-344; MINGOZZI ET AL. 1988. MONOGRAFIE VIII, MUSEO REGIONALE DI SCIENZE NATURALI DI TORINO; SERRA L ET AL. 1997. BIOL. CONS. FAUNA 101; VORISEK P, MARCHANT JH 2003. BIRD CENSUS NEWS 16/1: 14-30.

VALUTAZIONE DELLA BIODISPONIBILITÀ DI METALLI ED ELEMENTI POTENZIALMENTE TOSSICI MEDIANTE L'ANALISI DELLE PENNE DI FENICOTTERO DI SEI COLONIE DEL MEDITERRANEO

FABRIZIO BORGHESI [1], ALESSANDRO ANDREOTTI [1], NICOLA BACCETTI [1], NICOLA BIANCHI [2], MANFRED BIRKE [3], FRANCESCA MIGANI [4] & ENRICO DINELLI [5]

[1]I.S.P.R.A., Ozzano Emilia, fabrizio.borghesi@isprambiente.it; [2]Dipartimento di Scienze ambientali, Università di Siena, Siena; [3]Federal Institute for Geosciences and Natural Resources, Hannover, Germany; [4]Via F.lli Rosselli, 10, Cesenatico; [5]C.I.R.S.A., Università di Bologna, Ravenna

Key Words: biomonitoring, bioaccumulation, feathers, heavy metals, Western Mediterranean, Flamingos, *Phoenicopterus roseus*

Summary *Some feathers of Flamingo fledglings were sampled in six wetlands of the West Mediterranean coast (Cagliari, Camargue, Comacchio, Ebro Delta, Odiel and Venezia) in order to assess the bird exposure to metals and other elements in their natal areas, typically coastal brackish wetlands. The study included also samples from captive adults living in the Bioparco Zoo (Rome). Here we present the aims of the project, the sample handling and the analytical methods, and we report some results regarding the overall dataset and a comparison between different colonies on the Hg concentration. Our results suggest that this kind of biomonitoring reveals anomalous bird exposure to several elements, as reported here for Hg. On the basis of our results, this metal can be considered as an issue for the flamingos born near Cagliari. In fact, the Hg concentration in their feathers was higher than that measured in the other colonies. Moreover, if we consider the Hg concentration of Flamingo feathers in Odiel and Bioparco as the baseline of the Mediterranean area, our study reveals that many birds of most colonies are exposed to Hg. Captive flamingos can be considered as the "control group", if we exclude those elements that are relatively abundant in the soil of the Zoo area. The Ag and Cu concentrations resulted higher in flamingos living in Bioparco with respect to those of wild birds.*

Ogni area geografica possiede un peculiare *background* geochimico che dipende dalla propria storia geologica e geomorfologica; l'impronta geochimica viene registrata in suoli e acque, in piante e animali. Le attività umane hanno alterato e continuano a modificare la distribuzione nell'ambiente di metalli e altri elementi, causando effetti sulla stabilità degli habitat e sulla salute degli organismi.

Negli ultimi decenni il biomonitoraggio si è affermato come un valido metodo di indagine dell'inquinamento ambientale e degli impatti che riguardano la biosfera. Un impulso alla ricerca ornitologica finalizzata al monitoraggio proviene dalla Direttiva "Uccelli" (2009/147/CE) che invita gli Stati membri ad attivarsi per: 1) determinare il ruolo di certe specie come indicatori di inquinamento; 2) studiare gli effetti avversi dell'inquinamento chimico sulle popolazioni di uccelli. Soprattutto le specie facilmente riconoscibili, longeve, relativamente abbondanti e ampiamente distribuite possono occupare un ruolo importante nel biomonitoraggio (Furness *et al.,* 1993). Il fenicottero *Phoenicopterus roseus* potrebbe rivelarsi un bioindicatore efficace per monitorare certi tipi di inquinamento nelle zone umide frequentate da questa specie. Gli uccelli acquatici "filtratori", infatti, mentre si nutrono ingeriscono considerevoli quantità di sedimento, come dimostrano gli studi sul germano reale *Anas platyrhynchos* (Connor, 1993; Beyer *et al.,* 1994). Ciò è vero anche per il fenicottero, il quale, oltre a nutrirsi di invertebrati bentonici, trae nutrimento anche dalla materia organica intrappolata nel sedimento stesso (Jenkin, 1957). Vi sono inoltre altri aspetti che rendono il fenicottero adatto in campagne di biomonitoraggio (anche a lungo termine): 1) è una specie che nidifica in colonie

numerose in genere occupando gli stessi siti per molti anni di seguito; 2) nutre i pulcini con una secrezione olocrina; 3) la manipolazione dei pulcini è già prevista annualmente nei siti in cui viene effettuato l'inanellamento (Johnson & Cézilly, 2008). Le penne sono state utilizzate in molti studi di ecotossicologia e il loro uso è raccomandato da molti ricercatori (Goede & De Bruin, 1984; Burger, 1993, Spahn & Sherry, 1999) in quanto sono semplici da campionare, durante la loro formazione possono legare nella cheratina i metalli circolanti nel flusso sanguigno (Goede & De Bruin, 1984; Burger, 1993) e costituiscono un metodo di indagine non invasivo, praticabile anche su specie protette o in stato critico di conservazione. Tra gli svantaggi legati all'uso delle penne va considerata la difficoltà di distinguere le concentrazioni determinate da bioaccumulo/escrezione, da quelle dovute alla contaminazione esterna a seguito del semplice deposito di metalli sulla superficie delle penne (Veerle *et al.,* 2004; Bianchi *et al.,* 2008; Leonzio *et al.,* 2009). Nonostante le buone potenzialità, solo tre studi hanno indagato i metalli nelle penne di fenicottero, due dei quali hanno analizzato alcuni elementi su poche carcasse di animali di varie età e diverse provenienze (Cosson *et al.,* 1988; Ancora *et al.,* 2008). Un terzo lavoro, risalente a circa venti anni fa, ha considerato un buon numero di campioni di giovani non ancora involati, ma ricavando dati solamente per quattro elementi (Cu, Pb, Se e Zn) (Amiard-Triquet, 1991). Nessuno studio ha confrontato diverse colonie e ha raccolto dati di un ampio numero di elementi chimici. In tale quadro si inserisce il progetto qui presentato, che ha l'obiettivo di porre le basi per un biomonitoraggio mediante il fenicottero, di un numero elevato di elementi potenzialmente pericolosi per gli ambienti acquatici costieri, con l'uso di metodi non invasivi e basato su un'elevata qualità del dato analitico.

Area di studio e Metodi

Nel 2008 otto colonie nel bacino del Mediterraneo hanno registrato un successo riproduttivo (Childress *et al.,* 2008). Nelle sei più occidentali è stato effettuato il campionamento (fig. 1). Inoltre, sono stati forniti dal Bioparco di Roma (41°55'02 N, 12°29'11 E) alcuni campioni prelevati da fenicotteri adulti in cattività.

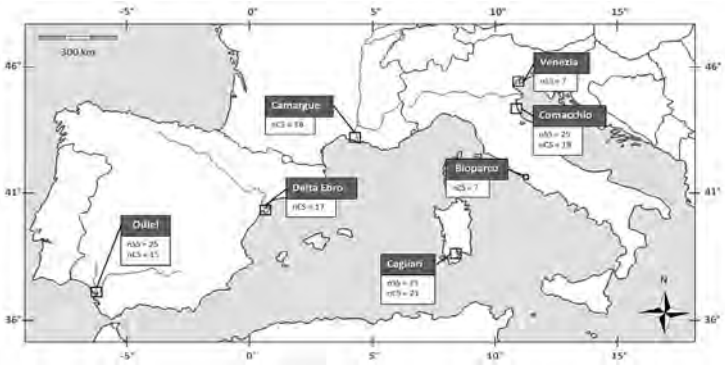


Figura 1 - Il campionamento ha riguardato il 75% delle colonie del Mediterraneo che nel 2008 hanno avuto successo riproduttivo (quadrati) e il Bioparco di Roma (cerchio). Ad ogni nome di località è associato il numero di campioni singoli (nSS) e compositi (nCS, nZS).

Queste le colonie che hanno partecipato: 1) Paludi dell'Odiel (Spagna sud-occidentale, 37°14'58 N, 6°59'34 W), un sistema estuarino caratterizzato da un elevato livello di inquinamento da metalli provenienti dal sistema minerario situato nelle montagne retrostanti (Grande *et al.,* 2000); 2) Delta

dell'Ebro (Spagna orientale, 40°35'11 N, 0°40'52 E), dove ai paesaggi naturali si alternano vaste risaie e saline in attività; 3) Camargue (Francia meridionale, 43°25'56 N, 4°37'37 E): ampio sistema di zone umide alla foce del fiume Rodano, in parte destinate alla coltivazione del riso; 4) Stagno di Cagliari (Sardegna, Italia, 39°12'59 N, 9°00'44 E): un complesso sistema lagunare ampiamente rimaneggiato dall'uomo, nel quale hanno avuto luogo episodi storici di inquinamento soprattutto riguardanti il mercurio e successivi tentativi di risanamento (Degetto *et al.,* 1997); 5) Valli di Comacchio (Adriatico settentrionale, Italia, 44°38'50 N, 12°12'45 E): una delle grandi zone umide italiane, frutto dell'evoluzione dell'area deltizia del Po, connessa al mare mediante canali artificiali, e che riceve acque di drenaggio dalle zone agricole circostanti; 6) Valle Dogà, Laguna di Venezia (45°33'53 N, 12°32'01 E): porzione più settentrionale della più grande zona umida italiana, da tempo è gestita da aziende private dedite all'itticoltura e alla caccia agli uccelli acquatici.

La strategia di campionamento è stata disegnata in modo da tenere conto di alcuni fattori di variabilità noti in letteratura, legati alla strategia di muta, il tipo e la posizione delle penne (Furness *et al.,* 1986; Altmeyer *et al.,* 1991; Dauwe *et al.,* 2003), il loro colore (Dmowsky, 1984; Gochfeld *et al.,* 1991), nonché l'età degli uccelli e delle penne (Burger, 1993). Tutte le penne sono state prelevate dagli autori (in Italia) o da volontari incaricati (nelle colonie estere e presso il Bioparco) tra luglio e agosto 2008, durante le operazioni di inanellamento coordinate dal Flamingo Specialist Group. Il campionamento degli uccelli selvatici ha riguardato individui di età compresa tra 5 e 8 settimane, mentre le età dei fenicotteri in cattività non sono note. Sono state scelte le scapolari più lunghe e più protette dalla polvere atmosferica grazie alla copertura offerta da altre scapolari più esterne. Le procedure utilizzate per il lavaggio sono quelle più comunemente usate in letteratura: lavaggi alternati con acetone e acqua deionizzata e asciugatura a 40°C per 24h (Veerle *et al.,* 2004). Infine le penne sono state tagliate finemente e pesate con precisione 0,001 g.Per avere una buona rappresentatività dell'individuo, ogni campione è stato composto utilizzando 2-4 penne (250-400 mg). In base ai quantitativi pervenuti dalle colonie è stato possibile preparare campioni singoli (un solo individuo per campione, di seguito abbreviato SS) per 4 colonie (Cagliari, Comacchio, Odiel e Venezia). Per poter includere tutte le colonie nell'analisi, sono stati preparati anche campioni compositi (2-3 individui per campione, CS) per 5 colonie (Cagliari, Camargue, Comacchio, Ebro Delta e Odiel) e per la cattività. Le penne sono state dissolte in HNO_3 e H_2O_2 per 30 minuti. I prodotti della digestione sono stati inviati in due laboratori previa randomizzazione (Salminen *et al.,* 2005), includendo anche tre diversi materiali certificati per il controllo della precisione analitica e diverse repliche per testare l'omogeneità del campione. Per il mercurio, i laboratori del BGR di Berlino e del Dipartimento di Scienze Ambientali dell'Università di Siena hanno utilizzato rispettivamente AFS e CV-FIMS, mentre per cadmio e piombo ICP-QMS e GF-AAS. Mediante ICP-QMS il laboratorio di Berlino ha ricavato dati per ulteriori 55 elementi. Complessivamente, 41 elementi sono risultati utilizzabili per indagini statistiche e osservazioni quantitative.

Risultati e discussione

Un primo livello di analisi dei dati si riferisce all'intero dataset. Per ciascun elemento sono stati studiati intervalli di concentrazione, media e mediana. Prendendo ad esempio i CS, gli elementi più abbondanti sono risultati Na, Mg, K, Zn, Al, e Fe, i quali hanno valori centrali superiori a 100 mg/kg. Le alte concentrazioni di Na e Mg (e in minor misura di K) sono in larga parte dovuti a residui di sale molto resistenti al lavaggio, mentre la distribuzione omogenea dello Zn ne conferma l'importanza come elemento strutturale nella composizione della penna (Sunde, 1972; Honda *et al.,* 1986). Riguardo ad Al e Fe, al primo non vengono riconosciute funzioni biologiche, mentre il secondo è abbondante negli organismi. Le distribuzioni molto disperse di entrambi i metalli indicano una pro-

babile predominanza di apporto esogeno (non metabolico). Il Cu si pone in evidenza per essere l'8° elemento più concentrato e per la sua distribuzione poco dispersa. Questo risultato porta ad aggiungere il Cu tra gli elementi metabolicamente ben regolati dal Fenicottero. Riguardo al Se (9° per abbondanza nei SS), i risultati di questo studio confermano i valori riscontrati da Cosson *et al.* (1988) sui fenicotteri della Camargue. Il Se è elemento essenziale in tracce negli organismi, ma diverse attività umane sono causa di ridistribuzione del Se nell'ambiente. Concentrazioni simili al Se sono state osservate anche per Mn e Ti, entrambi poco studiati dal punto di vista biochimico negli uccelli. Tra 0,5 e 0,8 mg/kg si trovano Cr, Hg, Pb e Ni, tutti metalli non essenziali e con proprietà tossiche. Diverse zone umide dell'Adriatico settentrionale sono caratterizzate da sedimenti naturalmente ricchi in Cr e Ni (Amorosi & Sammartino, 2007), mentre arricchimenti di Hg e Pb sono da ricondurre prevalentemente ad apporti antropici. A Cagliari il Hg nelle penne è risultato più abbondante, mentre il Pb è stato rilevato a maggiori concentrazioni nei fenicotteri di Comacchio e del Delta dell'Ebro. Il risultato di Cagliari segnala che episodi di elevato inquinamento accaduti in passato rendono tuttora accessibile agli uccelli Hg biodisponibile, e che i tentativi di bonifica effettuati non sono stati del tutto risolutivi. Arricchimenti di Pb nell'ambiente sono dovuti a molteplici cause, tra cui le benzine utilizzate fino agli inizi degli anni '90 (Hernberg, 2000) e, soprattutto riguardo alle zone umide, l'utilizzo di munizioni al piombo (Pain, 1992). Lo studio dei risultati del Pb è attualmente in corso e prevede il confronto con studi analitici del sedimento.Gli altri metalli, presenti a concentrazioni ancora inferiori, mostrano distribuzioni in generale molto disperse. Tra questi vi sono diversi REE (Rare Earth Elements), ritenuti di scarsa o nulla importanza biologica. Grazie a tali elementi è possibile ottenere informazioni riguardo alla presenza residuale di frammenti litici e allo stesso tempo delineare l'impronta geochimica delle varie colonie.

Un secondo livello di indagine riguarda il confronto tra le colonie. Questa fase di studio è attualmente in corso per alcuni elementi di rilevanza ecotossicologica (es. As, Pb). Come esempio di rappresentazione dei risultati riportiamo le curve cumulative relative al Hg sia per i SS che per i CS (fig. 2a-b).

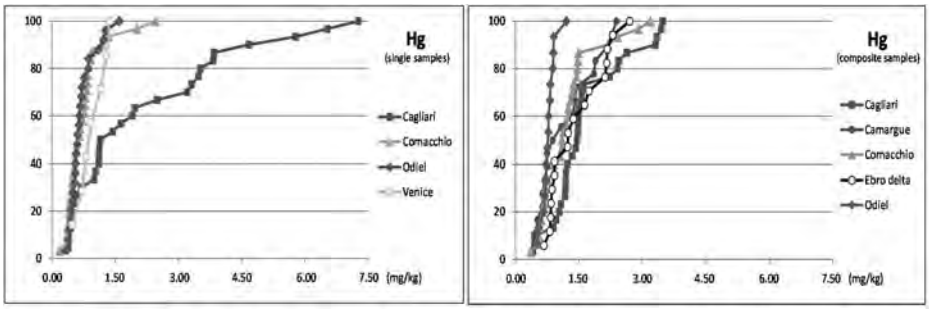


Figura 2a-b - Curve cumulative delle concentrazioni di Hg nei campioni singoli (a) e compositi (b). Molte colonie, soprattutto Cagliari, rivelano diversi campioni anomali. Solamente il tracciato di Odiel può essere un riferimento per i valori di base di Hg per l'area Mediterranea.

In entrambi i dataset i fenicotteri nati in Sardegna mostrano concentrazioni più elevate. In particolare, il 36% dei SS di Cagliari ha Hg più elevato rispetto alla massima concentrazione riscontrata nelle colonie di Comacchio, Odiel e Venezia. Anche nei CS Cagliari risulta la colonia più esposta, e si apprezza anche che, ad eccezione di Odiel, tutte le colonie hanno valori anomali in oltre il 50%

dei campioni. Ciò indica che l'accesso a risorse trofiche presenti in zone umide con inquinamento da Hg è frequente e coinvolge una notevole percentuale di individui della popolazione. D'altra parte, Odiel può essere considerata la "baseline" per il Hg nelle penne dei fenicotteri del Mediterraneo, anche in forza dei valori simili di Hg riscontrati nelle penne dei fenicotteri del Bioparco (media±SD: 0,734±0,005 mg/Kg, p.s.).

In ultimo, è possibile fare alcune considerazioni riguardo ai fenicotteri in cattività anche se il campione è molto ridotto ed eterogeneo. Con i dati in possesso, è possibile affermare che per la maggior parte degli elementi analizzati la cattività può essere un valido riferimento di "non contaminazione", escludendo quegli elementi che sono naturalmente abbondanti nei suoli dell'area (es. W, U, Zr, Mo). Le sole evidenti anomalie riscontrate in questo gruppo di campioni, rispetto ai fenicotteri selvatici, riguardano Ag e Cu. Ciò potrebbe avere due possibili spiegazioni, che potrebbero essere approfondite con campionamenti mirati: l'uso di questi metalli a fini sanitari nella gestione di gabbie, recinti e vasche, oppure la loro presenza negli alimenti forniti.

Ringraziamenti

Un ringraziamento per l'organizzazione del campionamento nelle colonie estere a: A. Béchet (Camargue), A. Curcó e F. Vidal (Delta Ebro), J. Amat (Odiel); a S. Nissardi, C. Zucca e A. Atzeni per il supporto durante il campionamento a Cagliari; a F. Fraticelli per il campionamento al Bioparco. Grazie a S. Ancora (Univ. Siena) per il supporto tecnico fornito durante la dissoluzione dei campioni. Il progetto è stato realizzato grazie al contributo finanziario del Settore attività produttive e politiche comunitarie della Provincia di Ravenna e dell'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (I.S.P.R.A.). Gli aspetti divulgativi sono stati affrontati con la collaborazione della Fondazione Flaminia (Ravenna) e del Museo NatuRa (Comune di Ravenna), gestito da Coop.va Atlantide in associazione con Tenuta Augusta, Antea, Coop.va culturale "Un paese vuole conoscersi".

Bibliografia

ALTMEYER M *ET AL.* 1991. SCI. TOT. ENVIRON. 105: 157-164; AMIARD-TRIQUET C 1991. ENVIRON. POLLUT. 69: 193-201; AMOROSI A, SAMMARTINO I 2007. INT. J. EARTH SCI. 96: 389-396; ANCORA S *ET AL.* 2008. ENVIRON. RES. 107: 229-236; BEYER WN *ET AL.* 1994. J. WILDL. MAN. 58(2): 375-382; BIANCHI N *ET AL.* 2008. ENVIRON. TOXICOL. CHEM. 27: 2064-2070; BURGER J 1993. REV. ENVIRON. TOXICOL. 5: 203-311; CHILDRESS B *ET AL.* 2008. BULL. FSG 16. WILDFOWL & WETLANDS TRUST, SLIMBRIDGE, UK; CONNOR EE 1993. MS THESIS. VIRGINIA POLYTECHNIC INST. AND STATE UNIV. BLACKSBURG, VA; COSSON RP *ET AL.* 1988. ECOTOXICOL. ENVIRON. SAF. 15: 107-116; DAUWE T *ET AL.* 2003. ENVIRON. POLLUT. 124: 429-436; DEGETTO S *ET AL.* 1997. SCI. TOT. ENVIRON. 204: 49-56; DMOWSKY K 1984. NATURWISSENSCHAFTEN 71: 639-640; FURNESS RW *ET AL.* 1993. MAR. POLLUT. BULL. 17: 27-30; GOCHFELD M *ET AL.* 1991. ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL. 20: 523-526; GOEDE AA, DE BRUIN M 1984. ENVIRON. POLLUT. 8: 281-298; GRANDE JA *ET AL.* 2000. ENVIRON. GEOL. 39: 1095-1101; HERNBERG S 2000. AMERICAN JOURNAL OF INDUSTRIAL MEDICINE 38: 244-254; HONDA K *ET AL.* 1986. ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL. 15: 185-197; JENKIN PM 1957. PHIL. TRANS. ROY. SOC. B 240: 401-493; JOHNSON A, CÉZILLY F 2008. THE GREATER FLAMINGO. T&AD POYSER. LONDON; LEONZIO C *ET AL.* 2009. BULL. EVIRON. CONTAM. TOXICOL. 83: 693-697; PAIN VJ 1992. BIOL. CONS. 57: 273-286; SALMINEN R *ET AL.* 2005. GEOCHEMICAL ATLAS OF EUROPE. PART 1, ESPOO, FINLAND; SPAHN SA, SHERRY TW 1999. ARCH. ENVIRON. CONTAM. TOXICOL. 37: 377-384; SUNDE ML 1972. POUL. SCI. 51: 1316-1322; VEERLE J *ET AL.* 2004. J. ENVIRON. MONIT. 6: 356-360.

CENSIMENTO NAZIONALE DELLE COLONIE DI CORMORANO *Phalacrocorax carbo sinensis*: Anno 2011

STEFANO VOLPONI*, PIER LUIGI BERAUDO, MARCO BASSO, BRUNO CAULA, MAURO COSOLO, DAVIDE EMILIANI, ALESSANDRA GAGLIARDI, LAURA GOLA, LUCIO PANZARIN, STEFANO SPONZA, ROBERTO TINARELLI, GIUSEPPE ALBANESE, EGIDIO BACCHI, ALESSIO BARTOLINI, MASSIMO BRUNELLI, ENRICO CALVARIO, RENATO CARINI, LUCIANA CAROTENUTO, ANDREA CIACCIO, MAURO FASOLA, ANTONIO GELATI, NUNZIO GRATTINI, RENZO IENTILE, GIOVANNI LA GRUA, VINCENZO MANCINI, FRANCESCO PEZZO, LUCA PUGLISI, ALESSANDRO RE, STEFANO SARROCCO, EGIDIO TRAINITO & CIRO ZINI

**ISPRA, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO), stefano.volponi@isprambiente.it*

Key Words: Great Cormorant, National census, Breeding population, Colony distribution

Summary. *The third national census of the breeding colonies of the Great cormorant* Phalacrocorax carbo sinensis *was carried out in Italy in 2011 as a part of the project "Cormorant Counts in the western Palearctic" coordinated by the IUCN-WI Cormorant Research Group. Counts were carried out in 11 regions and 36 colonies and 2,870 nests (range 2,830-2,980) were reported. Colonies and nests were mainly located in N Italy along the Po River and its tributaries and in wetlands along the Adriatic coast. Most colonies were small and only 8 colonies held more than 100 nests. Availability of food and safe undisturbed places seem to limit a further larger increase of the Italian breeding population.*

Il censimento nazionale delle colonie di cormorano, già svolto in modo esaustivo nel 1995 (Carpegna *et al.,* 1997) e nel 2006 (Volponi, 2008), è stato ripetuto nella stagione riproduttiva 2011 nell'ambito del progetto *Cormorant Counts in the western Palearctic*. Questo progetto vede il coinvolgimento del *network* internazionale formato dai rilevatori di *Wetlands International* e del *Cormorant Research Group*, due *NGOs* che collaborano in modo diretto all'iniziativa *Sustainable Management of Cormorant Populations* (CorMan) promossa dall'Unione Europea. Le più importanti attività previste da questa iniziativa riguardano l'organizzazione ed il coordinamento su scala pan-europea di due censimenti delle colonie riproduttive (nel 2011 e 2012) e di un censimento ai dormitori notturni (*roost*) nel gennaio 2013.

In questo lavoro presentiamo i risultati del censimento nazionale svolto nella stagione riproduttiva 2011. L'attività di campagna è stata svolta su base completamente volontaria e senza finanziamenti ed ha visto la collaborazione di circa trenta rilevatori. I conteggi sono stati svolti secondo le tecniche già in uso per il censimento delle colonie di Ardeidi (Fasola *et al.,* 2007). Per standardizzare la raccolta dei dati, ai rilevatori è stata fornita una scheda appositamente predisposta. Le informazioni raccolte sono archiviate presso l'ISPRA ex-INFS.

Nel 2011 sono stati individuati e censiti 36 siti riproduttivi distribuiti in 11 regioni per un totale complessivo di circa 2.870 nidi (intervallo stima 2.830 – 2.980 nidi). I siti riproduttivi sono distribuiti soprattutto in Emilia-Romagna (10), Piemonte (9), Lombardia (4) e Veneto (4) con le colonie principali poste in corrispondenza del fiume Po, dei suoi affluenti e delle zone umide costiere nord adriatiche (Fig. 1). La distribuzione dei nidi ricalca quella delle colonie ed i nuclei più numerosi risultano insediati in Emilia-Romagna (circa 1.500 nidi), Piemonte (ca. 550), Lombardia e Veneto (ca. 350). Le colonie localizzate in Friuli Venezia Giulia, Toscana, Lazio, Campania, Puglia, Sicilia e Sardegna, risultano numericamente poco significative seppure interessanti dal

punto di vista biogeografico. I nidi risultano costruiti prevalentemente su alberi di oltre 5 m di altezza (93%) o su siepi (es. *Tamarix, Ulmus*) e macchie arbustate (*Salix cinerea*) di altezza inferiore (6%); solo nel sito oristanese i nidi sono collocati a terra in nicchie della scogliera. In 30 delle 36 colonie i cormorani nidificano in associazione con altre specie, in particolare con *Ardea cinerea* (25 siti) e/o altri Ardeidi arboricoli (24 siti), ma anche con *Phalacrocorax pigmeus* (6 siti), *Corvus monedula* e *Milvus migrans* (1 sito). La quasi totalità delle colonie è situata in aree protette (parco nazionale o regionale 10 siti, riserva o oasi non in area parco 12 siti) e/o incluse nella Rete Natura 2000 (21 siti). Delle 7 colonie in aree non protette, 5 sono poste in aziende faunistico-venatorie. Il numero di colonie rilevate in Italia nel 2011 è circa 5 volte quello rilevato nel 1995 (7) e 2.4 volte quello rilevato nel 2006 (15), mentre il numero totale di nidi censito nel 2011 è oltre 6 volte quello registrato nel 1995 (<500 nidi) e circa 1.3 volte quello del 2006 (2.145 nidi). Dal confronto con i risultati dei precedenti censimenti nazionali, i dati raccolti nel 2011 confermano come nel nostro Paese, nonostante l'ampliamento distributivo e il positivo trend del numero di siti e nidi, si riproduca ancora oggi, a distanza di oltre 25 anni dalla ricolonizzazione delle regioni continentali, solo una frazione minima (<1%) della popolazione europea di *P. c. sinensis.* Questo pur a fronte di presenze invernali distribuite in diverse decine di *roost* ed in alcune centinaia di zone umide che stimate nell'ordine dei 50-60.000 individui pari ad un frazione del 10-15% dei cormorani che vivono nelle regioni del centro e nord Europa (Cormorant Research Group, 2008). Tra le colonie italiane predominano quelle di dimensioni piccolissime (9 colonie di 1-5 nidi) o piccole (15 colonie di 6-50 nidi), tanto che il 76% delle colonie conta meno di 100 nidi. La maggiore colonia italiana, localizzata presso Punte Alberete (RA), ha subito un decremento di circa il 25% rispetto al 2010 cosicché nel 2011 nessuna colonia ha superato la soglia dei mille nidi. Le colonie più vecchie, insediate già a partire dagli anni 1990, hanno evidenziato da un lato la tendenza ad una progressiva stabilizzazione numerica e dall'altro una funzione di "sorgente" per la formazione di colonie satelliti poste in ambito favorevole e a distanze di varie decine di chilometri dalla colonia madre. I dati raccolti in occasione dei censimenti nazionali fanno ipotizzare che la dimensione della popolazione nidificante in Italia risulti limitata dall'interazione tra fattori densità-dipendenti operanti a livello locale (es. Punte Alberete, Campotto, fiume Po nel tratto piemontese, costa oristanese) e la ridotta disponibilità di siti protetti, non soggetti a disturbo antropico diretto (abbattimenti e dissuasione attiva) o indiretto (caccia) sia durante la cova e l'allevamento dei pulcini, sia nella fase di insediamento che avviene già nella seconda metà gennaio quando la stagione venatoria non è ancora conclusa. Se le azioni cruente ed incruente dirette all'allontanamento dei cormorani dalle aree di interesse per l'acquacoltura e la pesca (sportiva e professionale) dovessero continuare sui livelli attuali, è verosimile che il numero di cormorani nidificanti in Italia sia destinato a rimanere relativamente basso e costituire una frazione poco significativa della popolazione europea.

Bibliografia

CARPEGNA ET AL. 1997. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA 26: 81-87; CORMORANT RESEARCH GROUP 2008. CORMORANTS IN THE WESTERN PALEARCTIC; FASOLA ET AL. 2007. AVOCETTA 31: 5-46; VOLPONI S 2008. INTERCAFE COST ACTION 635 – UNPUBLISHED REPORT.

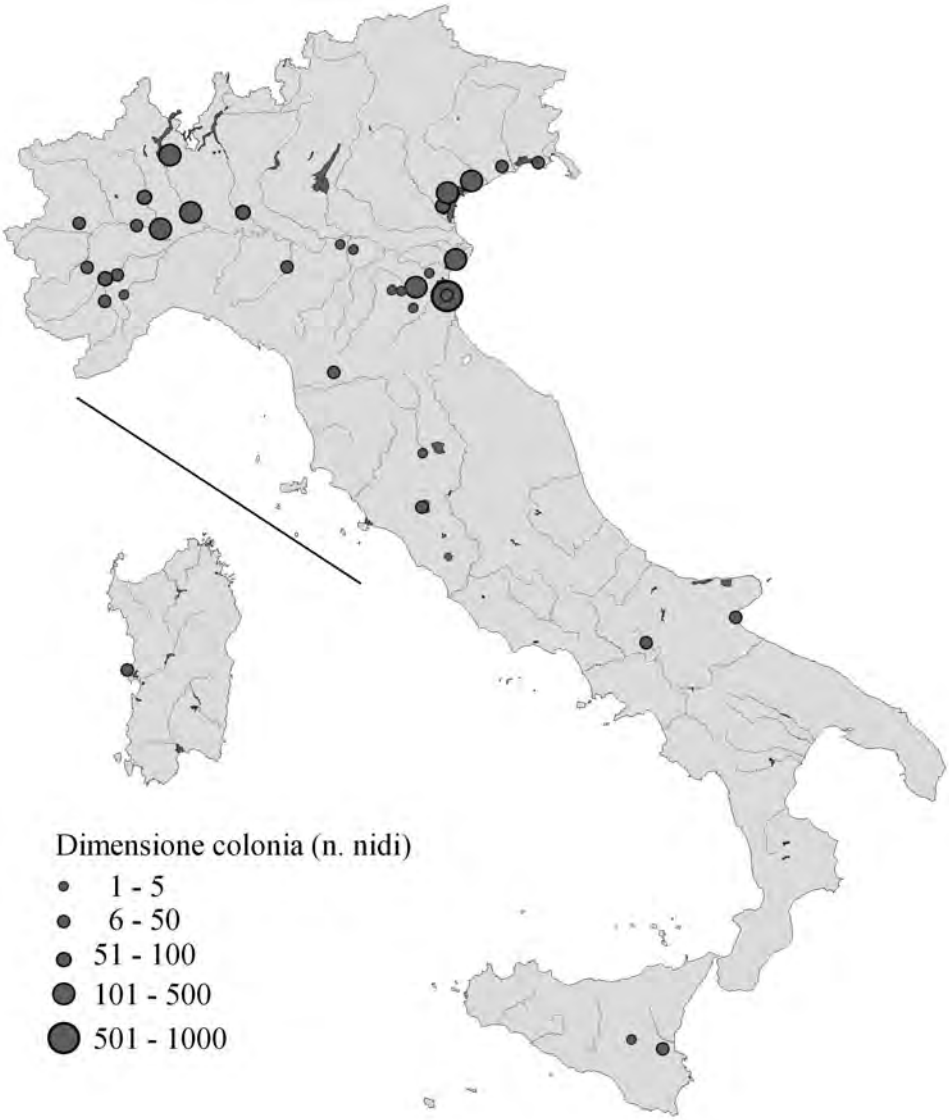


Figura 1 - Distribuzione e dimensione delle colonie di cormorano censite nella stagione riproduttiva 2011.

Sessione ottava

CONSERVAZIONE DELL' AVIFAUNA IN AMBIENTE URBANO

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA IN AMBIENTE URBANO. UNO SGUARDO D'INSIEME

MAURIZIO FRAISSINET

ASOIM, Casella Postale 3395, 80046 San Giorgio a Cremano (NA), mfraissinet@tiscali.it

KEY WORDS: URBAN BIRDS, BIRD PROTECTION

Summary *Bird conservation is important also in the urban environment. An analysis of the bird species breeding in seven Italian cities showed that for the Italian Red List there are 2 (Peregrine Falcon and Hobby) "vulnerable" species, 14 "lower risk", 1 (Lesser Kestrel) SPEC1, 7 SPEC2, 30 SPEC3 and 19 NONSPEC E. Moreover, seven species are also included in the Annex I of the Birds Directive (79/409/CEE). Interestingly, 2.85% of the Italian breeding population of the Peregrine Falcon nests in the seven cities considered. In 1997, almost the whole (99%) breeding peninsular population of the Lesser Kestrel nested in towns. Many actions to protect colonial species (e.g. swifts and house martins) or to preserve isolated population (e.g. Eurasian Nuthatch) are carried out in towns. In the latter case, urban parks often represent the only suitable biotope available for the species.*

Può sembrare poco attinente il tema della conservazione dell'avifauna con l'ambiente urbano. Nella realtà dei fatti, invece, anche in ambito urbano si possono operare azioni concrete per la conservazione dell'avifauna. Un tema spesso sottovalutato che invece va approfondito con attenzione perché può mettere in evidenza un ruolo inatteso dei centri urbani nelle politiche di conservazione della natura, sia in termini concreti di salvaguardia di specie rare che in alcuni contesti urbani trovano habitat idonei e le condizioni di tranquillità necessarie per la riproduzione, sia in termini educativi nei confronti delle popolazioni umane urbanizzate che costituiscono ormai la gran parte della popolazione italiana e che, se non educate al rapporto con la fauna selvatica, possono provocare notevoli impatti allorquando si spostano negli ambienti naturali.

Area di studio e metodi

Per valutare la qualità e la consistenza dell'avifauna che rientra nelle principali categorie di conservazione si sono studiate le specie nidificanti in almeno 7 capoluoghi di provincia italiani, con l'eccezione del grillaio, inserito ugualmente anche se nidifica solo in due capoluoghi. Si sono utilizzati i dati riportati nel lavoro "Analisi dell'avifauna italiana nidificante in ambiente urbano. Aggiornamento 2010", pubblicato su Ecologia Urbana (Fraissinet, 2010). Per le categorie di protezione si sono utilizzate la Lista Rossa degli Uccelli nidificanti in Italia (LIPU & WWF, 1999) e le categorie SPEC (BirdLife International, 2004).

Risultati e discussione

In Italia 94 specie di uccelli nidificano in almeno 7 capoluoghi di provincia (Fraissinet, 2010). Di queste 2 specie – lodolaio e falco pellegrino -sono considerate vulnerabili, con il falco pellegrino che nidifica nei centri urbani con 26-31 coppie, pari al 2,85% circa della popolazione nidificante in Italia (Fraissinet, 2008). 14 specie rientrano nella categoria a più basso rischio, e tra queste figura il grillaio che in Italia peninsulare nel 1997 nidificava per il 99% nei centri urbani (Palombo, 1997) e il rondone maggiore che nidifica in 16 città capoluogo (Fraissinet, 2010). Per quanto concerne le categorie SPEC c'è una sola SPEC1, il grillaio, 7 SPEC2 e 30 SPEC3, tra queste il gheppio che a partire dagli anni '90 ha mostrato una crescita notevole della popolazione nidificante, arrivando a far produrre una stima di 207 – 335 coppie pari al 2,2% della popolazione italiana (Fraissinet, 2008). 19 sono le NONSPEC E., tra queste la taccola che nidifica in 75 capoluoghi di provincia

(Fraissinet, 2010) e 7 infine le specie inserite nell'allegato 1 della Direttiva "Uccelli". Come si può notare emerge un quadro diverso da quello che ci si poteva aspettare. La facilità di osservazione degli animali in città, infine, fornisce un contributo anche all'altro aspetto della conservazione, quello educativo e formativo, anche nella sua veste applicativa, come quella di azioni concrete in difesa di specie, anche comuni, che rischiano di essere danneggiate in seguito a scelte poco attente alle esigenze ambientali. E così nelle città sono numerose le iniziative per salvaguardare colonie di rondoni comuni e balestrucci, o per conservare popolazioni relitte quali, ad esempio, quelle di picchio muratore in contesti dove i parchi cittadini rappresentano spesso gli ultimi biotopi idonei per la specie.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare in primis l'amico Marco Dinetti per lo sprone e gli incoraggiamenti a voler effettuate le analisi nei dati del mio database sull'avifauna urbana, e un ringraziamento lo vorrei estendere a tutti coloro che hanno la pazienza di soffermarsi ad annotare e riportare le osservazioni cittadine contribuendo, anche con un solo dato, alla conoscenza dello straordinario mondo dell'avifauna urbana.

Bibliografia

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES N. 12; FRAISSINET M 2008. ECOLOGIA URBANA 20: 29-56; FRAISSINET M 2010. ECOLOGIA URBANA 22: 12-18; LIPU, WWF 1999. RIV. ITAL. ORN. 69: 3-43; PALUMBO G 1997. IL GRILLAIO. ALTRIMEDIA EDIZIONI, MATERA.

Zigolo nero

ATLANTE DEGLI UCCELLI DI ROMA IN INVERNO (2007-2011)

ALBERTO CARDILLO [1], MICHELE CENTO [2], STEVEN HUETING [3] & FULVIO FRATICELLI [4]

[1]GROB-SROPU, via San Godenzo 101, 00189 Roma, alberto.cardillo@yahoo.it; [2]GROB-SROPU, via G. V. Englen 35, 00165 Roma; [3]GROB, via Costantino Beltrami 10A, 00154 Roma; [4]GROB, Fondazione Bioparco di Roma e SROPU, Viale del Giardino Zoologico 20, 00197 Roma.

Key Words: urban birds community, wintering atlas, Rome

Summary *We studied avian species richness and distribution in the urban territory of Rome counting the species present in the 360 1 x 1 km cells within the Rome orbital motorway during the winters from 2007 till 2011. About 40,000 records were collected by more than 60 observers. 118 different species were found, among which one SPEC 1, nine SPEC 2 and 28 SPEC 3.*

Nel nostro Paese sono stati svolti molti studi sulle comunità ornitiche nidificanti in ambiente urbano (es. Battisti, 1986; Carrabba & Milone, 1991; Dinetti & Ascani, 1985; Lo Valvo *et al*., 1985; Zarrelli, 1991) e sono state redatte svariate decine di atlanti degli uccelli nidificanti nelle città (per una sintesi cfr. Fraissinet & Dinetti, 2009). Molti meno sono invece gli studi sulle comunità ornitiche invernali delle città italiane (es. Bonazzi *et al*., 2005; Borgo *et al*., 2005; Cairo & Facoetti, 2006; Caprio & Cozzo, 2009; Fraissinet, 2006; Groppali, 2004; Maffei *et al*., 2001; Nardo, 2003). Il bacino del Mediterraneo è una fondamentale zona di svernamento per una grande quantità di specie e di individui di uccelli che nidificano a latitudini più nordiche (es. Blondel, 1969; Yeatman, 1969; Olioso, 1991). La città di Roma, entità ben definita dal perimetro segnato dal Grande Raccordo Anulare (GRA), è uno dei centri urbani europei con la maggiore percentuale di verde e con popolamenti vegetali di estremo interesse (Manes *et al*., 2002). L'atlante urbano degli uccelli nidificanti aveva evidenziato una ricchezza di specie molto interessante (Cignini & Zapparoli, 1996), ma mancava una conoscenza approfondita dell'avifauna della Capitale in inverno. L'insieme di queste considerazioni ci ha portato ad intraprendere una ricerca sugli uccelli presenti a Roma in inverno.

Area di studio e metodi

L'area di studio coincide con la parte del territorio del Comune di Roma racchiusa dal GRA. Abbiamo usato una griglia di riferimento costituita da quadrati di 1 km di lato (Unità di Rilevamento, UR) nel sistema geodetico ED50 con proiezione Universale Trasversa di Mercatore (UTM), seguendo quanto fatto nell'atlante degli uccelli nidificanti a Roma (Cignini & Zapparoli, 1996) in modo da poter effettuare confronti tra i due atlanti. In analogia con il precedente atlante abbiamo escluso le UR con meno del 50% di superficie interna al GRA, ottenendo così 360 UR. Dal 1° dicembre al 15 febbraio, dal 2007 al 2011, abbiamo censito le comunità ornitiche presenti in tutte le UR. Abbiamo scelto le date di inizio e di fine dei rilevamenti sulla scorta delle nostre esperienze riguardo alla fenologia delle specie che frequentano Roma e in conformità con altri studi analoghi (ad es. Fornasari *et al*., 1992; Fraissinet, 1995; Cucco *et al*., 1996; Stival, 1996; Tellini Florenzano *et al*., 1997; Spanò *et al*., 1998; Biondi *et al*., 1999; Milone, 1999; Pedrini *et al*., 2003).

Il concetto di svernamento in un'area a clima mediterraneo, come è la città di Roma, meriterebbe un'approfondita analisi. Le specie che posseggono un territorialismo invernale, e per le quali è quindi possibile applicare in maniera letterale il concetto di svernante, sono la minoranza. In maggioranza le specie sono erratiche e opportuniste e si spostano, anche su ampie superfici di territorio, principalmente in funzione della disponibilità delle risorse trofiche. Per analizzare i

diversi modelli di utilizzo dell'ambiente abbiamo rilevato il comportamento delle singole specie osservate, considerando cinque differenti categorie:
V1 = volo di spostamento apparentemente senza relazioni con la zona sottostante;
V2 = volo apparentemente in relazione con la zona sottostante;
P = posato, senza poter definire più precisamente il comportamento;
A = in alimentazione;
D = dormitorio.
Allo studio hanno partecipato in varia misura oltre 60 rilevatori durante i quattro inverni di campionamento. Ogni singola UR è stata visitata più volte, anche in funzione del numero di specie che verosimilmente avrebbe dovuto ospitare. Abbiamo valutato tale numero teorico in funzione delle tipologie ambientali rilevate nell'area attraverso immagini satellitari, utilizzando il software Google Earth. La gran parte dei dati sono stati archiviati nella piattaforma digitale Ornitho e sono così confluiti direttamente nell'archivio dell'Atlante invernale nazionale (cfr. http://www.ornitho.it/).

Risultati e discussione

Durante i quattro anni di rilevamento sono stati raccolti circa 40.000 dati, scesi a più di 12.000 dopo eliminazione di quelli ridondanti, con copertura ottimale di quasi tutte le UR secondo quanto atteso dopo analisi delle immagini satellitari. In totale abbiamo rilevato 118 specie, con una media di 33,4, un minimo di 21 e un massimo di 69 specie per UR.

Come prevedibile, le UR con il maggior numero di specie sono risultate quelle in aree verdi, spesso protette, ad alta eterogeneità ambientale. Oltre il 32% delle specie è risultato a stato di conservazione sfavorevole in Europa (cfr. BirdLife International 2004), con 1 specie appartenente alla categoria Spec 1 (moretta tabaccata), 9 alla categoria Spec 2 (gru, spatola, moriglione, pavoncella, chiurlo maggiore, picchio verde, tottavilla, fanello, strillozzo) e 28 alla categoria Spec 3 (tarabuso, nitticora, canapiglia, codone, mestolone, albanella reale, aquila minore, gheppio, frullino, beccaccino, beccaccia, piro piro piccolo, barbagianni, civetta, gufo di palude, martin pescatore, torcicollo, cappellaccia, allodola, rondine, balestruccio, passero solitario, cincia bigia, averla maggiore, storno, passera domestica, passera mattugia, zigolo muciatto).

I dati raccolti, oltre ad evidenziare un elevato valore naturalistico per un'area urbana, rappresentano una fondamentale conoscenza di base per una corretta gestione del territorio che sia rispettosa della biodiversità a vantaggio anche della qualità della vita dei cittadini. Evidenziano inoltre l'opportunità che la classe degli uccelli offre per affrontare con il grande pubblico, e nello specifico con quello che abita in una grande città, le questioni relative ai concetti di biodiversità e conservazione.

Ringraziamenti

Ringraziamo sentitamente tutti i rilevatori, senza l'aiuto dei quali non avremmo portato a termine la raccolta dati nei tempi previsti e con la stessa capillare copertura del territorio: Alessandro Amman, Arianna Aradis, Barbara Bacci, Aldo Boano, Marco Bologna, Antonio Borriello, Maura Brancaleoni, Massimo Brunelli, Fabrizio Bulgarini, Mario Cappelli, Valentina Capraro, Claudio Carere, Serena Carloni, Carlo Catoni, Deborah Celauro, Michela Centrone, Marco Cianchetti, Giampaolo Ciccotosto, Andrea Corso, Irene De Sapio, Santino Di Carlo, Loredana Diglio, Carla Finn, Fabrizio Foschi, Maurizio Fraissinet, Roberto Gildi, Paul Harris, Liceo Pasteur Gruppo Avifauna, Roberto Lippolis, Raniero Maggini, Fulvio Mamone Capria, Alberto Manganaro, Fabrizio Mantero, Carla Marangoni, Giovanni Melchiorri, Riccardo Molajoli, Sebastiano Montani, Paolo Monti, Stefania Morandi, Lorenzo Nottari, Danilo Ortenzi, Verena Penna, Fabrizio Petrassi, Guido Prola, Nicoletta Pupp, Marzia Rasé, Alessio Rivola, Umberto Ruvolo, Stefano Sarrocco, Va-

nessa Savalli, Enzo Savo, Sara Scirè, Roberto Scrocca, Marco Scutellà, Alberto Sorace, Alessandra Tomassi, Clotilde Tomei, Marco Trotta, Simon Valle, Piero Visconti.

Bibliografia

BATTISTI C 1986. AVOCETTA 10: 37-40; BIONDI M ET AL. 1999. ALULA 6: 3-124; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES N. 12; BLONDEL J 1969. LA TERRE ET LA VIE 3: 269-314; BONAZZI P ET AL. 2005. ECOLOGIA URBANA 17: 13-16; BORGO E ET AL. 2005. BOLLETTINO DEI MUSEI E DEGLI ISTITUTI BIOLOGICI DELL'UNIVERSITÀ DI GENOVA 69-70: 1-317; CAIRO E, FACOETTI R 2006. ATLANTE DEGLI UCCELLI DI BERGAMO. EDIZIONI JUNIOR, AZZANO SAN PAOLO; CAPRIO E, COZZO M 2009. XV CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA; CARRABBA P, MILONE M 1991. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA 17: 229-232; CIGNINI B, ZAPPAROLI M 1996. ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI A ROMA. FRATELLI PALOMBI EDITORE, ROMA; CUCCO M ET AL. (ED.) 1996. MONOGRAFIE XIX. MUSEO REGIONALE DI SCIENZE NATURALI, TORINO; DINETTI M, ASCANI P 1985. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO 6: 97-118; FORNASARI L ET AL. (ED.) 1992. ATLANTE DEGLI UCCELLI. SVEMANTI IN LOMBARDIA. REGIONE LOMBARDIA E UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI MILANO, MILANO; FRAISSINET M (ED.) 1995. MONOGRAFIA N. 4 ASOIM; FRAISSINET M (ED.) 2006. MONOGRAFIA N. 7 ASOIM; FRAISSINET M, DINETTI M 2009. ALULA 16: 669-672; GROPPALI R 2004. COMUNE DI CREMONA, MUSEO CIVICO DI STORIA NATURALE, CREMONA; LO VALVO M ET AL. 1985. BOLL. ZOL. 52: 347-354; MAFFEI G ET AL. 2001. MONOGRAFIA XXXI MUSEO REGIONALE DI SCIENZE NATURALI DI TORINO; MANES ET AL. 2002. ACCADEMIA NAZIONALE DEI LINCEI: 271-289; MILONE M (ED.) 1999. ATLANTE DEGLI SVERNANTI IN CAMPANIA. REGIONE CAMPANIA E ASOIM; NARDO A 2003. ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI E SVERNANTI A SAN DONÀ DI PIAVE. COMUNE DI SAN DONÀ DI PIAVE E LIPU EDS; OLIOSO G 1991. FAUNE DE PROVENCE 12: 20-24; PEDRINI P ET AL. (ED.) 2003. STUDI TRENT. SCI. NAT., ACTA BIOL., 80 SUPPL. 2; SPANÒ S ET AL. (ED.) 1998. CATALOGHI DEI BENI NATURALI REGIONE LIGURIA, GENOVA. NO. 3; STIVAL E (ED.) 1996. ATLANTE DEGLI UCCELLI SVERNANTI IN PROVINCIA DI VENEZIA. CENTRO ORNITOLOGICO VENETO ORIENTALE, MONTEBELLUNA (TV); TELLINI FLORENZANO G ET AL. (ED.) 1997. QUAD. MUS. STOR. NAT. LIVORNO, MONOGRAFIE 1; YEATMAN LS 1969. BIRD STUDY 16: 75-82; ZARRELLI R 1991. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA 16: 433-436.

LA TUTELA DELLE ULTIME RONDONARE E PASSERERE ARTIFICIALI STORICHE, TRA EREDITA' STORICO-ARCHITETTONICHE E SUGGERIMENTI GESTIONALI PER LA CONSERVAZIONE E PER LE ATTIVITÀ DI RICERCA SU RONDONI *Apus sp.* E PASSERI *Passer sp.*

MAURO FERRI

Via San Remo 140, 41125 Modena, m-ferri@libero.it

Key Words: swift, *Apus*, sparrow, *Passer,* swifts tower, sparrows tower

Summary *The swifts towers (rondonare) and the sparrows towers (passerere) are multi-structures of tens to hundreds of artificial nests adopted in Italy since medieval/post medieval times for establishing colonies of common swift Apus apus, alpine swift Apus melba, and sparrows Passer italiae and Passer montanus, for the purpose of collecting young birds as a meat source. They are indeed not only figured as "towers", since along the centuries these kind of artificial nests were inserted also on military and civil buildings, as well as in aristocratic, bourgeois and rural houses and even in churches and bell towers, mostly in the Italian centre-north regions. In the recent decades they are irretrievably disappearing. Three censuses carried out in the 1980s in 9 municipalities of the provinces of Modena and Bologna (Emilia Romagna region) showed that ca. 10% of these buildings still host a rondonara. Experiences acquired in recent years provided practical tips to build new facilities for these species, to allow buildings to be repaired without losing their original scope. Local authorities should support the census of historical buildings, encourage repairs and ameliorations, but also incorporate artificial nesting structures in portions of new suitable buildings.*

Localmente le torri *rondonare* (ma anche: *rondonare, rondinare, rondonaje, rondonaie, rondinaje, rondinaie*) e le torri *passerere* (ma anche: *passerere, passeraie, paserére*) sono ancora facilmente individuabili come caratteristici elementi del paesaggio mentre d'altra parte rondoni e passeri sono popolarmente percepiti come una componente legata agli ambienti urbani. In realtà il rondone comune *Apus apus* (e pure *A. melba)* è una specie che continua a nidificare nei grandi alberi bucherellati dai picchi, laddove questi sono ancora presenti nelle foreste, nei boschi e perfino nei giardini europei (Roger & Fossé, 2001) essendo limitatissime le possibilità di nidificare su rupi e falesie (Brichetti *et al*., 1988). Con la rapida contrazione delle foreste questi uccelli hanno evidentemente individuato nella abbondanza di cavità, fessure e nicchie delle costruzioni una valida alternativa alla carenza di tronchi bucherellati, tanto da insediarsi come componente caratteristica dei paesaggi italiani, i più deforestati d'Europa (spesso nelle colonne sonore dei film ambientati in Italia o Spagna sono inseriti grida di rondoni per evocare -a volte anche con sceneggiature invernali!- una atmosfera mediterranea). Analogamente si può argomentare anche per i passeri.

E' peraltro noto che gli incentivi per l'adeguamento degli edifici alle misure europee sul risparmio energetico, le manutenzioni e le ristrutturazioni stanno escludendo rapidamente i rondoni dagli edifici, causando vistosi e preoccupanti diminuzioni delle popolazioni nord europee, indicate ad esempio nel 29% per il Regno Unito (BTO/RSPB/BWI/SOC Birdtrack survey, 2002-2009).

Area di studio e metodi

Dall'ambito locale, il comune di Guiglia, sull'Appennino modenese, l'area di interesse si è progressivamente allargata a quelli vicini e in breve alle province e alle regioni prima limitrofe e poi più lontane. Contestualmente alla consultazione di lavori strettamente ornitologici relativi al genere *Apus* si sono aggiunti testi, documenti, iconografie e letture di contesto zootecnico, artistico, antropologico, architetturale, letterario, religioso, turistico che potessero contenere informazioni,

dati e riferimenti su origine, diffusione, caratteristiche e gestione di questi complessi nidi artificiali.

Con l'affermarsi di internet le opportunità di ricerca e le possibilità di verifica si sono moltiplicate, anche grazie alla facilitazione di contatti con corrispondenti interessati a tematiche analoghe e alla disponibilità di siti e pagine web, anche non professionali, ricchi di spunti e memorie.

Risultati e discussione

Nell'arco di circa 25 anni sono state acquisite informazioni e dati relativi a origini, area di diffusione, aspetti architettonici, gestione, aspetti culturali, consistenza. Sintetizzando:

a) Origini. Nella bellissima Chiesa Vecchia di Mornico al Serio (BG) un affresco del XV secolo raffigura di una torre rondonara (XV secolo), peraltro illustrata in una forma evoluta e in tutto simile a certune di molto più tarda fattura e localizzate sull'appennino bolognese, modenese e reggiano. Le torri passerere più antiche sembrano invece seicentesche, pur essendo da approfondire la presenza dell'uso del termine *torre passeraia* nella Firenze del XIII. Il ruolo delle relazioni finanziarie e mercantili fiorentine con i Paesi Bassi potrebbe risultare importante anche per spiegare gli eventuali nessi con la nascita e diffusione dei "vasi da storno" e dei "vasi da passero" da parete e da albero, documentate già per il XV secolo da Labbé (2000) e la eventuale presenza di *rondonare* anche in Francia nello stesso secolo (Ferri, 2010 in stampa).

b) Area di diffusione. Visite dirette, documentazioni e informazioni relative a edifici con *rondonare* concentrati, diffusi in modo sparso o isolati all'interno di un'area estesa in 8 regioni del centro nord del Paese (Piemonte, Lombardia, Trentino, Veneto, Emilia Romagna, Toscana, Umbria, e Lazio), ottenendo una mappa sintetica (Fig. 1) della distribuzione di tali complesse strutture architettoniche, individuando le zone nelle quali si sono sviluppate le *rondonare* e quelle in cui queste sembrano aver ceduto spazio allo sviluppo delle consimili *passerere.* Per le *rondonare* è identificabile un'area che tra la Collina Morenica (TO), all'estremo nord-ovest, la Valsesia, l'area orobica, il Lago di Iseo, la Franciacorta, la costa occidentale del Garda (BS), Nago, Riva del Garda e Tenno (TN) per il nord, Bojon di Campolongo (VE) e i Colli Euganei (PD) per l'estremo nord-est, il medio Appennino e parte della pianura delle province di Reggio E., Modena, Bologna, Ravenna e Forlì-Cesena, l'alta valle del Tevere, per la Toscana i versanti aretini e fiorentini dall'Appennino e due aree disgiunte (Castellina M.ma (PI), Versilia e massese), con propaggini attraverso il basso aretino (Cortona) parte dell'Umbria settentrionale e infine l' unica testimonianza rinvenuta in Lazio (Roma, Terme di Caracalla). Per le *passerere* l'area individuata è padana e si colloca all'interno della delimitazione suddetta, in Piemonte e poi in Lombardia a nord del Po, dal pavese fino al bresciano. Tranne che per alcuni siti che sicuramente conservano anche testimonianze di isolate *rondonare*, tale area costituisce una zona di sviluppo delle *passerere* verosimilmente influenzato dal forte sviluppo della cerealicoltura registrato in quest'area. Il limite del metodo è nella limitazione delle possibilità di verifica che non escludono la presenza di *rondonare* e *passerere* anche altrove.

c) Aspetti architettonici. L'elemento architettonico *torre* è il più appariscente (Fig. 2), forse il più comune, ma non l'unico, dato che nidi artificiali per rondoni e passeri risultano collocati in altri tipi di edifici, a volte associati a una colombaia (*colombaja a rondoni*: in Spallanzani 1797) ma anche a sé stanti, in molti tipi (Figg. 3, 4) di edifici: fortificazioni (torri, case torri), fattorie, cascine (colombaie, case, fienili), palazzi nobiliari e borghesi (pareti, torrette, altane) ed anche edifici religiosi (campanili, absidi). Le strutture risultano estremamente diversificate e differenziate, per area e per periodo, a volte anche sullo stesso edificio, relativamente al modo di: realizzare, a volte decorare, i fori di involo (cilindrici o squadrati), le celle nidificatorie (bottiglia in terracotta modificata o spazio intramurario) o, nel caso di nidi appoggiati all'interno di stanze, il modo di appoggiare le celle su pavimenti o mensole in legno e/o mattoni e/o pietra) e di realizzare la chiu-

sura dei fori di manipolazione (sportelli di legno, pietre, mattoni), in dimensioni caratterizzate da un ampia variabilità da sito a sito (diametro fori d'involo: da 4 a 6 cm circa; celle nidificatorie da 6000 a 15000 cm^3) assemblati in modo da costituire polistrutture composte da poche unità fino a diverse centinaia di nidi.

d) Gestione. Dello sfruttamento delle *rondonare* per la raccolta dei nidiacei nel 1797 scrive già lo Spallanzani (*picciolini pani di burro)* e tale pratica pare essersi sviluppata fino al XIX secolo per essere progressivamente abbandonata quasi ovunque nel XX secolo. E' da ricercare nell'uso alimentare dei pulcini dei rondoni e dei passeri, a ragione biasimevole (e illegale) per un contemporaneo, il motivo di una generalizzata disaffezione per queste strutture architettoniche? Vero è che oggi sono esplicitamente indicate come "trappole" e "inganni" per gli uccelli (Bassi 2002, 2006, 2008) ma ritengo si debba tener conto anche del complesso rapporto che legava l'uomo a questi animali evidentemente ritenuti una risorsa preziosa, tanto da meritare investimenti spesso sproporzionati al quantitativo sfruttabile. Inoltre i *rondonari* contattati negli anni '80 nel bolognese, modenese e reggiano precisavano di lasciare sempre un pullo per covata e ciò è riferito anche dal Savi (1827) per la zona di Massa Carrara. E in effetti non poche *rondonare* risultano sviluppate aggiungendo nuovi ordini di nidi nell'arco di più secoli, come adattandosi alla crescita della colonia.

Per i passeri è invece riferita (Labbé, 2000) una simile cautela (intangibilità della terza covata) nell'area di diffusione dei "vasi da passero" e comunque deve sfuggire che per secoli le *passerere* sembrano aver ospitato stabilmente popolose colonie.

e) Aspetti culturali. In genere l'interesse per tali strutture è stato scarso e pure limitato all'ambito ornitologico, peraltro senza troppo approfondire e spesso ricitando scarne informazioni non verificabili. Interessanti qua e là alcuni articoli di interesse conservazionistico sia per le *rondonare* (Scaglioni, 1982; Ferri, 1990; Ciani 2003) che per le *passerere* (Mazzoleni, 1999) e non mancano per quest'ultime anche monografie di interesse culturale (Massetti, 2000) ed artistico (Mor Stabilini, 2008).

f) Consistenza. Tre pubblicazioni realizzate negli anni '80 (AA.VV., 1981, 1987, 1988) catalogano complessi architettonici di interesse storico in un contesto di paesaggio omogeneo nella Valle del Panaro e del Secchia in provincia di Modena e nel territorio di Castel S. Pietro (BO). Pur differendo nei metodi di rilevamento e catalogazione, i tre repertori si occupano di un'area ad elevata presenza di *rondonare*, come sicuramente sono definibili le province di Bologna e Modena, al pari di Reggio E. e della Romagna. In totale sono 9 i territori comunali indagati, per una superficie complessiva di ca. 600 kmq, ricompresi nella fascia altimetrica 112-1131 m.s.l.m., totalizzando n. 747 edifici e complessi di edifici storici, costituiti da torri, case-torri, colombaie, edifici rurali, mulini, edifici religiosi, etc..di cui ben n. 77 conservavano una *rondonara* (segnalata nelle note o comunque riconoscibile come tale dalla documentazione fotografica), quindi con una prevalenza complessiva del 10,3%. Il dettaglio di ogni realtà comunale diversifica molto questo dato, che risulta del 4,5% su 109 complessi catalogati per il comune di Castel S. Pietro (BO), tra i valori 0-6% nei 4 comuni della Valle del Secchia modenese (su 228 complessi catalogati) e infine tra i valori 2,9-27% nei 4 comuni della Valle del Panaro (sui 410 catalogati). I dati, pubblicati sono riferiti ad indagini di lunga durata e forse al momento delle edizioni crolli o rifacimenti avranno compromesso la validità di un dato sul quale pesano anche i successivi 20-30 anni ormai trascorsi dalla pubblicazione. In effetti, a parte rarissime e consolanti eccezioni, gli ammodernamenti hanno comportato se non la scomparsa quantomeno la compromissione della funzionalità dei nidi artificiali e la loro riduzione ai soli fori di involo, lasciati come meri elementi decorativi. Il recente progetto di catalogazione delle circa 4000 cascine bresciane (Provincia di Brescia & Civiltà bresciana)

pare aver tenuto conto anche delle presenza delle *passerere* e sarà interessante verificarne gli esiti.

g) Studi ornitologici. Singoli ricercatori (Ciani, 1992) e gruppi (Minelli & Ferri, 1992; Brichetti *et al*., 1993; Boano & Malacarne, 1999) ricorrono a queste strutture per inanellamenti e ricerche su specie dei generi *Apus* e *Passer*.

h) Nuove strutture e applicazioni. Modelli di nidi storici per rondoni sono stati suggeriti (Ferri, non pubblicato) per realizzare nel 2003 una colombaia ornamentale (propr. Predieri, Cavriago, RE) e per inserire nel 2009 una *rondonaia* nella ristrutturazione di una palazzina in stile eclettico (propr. Micheli, Milano). Inoltre sono stati considerati, nell'ambito della lotta ai colombi randagi, come modello per modificare selettivamente le buche pontaie in una torre medievale di Nonantola, MO, (Imperiale & Ferri, http://www.swift-conservation.org/Spain.htm), nella torre Ghirlandina del Duomo di Modena (Gelati *et al*., 2011, in stampa), estendendo i suggerimenti a siti web europei specializzati nella salvaguardia dei rondoni durante le ristrutturazioni degli edifici.

Rondonare e *passerere* rappresentano ancora una importante eredità storica, ricca di contenuti culturali e tecnici e caratterizzano ancora i paesaggi locali della vasta area indagata, probabilmente non esaustiva. Esperienze dirette (con alcuni proprietari e con Comuni che hanno gestito pratiche di rifacimento o restauro) hanno evidenziato che un proprietario adeguatamente informato è in genere ben disposto a conservare simili elementi architettonici, ma in genere molti di questi edifici sono stati sbrigativamente intonacati cancellando nidi e fori o al massimo conservando i soli fori esterni, lasciati come meri ornamenti. È ovvio che una decorativa fila di fori su una parete cessa di avere significati concreti e questo svuotamento di utilità pratica contribuisce ad espellere questa eredità dalla cultura locale e dalla disponibilità a conservare un rapporto con la Natura e con gli animali selvatici conservato per secoli. Gli enti di programmazione centrale e decentrata territoriale potrebbero invece rovesciare l'attuale tendenza che vede sostanzialmente le *rondonare* e le *passerere* come una eredità storico-culturale: a) misconosciuta se non ignorata, b) non censita, c) avulsa dalle prospettive di un rapporto attivo con la Natura, e) avulse dalle prospettive di conservazione delle specie destinatarie, lasciando i proprietari senza stimoli e linee guida per interventi conservativi. Oltre alla conservazione dell'esistente non si dovrebbe sottovalutare quanto di positivo i nidi artificiali storici possono insegnare per le realizzazioni moderne. Infatti rispetto al ricorso ai nidi artificiali "a mattone" o "a cassetta" da appendere all'esterno delle pareti di una costruzione, una *rondonara* (e una *passerera*) di tipo storico potrebbero essere più adatte (più difese dagli eccessi di calore, ad esempio) per una prospettiva di ospitalità di lungo periodo anche nelle moderne costruzioni, non solo per queste specie di uccelli ma anche per altre piccole specie faunistiche dei centri urbani (uccelli insettivori, chirotteri, gechi, ...),. In tal modo si potrebbe offrire un supporto concreto alla tutela della biodiversità urbana (di cui tanto si è parlato nel 2010, a lei dedicato) ed evitare l'alea di un volontarismo improvvisato (qualche nido artificiale montato *ex post*), presidiando invece con raccomandazioni ed incentivi le occasioni progettuali davvero strategiche per ottenere grandi risultati con costi modesti se non virtuali. Infatti alcune tipologie di costruzioni quali ponti, viadotti, torri piezometriche, edifici industriali, palazzi dello sport, palestre, edifici direzionali e campanili, sono il frutto di una programmazione pubblica/privata capace di incidere fortemente sul paesaggio e quindi anche di offrire ottime basi per l'inserimento di nidi artificiali realizzati secondo una tradizione locale collaudata per secoli, efficace ed efficiente. Con simili interventi adeguatamente divulgati si otterrebbe anche l'effetto di trainare, per emulazione, anche la piccola progettazione privata e forse senza bisogno di dover ricorrere a realizzazioni specifiche come le estetiche ma tutto sommato poco collaudate *swift towers* pubbliche che cominciano a comparire all'estero (Cambridge, UK; Beijing Olympics Swift Tower, China).

Bibliografia

AA.VV. 1981. INSEDIAMENTO STORICO E BENI CULTURALI ALTA VALLE DEL SECCHIA AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI MODENA, IBACN; AA.VV. 1987. EMMEGIPI 1987, 2003: 1-181; AA.VV. 1988. LA FABBRICA DELL'APPENNINO. AMMINISTRAZIONE PROVINCIALE DI MODENA – IBACN; BASSI S 2002. PIEMONTE PARCHI 115; BASSI S 2006. VITA IN CAMPAGNA 7-8; BASSI S 2008. NATURA 3; BOANO G, MALACARNE G 1999. I RONDONI. ALTRIMEDIA EDIZIONI, MATERA/ROMA; BRICHETTI P, FOSCHI UF, GELLINI S, 1988. RIV. IT. ORN. 58: 53-58; BRICHETTI P, CAFFI M, GANDINI S 1993. AVOCETTA 17: 65-71; CIANI C 1992. RIV. IT. ORN. LXII (3-4): 171-177; CIANI C 2003. ASOER NOTIZIE 6: 7-9; FERRI M 1990. LA PROVINCIA INFORMA 44(V-VI): 42-44; MINELLI F, FERRI M 1992. NATURA MODENESE 2: 30-32; FERRI M 2010. THE COMMON SWIFT SEMINARS - BERLIN 8T-11 APRIL 2010; LABBÉ M 2009. AUVERS SUR OISE. 1-261; MASSETTI E 2000. PASERÉRE. LA COMPAGNIA DELLA STAMPA, ROCCAFRANCA (BS) 1-160; MAZZOLENI M 1999. OROBIE. MAGGIO, 1999; MINELLI F, FERRI M 1992. NATURA MODENESE 2: 17-24; MOR STABILINI C 2008. PROVINCIA DI BRESCIA; ROGER T, FOSSÉ A 2001. CREX 6: 21-29; SAVI P 1827. ORNITOLOGIA TOSCANA I: 170-171; SCAGLIONI A 1982. CONVEGNO *UOMO E AGRICOLTURA*, SEMINARIO DI SCIENZE ANTROPOLOGICHE, SUPPL. 1: 211-214; SPALLANZANI L 1797. VIAGGI ALLE DUE SICILIE E IN ALCUNE PARTI DELL'APPENNINO. PAVIA, NELLA STAMPERIA BALDASSARRE COMINI.

Figura 1 - Aree di presenza di torri rondonare (nero) e torri passerere (grigio)

Figura 2 - Torre rondonara in provincia di Firenze

Figura 3 - Rondonara sulla parete di un palazzo, Bologna

Figura 4 - Passerera sulla parete di una abitazione, Mornico a/S (BS)

ESCLUSIONE SELETTIVA DEL COLOMBO DALLE BUCHE PONTAIE DEGLI EDIFICI STORICO-MONUMENTALI, A VANTAGGIO DI RONDONI COMUNI *Apus apus* E CHIROTTERI *Chiroptera*

ANTONIO GELATI[1], MAURO FERRI[1], MAURIZIO FERRARESI[1], ANDREA DOMENICHINI[1], GIUSEPPE ZANNETTI[4], LUCA RAVIZZA[3] & ROSSELLA CADIGNANI[2]

[1]AUSL, Servizio Veterinario, 41122 Modena, Via Finzi 211, a.gelati@ausl.mo.it; [2]Servizio Edifici Storici, Comune di Modena; [3]Comune di Melegnano (MI); [4]Dipartimento di sanità animale, Università di Parma

Key Words: Nicarbazine, fertility control, pigeon, swift, bat, biodiversity, scaffold holes

Summary *In 2007, at the beginning of the restoration of the Ghirlandina Tower (89 m height) of the Cathedral of Modena, the Veterinary Service of the local Health Authority proposed to realise a selective exclusion rather than a simple closure of putlog holes, to exclude pigeons but not common swifts Apus apus, which breed with a colony of about 100 individuals. The size of such holes was reduced from 10-12 x 10-12 cm to 3.5-5 x 10-12 cm, associated to a wedge brick (at approx. 45°). The shape of the new nesting site was inspired by the historical swift towers. It is deemed suitable also for small passerines and for some species of synanthropic bats. Two hundred holes were modified as such, and were accessible for Swifts since April 2012. The same nesting site was used last winter in the bell tower of the parish of Melegnano (MI) with a successful return of a small colony of common swifts in April 2011.*

Dalla metà degli anni novanta l'Ufficio Tecnico del Comune di Modena (divenuto poi Ufficio per i Diritti Animali) in collaborazione con la Provincia di Modena ha iniziato ad affrontare la gestione delle colonie problematiche di colombi urbani randagi, sostenendo l'uso di "punte antiappoggio" per grondaie, cornicioni, davanzali e mensole nonché l'uso di reti antivolatile per nicchie, cavedi e cortili interni, pubblicizzando l'uso che iniziava a farne sugli immobili di proprietà municipale e contribuendo così a promuoverne la vendita e l'utilizzo anche da parte di ditte specializzate nella manutenzione e nel *pest control*. Dal 2007 il Servizio Veterinario dell'AUSL collabora con un progetto di *Integrated Pest Management* (IPM), recepito dal Comune, focalizzato sulle colonie di colombi più critiche del centro storico.

Area di studio e metodi

A Il progetto di IPM: si articola in: i) controllo farmacologico della fertilità nelle colonie critiche di colombi, con un prodotto a base di Nicarbazina, ii) riduzione dei siti adatti per la nidificazione dei colombi e corretto impiego dei dissuasori, e iii) azioni favorenti l'aumento e la protezione della fauna insettivora e predatrice. Per il controllo farmacologico della fertilità si è fatto ricorso ad un farmaco autorizzato specificamente a tale scopo (OVISTOP®, Nicarbazina 800 ppm; ACME Drugs SrL, A.I.C. n. 103570014, 2002), con un protocollo d'uso (Ferri *et al.* 2009) basato sulla somministrazione nel periodo marzo-ottobre, alla dose di 8-10 gr./capo/giorno e per 5 giorni alla settimana. Le attività di riduzione dei siti adatti al riposo e alla nidificazione dei colombi costituiscono da circa un ventennio una acquisizione normale dei progetti di ristrutturazione e manutenzione degli immobili nel centro storico, pubblici o privati che siano; la chiusura delle buche pontaie e delle nicchie sui vari monumenti del centro storico cittadino è stata in genere adottata spontaneamente da vari soggetti pubblici e privati nel corso dei singoli cantieri attivi nell'ultimo ventennio, ma in occasione della recente collaborazione fra Servizio Veterinario e Comune è sta-

ta dedicata particolare attenzione alla valutazione di questo aspetto a causa della sua importanza nello stabilizzare gli effetti demografici derivanti dall'uso della Nicarbazina. In particolare è precocemente emersa l'importanza del sito di Piazza Grande dove nel marzo del 2008 insisteva una consistente colonia di colombi (ca. 180) strettamente dipendenti dall'uso delle buche pontaie presenti sul complesso costituito da Duomo e campanile, popolarmente noto come Torre Ghirlandina. La presenza di insettivori sinantropi nel centro storico si presenta diversificata (rondoni comuni, piccoli passeriformi, chirotteri fessuricoli, gechi) ma sfrutta per rifugiarsi e riprodursi caratteristiche di edifici e monumenti che si stanno perdendo a seguito di manutenzioni, rifacimenti, restauri e adeguamenti termici.

B - Buche pontaie della Torre Ghirlandina. Nell'imminente inizio dei lavori di restauro della Torre la Ghirlandina del Duomo cittadino è stato proposto di rivedere l'obiettivo di completa occlusione delle buche pontaie della torre Ghirlandina, per allontanarne i colombi che vi nidificavano numerosi, ed individuare una soluzione adatta ad escluderli lasciando però possibilità di rifugio e nidificazione alla consistente colonia di rondoni comuni *Apus apus* (a fine giugno 2007, un centinaio di soggetti gravitanti su Duomo, Torre Ghirlandina e immobili circostanti; Ferri, com. pers.). Se, nell'ambito della piazza, i colombi erano ben individuati come componente critica soprattutto per i danni arrecati ai marmi dei monumenti (effetti chimico-fisici delle deiezioni), la tutela della colonia di rondoni è stata proposta come segno concreto di preparazione al "2010 Anno di tutela della Biodiversità". A tal scopo la proposta è stata perfezionata con l'obiettivo di proteggere, oltre al genere Apus, anche i piccoli passeriformi e soprattutto le specie di chirotteri fessuricoli note per il centro storico cittadino (es.: Pipistrello albolimbato P*ipistrellus kuhlii* e Pipistrello nano *Pipistrellus pipistrellus* e Pipistrello di Savi *Hypsugo savii*; fonte: CRAS Il Pettirosso, Modena) come segno tangibile di adesione al "2011-2012 International Year of the Bat" indetto da UNEP (United Nations Environmental Program), CMS (Convention on Migratory Species) ed EUROBATS (The Agreement on the Conservation of Populations of European Bats). Purtroppo da lungo tempo, in tutto il Paese, la completa chiusura delle buche pontaie risulta comunemente raccomandata ed adottata nell'ambito della lotta ai colombi randagi, senza considerare, da una parte, la perdita irrimediabile di spazi di rifugio per tante specie di piccoli animali tradizionalmente sinantropi (rondoni, passeri, cince, codirossi, chirotteri, gechi, ...) appartenenti a specie protette ed anche utili (insettivori), ma anche senza tener conto che in fase esecutiva tale pratica presenta una particolare criticità circa il benessere animale dato che può causare la morte per inedia di animali (adulti e giovani) che si ritrovano letteralmente murati vivi all'interno delle cavità oggetto degli interventi; e tutto ciò contribuisce a rendere quindi doppiamente censurabile la pratica dell'occlusione. Come idea di partenza per una esclusione selettiva è stata usata una delle tante tipologie di cella nidificatoria realizzata sulle "torri rondonare", con l'obbiettivo di escludere appunto i soli colombi e favorire rondoni e altri piccoli animali insettivori, cercando riferimenti incrociati anche sulla letteratura specializzata sui nidi artificiali e considerando a priori anche la taccola *Corvus monedula* fra le possibili specie target beneficiarie delle modifiche. Infine è stata prevista la realizzazione di una scheda formativa illustrante la soluzione adottata, da destinare agli addetti all'esecuzione dei lavori di modifica.

C - Telo di copertura dei ponteggi attorno alla Torre Ghirlandina. La necessità del Progetto di restauro di addossare alle pareti della Torre un sistema di ponteggi che inglobasse completamente il monumento, guglia compresa, ha richiesto che la torre risultasse integralmente coperta da un telo, per l'occasione affidato all'artista Palladino, e questo elemento è stato individuato dal gruppo di lavoro come un elemento potenzialmente critico per gli uccelli; infatti è stato raccomandato

che venisse montato tenendo conto di due aspetti parimenti importanti e cioè che fosse: a) insuperabile per i volatili ed i rondoni in particolare e b) allestito ben in anticipo rispetto all'arrivo dei primi rondoni. Infatti sono noti incidenti a carico di intere colonie di rondoni che si sono ritrovati i teli in fase di montaggio durante la stagione riproduttiva e che, pur di arrivare ai loro nidi (dove avevano partner, uova o pulli) cercavano di aggirare la barriera passando nelle fessure tra le pezze e i ponteggi, finendo per rimanere intrappolati, con perdite consistenti.

Risultati e discussione

A - Il progetto di IPM. Complessivamente sono state seguite e trattate con nicarbazina, nel centro storico, n. 7 colonie critiche di colombi randagi che all'inizio dei trattamenti, nel marzo 2008, totalizzavano n. 1060 individui, scesi nel marzo 2011 a 205 (Tab. 1). Nel sito "Piazza Grande" la diminuzione è stata sicuramente accentuata dalla impossibilità per i colombi di usare le buche pontaie della Torre, causa la presenza, fin gennaio 2008, del telo di ricopertura dei ponteggi per il restauro; l'interesse per la corretta esclusione dei colombi dalle buche pontaie aveva pertanto anche lo scopo di stabilizzare il buon risultato del controllo sia di questa colonia che dei piccoli assembramenti satelliti.

B - Buche pontaie della Torre Ghirlandina. Pur nell'obiettivo di sottrarre ai colombi l'uso delle nicchie della Ghirlandina per la nidificazione (Fig. 1) è stata evitata la chiusura integrale delle buche pontaie (Fig. 2), ispirandosi per le modifiche alle celle nidificatorie delle torri rondonare che continuano a caratterizzare il modenese e le province limitrofe (Ferri, 1990; Ferri, 2011 in stampa); in particolare si è tenuto conto dell'esperienza già fatta nel 2003 alle buche pontaie della Torre dei Modenesi in Nonantola, MO, (Imperiale & Ferri, http://www.swift-conservation.org/Spain.html; Imperiale, 2011, in stampa), mantenendo l'adozione di un piano inclinato (di circa 45°) sulla soglia delle nicchie, abbinandolo però alla trasformazione della buca da una sezione quadrata ad una stretta fessura alta 3,5-5 cm e larga quanto la buca pontaia stessa (10-13 cm); tale dimensionamento è stato individuato mediando ad abundantiam le dimensioni delle aperture dei nidi artificiali per le varie specie considerate, sulla base di indicazioni della letteratura specializzata (Rabacchi, 1999; Premuda *et al*., 2000) e di riscontri su modelli di nidi artificiali in circolazione (CISNIAR, Schwegler) e quindi ritenuto cautelativamente adatto per tutto il genere *Apus,* per i piccoli passeriformi e per i chirotteri fessuricoli. La passata presenza della taccola Corvus monedula sulla torre del Duomo è stata tenuta in considerazione, anche a ragione delle sue potenzialità come concorrente e predatore del colombo, senza però individuare riferimenti certi per poter assicurare una accoglienza selettiva a favore di questo corvide, dato che la dimensione di un adatto foro di accesso per un nido artificiale adatto a questa specie risulta di 10 cm (Premuda *et al*., 2000) e quindi sostanzialmente coincidente con le dimensioni originali delle buche stesse, col rischio di continuare ad avvantaggiare i colombi; d'altra parte è pur vero che la numerosa colonia di taccole insediatasi nelle nicchie della parte medio alta del campanile alla fine degli anni '70 (30-40 individui; Ferri, osservazione personale) si è dissolta dopo circa un ventennio, lasciando le buche all'utilizzo esclusivo da parte dei piccioni. Con il suddetto dimensionamento è stata perciò realizzata una *buca selettiva prototipo*, usando lo spigolo di un mattone tagliato a misura e inserito in una cavità (Fig. 3) in modo da ottenere un piano inclinato di ca. 45% verso l'entrata ed uno meno declive, verso l'interno, con lo spigolo del mattone delimitante col piano superiore una fessura di 3,5-5 cm e larga quanto la nicchia stessa (10-13 cm). Sulla base del prototipo è stata infine realizzata una scheda informativa destinata agli addetti alle modifiche, composta dallo schema di taglio degli angoli di un mattone, da una foto di un elemento già tagliato e pronto all'uso nonché dalla foto di una buca pontaia correttamente modificata, completa di misure e rapporti dimensionali essenziali.

Complessivamente sono state modificate, seguendo le istruzioni della scheda, n. 200 buche pontaie localizzate nella parte medio alta del corpo principale della Ghirlandina, mentre una trentina del livello più basso della torre sono state inibite all'uso da parte degli animali e chiuse con una fitta rete metallica, per favorire la ventilazione dell'interno dell'edificio. Mentre erano in corso i lavori, terminati con la chiusura dei restauri nell'estate 2011, la scheda tecnica relativa al prototipo è stata adottata per un intervento manutentivo (PM: arch. G. Arricobene) sul campanile parrocchiale di Melegnano (MI) nell'autunno del 2010, permettendo l'adattamento delle uniche 12 buche pontaie risultate non occluse nel corso di precedenti lavori e mantenendo la ricettività delle nicchie per la colonia di rondoni locale, normalmente reinsediatasi al suo ritorno, nell'aprile 2011. La stessa scheda, presentata e discussa su http://www.swift-conservation.org/news, è stata consigliata nel 2011 (Martine Wauters, com. pers.) al Comune di Molenbeek-Saint-Jean (Belgio) per modificare le nicchie dei ponteggi di una palazzina. A fine settembre 2011 si è potuto confrontare la soluzione adottata con una esperienza analoga (Luini & Viganò, 1995), constatando convergenze sul metodo utilizzato pur trattandosi in quel caso di nicchie di sezione maggiore (16x16 cm) e per le quali oltre allo sbarramento è stato particolarmente curato anche l'assetto della cella nidificatoria, destinata al rondone maggiore Apus melba.

C - Telo di copertura dei ponteggi attorno alla Torre Ghirlandina. Il telo di ricopertura integrale della Ghirlandina e dei ponteggi del cantiere di restauro (progettato dall'artista Mimmo Palladino) è stato allestito senza lasciare discontinuità, passaggi e fessure, in modo da isolare le pareti della torre dagli uccelli che la utilizzavano (colombi, rondoni) e il montaggio della struttura è terminato, come da programma, a gennaio 2008, quindi in largo anticipo sull'arrivo dei primi rondoni della colonia. Ciò ha potuto contenere efficacemente i reiterati tentativi della colonia di rondoni di aggirare la barriera per raggiungere le pareti dove era solita nidificare (risultano accertati, recuperati e rilasciati, 6 soggetti in tutto; fonte diretta: CRAS Il Pettirosso, Modena) mentre solo 2-3 coppie di colombi sono riuscite ad adattarsi al telo e alle impalcature e compiere complicati tragitti pur di utilizzare le nicchie non ancora modificate. Ha costituito una integrazione del progetto la realizzazione di un cassetta-nido destinata ai falchi pellegrini *Falco peregrinus* che da un decennio usano come posatoio il balconcino della guglia, normalmente inaccessibile al pubblico; la nicchia artificiale intende fornire copertura e una superficie adatta alla posa di uova, considerato che sia il ballatoio che il suo cornicione presentano un piano marcatamente inclinato verso l'esterno. Infine per la primavera del 2012 e del 2013 è prevista l'attivazione di un impianto di amplificazione per l'emissione di richiami attrattivi (duet calls) per i numerosi rondoni *Apus apus* che utilizzano i tetti attorno a Piazza Grande e che dovranno essere stimolati ad espandersi nuovamente su una torre Ghirlandina restaurata, libera da impedimenti fisici e senza più competizione dei colombi nell'uso delle 200 buche pontaie modificate dal Progetto.

Nel caso che buche pontaie e nicchie debbano essere chiuse completamente per opportune motivazioni e finalità, dovrebbe essere applicata una procedura di tutela del benessere animale al fine di evitare che animali adulti o giovani, in riproduzione o in riposo o svernamento, possano morire di inedia o soffocati al loro interno. Parimenti, l'uso di teli di protezione delle impalcature dovrebbe essere associato ad un sopralluogo preliminare teso ad escludere che teli ed impalcature possano riguardare nidi attivi o concentramenti di animali e, se del caso, contemplare una procedura di gestione del benessere animale, evitando altresì che le tele di protezione presentino discontinuità e possano trasformarsi in trappole; nel caso di uccelli migratori il montaggio delle reti dovrebbe avvenire prima del loro arrivo e il cantiere dovrebbe essere monitorato regolarmente per recuperare, in accordo con un CRAS autorizzato, uccelli eventualmente intrappolati. Inoltre, la grande

disponibilità di nicchie e buche pontaie sugli edifici storici non deve essere considerata solamente in riferimento all'uso, inopportuno, che ne possono fare i colombi, ma può e deve essere gestita a favore di interessanti animali sinantropi quali i rondoni *Apus sp*. e i chirotteri *Chiroptera* fessuricoli in genere, peraltro assicurando in tal modo condizioni adatte anche per piccoli passeriformi e rettili (gechi). Le esperienze fatte e quelle passate in rassegna evidenziano che gli accorgimenti possibili sono in genere semplici ed economici, nonché adattabili facilmente alle esigenze delle specie individuate localmente come prioritarie, coniugando proficuamente le esigenze igieniche, ambientali e architettoniche con quelle di tutela della biodiversità nonché dell'utilità, dato che le specie considerate come beneficiarie degli interventi sono spiccatamente insettivore.

Ringraziamenti

A Edward & Mendy Mayer di www.swift-conservation.org e a Ulrich Tigges di www.common-swift.org per la condivisione e per il valido sostegno fornito alla tutela dei rondoni

Bibliografia

FERRI M 1990. LA PROVINCIA INFORMA 44(V-VI): 42-44; FERRI M, FERRARESI M, GELATI A, ZANNETTI G, UBALDI A, CONTIERO B, BURSI E 2009. ANNALI DELLA FACOLTÀ DI MEDICINA VETERINARIA, VOL. XXIX/2009: 91-102; IMPERIALE A 2011. ATTI SOC. NAT. MAT. DI MODENA 141: 195-205; LUINI G, VIGANÒ A 1995. MONOGRAFIA A.S.O.I.M. 5: 36-38; MINELLI F, FERRI M 1992. NATURA MODENESE 2: 30-32; PREMUDA G, BEDONNI B, BALLANTI F 2000. NIDI ARTIFICIALI. CALDERINI EDAGRICOLE, BOLOGNA; RABACCHI R 1999. SIEPI, NIDI ARTIFICIALI E MANGIATOIE. CIERRE EDIZIONI, SOMMACAMPAGNA (VR).

Tabella 1 - Variazioni annuali dei colombi in 7 colonie problematiche nel centro storico di Modena, durante il trattamento con nicarbazina, 2008-2011

	Marzo 2008	Marzo 2009	Marzo 2010	Marzo 2011
sito	n° indiv.	n° indiv.	n° indiv.	n° indiv.
PORTA S. AGOSTINO	100	60	45	49
PIAZZETTA REDECOCCA	300	190	70	57
RUA FRATI MINORI	250	200	80	29
RUA FRATI MINORI	70	0	0	1
PIAZZA GRANDE	180	70	40	21
PIAZZA MATTEOTTI	100	40	70	17
PIAZZA POMPOSA	60	15	35	31
totale	1060	575	340	205

Figura 1 - Colombo in cova in una buca pontaia della Ghirlandina (foto Gelati)

Figura 2 - Buca pontaia completamente otturata, come misura anti-colombo (foto Ferri)

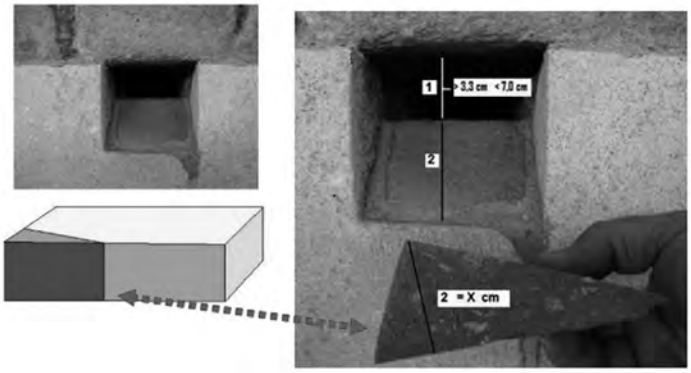


Figura 3 - Prototipo di buca pontaia selettiva per l'esclusione dei colombi e utilizzabile da rondoni e chirotteri fessuricoli. Angolo di mattone tagliato a misura per essere posizionato e buca pontaia modificata con misure e proporzioni dello sbarramento (2) e della fessura (1) risultante (foto e dis.: Ferri)

LA VASCA VOLANO: OASI NATURALISTICA IN AMBIENTE PERIURBANO. UN PROGETTO TRA CONSERVAZIONE, RIQUALIFICAZIONE DEL TERRITORIO E DIDATTICA IN AGRATE BRIANZA (MB)

MATTEO BARATTIERI, GAETANO NAVA, RAFFAELLA SALA, LUIGI VILLA, LUIGI D'AMATO, PAOLO ROVELLI & DARIO PORTA

Centro Ecostudi ONLUS, c/o Matteo Barattieri, via Dante 7, 20900 Monza (MB), matteo.barattieri1@libero.it

Key Words: Vasca Volano, census, urban ecology, reclamation project

Summary *The Vasca Volano (Agrate Brianza, Monza e Brianza District, Northern Italy) is an important site for biodiversity. It was built as a safety basin to prevent flooding. In addition to the basin, the area consists of cultivated and uncultivated areas, with bushes and shrubs. In 2007, the town council started a reclamation project, aimed at creating a protected area. Censuses and surveys have being carried out for four years. A total of 140 bird species (up to August 2011) were reported. Among breeding ones, Little Bittern, Red-backed Shrike, Melodious Warbler, European Turtle Dove, European Stonechat. The site is also important for migrating waterfowl and raptors. Restoring actions started in 2010: straight banks became s-shaped, a portion of shallow water was been created and a small islet was created. Trees and shrubs were planted. This project also addresses education, involving the whole population. The area is steadily becoming a hot-spot for birdwatchers and photographers.*

L'area è situata nel Comune di Agrate Brianza (MB), in zona industriale (per l'ubicazione consultare il blog http://lavocedellavolano.blogspot.com/); è posta sul Livello Fondamentale della Pianura (quota tra 155 e 160 m slm), generato dalla deposizione di conoidi fluvioglaciali. Elemento di maggior rilievo è la Vasca Volano, struttura realizzata negli anni '80 come impianto tecnologico per la sicurezza del bacino del Molgora: perimetro rombico (200 m di lato); superficie 40.000 mq; profondità massima, in condizioni di piena, di 6 m; pelo dell'acqua posto a 8 m sotto il piano campagna. Le acque presenti sono quasi esclusivamente di origine meteorica. Il territorio è costituito inoltre da coltivi (cereali in prevalenza), prati stabili e incolti. Fasce e chiazze ad arbusti e siepi, presenti in modo localizzato, arricchiscono la biodiversità; sono presenti vivai a piante d'alto fusto. Lungo le sponde della Vasca si hanno fasce a vegetazione acquatica, (spessore non superiore ai 3-5 metri): *Typha latifolia* e *Phragmites australis*.

Dal 2007 il Comune di Agrate Brianza (MB) ha dato vita ad un progetto di riqualificazione: indagini di campo, rinaturalizzazione e parziale ridisegno, divulgazione.

Un'indagine ornitologica si è svolta tra il 28 aprile 2007 e il 7 giugno 2008: uscite quindicinali, integrate da osservazioni supplementari. Per impegni dei rilevatori, non sono state effettuate uscite tra il 9 giugno 2007 e l'inizio dell'agosto 2007.

Dal 2007, l'area è costantemente visitata da rilevatori e birdwatcher: si ha così una fotografia in continuum della comunità ornitica.

Nei quattro anni di attività sono state rilevate 141 specie; 30 hanno status di nidificanti (9 probabili, 21 certe), di cui 8 SPEC3, 1 SPEC2. La comunità dei nidificanti comprende taxa di sicuro interesse, legati ad ambienti agricoli e ad ambiti marginali, e in molti casi soggetti a preoccupanti decrementi (Campedelli *et al*., 2009; Fornasari *et al*., 2001, 2004): averla piccola, saltimpalo, tortora selvatica, allodola, tutti nidificanti regolari. Il bacino registra il tarabusino tra i nidificanti regolari. Alcuni uccelli che si riproducono in settori limitrofi (11 specie) hanno nella zona della

Volano un'abituale fonte di cibo.

Tra i nidificanti compaiono alcune delle 14 specie di Passeriformi segnalate da Fornasari *et al*., (2005), per la cui conservazione l'Italia ha particolare responsabilità. I contingenti delle specie nidificanti sono molto bassi (da 1 a 2-3 coppie); fattore decisivo è la limitata estensione dell'area: ne consegue un alto rischio per molte popolazioni, pericolo accresciuto dall'assenza di qualsiasi misura di tutela.

D'inverno l'area è poco appetibile per le specie ornitiche: insufficienti risorse alimentari, e disturbo da parte dei cacciatori. Durante le migrazioni, la Volano è rifugio per diverse specie; come per il periodo della nidificazione, non si registrano numeri di particolare rilievo.

Partito nel febbraio 2010, il progetto di riqualificazione si prefigge una serie di obbiettivi: (ri) naturalizzazione dell'area, incremento della biodiversità, ricostituzione di brani del paesaggio agricolo tradizionale.

I primi interventi sono consistiti nel ridisegno del perimetro della Vasca e nella piantumazione di essenze. Le sponde del bacino hanno assunto in parte un andamento sinuoso, con l'obbiettivo di rendere più vario e mosso il paesaggio, in un settore è stata creata una fascia a bassissima profondità; è stata inoltre ricavata una piccola altura. Le piantumazioni hanno privilegiato essenze autoctone e piantine forestali; alberi e arbusti sono stati messi a dimora con andamento a chiazze e fasce allungate, per dar vita a siepi ed ecosistemi affini. Le operazioni sono una prima parte del progetto; decisiva potrà risultare l'acquisizione da parte del Comune di aree esterne al perimetro della recinzione. Tra i punti salienti vi sarà la creazione di una roggia che alimenti la Vasca con acqua (di buona qualità) del vicino Canale Villoresi: il rivo potrà assicurare maggiore ossigenazione al bacino e favorire interconnessioni con altri siti.

Ad oltre un anno dagli interventi sopra descritti, la comunità ornitica non ha subito particolari modifiche: l'elenco, e il relativo numero di coppie, dei nidificanti è rimasto invariato.

Un progetto didattico quinquennale ha coinvolto un'interclasse della Scuola Primaria di Agrate Brianza. L'area è divenuta laboratorio all'aperto dedicato alle discipline naturalistiche. Gli alunni hanno seguito le trasformazioni della Vasca e il progetto promosso dalla Giunta agratese. Hanno anche fornito un diretto contributo ai progettisti, raccogliendo dati di terreno e facendo ipotesi per il futuro dell'area, e realizzando un opuscolo informativo e nidi artificiali per insetti.

Sono state organizzate uscite per tutta la cittadinanza. L'area della Volano costituisce un significativo frammento di biodiversità in un territorio fortemente antropizzato ed urbanizzato. Si caratterizza per la presenza di importanti taxa, tipici di aree agricole e marginali (ambienti da tempo in sofferenza in gran parte dell'Europa) quali saltimpalo, allodola, averla piccola e tortora selvatica, e, in subordine, di settori umidi (tarabusino). Per la configurazione della comunità ornitica, costituisce uno dei molti esempi di settori non interessati da misure di salvaguardia ma meritevoli di tutela e valorizzazione. Come da tempo sottolineato (Campedelli *et al*., 2010), la rete delle aree protette non risulta di per sé sufficiente alla protezione della biodiversità e a garantire continuità a cicli naturali.

Gli studi sottolineano la bontà delle scelte della Giunta agratese, volte a trasformare il sito in oasi. Il progetto di riqualificazione e (ri)naturalizzazione – sorretto da proposte di divulgazione per la cittadinanza, anche extra moenia – è tappa obbligata, non bastando la mera tutela ad assicurare un futuro al sito. Va rafforzato il ruolo dei corridoi ecologici limitrofi; in questa direzione, va promosso l'ipotizzato inserimento dell'area all'interno del perimetro del Parco del Molgora.

Tabella 1 -Specie di maggior interesse conservazionistico

Specie	Fenologia	Coppie	SPEC
Quaglia	N2 reg.	1-2	3
Canapiglia	M reg.		3
Mestolone	M reg.		3
Codone	M reg.		3
Marzaiola	M reg.		3
Moriglione	M reg.		4
Moretta tabaccata	PO		1
Cicogna bianca	PO		2
Tarabuso	M irr.		3
Tarabusino	N3 reg.	1	3
Nitticora	E, M, PA		3
Sgarza ciuffetto	PO		3
Airone rosso	PO		3
Falco pescatore	PO		3
Nibbio bruno	M irr.		3
Albanella reale	W irr.		3
Albanella pallida	PO		1
Gheppio	S N3 reg.	1	3
Voltolino	PO		4
Gru	PO		3
Pavoncella	PO		2
Beccaccino	M irr.		3
Piro piro boschereccio	PO		3
Piro piro piccolo	PO		3
Fraticello	PO		3
Tortora selvatica	N3 reg.	1	3
Barbagianni	PO		3
Civetta	S N2	2	3
Martin pescatore	PO		3
Gruccione	M irr.		3
Upupa	M irr.		3
Torcicollo	M reg.		3
Picchio verde	PA		2

Specie	Fenologia	Coppie	SPEC
Averla maggiore	W reg.		3
Averla capirossa	E irr.		2
Allodola	N2 reg.	1-2	
Topino	PO		3
Rondine	(N3) PA reg., M reg.	2-5	3
Balestruccio	(N3) PA reg., M reg.	1-2	3
Luì verde	M		2
Storno	S (N3) reg.		3
Codirosso	N3	1	2
Culbianco	M reg.		3
Pigliamosche	N3, M reg.	1	3
Passero d'Italia	S, N3 reg.	4-5	3
Passero mattugio	S, N3 reg.	2-3	3
Fanello	W irr., M irr.		2
Strillozzo	N2 irr.?	1	2
Zigolo muciatto	PO		3
Ortolano	M irr.		2

Legenda:
S stanziale W svernante E estivante
N nidificante (N1 nidificante possibile; N2 nidificante probabile; N3 nidificante certo)
(N..) indica le specie nidificanti (con le varie categorie simboleggiate da un numero) in aree limitrofe, che frequentano la Volano per alimentarsi;
PA presente in alimentazione M migratore
PO presente in modo occasionale
? indica: dato dubbio, status da verificare, status incerto
Reg. regolare Irr. irregolare

Bibliografia

CAMPEDELLI T ET AL. 2009. AVOCETTA 33: 87-91; CAMPEDELLI T ET AL. 2010. ARDEOLA 57(ESPECIAL): 51-64; FORNASARI L ET AL. 2001. AVOCETTA 26: 59-115; FORNASARI L ET AL. 2004. AVOCETTA 28: 59-76; FORNASARI L. ET AL. 2005. AVOCETTA 29: 92.

ANALYSIS OF THE BIRD COMMUNITY BEFORE AND AFTER A DUMP OPENING IN THE PARK OF NAPLES HILLS (SOUTH ITALY)

MARIA F. CALIENDO[1], LUCILLA FUSCO[2] & VALERIO MELE[1]

[1]Dipartimento di Scienze Biologiche, sezione Zoologia, Università degli Studi "Federico II", via Mezzocannone 8, 80134 Napoli, marcalie@unina.it; [2]Istituto di Gestione della Fauna, via Mezzocannone 8, Napoli

Key Words: pollution, birds, protected areas, dump, landscape ecology

Riassunto *Nel 2008, per l'emergenza creatasi a causa dei rifiuti in Campania, il governo italiano autorizzò l'apertura di alcune discariche, come cava del poligono a Chiaiano, nel Parco delle colline di Napoli. Dopo l'apertura della discarica abbiamo continuato il monitoraggio delle comunità ornitiche allo scopo di evidenziare possibili alterazioni ambientali. Già dopo un anno dall'apertura della discarica indici, come ricchezza di specie, sono decresciuti e altri dati indicano che tali variazioni sono legate a problemi ambientali, piuttosto che all'eterogeneità paesaggistica.*

The Metropolitan Park of the Naples hills was instituted by the Campanian Council in 2004 to constitute a broad natural reserve in the north-west area of Naples, compensating the remarkable surrounding urbanization. In 2006 we began a biological monitoring in that park, utilizing birds as bioindicators (Birdlife International, 2004), providing a picture of its environmental status (Caliendo *et al*. 2009). With the Law Decree n° 90/2008, providing the actions to face up the trash emergency in Campania, the Italian government authorized the dumps opening in some sites, as Chiaiano (Rifle-range's quarry), inside the Metropolitan Park of the Naples hills. After the opening of the dump we continued the monitoring in this area to indicate the possible environmental modifications and to suggest some conservation measures to keep the environmental status.

The metropolitan Park of the Naples Hills (2215 ha) lies in the north-west side of the town. Its structure is based on a yellow tuff 's base called "Neapolitan" and is characterized by a remarkable presence of deep valleys, large basins and natural cavities interspersed with wide cultivated areas in terraces. The Park is divided in seven morphological areas :

1) Pisani basin (76,20 ha), a farmland–wooded area; 2) Camaldoli hill (789,73 ha), with a wide chestnut wood including a large public Park; 3) Chiaiano farms (133,55 ha), a prevalent farmland area; 4) Chiaiano wood (566,51 ha), a prevalent wooded area including some closed tuff quarries, directly interested by the dump; 5) San Rocco deep valley (301,15 ha), a 6 km long deep valley excavated in the tuff, prevalently wooded; 6) Scudillo (122,50 ha), a prevalent farmland-wooded area, including a public park (Hillock's Park); 7) San Martino hill (10,75 ha), separated from the others, with old vineyard terraces and other mediterranean cultivations.

The birds have been monitored from April 2009 to March 2010 using Variable Circular Plot method (de Filippo *et al*., 1991), every 15 days. We chose twenty-one sampling points representing the habitat typology of the park: urban, farmland and woodland. In this work we considered the breeding (April, May, June) and the wintering (December, January, February) data, without other months data, because they are more variable (Fulgione *et al*., 2007).

The structure of the communities was evaluated by some indices as species richness, diversity index, evenness, not Passeriformes/Passeriformes ratio, but only species richness (S) is discussed, because significant respect to the data before the dump opening. The landscape analysis was carried out interpreting aerial photos (1:100.000) of the park, utilizing the WGS84_UTM_Zone_33N

coordinate system with Transverse_Mercator projection. We elaborated a vegetation physiognomic map (1:10000) with ArcMap 9.2 (ESRI 2006) in a 1 km radius buffer surrounding the sample plot. The landscape diversity of these areas was analyzed in a 250 m radius buffer surrounding the sample plot through the principal fragmentation indices of landscape ecology (McGarigal *et al*., 1995).

Bird indices were correlated with NUMP, SDI, SEI, ED,TE, significantly correlated in other studies (de Filippo *et al*. 1996), through Sperman correlation (Fowler *et al*., 1963).

After the dump opening we noted the disappearance of a unfavourable species (SPEC 3), as the nuthatch *Sitta europaea* and the new censed species, green woodpecker *Picus viridis*, a critical status species (SPEC 2), not censused in last Atlas of the neapolitan birds (Fraissinet, 2006). Instead, observing the species richness in the two most important periods of the year (Fig.1), wintering and breeding, we noted that it is decreasing, especially in the breeding period, when the differences between before and after the dump opening are significant in all the areas of the Park. The correlations between some landscape indices and the bird community parameters also display some significant differences: the correlations after the dump opening are not significant and having an inverse slope when compared to the former (some of these are displayed in Fig. 2).

Thus these results demonstrate that, after the dump opening, the bird community isn't depending to the landscape anymore, but to the environmental variations. In fact the species richness is declining also in the slight altered areas, as S. Martino and the correlations between landscape and ornithological indices are not significant. Studying the orography of the Park, it is predictable that the impacts on the avifauna will be remarkable principally on the rocky species, because the habitat destruction is not reversible locally. Furthermore all the results point out that the ecosystem alteration is in progress, just one year after the dump opening, and then some mitigation interventions are necessary to not alter irreversibly the ecosystem of the whole Park.

The mitigation measures may be carried out in a wider scale by the restoration of the tuff quarries and of the natural walls of Naples and surroundings, above all Chiaiano, where are some protected species, as predatory birds and *Chiroptera*.

References

BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDS IN EUROPE: POPULATION ESTIMATES, TRENDS AND CONSERVATION STATUS. WAGENINGEN, NETHERLANDS; CALIENDO MF ET AL. 2009. INT. J. BIODIVERSITY AND CONSERVATION 1(3): 60-66; DE FILIPPO G ET AL. 1991. RICERCHE BIOL. SELV. 16: 319-322; DE FILIPPO G ET AL. 1996. VII CONGR. NAZ. S.IT.E. 17: 667-669; FOWLER J ET AL. 1993. STATISTICA PER ORNITOLOGI E NATURALISTI. FRANCO MUZZIO; FRAISSINET M 2006. MONOGRAFIA N. 7 ASOIM; FULGIONE D ET AL. 2007. 17° INTERNATIONAL CONFERENCE OF THE EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2007; MCGARIGAL K ET AL. 1995. FRAGSTATS: SPATIAL PATTERN ANALYSIS PROGRAM FOR QUANTIFYING LANDSCAPE STRUCTURE. GEN. TECH. REP. PNW-GTR-351.

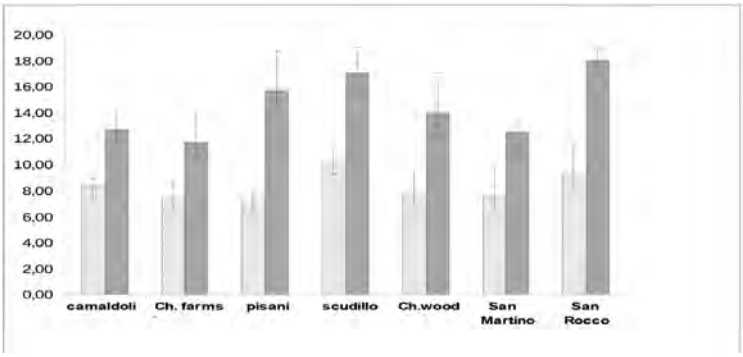


Figura 1 - Species richness *After the dump opening* *Before the dump opening*

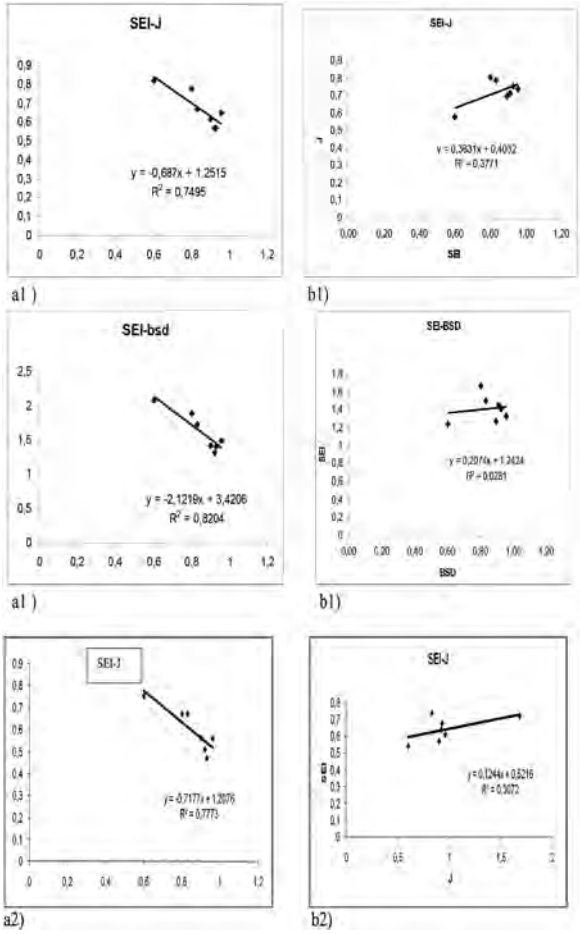


Figura 2 - Correlations between ornithological and landscape indices in the wintering (1) and in breeding (2): a) before the dump opening; b) after the dump opening.

STUDIO DELL'ORNITOFAUNA NEL BIENNIO 2009-2011 IN UN COMUNE LIMITROFO AL TERMOVALORIZZATORE DI ACERRA (NA)

MARIA F. CALIENDO[1], MARIA GIUSEPPA DI MATTEO[1], MILENA DE STEFANO[1] & LUCILLA FUSCO[2]

[1]Dipartimento di Scienze Biologiche, sez. Zoologia, Università "Federico II", via Mezzocannone8, 80134 Napoli, marcalie@unina.it; [2]Istituto di Gestione della Fauna, via Mezzocannone 8, Napoli

Key Words: landscape, waste, urban bird community

Summary *The study examines the bird community in a municipality neighbouring the waste of Acerra. The biennial analysis of the data and the study of landscape indexes suggest that the area is somewhat fragmented and the bird community is rather poor. Therefore, this area, predominantly agricultural in the earlier period, is undergoing profound changes altering the ancient naturality.*

Le comunità ornitiche consentono di determinare, con le loro presenze e i loro indici di abbondanza, lo stato di salute di un territorio e la qualità degli ambienti, soprattutto analizzando l'avifauna nidificante, quando le esigenze sono molto più specifiche e il rapporto uccelli - ambiente è più stretto per le necessità ecologiche della specie. Gli Uccelli sono utilizzati anche come indicatori delle alterazioni strutturali: risentono della frammentazione degli habitat, sono usati per valutare l'eterogeneità ambientale e per programmare misure di gestione che garantiscano un certo grado di connettività all'interno del mosaico ambientale considerato. Alla luce di ciò, nel biennio 2009-2011, abbiamo monitorato le ornitocenosi presenti sul territorio di Maddaloni (CE), mettendole in relazione alla complessità strutturale del paesaggio. Tutto ciò allo scopo di ottenere indicazioni circa la qualità ambientale di un'area in cui persistono alcune attività che possono averne pregiudicato lo stato, come un'intensa attività estrattiva, per la presenza di cave a ridosso del centro urbano, per il fatto che confina con Acerra che, insieme a Nola e Marigliano, è uno dei vertici del cosiddetto "*triangolo della morte*", in cui è stata accertata la presenza di numerose discariche illegali di rifiuti tossici e infine altro elemento da considerare è la presenza, a meno di 1 km da Maddaloni, del più grande inceneritore d'Europa, sito in località Pantano ad Acerra. Esso ha una storia lunga e travagliata, legata a proteste delle popolazioni locali e a vicende giudiziarie che hanno coinvolto la ditta costruttrice.

Maddaloni è un'area interna, a sud-est del capoluogo, Caserta, con più di trentasettemila abitanti. Sorge alla destra di un intricato sistema artificiale d'irrigazione legato alla bonifica borbonica del fiume Clanio, nel cuore della pianura campana, alle estreme propaggini meridionali del monte Tifata, nella valle Caudina. Presenta una forte eterogeneità ambientale: si passa infatti da zone agricole a zone industriali su di una superficie che si estende per 36,53 Km^2.

In ognuno delle cinque tipologie ambienti individuate (agricolo, bosco, urbano lasso, urbano fitto e industriale) sono stati scelti tre punti di osservazione, nei quali è stato utilizzato il metodo dei VCP (de Filippo *et al*., 1991), ogni 15gg per tutto l'anno, ma si sono considerati solo i periodi di svernamento (Dicembre-Febbraio) e riproduttivo (Aprile-Giugno) per la loro valenza nel ciclo annuale degli uccelli (Fulgione *et al*., 1997). La comunità ornitica è stata valutata mediante alcuni indici di struttura (ricchezza di specie,S; diversità di Shannon, BSD; equiripartizione, J; indice non passeriformi/passeriformi, NP/P). L'analisi del paesaggio è stata condotta interpretando foto aeree (1:100.000) del territorio comunale, usando coordinate WGS84_UTM_Zone_33N con le proiezioni trasverse di Mercatore.Abbiamo elaborato una mappa fisiognomica della vegetazione (1:10.000) col software ArcMap 9.2 (ESRI 2006), in 1 km di raggio attorno al campione. La diver-

sità paesaggistica è stata analizzata in un raggio di 250 m attorno al campione mediante i principali indici di frammentazione del paesaggio (McGarigal e Marks, 1995). Gli indici considerati sono stati:
- Indici di densità, misura e variabilità della patch;
- Numero di patches (NUMP);
- Misura Media della patch (ha)(MPS);
- Indici di margine;
- Margini Totali (m) (TE);
- Densità dei margini (m/ha) (ED);
- Indici di Diversità;
- Indice di diversità di Shannon (SDI);
- Indice di equiripartizione (SEI).

Dall'analisi paesaggistica è risultato un territorio frammentato, con patch di piccole dimensioni e alto indice di equiripartizione, indicante distribuzione simile tra le tipologie ambientali. Gli indici ornitologici sono più elevati in periodo riproduttivo (Fig. 1), a causa della stabilità microclimatica tipica degli ambienti urbani, ma mostrano un trend lievemente decrescente da un anno all'altro, solo in qualche ambiente riguardo la S e la BSD (Fig.1), ma non significativo. C'è predominanza di specie generaliste e di insettivore, che tendono ad aumentare da un anno all'altro, e basso indice NP/P (max 0,33 nello svernamento e 0,42 nel periodo riproduttivo), indicante un certo degrado dell'area. Dall'analisi della check-list non emergono specie a stato critico di conservazione, ma solo alcune SPEC3, come la passera mattugia, lo storno, il balestruccio, la rondine, il gheppio.

Dal nostro studio si evince che l'area di studio è soggetta a processi di trasformazione che la stanno modificando dall'originario territorio a vocazione prettamente agricola a un'area molto antropizzata, con scarsi segni di naturalità che stanno causando l'insorgere di notevoli problematiche sia ecologiche che sanitarie.

Bibliografia

DE FILIPPO G ET AL. 1996. VII CONGR. NAZ. S.IT.E. 17: 667-669; FOWLER J, COHEN L 1963. STATISTICA PER ORNITOLOGI E NATURALISTI. FRANCO MUZZIO; FULGIONE D ET AL. 2007. 17° INTERNATIONAL CONFERENCE OF THE EUROPEAN BIRD CENSUS COUNCIL 2007; MCGARIGAL K ET AL. 1995. FRAGSTATS: SPATIAL PATTERN ANALYSIS PROGRAM FOR QUANTIFYING LANDSCAPE STRUCTURE. GEN. TECH. REP. PNW-GTR-351.

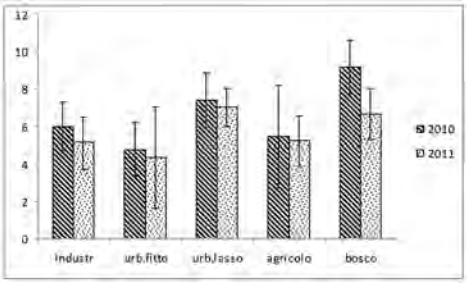


Figura 1a - Ricchezza di specie Svernamento

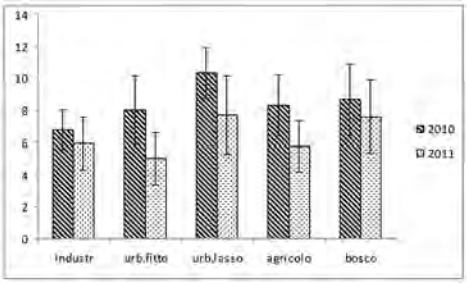


Figura 1b - Ricchezza di specie Riproduzione

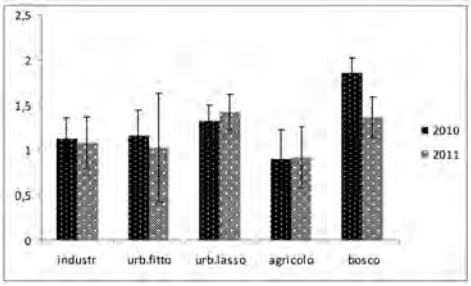


Figura 1c - Diversità di Shannon svernamento

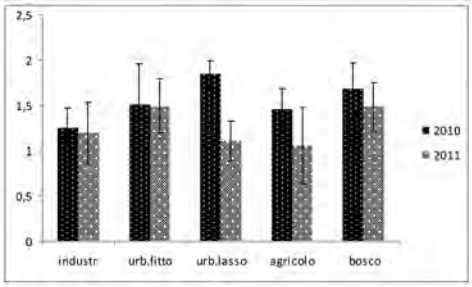


Figura 1d - Diversità di Shannon riproduzione

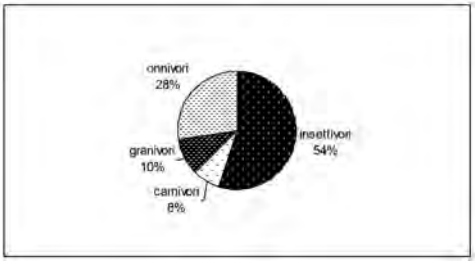


Figura 2a - Gruppi trofici svernamento 2011

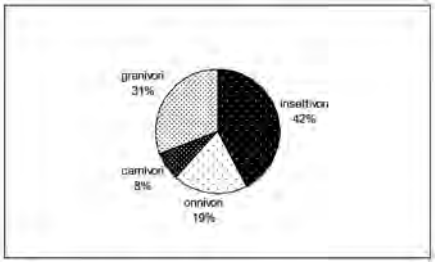


Figura 2c - Gruppi trofici svernamento 2010

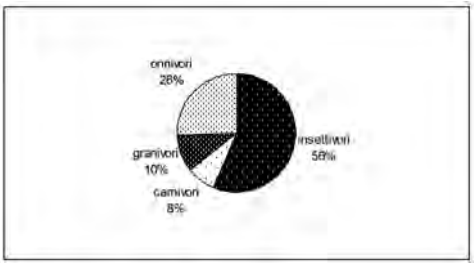


Figura 2b - Gruppi trofici riproduzione 2011

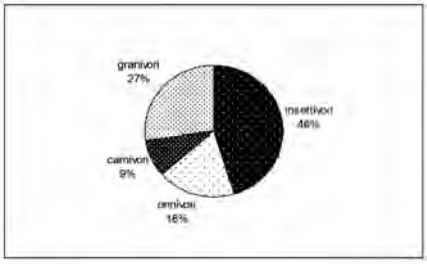


Figura 2 d - Gruppi trofici riproduzione 2010

PROBABILI FATTORI INFLUENZANTI IL SUCCESSO RIPRODUTTIVO NELLA COLONIA DI TACCOLE *Corvus monedula* DI VICOPISANO (PI): RISULTATI PRELIMINARI

ROBERTO GUGLIELMI

Via Italo Simon 21, 56124 Pisa, robertorni@libero.it

Key Words: Taccola, *Corvus monedula*, colony, reproductive success, Vicopisano

Summary *In 2010-11 a research on probable factors influencing reproductive success of Jackdaw Corvus monedula colony in the Brunelleschi Tower of Vicopisano (PI) was carried out. In this tower there is an historical colony of this species. It was possible to check 24 holes once per week, from the beginning of May until 13 June. Jackdaws laid 1-6 eggs for nest. Average brood size and reproductive success were, respectively, 3.9±0.3 and 1.1±0.2. Overall, 58 eggs (68%) and 5 nestlings (16%) disappeared. Probably the high frequency of rainfall during the first part of May 2010 can explain the low reproductive success of this colony, because rain prevents adults from finding food for nestlings and/or brooding females.*

La nidificazione delle colonie di Taccole nei centri urbani europei è minacciata, soprattutto in alcuni Paesi come la Germania e la Repubblica Ceca, dal restauro e dalla modernizzazione degli edifici (Luniak, 2005). L'Italia, con la sua grande diffusione di borghi e castelli medioevali, che caratterizzano buona parte del territorio, soprattutto nel Centro-Nord, potrebbe avere nel prossimo futuro un ruolo chiave nella conservazione di questa specie, sebbene al momento essa sia ancora considerata una non-SPEC^{E} (BirdLife International, 2004). Per queste ragioni, negli anni 2010-11 è stato effettuato un monitoraggio dell'attività riproduttiva della colonia storica di Taccole *Corvus monedula* della Rocca del Brunelleschi a Vicopisano (Romè, 1982), tipico esempio di architettura militare del XV secolo (Fascetti, 1998). Il presente lavoro offre i risultati preliminari dell'indagine, cercando di mettere in evidenza i possibili fattori influenzanti il successo riproduttivo della colonia.

La colonia di Taccole oggetto di questo studio è situata all'interno della Torre della Rocca del Brunelleschi, nel paese di Vicopisano (PI). Si tratta di una costruzione alta 32 metri, e provvista di una pianta rettangolare, con pareti che misurano 9.18 x 8.7 m. La Torre è suddivisa trasversalmente da tre solai, che individuano, in senso verticale, 4 camere. Le pareti di ciascuna camera, aventi uno spessore di circa 70 cm, sono attraversate da numerosi buchi di aerazione, a sezione quadrata, con lati variabili dai 20 ai 30 cm circa. In questi buchi le Taccole costruiscono i loro nidi. Il monitoraggio dei nidi è stato possibile chiudendo le aperture interne dei buchi con appositi diaframmi di cartone facilmente rimovibili per il controllo periodico degli stessi. In totale sono state messe sotto controllo 24 cavità, poste ad un'altezza variabile dai 20 ai 30 m dal suolo. Per evitare il disturbo nelle fasi di deposizione delle uova e di inizio della cova, non sono stati fatti controlli prima dell'inizio di maggio. Le cavità sono state controllate una prima volta l'8 maggio, in entrambi gli anni, e, successivamente, a cadenza settimanale, fino al 13 giugno. Contestualmente, sono stati reperiti, per un confronto con i dati ornitologici, i dati meteo relativi alle precipitazioni del mese di maggio, scelto quale mese critico nel quale avvengono le schiuse e la fase più delicata dell'allevamento dei pulli. I dati sono stati ricavati dal sito www.meteopisa.it. In totale, in ambedue gli anni, sono risultate occupate 11 cavità su 24. Le covate sono risultate composte da un minimo di 1 fino ad un massimo di 6 uova, per una media di 3.86±0.30 uova (2010: 3.64±0.39; 2011: 4,09±0,58). Il Successo riproduttivo è risultato essere uguale, in media, a 1.14±0.22 pulli (2010: 1.09±0.22; 2011:

1,18±0,34). Il numero di uova non schiuse e/o scomparse è stato di 58, pari al 68,23% del totale (2010: 27 – 67,5%; 2011: 31 – 68,89%). Il numero di pulli scomparsi è stato di 5, pari al 16,13% dei nati (2010: 1 – 7,69%; 2011: 4 – 2,22%). Per quanto riguarda i dati meteorologici riferiti alla piovosità, a maggio 2010 sono caduti 155,4 mm di pioggia, di cui 153,1 (98,52%) nei primi 15 giorni del mese, mentre, a maggio 2011, sono caduti 17 mm di pioggia. La dimensione delle covate nella colonia di Taccole di Vicopisano si allinea ai valori noti in letteratura (Snow e Perrins, 1991). Dai dati a disposizione si evincono un basso tasso di schiusa delle uova, ed un probabile impatto da predazione delle stesse, da accertare. In virtù di ciò, il successo riproduttivo della colonia di Taccole di Vicopisano si presenta alquanto basso, inferiore a quello delle colonie di Zurigo (1.2) (Zimmermann, 1951).

Uno dei possibili fattori influenzanti negativamente il successo riproduttivo della colonia potrebbe essere la quantità di pioggia caduta durante l'ultima fase della cova e l'inizio dell'allevamento dei pulli (prima metà di maggio). Nel 2010, infatti, il successo riproduttivo è stato più basso, in concomitanza con un periodo di abbondanti piogge, che avrebbero reso più difficile il foraggiamento agli adulti, costringendoli ad aumentare i tempi per questa attività, lasciando i pulli e/o le femmine in cova, più a lungo senza cibo, fino a provocare la morte per fame dei primi e/o l'allontanamento delle seconde dai nidi, con conseguente raffreddamento delle uova e morte degli embrioni in accrescimento. A tale proposito, non bisogna dimenticare che Kamiński (1991) afferma che il 98% delle Taccole muore nei primi 5 giorni del periodo di sviluppo, che è il più critico per questa specie. In questo studio, tuttavia, non è stata evidenziata una particolare mortalità dei pulli nei primi giorni di vita, quanto una scomparsa/infertilità delle uova. In letteratura è noto che, tra le cause della riduzione del successo riproduttivo in questa specie, c'è anche il cannibalismo, che colpisce soprattutto le colonie di Taccole nidificanti in cavità naturali, o, comunque, non messe a disposizione intenzionalmente dall'uomo (Antikainen, 1981). In questo studio, sono stati osservati casi di competizione per interferenza tra taccole, per il possesso delle cavità di nidificazione, durante la fase di costruzione dei nidi. Un altro fattore da tener presente, comunque, è anche la predazione, da parte di altre specie, di uova e pulli, anche se bisogna considerare che nel 2011, anno in cui il successo riproduttivo della colonia è risultato, sia pure lievemente, superiore al 2010, nella torre ha nidificato una coppia di gheppi *Falco tinnunculus*, assente nel 2010, che ha portato all'involo 4 pulli. Nei prossimi anni, un monitoraggio con visite di controllo più frequenti ai nidi, e la raccolta sistematica dei dati pluviometrici, consentiranno, auspicabilmente, di chiarire, attraverso l'acquisizione di prove e l'effettuazione di opportune correlazioni, i fattori che influenzano il successo riproduttivo della colonia.

Ringraziamenti

Si ringraziano Simonetta Cordero di Montezemolo, Pietro e Andrea Fehr, Giovanni Ranieri Fascetti, e il "Gruppo Rosellini", per il patrocinio e il supporto logistico forniti alla ricerca.

Bibliografia

ANTIKAINEN E 1981. ORNIS FENNICA 58(2): 72-77; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO. 12; FASCETTI G 1998. ED. ETS – PISA; LUNIAK M 2005. BOGUCKI WYD. NAUK., POZNAŃ; KAMIŃSKI P 1991. PROCEEDINGS OF INTERNATIONAL SYMPOSIUM OF THE WORKING GROUP ON GRANIVOROUS BIRDS, INTECOL HELD IN THE SŁUPSK, POLAND; ROMÈ A 1982. AVIFAUNA 3: 72-76; SNOW DW, PERRINS CM 1998. OXFORD UNIVERSITY PRESS, NEW YORK; ZIMMERMANN D 1951. ORN. BEOB. 48: 73-111.

BIODIVERSITÀ ORNITICA NELLA CITTÀ DI URBINO - IL RUOLO DEGLI SPAZI EDIFICATI

FEDERICO MORELLI, YANINA BENEDETTI, NADIA PIERETTI & ALMO FARINA

Università degli Studi di Urbino, SOGESTA, 61029 Urbino, federico.morelli@uniurb.it

KEY WORDS: URBAN, BIRDS, PUBLIC GREEN, RICHNESS, MANAGEMENT

Summary *In this study we examined the distribution and richness of bird species in the urban areas of the city of Urbino (Marche region, central Italy) to characterize naturalistically the main green spaces. We contacted a total of 33 bird species. The most frequent ones were: Common Swift Apus apus, Blackcap Sylvia atricapilla, Jackdaw Corvus monedula, Blackbird Turdus merula and Common Redstart Phoenicurus phoenicurus. We calculated GIS map distribution of every species and the total species richness in the urban area. The areas with lower species richness coincided with the old town or 'historic city center', also featured by a low vegetation cover. In the old town, the most widespread species was the Common Redstart, observed in more than 95% of the sampled points. The areas with the highest richness were the modern urbanized districts, characterized by gardens, trees on the streets and public green. However, also in the old town we found high richness values, in some specific areas: "piazza Raffaello" (urban green) and mainly the Botanical Garden, which represent a sort of islands of biodiversity. These results can be useful to develop management guidelines to ensure high biodiversity values within urban landscapes and help developing proposals to standardize an integrated approach in the management of urban green.*

Gli habitat urbani e le specie che questi habitat possono ospitare vengono in molte occasioni sottovalutati e considerati meno importanti rispetto alle loro controparti rurali o di ambienti definiti "più naturali" come i boschi, ecc.. Tuttavia, la biodiversità può essere maggiore in alcune città rispetto alle aree circostanti e alle zone rurali, più omogenee, fornendo una ricca e diversificata gamma di piante e di animali, che spesso costituiscono comunità uniche (Angold *et al.* 2006). Diverse ricerche in ecologia urbana effettuate negli ultimi anni hanno dimostrato quanto sia importante la biodiversità che ospitano le aree urbane, sia in termini di habitat che di presenza di singole specie (Dinetti, 2009). In alcuni casi il verde urbano può addirittura ospitare specie minacciate o di interesse conservazionistico (Dinetti, 2009; Mirabile, 2006).

Questi paesaggi urbanizzati sono altamente dinamici, complessi e multifunzionali; e proprio per questo motivo sono necessari inventari dettagliati delle loro condizioni, e possibilmente un monitoraggio delle loro trasformazioni, per ottenere informazioni utili ai processi decisionali e gestionali (Antrop, 2005).

Lo studio proposto intende rafforzare ed approfondire le conoscenze di alcuni di questi particolari ambienti, funzionali per valutare la valenza ecologica intrinseca degli spazi verdi urbani della città di Urbino. Nell'ottica di valorizzazione degli ambienti urbani, in qualità di habitat disponibili per vegetali ed animali, ma anche come strumento di sensibilizzazione e di sviluppo di una corretta percezione e consapevolezza nei cittadini sull'importanza della biodiversità (Socco *et al.,* 2005; Dinetti, 2009) sia a livello locale che globale.

È stato realizzato il censimento del tessuto urbano di Urbino utilizzando una griglia di 33 punti uniformemente distribuiti, separati più di 120 metri l'uno dall'altro, per poter coprire in maniera regolare l'intero tessuto urbano della città (MapSource Waypoint Manager, GARMIN). Gli uccelli sono stati censiti attraverso punti di ascolto / osservazione con conteggio del numero di uccelli presenti. I censimenti sono stati effettuati durante il periodo compreso tra il 15/05/2010

ed il 30/06/2010, visitando ogni punto di ascolto almeno due volte durante la stagione riproduttiva. Tramite l'analisi GIS sono state prodotte carte di distribuzione delle singole specie ornitiche censite nell'intera area di studio. Inoltre è stata effettuata l'analisi cartografica della ricchezza avifaunistica nella città di Urbino.

Durante i censimenti degli uccelli nidificanti nella città di Urbino sono state contattate un totale di 33 specie diverse (Tab. 1). La distribuzione di queste specie è risultata non omogenea nel tessuto urbano. Le cinque specie maggiormente rilevate (con una frequenza relativa maggiore al 78%) sono risultate in ordine decrescente: Rondone *Apus apus*, Capinera *Sylvia atricapilla*, Taccola *Corvus monedula,* Merlo *Turdus merula* e Codirosso *Phoenicurus phoenicurus*.

Tra le particolarità da menzionare:

- la presenza accertata come nidificante in due punti del tessuto urbano della città dell'Averla piccola *Lanius collurio*, specie d'interesse conservazionistico;
- la distribuzione diversificata dei *columbidae* nel tessuto urbano (che vede il Piccione domestico insediato nell'area dell'Urbino antica, mentre la Tortora dal collare invece è stata rilevata prevalentemente nelle aree del tessuto urbano moderno della città);
- l'amplia diffusione del Codirosso, che pare aver trovato nel centro storico di Urbino un habitat ottimale dove insediarsi, essendo stata rilevata in più del 95 % dei punti di ascolto.

Dal punto di vista della struttura e copertura della vegetazione l'Urbino antica, è risultata caratterizzata da una elevata copertura dell'edificato con scarsi spazi verdi, addirittura in molti dei punti la vegetazione è risultata completamente assente. In contrasto, l'Urbino moderna è caratterizzata da una maggiore copertura degli spazi verdi (in termini di giardini privati o pubblici, di presenza di viali alberati, ecc.) ed una minore estensione delle aree edificate.

Anche la ricchezza di specie è risultata molto variabile a seconda dei punti rilevati. I nostri risultati evidenziano come la città di Urbino possa essere considerata un insieme di due aree ben definite (l'Urbino antica (centro storico) e la sezione urbana più moderna). Queste due aree, comunque, risultano separate da zone buffer ed interconnesse da alcuni corridoi naturali come viali alberati, giardini privati, ecc. Dai risultati emerge come le aree con un numero minore di specie per punto di rilevamento siano quelle in corrispondenza col centro storico della città (Fig. 1).

L'Urbino antica ha presentato una ricchezza media di 9,8 specie per punto, con un valore max di 16 (in zona di periferia) ed un minimo di 4 specie. Tuttavia sono stati rilevati alcuni punti con alta ricchezza di specie in aree centrali del tessuto urbano dell'Urbino antica come l'Orto Botanico, a funzionare come un'isola di biodiversità nella città. L'Urbino moderna ha presentato una ricchezza media di 13,8 specie per punto, con un valore max di 18 ed un minimo di 10 specie. Le differenze tra la ricchezza di specie delle due macro-aree è risultata significativa (U: 70, P: 0,017).

Conoscere la distribuzione degli animali che vivono accanto all'uomo esprime in una certa misura il livello di integrazione tra l'uomo e la natura che malgrado tutto persiste nella città (Farina 2007). Questa fauna residua o se vogliamo pioniera, rappresenta quindi un valore aggiunto al vivere quotidiano per una significativa ma non sufficiente fascia di popolazione.

Se Urbino può essere a ragione considerata città d'arte e di cultura, è altrettanto vero che questo sia stato possibile grazie ad un contesto naturale che ha esaltato il gusto estetico del bello, del rilevante e dell'emergente. Alla fine una cornice naturale fuori dalle mura ed una presenza percettivamente discreta di singoli organismi all'interno delle mura come evidenziato da questo studio sono i fondamenti per una qualità della vita da prendere a modello anche per altre realtà urbane meno fortunate. Considerando anche che la città Ducale di Urbino, centro politico e soprattutto culturale della signoria dei Montefeltro, è attualmente Patrimonio Mondiale Unesco, la conoscen-

za sulla ricchezza di specie ornitiche, degli spazi veri e dei parchi che costituiscono insieme a noi il suo tessuto urbano, aprono una nuova dimensione di analisi della città, una nuova prospettiva, una visione olistica in grado di raccontare meglio la complessa realtà che dà forma al suo centro urbano.

Bibliografia

ANGOLD PG, SADLER JP, HILL MO ET AL. 2006. SCIENCE OF THE TOTAL ENVIRONMENT 360: 196-204; ANTROP M 2005. LANDSCAPE AND URBAN PLANNING 70: 21-34; DINETTI 2009. BIODIVERSITÀ URBANA. CONOSCERE E GESTIRE HABITAT, PIANTE E ANIMALI NELLE CITTÀ. BANDECCHI & VIVALDI, PONTEDERA; FARINA A 2007. JOURNAL OF MEDITERRANEAN ECOLOGY VOL. 8; MIRABILE M 2006. IN: III RAPPORTO APAT "QUALITÀ DELL'AMBIENTE URBANO"; SOCCO C, CAVALIERE A, GUARINI SM, MONTRUCCHIO M 2005. URBAN FORESTRY & URBAN GREENING 4: 115-123.

Figura 1 - Ricchezza di specie ornitiche nel tessuto urbano di Urbino e modellizzazione 2D delle aree a maggior ricchezza (verde) e minor ricchezza (rosso)

Tabella 1 - Frequenza relativa delle specie ornitiche censite nel tessuto urbano di Urbino

	Specie	Frequenza relativa	Punti Presenza
1	Rondone	96,9	32
2	Capinera	93,8	30
3	Taccola	87,5	28
4	Merlo	84,4	27
5	Codirosso	78,1	25
6	Passera d'Italia	75,0	24
7	Verzellino	71,9	23
8	Tortora dal collare	62,5	20
9	Fringuello	59,4	19
10	Cardellino	56,3	18
11	Cinciarella	56,3	18
12	Cinciallegra	53,1	17
13	Piccione	50,0	16
14	Scricciolo	50,0	16
15	Fiorrancino	40,6	13
16	Verdone	40,6	13
17	Pettirosso	37,5	12
18	Picchio muratore	37,5	12
19	Ghiandaia	15,6	5
20	Codibugnolo	9,4	3
21	Codirosso spazzacamino	9,4	3
22	Averla piccola	6,3	2
23	Tortora	6,3	2
24	Balestruccio	3,1	1
25	Gazza	3,1	1
26	Luì piccolo	3,1	1
27	Luì verde	3,1	1
28	Passera mattugia	3,1	1
29	Picchio verde	3,1	1
30	Rampichino	3,1	1
31	Rondine	3,1	1
32	Upupa	3,1	1
33	Usignolo	3,1	1

UN INTERVENTO DI RESTAURO RISPETTOSO DELLA COLONIA DI RONDONE *Apus apus* PRESENTE

GIULIO PIRAS & CARLOTTA FASSINA

LIPU Sezione di Padova, Via Vecchia 1, 35127 Padova, padova@lipu.it

Key Words: Swift colony, restoration works, *Apus apus*

Summary *In June 2007 a part of the sixteen-century walls of the urban centre of Padua started to be repaired. At that time they hosted a loud community of Swift* Apus apus *and several other vertebrates species. The works were stopped due to the oncoming breeding season, and subsequently scheduled in accordance with the local administration in order to preserve some hollows and hence the suitability of this site for breeding. Monitoring using pictures taken at regular intervals showed that the colony survived after the repair, with 16 nests in 2010 and 22 in 2011. Other bird species were found nesting in the repaired walls.*

L'abitudine del rondone di utilizzare fessure all'interno di vecchie mura per la nidificazione, lo espone al pericolo di perdere repentinamente intere colonie a causa dei lavori necessari per manutenzioni e ristrutturazioni. Il fenomeno è noto da tempo, tanto che ad Amsterdam fin dal 1976 una ordinanza impose che le ristrutturazioni dei tetti dovessero prevedere il mantenimento dei nidi presenti (Cramp, 1994).

Il caso verificatosi a Padova nel 2007, grazie alla collaborazione del Settore Edilizia Monumentale del Comune, ci ha permesso di sperimentare come la conservazione di alcune nicchie, debitamente restaurate, ha ottenuto il duplice risultato di mettere in sicurezza la mura oggetto dell'intervento, mantenendone al contempo sia le caratteristiche estetiche che la funzionalità come colonia riproduttiva del rondone. Per la verifica della rioccupazione della mura e per l'individuazione delle fessure utilizzate, negli anni successivi al restauro sono state effettuate numerose uscite nei mesi di maggio, giugno e luglio, soprattutto al mattino presto e prima dell'imbrunire. La mura è stata fotografata con una serie di dodici scatti, a coprire una lunghezza di circa 45 metri; successivamente le cavità nelle quali gli uccelli entravano venivano riportate sulla relativa fotografia della mura al fine di mapparne l'ubicazione. Alcune uscite notturne hanno permesso di verificare anche la presenza del geco comune *Tarentola mauritanica* e del pipistrello di Savi *Hypsugo savii*.

La città di Padova, come molti centri urbani italiani, è costituita di edifici di età notevolmente differenziate, risultato di una stratificazione urbanistica che ha attraversato quasi due millenni. Al suo interno sono presenti numerose colonie di rondoni, che utilizzano come siti riproduttivi prevalentemente tetti in coppi e la relativa fessura coppo-grondaia che spesso si viene a creare, oppure antiche mura in mattoni che presentino una quantità significativa di fessure (presenti prevalentemente su chiese). Non è stato finora segnalato il rondone pallido.

Il tratto di mura interessato dal presente lavoro è di origine cinquecentesca; originariamente faceva parte della mura di cinta della città, ma nel tempo è stato inglobato come muro portante degli edifici sorti a ridosso di esso; si trova adiacente al lato ovest di Porta Molino, nei pressi del fiume Bacchiglione. Nella seconda metà di giugno del 2007 un tratto di 45 metri della mura cinquecentesca adiacente a Ponte Molino, in Via Antonio Tolomei è stato interessato dalla apertura di un cantiere finalizzato alla messa in sicurezza ed al restauro della mura stessa. I lavori sono stati prontamente fermati a causa della nidificazione in atto nella colonia di *Apus apus* presente, ed è stato richiesto l'immediato smantellamento della impalcatura che precludeva completamente l'accesso ai nidi da parte dei rondoni.

La mura infatti si trova in una via larga circa 5 metri e i rondoni per accedere ai nidi la percorrono nella sua lunghezza per poi virare all'improvviso una volta raggiunto il foro di entrata. Questa manovra viene eseguita in velocità ed è risultata pertanto impossibile stante la presenza dell'impalcatura; per questo motivo ne era stata chiesta la rimozione nei tre piani superiori, cosa solo parzialmente eseguita, con circa una settimana di ritardo e con la conseguente pressoché totale perdita dell'intera annata riproduttiva.

Il progetto iniziale di ristrutturazione prevedeva la totale occlusione di tutte le cavità presenti; fu valutata la possibilità di utilizzare cassette nido come misura compensativa, ma la soluzione non fu giudicata idonea dalla Sovrintendenza per il valore monumentale del manufatto e si dovette pertanto decidere di preservare un certo numero di cavità, mettendole in sicurezza per evitare l'eventuale distacco di materiale lapideo.

Durante l'inverno successivo i lavori ripartirono e nel corso di un sopralluogo furono individuate una trentina di cavità idonee ad ospitare un nido di rondone, ma sufficientemente piccole da evitare invece l'insediamento di piccioni. In pochi casi si scelse di ridurre il foro di entrata proprio per raggiungere il predetto scopo. Il cantiere e la relativa impalcatura furono rimossi a marzo del 2008, prima dell'inizio della stagione riproduttiva che andò poi a buon fine a conferma degli studi che evidenziano per i rondoni un'altissima fedeltà ai siti riproduttivi, oltre che di coppia, (Cramp 1994) e la rioccupazione dello stesso nido anno dopo anno da parte di ogni coppia.

Nel corso della stagione riproduttiva 2010 e 2011 si è provveduto al conteggio delle cavità occupate. Data la difficoltà di memorizzare ogni singolo foro su una superficie omogenea, è stato fotografato con 12 scatti l'intero tratto di 45 metri di mura sottoposto a restauro; poi i fori in cui le coppie entravano sono stati individuati sulle foto ed evidenziati con un cerchio. I nidi occupati sono risultati 16 nel 2010 e 22 nel 2011.

Altre specie che hanno usato nicchie della mura per portare a termine la nidificazione sono state: cinciallegra, *Parus major,* e passera d'Italia, *Passer domesticus italiae,* nel 2010; codirosso comune, *Phoenicurus phoenicurus,* e passera d'Italia nel 2011. La passera d'Italia è classificata Spec 3, mentre il Codirosso comune come Spec 2 secondo il loro stato di conservazione (BirdLife International, 2004).

Ringraziamenti

Settore Beni Monumentali del comune di Padova e in particola modo il Geometra Forese, che ci ha assistito in tutta la fase procedurale. Ditta Mag Costruzioni, per il lavoro svolto nei tempi e modi concordati. La guardia zoofila Luca Zampieri per l'iniziale intervento all'inizio dei lavori.

Bibliografia

CRAMP S (ED.) 1994. OXFORD UNIVERSITY PRESS, OXFORD: 657-670; BIRDLIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDLIFE CONSERVATION SERIES NO. 12.

INDAGINE PRELIMINARE SULLA PRESENZA DELLA TORTORA DAL COLLARE *Streptopelia decaocto* IN CALABRIA

FRANCESCO SOTTILE, GIUSEPPE ARCIDIACONO, DOMENICO BEVACQUA, GIUSEPPE CAMELLITI, PAOLO BULZOMÌ & ANTONIO MANCUSO

GRAC, Gruppo di Ricerca Avifauna Calabra, info@avifaunacalabra.it

Key Words: Collared Dove, distribution, Calabria, Southern Italy

Summary *This note summarises the preliminary data on the distribution of the Collared Dove* Streptopelia decaocto *in Calabria. The first historic data showing its presence in the Region date back to 1968. This species spread all over Calabria since 1970, especially in many suitable plain areas and in the valleys. About 80% of our observations were done during its reproductive period and we observed birds from the sea level up to an altitude of 300 metres. In the province of Cosenza the Collared Dove lives also on the hills up to an altitude of 800 metres. At higher altitudes this species seems to be absent.*

La tortora dal collare *Streptopelia decaocto* è specie politipica a distribuzione paleartico-orientale e neartica introdotta (Hagemeijer & Blair, 1997; Hengeveld, 1993). Dall'Asia centro-meridionale, suo areale d'origine, ha avuto in Europa una rilevante espansione durante il '900 che è ancora in atto. Storicamente comparve in Italia nel 1944 (Moltoni, 1947) e seguì una rapida espansione d'areale nelle regioni del nord (Frugis, 1952; De Beaux, 1953; Moltoni, 1954a, 1954b). Secondo la check-list degli uccelli nidificanti in Calabria, era ritenuta accidentale (Scebba *et al*., 1993). Attualmente, questo Columbide risulta molto diffuso nel centro-nord ed è in forte espansione al sud (Brichetti & Fracasso, 2006). L'incremento numerico della popolazione e il conseguente ampliamento di areale è riconducibile alla sua biologia riproduttiva (Carlotto, 1994; Mostini, 1996; Brichetti, 2004; Caffi, 2004; Mostini, 2007). L'obiettivo di questa ricerca è offrire un primo resoconto sulla presenza della tortora dal collare in Calabria, considerate le scarse informazioni contenute in letteratura. L'area di studio ha interessato le cinque province calabresi. La raccolta dati effettuata dagli autori con uscite di campo, è avvenuta in gran parte della stagione riproduttiva 2011, considerando anche i dati pregressi del progetto MITO2000 (Fornasari *et al*., 2002). Non è stato possibile raccogliere dati relativi alla sua densità. La tortora dal collare è una specie sinantropica, pertanto le osservazioni sono state effettuate principalmente nei centri urbani e suburbani, utilizzando il binocolo per l'identificazione diretta e/o attraverso il riconoscimento del canto territoriale del maschio. Dall'indagine è emerso che la distribuzione della specie è abbastanza omogenea sia lungo la fascia ionica e tirrenica che nella valle del Crati (Fig. 1). Circa l'80% delle segnalazioni sono state registrate dal livello del mare fino a 300 m; mentre, risultano più localizzate e assenti passando ad altitudini maggiori (Fig. 2). Essa è presente nelle cinque città capoluogo di provincia, nei piccoli centri urbani e nelle zone rurali. In accordo con Pazzuconi (1997), è stata rinvenuta in luoghi alberati di parchi, giardini, piazze e viali, dove la presenza di conifere sembra essere maggiormente selezionata dalla specie. L'altitudine massima registrata è di 800 m nel centro storico di Spezzano della Sila (CS). A quote elevate, in accordo con Brichetti (1986), è presente fino all'autunno poiché l'altitudine condiziona gradualmente la sua presenza limitandola alla fase riproduttiva. La localizzazione delle osservazioni riportate in Fig. 1 è indicativa della sua reale diffusione in Calabria. Nel '68 venne ripreso a Bruzzano Zeffirio (RC) un individuo inanellato a Bački Petrovac, Vojvodina (Stromar, 1971) che si sarebbe disperso su una distanza lineare maggiore di 850 km. Tale dato documenta l'immigrazione storica della specie in Calabria. È ragionevole

affermare che la tortora dal collare abbia dapprima colonizzato le zone più idonee del litorale ionico e tirrenico e poi, seguendo le principali valli sia avanzata verso l'interno. Riteniamo che la sua espansione in Calabria sia un fenomeno ancora in atto e in futuro possiamo ipotizzarne la presenza anche ad altitudini maggiori rispetto a quanto registrato in questo lavoro preliminare.

Figura 1 - Localizzazione delle osservazioni di Streptopelia decaocto *in periodo riproduttivo (Fonte: Google Earth).*

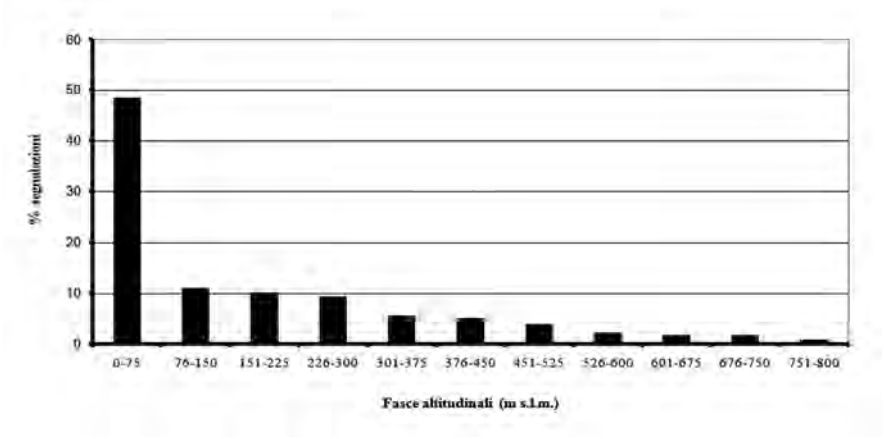


Figura 2 - Frequenza percentuale della distribuzione altitudinale di Streptopelia decaocto *in Calabria (N= 235)*

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Anna Funaro, Giuliano Monterosso, Eugenio Muscianese, Mario Bulzomì, Rosario Balestrieri, Vincenzo De Salvo, Salvatore Urso, Pierluigi Capalbo, Vincenza Dedato e Stefano D'Onghia per il contributo offerto nelle ricerche di campo e per le informazioni fornite. Un particolare ringraziamento va a Pierandrea Brichetti dalle cui conversazioni è emersa la necessità di questa indagine.

Bibliografia

BRICHETTI P 2004. RIV. ITAL. ORN. 74: 67-69; BRICHETTI P, FRACASSO G 2006. ORNITOLOGIA ITALIANA. 3 STERCORARIIDAE – CAPRIMULGIDAE. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; BRICHETTI P ET AL. 1986. AVOCETTA 10: 45-49; CAFFI M 2004. PIANURA 18: 117-123; CARLOTTO L 1994. RIV. ITAL. ORN. 63: 209-210; DE BEAUX O 1953. RIV. ITAL. ORN. 23: 60-62; FORNASARI L ET AL. 2002. AVOCETTA 26: 59-115; FRUGIS S 1952. BIRD NOTES 25: 186-191; HAGEMEIJER EJM, BLAIR MJ (EDITORS) 1997. THE EBCC ATLAS OF EUROPEAN BREEDING BIRDS: THEIR DISTRIBUTION AND ABUNDANCE. T & A D POYSER, LONDON; HENGEVELD R 1993. *FIELD ORNITHOL.* 64(4): 477-489; MOLTONI E 1947. RIV. ITAL. ORN. 17: 64-67; MOLTONI E 1954A. RIV. ITAL. ORN. 24: 230-231; MOLTONI E 1954B. RIV. ITAL. ORN. 24: 147-158; MOSTINI L 1996. RIV. ITAL. ORN. 66: 80-81; MOSTINI L 2007. PICUS 33: 24; PAZZUCONI A 1997. UOVA E NIDI DEGLI UCCELLI D'ITALIA. EDIZIONI CALDERINI, BOLOGNA; SCEBBA ET AL. 1993. SITTA 6: 33-45; STROMAR L 1971. LARUS 23: 23.

Sessione nona

I CRAS
(Centri Recupero Animali Selvatici)
IN ITALIA

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

SOPRAVVIVENZA DI GUFO COMUNE *Asio otus* E ALLOCCO *Strix aluco* RICOVERATI NEI CRAS

ALESSIA MARIACHER[1], RICCARDO GHERARDI[2], MARCO MASTRORILLI[3] & DAVIDE MELINI[4]

[1]Via Udine 1, Tencarola, 35030 Selvazzano Dentro (PD) a.mariacher@gmail.com; [2]Via della chiesa XVIII 780, 55100 S. Angelo in Campo (LU); [3]Noctua Srl Piazza Visconti 11, 29020 Loc. Grazzano Visconti, Vigolzone (PC); [4]Loc. Collacchia 26, 58027 Ribolla (GR).

Key Words: long-eared owl, tawny owl, wildlife rescue, casualties, mortality

Summary *In Italy there are hundred wildlife rescue centers (WRC) that each year hospitalize 500 to 2000 animals, mostly belonging to Birds Class. Data from the WRC, that are not currently collected in a common national database, may provide useful information for each species. The aim of this study, which will continue in the upcoming years, was to collect data about admissions and mortality of two major avian species hospitalized in WRC: long-eared owl* Asio otus *(AO) and tawny owl* Strix aluco *(SA). Data were collected from January 2010 to May 2011 using an online form available on RecuperoSelvatici.it website. The study population included 196 birds from 9 WRC. SA was the most frequently hospitalized species, reflecting Italian population consistency. AO was mostly hospitalized as an adult, while SA were more often picked up as chicks.* Pulli *of both species were mainly collected on May, while adults were submitted to WRC all over the year. The most frequent causes of hospitalization were trauma for AO and collection of pulli for SA. Mortality rate was higher in adults of both species and in case of trauma. Overall mortality rate was higher for AO, probably because they were hospitalized more frequently as adults and with a history of trauma.*

In Italia esistono circa 100 centri di recupero per animali selvatici (CRAS), in ciascuno dei quali vengono ricoverati da 500 a oltre 2000 animali l'anno, appartenenti anche a più di 50 specie diverse per lo più della Classe degli Uccelli. Gli Strigiformi più di frequente ricoverati sono civetta *Athene noctua*, allocco *Strix aluco*, barbagianni *Tyto alba* e gufo comune *Asio otus*. I dati raccolti nei CRAS se adeguatamente gestiti potrebbero essere utili per valutare il trend demografico di alcune specie, lo stato sanitario delle popolazioni, l'impatto di attività antropiche e le strategie riabilitative e conservative più idonee per le singole specie. Obiettivo dello studio, che si protrarrà nei prossimi anni, è ottenere informazioni sulle cause di ricovero e sulla mortalità di gufo e allocco nei centri di recupero.

Materiali e metodi

Si è deciso di scegliere due specie target di rapaci notturni: gufo comune (*AO*) e allocco (*SA*), specie che possono essere simpatriche (Castaldi & Guerrieri, 2007; Della Pietà & Mastrorilli, 2008), ma con differenti segregazioni spaziali tali da far supporre anche diverse interazioni con l'uomo e con la possibilità di ritrovamenti occasionali. La raccolta dei dati è stata realizzata tramite un *form online*. Per ogni animale sono stati registrati data, luogo e ambiente di ritrovamento, causa del ricovero, età stimata ed esito delle cure; quando possibile sono state raccolte anche informazioni aggiuntive come peso, presenza di anelli e documentazione fotografica.

In questo contributo si presentano le prime analisi eseguite con statistiche di base (test chi quadrato) sui dati relativi al periodo gennaio 2010 - maggio 2011 forniti da 9 CRAS di 7 Regioni: si tratta di un campione di dati di 196 animali, rappresentati per il 28,6% da gufi e per il 71,4% da allocchi. Il test chi quadrato è stato utilizzato in particolare per verificare le eventuali differenze tra le proporzioni degli esiti (irrecuperabile, morto, liberato, in cura) in funzione della specie e delle

cause di ricovero. Si presentano anche dati di tipo qualitativo (es. distribuzione dei ricoveri in decadi, ripartizione percentuale degli esemplari ricoverati secondo l'ambiente di ritrovamento, ecc.).

Risultati e discussione

La maggior parte dei dati raccolti sono relativi ad allocchi (71,4%): questa prevalenza rispecchia la maggiore consistenza delle popolazioni di *Strix aluco* in Italia, stimata in 30000 – 50000 coppie contro le 6000 – 12000 coppie stimate per il gufo comune (Brichetti & Fracasso, 2006). È stata rilevata la prevalenza della colorazione del piumaggio degli allocchi: i soggetti ricoverati presentano in maggioranza la forma grigia (80,7%) mentre la forma rossa è indicata nel 19,3% dei soggetti, confermando la prevalenza già nota in letteratura (Galeotti & Cesaris, 1996; Brichetti & Fracasso, 2006; Della Pietà & Mastrorilli, 2008); questa prevalenza è risultata però molto elevata e potrebbe meritare ulteriori approfondimenti.

La distribuzione nelle classi di età (adulti, immaturi e pulcini) differisce significativamente tra le due specie nel campione di animali ricoverati ($\chi2= 9,89$, $p<0,05$). Per il gufo comune vengono ricoverati principalmente soggetti adulti (58,9% contro il 35% di *Strix aluco*), mentre per l'allocco prevalgono i ricoveri di pulcini (52,1% contro il 30,4% dei gufi). La maggior presenza di pulcini di allocco si può ascrivere anche al loro comportamento, che li rende più facili da catturare quando escono dal nido rispetto a quelli di gufo comune (Galeotti *et al*. 2001). E' opportuno evidenziare che nel testo a seguito riportato si è scelto di utilizzare il termine *pulcino* per definire la classe di età degli animali, mentre con il termine *nidiaceo* ci si riferisce ad un pulcino ricoverato perché presunto orfano e contemporaneamente non affetto dalle altre cause di ricovero (ad esempio traumi).

Analizzando la distribuzione dei ricoveri nell'arco dell'anno si notano le seguenti differenze tra specie e classi di età. Gli adulti di entrambe le specie vengono ricoverati durante tutto l'arco dell'anno, con una maggior affluenza nella seconda e terza decade di marzo; per gli adulti di allocco si registra anche un alto numero di arrivi nella prima e seconda decade di febbraio: si tratta probabilmente dei periodi di maggiore attività perché vi avviene il corteggiamento (Chiavetta, 1992).

La nidificazione dell'allocco è tra le più precoci degli Strigiformi italiani e solo parzialmente sovrapponibile a quella di alcuni gufi che potrebbero nidificare precocemente (Gustin *et al*. 2006). Il periodo di ricovero dei nidiacei mostra infatti un inizio anticipato per l'allocco, andando dalla terza decade di marzo alla terza di luglio, mentre per il gufo comune va dalla terza di aprile alla terza di luglio. Per entrambe le specie si ha un picco di ricoveri in maggio, periodo in cui si assiste al ricovero del 23,5% dei nidiacei di gufo nella seconda decade e del 24,6% di quelli di allocco sia nella seconda che terza decade. I ricoveri degli immaturi si verificano per il gufo dalla seconda decade di giugno alla terza di luglio, mentre per l'allocco il periodo appare ancora anticipato, situandosi dalla seconda decade di aprile alla prima di luglio; il 30% degli allocchi immaturi viene ricoverato nella terza decade di maggio.

I ritrovamenti delle due specie avvengono in ambienti simili (Tabella 1): si tratta in prevalenza di edifici urbani e rurali abitati, terreni agricoli e strade. Si registra invece una differenza statisticamente significativa tra le diverse classi di età di allocco ($\chi2= 51,12$, $p<0,01$): gli adulti vengono raccolti principalmente in terreni agricoli (30,6%) e sulle strade (28,6%), gli immaturi provengono più spesso da edifici rurali (33,3%) ed urbani abitati (27,8%), mentre i pulcini per la gran parte provengono da terreni agricoli (35,6%). Quest'ultimo rilievo è legato alla maggiore frequentazione antropica degli ambienti agricoli che permettono un numero maggiore di ritrovamenti rispetto, ad esempio, ad ambiti forestali chiusi; questo dato era già emerso anche in precedenti lavori sulla mortalità stradale (Boano, 1997; Galeotti *et al*., 2001) o in quelli sulla frammentazione dell'habitat (Redpath, 1995).

Le cause di ricovero (Tabella 2) sono costituite in prevalenza da traumi da impatto (per lo più contro autoveicoli, ma anche vetrate, cavi) e ritrovamento di pulcini; questi ultimi spesso vengono impropriamente raccolti e consegnati ai CRAS perché creduti in difficoltà mentre si tratta di giovani in dispersione. Le altre cause di ricovero che sono state considerate sono lesioni da arma da fuoco, debilitazione, sequestro giudiziario, malattie di varia natura, sospetta intossicazione, predazione (in genere da parte di gatti o Corvidi), imbrigliamento (animali impigliati in cavi o recinzioni), imbrattamento (da oli, vernici o colle) e intrappolamento in canne fumarie.

Risultano differenze significative per i gufi tra le diverse classi di età (χ^2= 61,90, p<0,01): adulti e immaturi subiscono in maggior misura traumi da impatto (72,7% e 50% rispettivamente), mentre i pulcini vengono ricoverati in quanto nidiacei (88,2%). Tra le classi di età si rilevano analoghe differenze anche per l'allocco (χ^2= 132,51, p<0,01), con gli adulti ricoverati per traumi da impatto (69,4%) ed i pulcini consegnati come nidiacei (93,2%).

La prevalenza delle cause appare diversa tra le due specie (χ^2= 21,21, p<0,05), infatti per *Asio otus* prevalgono complessivamente i traumi da impatto (48,2%), mentre per *Strix aluco* la consegna di nidiacei (54,3%). Ciò può essere spiegato dalla differente prevalenza delle cause di ricovero nelle classi di età per le due specie e considerando che i gufi ricoverati sono in maggioranza adulti, mentre in maggioranza gli allocchi ricoverati sono pulcini.

Non vi sono particolarità nella distribuzione delle cause di ricovero nel corso dell'anno per le due specie: i traumi si verificano lungo tutto il corso dell'anno, mentre la consegna di nidiacei coincide con le decadi di maggior ritrovamento di pulcini e immaturi (seconda decade di maggio per i gufi e seconda e terza di maggio per gli allocchi).

Dal confronto tra le due specie monitorate in merito all'esito del ricovero (Tabella 3) appaiono differenze, ovvero la mortalità complessiva è più elevata per il gufo comune (55,46% contro il 26,4% degli allocchi), mentre la percentuale di liberazione è maggiore per gli allocchi (60,7% contro il 35,7% dei gufi). Ciò è probabilmente conseguenza del fatto che i gufi ricoverati sono per lo più adulti che hanno subito impatti mentre gli allocchi sono in maggioranza nidiacei.

Infatti, per entrambe le specie, risultano differenze significative tra pulcini, adulti e immaturi nella percentuale di mortalità, che cresce in relazione all'età, viceversa la percentuale di liberazione è sempre maggiore per i pulcini. In *Asio otus* (χ^2= 17,45, p<0,05) va incontro ad un esito infausto il 72,7% dei soggetti adulti e il 50% degli immaturi, mentre la percentuale di mortalità dei pulcini è il 23,5%; il 70,6% dei pulcini viene liberato a seguito delle cure, contro il 18,2% degli adulti e il 33,3% degli immaturi. In *Strix aluco* (χ^2= 43,03, p<0,01) muore il 44,9% dei soggetti adulti e il 22,2% degli immaturi, mentre la percentuale di mortalità dei pulcini è il 15,1%; l'83,6% dei pulcini viene liberato a seguito delle cure, contro il 30,6% degli adulti e il 50% degli immaturi.

Si è esaminato se a seguito di trauma da impatto la mortalità differisse nelle due specie. Nel campione esaminato si è rilevato che il 74% dei gufi ricoverati a seguito di un trauma da impatto è morto, mentre solo l'11% di essi veniva liberato al termine delle cure. Nel caso degli allocchi invece il 33% degli animali moriva mentre il 36% di essi veniva liberato. Si è rilevata pertanto una differenza significativa (χ^2= 11,45, p<0,01) per le due specie nell'esito delle cure a seguito di trauma (Tabella 4): tale differenza potrebbe essere determinata da svariati fattori non facilmente indagabili quali ad esempio la possibile diversità nel tipo e nell'entità dei traumi subiti o la diversa costituzione fisica nelle due specie.

Si potrebbe anche correlare la maggior vulnerabilità del gufo comune alla sua fenologia, infatti mentre gli allocchi sono specie stanziali, i gufi comuni hanno uno spiccato istinto migratorio e poiché l'Italia è un'importante area di svernamento continentale (Mastrorilli *et al*., 2010) questa

sua presenza nella stagione fredda lo induce a frequenti spostamenti anche in aree antropizzate, esponendolo a forti rischi di traumatismo come già dimostrato in Italia e all'estero (Boano, 1997; Galeotti *et al*., 2001; Fajardo *et al*., 2001).

In conclusione l'analisi del campione ha consentito di effettuare osservazioni sulla presenza ed i periodi di attività delle due specie, di confrontare la proporzione delle diverse cause di ricovero nel campione in funzione della specie e di paragonare l'esito del ricovero tra gufi e allocchi di diverse età. Nei prossimi anni è auspicabile che, per spiegare alcuni fenomeni identificati grazie all'analisi dei dati forniti dai CRAS, si proceda con approfondimenti ad esempio tramite indagini anatomo-patologiche e tossicologiche sui soggetti deceduti.

Ringraziamenti

Si ringraziano i responsabili ed i volontari dei CRAS che hanno fornito i dati per il presente studio: Gianluca Giannelli e la dott.ssa Paola Zintu per il CRAS WWF L'Assiolo (MS), il dott. Antonio Barsanti e la dott.ssa Lara Papini per il CRAS Ass. "L'uovo di Colombo" (LU), Matias Conoscente e Luciano Remigio per il CRAS di Bernezzo (CN), il Corpo Forestale dello Stato e la dott.ssa Francesca di Bartolomeo per il CRAS del CFS di Pescara, il dott. Renato Ceccherelli e il dott. Gianluca Bedini per il CRUMA LIPU (LI), Jacopo Angelini per il CRAS WWF Parco Regionale Gola della Rossa e Frasassi (AN), Sergio Tralongo per il CRAS Parco Fluviale Regionale dello Stirone "Le Civette" (PR), Matteo Visceglia per il Centro Recupero Rapaci della Riserva Naturale di San Giuliano (MT) e Viviana Dall'Ora per il CRAS WWF di Vanzago (MI).

Bibliografia

BOANO G 1997. AVOCETTA 21: 87; BRICHETTI P, FRACASSO G 2006. ORNITOLOGIA ITALIANA 3. STERCORARIIDAE-CAPRIMULGIDAE. PERDISA EDITORE, BOLOGNA; CASTALDI A, GUERRIERI G 2007. UCCELLI D'ITALIA 32: 21-29; CHIAVETTA M 1992. GUIDA AI RAPACI NOTTURNI. ZANICHELLI, BOLOGNA; DELLA PIETÀ C, MASTRORILLI M 2008. GUFI E CIVETTE. MUZZIO, PADOVA; FAJARDO I ET AL. 1994. ARDEOLA 41: 129-134; GALEOTTI P, CESARIS C 1996. J. AVIAN BIOLOGY 27: 15-20; GALEOTTI P ET AL. 2001. AVOCETTA 25: 29; GUSTIN M ET AL. 2006. J. RAPTOR RES. 40: 249-250; MASTRORILLI M ET AL. 2010. ALULA 17: 136-138; PEBESMA E, EDZER J 2004. COMPUTERS & GEOSCIENCES 30: 683-691; REDPATH SM 1995. BEHAV. ECOL. 6: 410-415.

Tabella 1 - Luoghi di ritrovamento in relazione alla specie, con e senza distinzione per classi di età. EUA = edifici urbani abitati, EUNA = edifici urbani disabitati, B = bosco, PPP = praterie, prati o pascoli, S = strada, TA = terreni agricoli, ZI = zone industriali, ZU = zone umide, ERA = edifici rurali abitati, ERD = edifici rurali disabitati, I = luogo ignoto.

	EUA		EUD		B		PPP		S		TA		ZI		ZU		ERA		ERD		Altro		I	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
AO (N=56)	21	37,5	0	0	0	0	1	1,8	11	19,6	15	26,8	1	1,8	0	0	3	5,4	1	1,8	1	1,8	2	3,6
AO adulti (N=33)	7	21,2	0	0	0	0	1	3,0	9	27,3	10	30,3	1	3,0	0	0	3	9,1	1	3,0	0	0	1	3,0
AO immaturi (N=6)	4	66,7	0	0	0	0	0	0	2	33,3	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
AO pulcini (N=17)	10	58,8	0	0	0	0	0	0	0	0	5	29,4	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5,9	1	5,9
SA (N=140)	31	22,1	7	5,0	18	12,9	3	2,1	17	12,1	42	30,0	2	1,4	2	1,4	11	7,9	1	0,7	1	0,7	5	3,6
SA adulti (N=49)	9	18,4	0	0	6	12,2	0	0	14	28,6	15	30,6	2	4,1	1	2,0	1	2,0	0	0	0	0	1	2,0
SA immaturi (N=18)	6	33,3	0	0	1	5, 6	2	11,1	1	5,6	1	5,6	0	0	0	0	5	27,8	0	0	0	0	2	11,1
SA pulcini (N=73)	16	21,9	7	9,6	11	15,1	1	1,4	2	2,7	26	35,6	0	0	1	1,4	5	6,9	1	1,4	1	1,4	2	2,7

Tabella 2 - Cause di ricovero in relazione alla specie, con e senza distinzione per classi di età. AF = lesioni da arma da fuoco, TI = trauma da impatto, N = nidiacei, D = debilitazione, S = sequestro giudiziario, M = malattia, TOX = intossicazione, P = predazione, IMB = imbrigliamento, BRA = imbrattamento, CAM = intrappolamento in canna fumaria, I = causa ignota.

	AF		TI		N		D		S		M		TOX		P		IMB		BRA		CAM		I	
	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%	N	%
AO (N=56)	0	0	27	48,2	15	26,8	1	1,8	0	0	1	1,8	1	1,8	1	1,8	2	3,6	0	0	0	0	8	14,3
AO adulti (N=33)	0	0	24	72,7	0	0	1	3,0	0	0	0	0	1	3,0	0	0	2	6,1	0	0	0	0	5	15,2
AO immaturi (N=6)	0	0	3	50,0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	3	50,0
AO pulcini (N=17)	0	0	0	0	15	88,2	0	0	0	0	1	5,9	0	0	1	5,9	0	0	0	0	0	0	0	0
SA (N=140)	0	0	39	27,9	76	54,3	5	3,6	1	0,7	2	1,4	0	0	0	0	2	1,4	2	1,4	3	2,1	10	7,1
SA adulti (N=49)	0	0	34	69,4	0	0	2	4,1	1	2,0	1	2,0	0	0	0	0	0	0	1	2,0	1	2,0	9	18,4
SA immaturi (N=18)	0	0	4	22,2	8	44,4	1	5,6	0	0	0	0	0	0	0	0	1	5,6	1	5,6	2	11,1	1	5,6
SA pulcini (N=73)	0	0	1	1,4	68	93,2	2	2,8	0	0	1	1,4	0	0	0	0	1	1,4	0	0	0	0	0	0

Tabella 3 - Esito del ricovero in relazione alla specie, con e senza distinzione per classi di età.

	Irrecuperabile		Morto		Liberato		In cura	
	N	%	N	%	N	%	N	%
AO (N=56)	2	3,6	31	55,4	20	35,7	3	5,4
AO adulti (N=33)	1	3,0	24	72,7	6	18,2	2	6,1
AO immaturi (N=6)	1	16,7	3	50,0	2	33,3	0	0
AO pulcini (N=17)	0	0	4	23,5	12	70,6	1	5,9
SA (N=140)	3	2,1	37	26,4	85	60,7	15	10,7
SA adulti (N=49)	3	6,1	22	44,9	15	30,6	9	18,4
SA immaturi (N=18)	0	0	4	22,2	9	50,0	5	27,8
SA pulcini (N=73)	0	0	11	15,1	61	83,6	1	1,4

Tabella 4 - Esito del ricovero nelle due specie a seguito di trauma, senza distinzione per classi di età.

	Irrecuperabile		Morto		Liberato		In cura	
	N	%	N	%	N	%	N	%
AO ricoverati per trauma da impatto (N=27)	2	7,4	20	74,1	3	11,1	2	7,4
SA ricoverati per trauma da impatto (N=39)	3	7,7	13	33,3	14	35,9	9	23,1

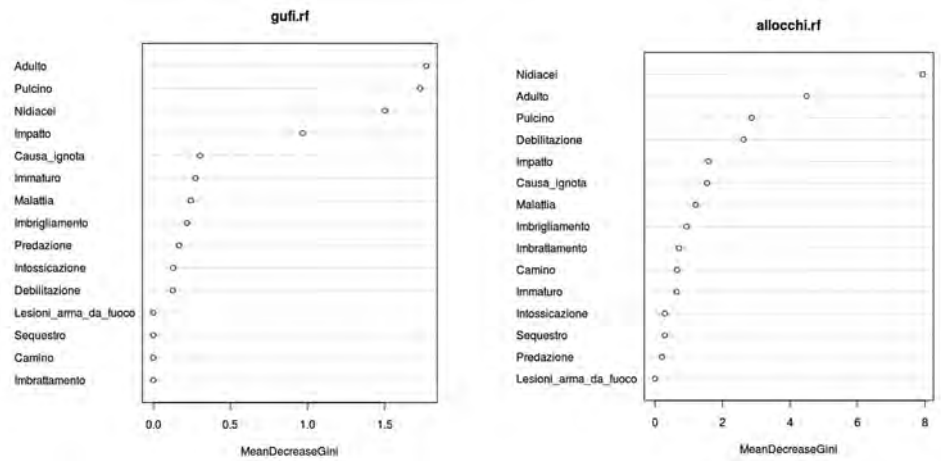


Figura 1 - Importanza delle variabili utilizzate per analizzare la mortalità mediante l'algoritmo RF. L'importanza delle variabili è tanto maggiore quanto maggiore è la decrescita dell'indice di Gini durante il processo di analisi dei dati, quando essi sono classificati dall'algoritmo RF sulla base della variabile stessa.

CENTRI PER IL RECUPERO DELLA FAUNA SELVATICA, L'IMPORTANZA DEI MONITORAGGI POST-LIBERAZIONE NELL'AVIFAUNA; INANELLAMENTO SCIENTIFICO E RADIOTRACKING. RISULTATI PRELIMINARI DI OTTO ANNI DI ATTIVITÀ DEL C.R.F.S. DELLA PROVINCIA DI GORIZIA

MICHELE BENFATTO[1] & PAOLO VASCA[2]

[1]Provincia di Gorizia, Ufficio Gestione Faunistico Venatoria e Risorse Naturali, Corso Italia 55, 34170 Gorizia, michele.benfatto@provincia.gorizia.it; [2]Inanellatore ISPRA, Provincia di Gorizia, 34170 Gorizia

KEY WORDS: POST-RELEASE MONITORING, RINGING, RADIO TRACKING, TELEMETRY, WILD RESCUE CENTER

Summary *Since 2003 at the Wildlife Rescue Center of the Province of Gorizia we started a research project on post-release monitoring of recovered birds. The activity initially involved marking of released birds following ringing protocols. Since 2009, ISPRA approved this technique to be integrated with telemetry. Post-release monitoring provides information on survival of released birds, and also on movements from the release site to suitable areas for breeding and wintering.*

I centri per il recupero della fauna selvatica in difficoltà hanno molteplici funzioni sia di carattere etico che prettamente scientifico, ma la loro *mission* dovrebbe essere quella di reintrodurre in natura gli animali dopo le necessarie cure riabilitative. E' importante sottolineare che, successivamente alla liberazione, questi animali devono essere in grado di sopravvivere liberi, di conseguenza l'attività dei Centri non può finire dopo l'uscita dell'animale dalla struttura, ma dovrebbe sincerarsi anche che l'animale dopo la liberazione sopravviva nell'ambiente esterno (Benfatto 2010).

Dal 2003 presso il Centro per il Recupero della Fauna in difficoltà della Provincia di Gorizia è stato sviluppato un progetto di ricerca relativo al monitoraggio post-liberazione degli animali recuperati. L'attività inizialmente prevedeva un marcaggio dell'avifauna ritenuta idonea alla liberazione seguendo i protocolli relativi all'inanellamento scientifico e dal 2009 a seguito di autorizzazione ISPRA tale tecnica è stata integrata con la sperimentazione del marcaggio attraverso la telemetria classica, progetto che prosegue tuttora. I protocolli di monitoraggio post-liberazione possono fornire notizie utili a capire la sopravvivenza degli esemplari dopo il loro reinserimento in natura, ciò anche al fine di modulare eventuali correzioni nelle cure riabilitative sia dal punto di vista alimentare che nella logistica e tempistica delle strutture di riabilitazione. Inoltre in particolar modo con la radiotelemetria vengono studiati i movimenti post-liberazione degli animali, al fine di valutare i loro spostamenti dal sito di rilascio e la loro occupazione delle aree idonee alla loro sopravvivenza.

In questo lavoro vengono presentati i dati preliminari relativi ai monitoraggi post-liberazione ottenuti mediante la tecnica dell'inanellamento scientifico integrata dalla telemetria classica.

Area di studio e metodi

Inanellamento

Per ogni soggetto esaminato, vengono rilevati i dati biometrici secondo le metodologie previste dall'ISPRA ed in particolare le seguenti variabili fisiologiche e morfometriche: misura della III^ remigante primaria; misura della corda massima dell'ala (lunghezza dell'ala); peso; accumulo di grasso con metodo Kaiser modificato (Bairlein, 1995); muscolo (Bairlein, 1995); età e sesso principalmente attraverso lo studio della muta e lo stato delle penne codificandole come da protocollo

EURING. Per dette misurazioni sono usati gli strumenti forniti dall'ISPRA o da esso indicati. Ogni soggetto prima della liberazione viene marcato con un anello metallico identificativo fornito dall'ISPRA recante la sigla INFS Ozzano Emilia Italy ed un numero progressivo, seguendo le metodologie previste nel protocollo EURING, rilevando inoltre ora, data e zona di liberazione (codice territoriale univoco EPE 2005). I dati rilevati vengono inseriti in un archivio con software denominato "NISORIA 2000" per eventuali elaborazioni statistiche presso il Centro Nazionale di Inanellamento con sede a Ozzano Emilia (BO). I dati di ricattura comunicati dall'ISPRA o le osservazioni dirette di esemplari marcati vengono inseriti in un archivio.

Radiotracking

Il progetto di sperimentazione sul monitoraggio post-liberazione di animali provenienti dal CRFS ha avuto inizio nel 2009 seguito di autorizzazione ISPRA.Ricevente- Biotrack mod.Sika Biotrack 4 Mhz;-Antenna BIOTRACK Lintek flexible 3 – element YAGI;- tipologia marcaggio: Trasm. Biotrack Tw 3 single celled tag peso grammi 17,0, fissaggio Tail mount tramite cannula a perdere su penna, portata teorica lineare 20/40 Km (poiana, astore, gufo reale); Trasm. Biotrack Tw 3 single celled tag peso grammi 13,5, fissaggio Tail mount / Hairness, portata teorica lineare 15/30Km (gufo, barbagianni, allocco); Trasm. Biotrack Tw 3 single celled tag peso grammi 9.0, fissaggio hairness, portata teorica lineare 15/30Km (gufo, barbagianni); Trasm. Biotrack Tw 4 single celled tag peso grammi 3,5, fissaggio Tail mount tramite cannula a perdere su penna oppure hairness, portata teorica lineare 3/6 Km (civetta, gufo, allocco, gheppio, sparviere).

I trasmettitori telemetrici sono stati installati su esemplari di avifauna appartenenti alle seguenti specie: astore (*Accipiter gentilis*); sparviere (*Accipiter nisus*); falco di palude (*Circus aeroginosus*) poiana (*Buteo buteo*); gheppio (*Falco tinnunculus*); gufo comune (*Asio otus*); civetta (*Athene noctua*); allocco (*Strix aluco*); gufo reale (*Bubo bubo*).

Per il monitoraggio vengono adottati due metodi principali di ricerca:

Tecnica *homing* o tecnica di osservazione radio assistita (Mac Donald *et al*.,1980; White e Garrot, 1990) che consiste nel seguire l'intensità massima del segnale, *Loudest Signal Metod*, (Spriger, 1979) fino al ritrovamento della sorgente o la stima precisa della sua posizione sufficientemente vicina (questa tecnica viene usata all'occorrenza ed in presenza di particolari esigenze e situazioni). L'antenna ricevente viene orientata sia verticalmente che orizzontalmente permettendo di controllare i due piani di polarizzazione del segnale (Kenward, 1987).

Tecnica della triangolazione che consiste nell'ottenere, tramite la ricezione massima del segnale *Loudest Signal Metod* (Spriger, 1979), angoli da diversi punti di rilevamento, in modo che si possano ricavare due o più direzioni intersecanti tra di loro, che permettono di stimare, con precisione, la localizzazione del segnale sorgente nel loro punto di intersezione, riportato tramite rilevamento GPS sulla carta topografica (questa tecnica è usata costantemente durante tutte le fasi di studio).

I trasmettitori telemetrici installati sugli esemplari di avifauna da monitorare, rispondono alle caratteristiche tecnico-scientifiche previste per ogni specie (peso percentuale dei tag rispetto alle dimensioni dell'animale, posizionamento del tag in base alle caratteristiche eco-etologiche dell'animale). Inoltre è previsto che il loro fissaggio vada incontro ad usura causando la perdita del tag stesso dopo il periodo di monitoraggio o in seguito alla muta dell'esemplare monitorato. Ciò riduce al minimo i fattori di disturbo per i soggetti marcati e consente di studiare al meglio le loro abitudini comportamentali, alimentari, l'utilizzo dello spazio, il successo riproduttivo e la mortalità (Zanni *et al*., 1995). Ogni esemplare inanellato e dotato di tag è stato monitorato con la seguente frequenza: ogni 6 ore nelle 24 ore successive alla liberazione; ogni 12 ore nei successivi 6 giorni dalla liberazione; ogni 24 ore per i successivi 7 giorni dalla liberazione; una volta ogni 7 giorni per

i successivi 15 giorni; una volta al mese per i successivi 2 mesi o fino alla ricezione del segnale. I fixes ricavati sono stati riportati in foglio di calcolo, successivamente trasferiti su cartografia mediante l'utilizzo di *Google* earth 6.0.2OOB e georeferenziati con sistema GIS open source (gvSig). Qualora il rilevamento indicasse la direzione del fix precedente ma non fosse stato possibile stimare con esattezza il punto, è stato considerato valido il rilevamento immediatamente precedente. Da tali dati è stata ricavata la distanza media temporale dal sito di rilascio (distanza media calcolata sui fixes rilevati nelle eptadi successive al rilascio), la distanza media dalle aste fluviali (distanza media calcolata sui fixes rilevati rispetto la perpendicolare all'asta fluviale più vicina). Per valutare la sopravvivenza degli animali essi sono stati considerati deceduti quando ritrovati morti e sono stati considerati sopravvissuti, indipendentemente dagli spostamenti effettuati, dopo 30 giorni di rilevamenti.

Risultati e discussione

L'attività di inanellamento ha permesso di effettuare i rilievi scientifici su 878 esemplari di avifauna appartenenti a 71 specie diverse giunte al CRFS della Provincia di Gorizia (Tab.1) pari al 43% circa degli animali liberati appartenenti a popolazioni sicuramente non ferali. Alcuni di questi rivestono una particolare importanza in quanto la loro cattura in natura risulta per lo più sporadica o limitata a studi specifici che nella maggior parte fanno riferimento ad animali conservati presso le collezioni museali (Svensson, 1992).

Tabella 1 - Specie inanellate

Famiglia	Specie	Nome comune	N° esemplari inanellati
Anatidae	*Anas platyrhynchos*	germano reale	36
Gaviidae	*Gavia stellata*	strolaga minore	1
	Gavia arctica	strolaga mezzana	1
Ardedeidae	*Egretta garzetta*	garzetta	2
	Ardea cinerea	airone cinerino	2
Podicipidae	*Podiceps cristatus*	svasso maggiore	2
Accipitridae	*Pernis apivorus*	falco pecchiaiolo	1
	Circus aeruginosus	falco di palude	2
	Accipiter gentilis	astore	7
	Accipiter nisus	sparviere	16
	Buteo buteo	poiana	11
Falconidae	*Falco tinnunculus*	gheppio	26
Rallidae	*Rallus aquaticus*	porciglione	1
	Gallinula chloropus	gallinella d'acqua	5
Charadriidae	*Vanellus vanellus*	pavoncella	1
Laridae	*Larus ridibundus*	gabbiano comune	1
	Larus canus	gavina	1
	Larus michahellis	gabbiano reale med.	46

Columbidae	*Streptopelia decaocto*	tortora dal collare	2
Tytonidae	*Tyto a. alba*	barbagianni	5
	Tyto a. guttata	barbagianni ss.orient.	1
Strigidae	*Otus scops*	assiolo	44
	Bubo bubo	gufo reale	1
	Athene noctua	civetta	79
	Strix aluco	allocco	12
	Asio otus	gufo comune	4
Caprimulgidae	*Caprimulgus europaeus*	succiacapre	1
Apodidae	*Apus apus*	rondone	99
	Apus melba	rondone maggiore	1
Alcedinidae	*Alcedo atthis*	martin pescatore	1
Picidae	*Picus viridis*	picchio verde	4
	Dendrocops major	picchio rosso maggiore	5
Alaudidae	*Lullula arborea*	tottavilla	1
	Alauda arvensis	allodola	2
Hirundinidae	*Hirundo rustica*	rondine	3
	Delichon urbica	balestruccio	5
Motacillidae	*Anthus trivialis*	prispolone	16
	Motacilla alba	ballerina bianca	3
Prunellidae	*Prunella modularis*	passera scopaiola	1
Turdidae	*Erithacus rubecula*	pettirosso	2
	Phoenicurus ochruros	codirosso spazzacamino	1
	Turdus merula	merlo	92
	Turdus pilaris	cesena	32
	Turdus philomelos	tordo bottaccio	14
	Turdus iliacus	tordo sassello	81
Sylviidae	*Sylvia atricapilla*	capinera	1
	Sylvia borin	beccafico	1
Muscicapidae	*Muscicapa striata*	pigliamosche	1
Paridae	*Parus major*	cinciallegra	2
Corvidae	*Garrulus glandarius*	ghiandaia	19
	Pica pica	gazza	14
	Corvus monedula	taccola	5
	Corvus c. cornix	cornacchia grigia	16
Sturnidae	*Sturnus vulgaris*	storno	6
Passeridae	*Passer domesticus*	passera europea	4
Fringillidae	*Fringilla coelebs*	fringuello	27

	Fringilla montifringilla	peppola	12
	Serinus serinus	verzellino	7
	Carduelis chloris	verdone	5
	Carduelis carduelis	cardellino	32
	Carduelis spinus	lucherino	22
	Carduelis cannabina	fanello	7
	Carduelis flammea	organetto	1
	Loxia curvirostra	crociere	2
	Pyrrhula pyrrhula	ciuffolotto	1
	Coccothraustes co.	frosone	7
Emberizidae	*Emberiza citrinella*	zigolo giallo	3
	Emberiza cirlus	zigolo nero	2
	Emberiza cia	zigolo muciatto	1
	Emberiza hortulana	ortolano	1
	Emberiza schoeniclus	migliarino di palude	5
		Totale	878

Il marcaggio post-liberazione di tali esemplari ed il loro successivo ritrovamento in natura produce un certo impatto anche "emotivo" nei confronti delle persone, anche non addette ai lavori, che li osservano, rinvengono feriti o deceduti sul territorio, che quindi si sentono di segnalarli agli organi preposti (Benfatto & Vasca, 2009). A seguito di tali marcature sono stati segnalati sul territorio 19 esemplari inanellati presso il centro o in transito dallo stesso (Tab. 2).

A partire dal 2009 tale tecnica di monitoraggio è stata integrata con il metodo del radiotracking: 13 esemplari di avifauna appartenenti a rapaci diurni e notturni riabilitati presso le strutture del CRFS e destinati alla liberazione, sono stati marcati con trasmettitori radiotelemetrici. I dati ottenuti con tale tecnica, riportati su schede di campo, sono stati poi elaborati e trasferiti in foglio di calcolo. Successivamente sono state calcolate le medie temporali di distanza dal sito di rilascio al fine di valutare il comportamento degli animali nel periodo post rilascio (Fig.1).

In questi otto anni di attività di inanellamento scientifico integrato dalla metodologia del radiotracking classico è stato possibile esaminare più di 800 esemplari appartenenti a 71 specie diverse, evidenziando come i CRFS sono anche dei laboratori a cielo aperto dove determinate specie, altrimenti poco contattabili, possono essere studiate. Il metodo dell'inanellamento scientifico permette, con bassi numeri di ricatture, di evidenziare alcune problematiche relative ai rilasci in natura delle specie recuperate. I dati preliminari ottenuti in questo studio confermano la difficoltà di reinserimento in natura degli strigiformi, come peraltro già evidenziato in uno studio sulla specie allocco (Goj *et al*., 2003). L'integrazione dell'inanellamento scientifico con la radiotelemetria classica ha permesso di evidenziare, come gli esemplari liberati tendono a frequentare, specialmente nel periodo immediatamente seguente il rilascio, le zone limitrofe allo stesso CRFS. Questo conferma l'importanza di una corretta gestione di questi ambienti. Informazioni sulla fedeltà del sito dove l'animale liberato andrà ad insidiarsi e sui suoi movimenti sono fondamentali per la pianificazione delle eventuali misure di conservazione (Acerbi *et al*., 2004).

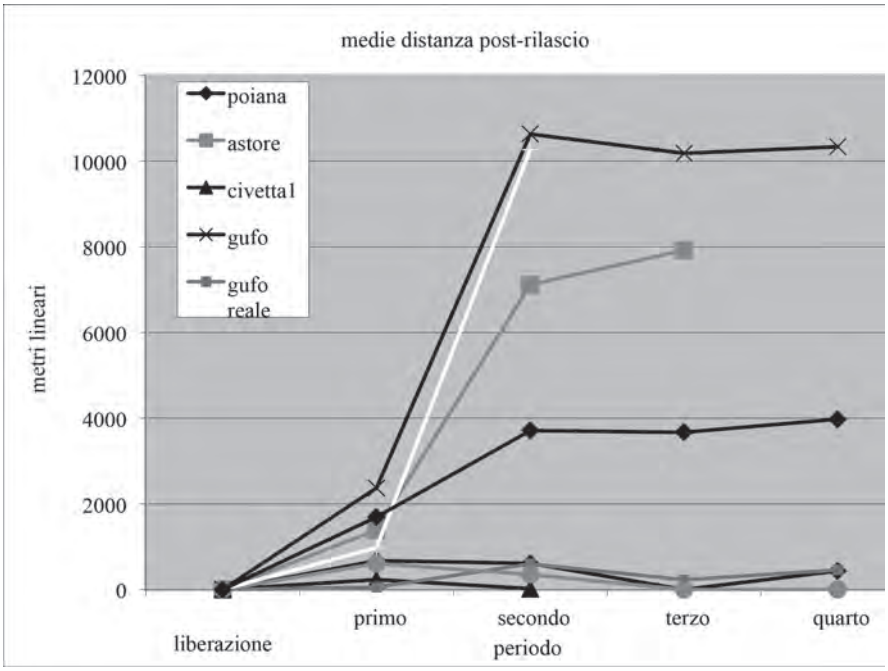


Figura 1 - Distanza temporale post rilascio

Ringraziamenti

Questo lavoro non sarebbe stato possibile senza l'aiuto, spesso determinante, di molte persone. Un ringraziamento va all' Ufficio gestione faunistico-venatoria e Risorse Naturali della Provincia di Gorizia, alla Direzione Sviluppo Territoriale e Ambiente, ed in particolare a Zanella Alessandra, Cadeddu Paolo, Ricupero Francesco e Comuzzo Cristina per la preziosa collaborazione prestata, al gestore del CRFS Damiano Baradel, al Veterinario Stefano Pesaro ed alla famiglia Baradel per la cortese accoglienza presso la struttura gestita con grande passione e capacità tecnica .

Bibliografia

ACERBI F ET AL. 2004. INANELLAMENTO DEL RE DI QUAGLIE CREX CREX IN FRIULI VENEZIA GIULIA 10 ANNI DI ATTIVITÀ. REGIONE FVG; BAIRLEIN F 1995. EUROPEAN-AFRICAN SONGBIRD MIGRATION NETWORK. MANUAL OF FIELD METHODS. WEILHELMSHAVENN, GERMANY; BENFATTO M, VASCA P 2009. ALULA XVI(1-2): 63-65; BENFATTO M 2010. CENTRI PER IL RECUPERO DELLA FAUNA SELVATICA. ESPERIENZE DEL C.R.F.S. DELLA PROVINCIA DI GORIZIA. UNIVERSITÀ DEGLI STUDI DI UDINE; GOJ G, BIANCHI A, SUTTI F, MATTIELLO S 2003. AVOCETTA 27: 145; KENWARD R 1987. WILDLIFE RADIO TAGGING: EQUIPMENT, FIELD TECNICS AND DATA ANALYSIS. ACADEMIC PRESS LONDON; MACDONALD DW, AMLANER CJ 1980. THE EVALUATION OF HOME RANGE SIZE AND CONFIGURATION USING RADIO TRACKING DATA. PERGAMON PRESS, OXFORD; SPRINGER JT 1979. J. WLDL. MGMT. 43: 926-935; WHITE GC, GARROT RA 1990. ANALYSIS OF WILDLIFE RADIO-TRACKING DATA. ACADEMIC PRESS INC. SAN DIEGO; SVENSSON L 1992. IDENTIFICATION GUIDE TO EUROPEAN PASSERINES. 4° EDN. SVENSSON STOCKOLM; ZANNI ML ET AL. 1995. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA XXIII: 133-141.

Tabella 2 - Segnalazioni di esemplari muniti di anello identificativo

CODICE EURING	SPECIE	NOME SCIENTIFICO	DATA INANELL.	LUOGO LIBERAZIONE	DATA RICAT'T/AVVIST.	LUOGO RICAT'T/AVVIST.
02600	falco di palude	*Circus aeruginosus*	10/04/2004	C.R.F.S. Gorizia	23/07/2004	Valle Cavanata (Go)
07570	civetta	*Athene noctua*	23/07/2004	C.R.F.S. Gorizia	30/08/2004	Ronchi dei Legionari(GO)
07670	gufo comune	*Asio otus*	02/01/2006	C.R.F.S. Gorizia	18/01/2006	San Canzian d'Isonzo(GO)
07350	barbagianni	*Tyto alba*	12/09/2005	C.R.F.S. Gorizia	12/10/2005	Ronchi dei Legionari(GO)
02670	astore	*Accipiter gentilis*	2001	Slovenia	14/02/2005	C.R.F.S. Gorizia
05926	gabbiano reale	*Larus michahellis*	2003	TRIESTE	04/11/2003	C.R.F.S. Gorizia
05926	gabbiano reale	*Larus michahellis*	1995	TRIESTE	30/10/2001	C.R.F.S. Gorizia
01610	oca selvatica	*Anser anser*	14/06/2005	Isola della Cona(GO)	16/07/2006	C.R.F.S. Gorizia
01610	oca selvatica	*Anser anser*	16/07/2006	C.R.F.S. Gorizia)	29/12/2009	Isola della Cona (GO)
07610	allocco	*Strix aluco*	05/07/2007	C.R.F.S. Gorizia	10/09/2007	C.R.F.S. Gorizia
02870	poiana	*Buteo buteo*	05/07/2007	C.R.F.S. Gorizia	04/01/2008	C.R.F.S. Gorizia
16600	fanello	*Carduelis canna-bina*	27/06/2007	C.R.F.S. Gorizia	30/04/2008	Leningrado (Russia)
07350	barbagianni	*Tyto alba*	12/01/2008	C.R.F.S. Gorizia	14/02/2008	Aquileia (UD)
05926	gabbiano reale	*Larus michahellis*	07/06/1993	Isola sant'andrea(UD)	29/01/2008	C.R.F.S. Gorizia
03040	gheppio	*Falco tinnunculus*	27/03/2009	C.R.F.S. Gorizia	15/07/2009	Tapogliano (UD)
05926	gabbiano reale me.	*Larus michahellis*	28/05/1997	Valle Cavanata(GO)	10/08/2009	C.R.F.S. Gorizia
07610	allocco	*Strix aluco*	14/08/2009	C.R.F.S. Gorizia	10/09/2009	C.R.F.S. Gorizia
07440	gufo reale	*Bubo bubo*	05/07/2009	Sagrado (GO)	15/09/2009	GORIZIA
05926	gabbiano reale	*Larus michahellis*	05/07/2005	C.R.F.S. Gorizia	15/02/2011	TRIESTE

GESTIONE E SUCCESSIVE OSSERVAZIONI IN NATURA DI GIOVANI DI GABBIANO REALE *Larus michahellis* NATI NELLA STAGIONE RIPRODUTTIVA 2010, RICOVERATI PRESSO IL CENTRO RECUPERO UCCELLI MARINI E ACQUATICI DI LIVORNO E RILASCIATI CON ANELLI COLORATI IN PVC

NICOLA MAGGI*, CHANDRA BRONDI**, VIVIANA STANZIONE**, ALESSIO FRANCESCHI***, RENATO CECCHERELLI**, RICCARDO GHERARDI** & GIANLUCA BEDINI**

**Oasi LIPU Massaciuccoli; **Centro Recupero Uccelli Marini e Acquatici LIPU, via delle Sorgenti 430, 57121 Livorno, gianlucabedini@virgilio.it; ***Centro Ornitologico Toscano*

Key Words: Yellow-legged Gull, CRUMA, inanellamento, bird ringing, urban birds

Summary *In 2010, CRUMA (a LIPU Rescue Centre for seabirds and waterbirds) started a five years bird-ringing project on Yellow-legged Gull* Larus michahellis *juveniles using PVC colour rings. The aim of the project was to follow released juvenile Yellow-legged Gulls, in order to verify the effectiveness of the Centre and to obtain data about individual dispersion in hand-reared juvenile birds. During 2010 CRUMA received 267 Yellow-legged Gulls, 102 of which born in the same breeding season. Among the latter, 72 were marked with PVC rings and released before 31/12/2010. We obtained 27 readings of released birds within one year and received again 5 individuals because of traumatic events. Only one bird was observed out of Livorno municipal area. The few available data give us information on the CRUMA management of the Yellow-legged Gull. The range of dispersion of released birds seems in line with the requirements of this species.*

Il CRUMA (Centro di Recupero Uccelli Marini ed Acquatici) di Livorno, gestito dalla LIPU, è un centro per il recupero della fauna selvatica specializzato nel ricovero, nella cura, nella riabilitazione e nel reinserimento in natura di uccelli marini e acquatici. Dalla sua fondazione fino ad oggi il numero di animali che arrivano presso questa struttura è andato sempre di più aumentando, a partire dai 68 pazienti del 1987 fino ai 3338 del 2010. In questo contesto, un considerevole contributo numerico è dato dal Gabbiano reale *Larus michahellis*, che viene ospitato per i più disparati motivi tra i quali anche il semplice ritrovamento di nidiacei e giovani ai primi voli da parte di privati cittadini.

Area di studio e Metodi

Durante l'anno 2010 sono stati ricoverati presso il CRUMA 267 esemplari di Gabbiano reale di cui 102 nati durante la stagione riproduttiva in corso. All'arrivo ogni animale è stato registrato in un database sviluppato con l'utilizzo di Microsoft Access con un numero progressivo associato a una combinazione di anelli colorati apposti alle zampe. Sul database elettronico sono stati registrati (quando disponibili) i dati del mittente, del luogo e delle circostanze del rinvenimento, nonché le cause del ricovero. Il database elettronico è stato aggiornato al momento del rilascio in natura o del decesso dell'animale. Dopo la registrazione sul database i nidiacei e i giovani di Gabbiano reale sono stati visitati da uno dei veterinari del Centro. i pulcini che si presentavano in uno stato di salute soddisfacente sono stati semplicemente stabulati con acqua e cibo disponibili *ad libitum*, in caso contrario, in base al problema evidenziato, i veterinari hanno applicato i protocolli sanitari del caso. Agli individui senza speranze di potere essere reintrodotti in natura è stata praticata l'eutanasia.

I pulcini più piccoli sono stati allevati in stabulario fino a che non sono stati giudicati in grado di

gestire autonomamente la propria alimentazione, quindi sono stati alloggiati in voliere esterne, differenziate in base allo stadio di sviluppo degli animali stessi. Il percorso di rilascio in natura ha comportato lo spostamento in tre diverse voliere. Nella prima sono stati forniti solamente il cibo e l'acqua da bere ed è stata tenuta sotto controllo la crescita, sia con valutazioni visive soggettive, che con periodico controllo del peso e dello sviluppo del piumaggio. Per abituare il piumaggio al contatto con l'acqua, i giovani gabbiani sono stati spruzzati con acqua almeno due volte al giorno nelle ore più calde della giornata. Alla completa scomparsa di tracce di piumino nel piumaggio, i gabbiani sono stati trasferiti in una seconda voliera dotata di vasca per bagno con acqua profonda circa quindici centimetri in modo da permettere agli individui di bagnarsi autonomamente scongiurando allo stesso tempo possibili casi di decesso notturno per ipotermia o annegamento all'interno della vasca stessa. Una volta acquisita da parte dei gabbiani una minima attitudine al volo sono stati spostati in una voliera più grande, dotata di vasca profonda circa 60 cm. Una volta giudicati idonei al reinserimento in natura dal personale del Centro, i giovani di Gabbiano reale sono stati rilasciati in gruppi mai inferiori ai cinque individui all'interno del Porto di Livorno in zone frequentate da cospecifici, dove usualmente i pescatori locali sono soliti disfarsi della parte non commerciabile del loro pescato rigettandola in acqua. Tutti gli individui rilasciati entro il 31/12/2010 sono stati inanellati con anello in acciaio alla zampa destra e anello in PVC blu con combinazione di lettere bianche alla zampa sinistra mentre gli individui rilasciati dopo tale data sono stati inanellati con il solo anello d'acciaio. Per verificare la presenza sul territorio di individui inanellati sono stati condotti censimenti a cadenza quindicinale nelle principali aree di foraggiamento o di roost conosciute nell'area urbana di Livorno. Il monitoraggio degli animali rilasciati è stato effettuato occasionalmente presso la zona di rilascio con l'ausilio di ottiche Swarovski (telescopio 180 HD 20-60x80 e binocolo SLC 10x42).

Risultati e discussione

Dei 102 individui ricoverati 83 sono risultati provenire dalla sola Provincia di Livorno, gli altri 19 dalle Province di Massa Carrara, La Spezia, Lucca, Grosseto, Pisa e Savona. Di un individuo non è stata registrata la provincia di provenienza. (Tabella 1). La preponderanza di Gabbiani provenienti dal Comune di Livorno (Tabella 1) è giustificata sia dall' appartenenza geografica del CRUMA che in questa città ha la sua sede, sia dal fatto che la città di Livorno ospita il maggior numero di coppie nidificanti della Toscana peninsulare (Franceschi, 2009). I dati riportati in Tabella 1 relativamente alle province di Massa Carrara e La Spezia sono probabilmente falsati dal fatto che Gabbiani ritrovati in territorio spezzino giungono al CRUMA dopo essere stati ricoverati presso il CRAS WWF L'Assiolo che ha sede in Provincia di Massa Carrara ma ha una convenzione per il recupero della fauna selvatica con la Provincia di La Spezia. Durante il trasferimento degli animali dall'Assiolo al CRUMA è molto facile che gli animali recuperati in territorio spezzino vengano registrati sul database del CRUMA come provenienti da Massa Carrara dove ha sede L'Assiolo. Il dato relativo alla Provincia di Savona, inusuale vista la distanza geografica con Livorno, è dovuto a un rapporto di collaborazione con l'ENPA savonese. Gli altri dati sono coerenti con la distribuzione delle colonie nei dintorni del CRUMA come riportate in letteratura (Franceschi, 2009; Stanzione, 2010). In Tabella 2 sono riportate le cause di ammissione. Per circa il 65% dei casi è si è trattato di animali che non sembravano presentare alcun sintomo apprezzabile: infatti spesso i giovani di Gabbiano reale vengono portati al CRUMA dai cittadini che li credono in difficoltà o perché arrecano disturbo. La seconda causa di ricovero, che interessa circa un quarto degli animali ricoverati risulta essere il trauma da impatto (generalmente contro automobili, edifici e cavi sospesi) che può provocare lesioni leggere o fratture delle ali e delle zampe, fino alla morte in caso di lesioni agli organi interni). Per quanto riguarda gli

esiti, come riportato in Tabella 3, al 31 agosto 2011 sono stati liberati 78 individui, ne sono deceduti 19 e 5 sono ancora in attesa di potere essere liberati. Come riassunto in Tabella 4 sono state effettuate 32 riletture su 18 degli individui liberati. 27 riletture sono state effettuate su 13 uccelli osservati in natura, mentre le altre 5 sono state effettuate su 5 animali nuovamente recapitati al Centro. Per quanto riguarda la dispersione spaziale, 15 riletture sono state effettuate nell'ambito della zona del rilascio all'interno del porto di Livorno; una è stata effettuata a circa 5 km di distanza in località "Tre ponti" (Livorno) nello stesso giorno in cui per lo stesso individuo si ha una rilettura precedente in zona portuale; una è stata effettuata presso Bocca di Serchio (Vecchiano, PI) a circa 30 km dal luogo di rilascio e una è stata effettuata presso la discarica di Vallin dell'Aquila (LI) a circa 7 km di distanza dal luogo del rilascio. Quest'ultimo dato, relativo a un individuo che si è amputato la zampa con una latta, è interessante perché indica come l'individuo abbia appreso il modo di sfruttare le fonti trofiche del territorio anche nell'entroterra. Per quanto numericamente esigui e falsati dal fatto di avere concentrato le osservazioni in una unica zona, questi dati sembrerebbero suggerire al momento una scarsa propensione alla dispersione spaziale da parte dei giovani liberati. Anche nel caso dell'individuo avvistato a Bocca di Serchio, esistono due successivi avvistamenti (rispettivamente dopo 324 e 333 giorni da questo) nuovamente all'interno della zona portuale di Livorno. Per quanto riguarda il tempo trascorso dalla liberazione alla rilettura (Tabella 4), riferito ai 13 animali osservati in natura, si può ragionevolmente pensare che dopo un certo numero di giorni trascorso in autonomia gli animali che non sembravano mostrare alcuna sintomatologia siano stati in grado di provvedere al reperimento del cibo. Di questi 13 animali 4 sono stati osservati a distanza di soli 11, 12, 14 e 17 giorni dalla data del rilascio e non mostravano assolutamente di essere in alcun modo in difficoltà. Gli altri 9 individui sono stati osservati dopo periodi significativamente lunghi dalla data del rilascio per non potere essere considerati a tutti gli effetti animali integrati nel territorio. Per quanto riguarda gli altri cinque animali, che sono stati nuovamente ricoverati dopo il rilascio in natura (ancora Tabella 4), all'ammissione sono stati schedati nel database con un nuovo numero identificativo. Tra questi ultimi individui spicca IVVJ che è tornato al Centro dopo soli 3 giorni per causa di una probabile intossicazione acuta che ne ha decretato la morte. In questo caso siamo molto propensi a parlare di insuccesso, mentre non dovrebbe dirsi altrettanto rispetto a IVTN e IVPH che sono stati riammessi dopo soli 2 e 6 giorni: a parte le conseguenze dell'impatto, le loro condizioni generali erano infatti quelle di individui in salute. IVPN e IVSL, che sono stati riammessi dopo 26 e 27 giorni, a parte le conseguenze dell'impatto e dell'amputazione della zampa, mostravano condizioni generali di individui in buona salute.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano ringraziare tutti i volontari, i tirocinanti, e i tesisti del CRUMA che hanno contribuito a cercare di mantenere aggiornato l'archivio delle presenze degli animali e che si sono prodigati nell'accudirli. Inoltre, si ringrazia Alessio Quaglierini per avere comunicato l'avvistamento di uno dei nostri Gabbiani, ringraziando con lui tutti coloro che si prestano sollecitamente a fare altrettanto contribuendo a dare un senso al nostro lavoro. È infine desiderio degli Autori ringraziare il Dottor Paolo Teglia e il Dottor Alvaro Freschi del Dipartimento Programmazione Economica Unità di Servizio: "Sviluppo Rurale" della Provincia di Livorno sia per il costante impegno nei confronti del CRUMA sia per il proficuo rapporto di collaborazione che si è istaurato nella gestione dell'emergenza gabbiani durante il periodo estivo.

Bibliografia

FRANCESCHI A 2009. RELAZIONE TECNICA. PROVINCIA DI LIVORNO; STANZIONE V 2010. TESI DI LAUREA TRIENNALE. UNIVERSITÀ DI PISA.

Tabella 1 - Province di provenienza dei giovani di Gabbiano reale ricoverati presso il CRUMA di Livorno nell'anno 2010. Per la Provincia di Livorno sono stati riportati anche i Comuni di provenienza.

Comune di provenienza	**N**	**Provincia di provenienza**	**N**
Livorno	65		
Piombino	13		
Capraia isola	3	LI	83
Cecina	1		
non registrato	1		
		MS	7
		SP	6
		LU	2
		GR	1
		PI	1
		SV	1
		non registrato	1
Totali			102

Tabella 2 - Cause di ricovero dei giovani di Gabbiano reale presso il CRUMA di Livorno nell'anno 2010.

Cause di ammissione	**N**
nessuna lesione apparente	66
trauma da impatto	26
intossicazione	3
debilitazione / iporeattività	2
amputazione zampa	1
imbrattamento piumaggio	1
imbrligliamento in filo da pesca	1
piumaggio rovinato	1
giunto da altro centro per riabilitazione	1
Totale	102

Tabella 3 - Esiti dei ricoveri dei giovani di Gabbiano reale presso il CRUMA di Livorno nell'anno 2010.

Esito	**N**
liberato	78
deceduto	19
ancora in cura	5
Totali	**102**

Tabella 4 - Riletture degli anelli in PVC applicati ai giovani di Gabbiano reale ricoverati presso il CRUMA di Livorno e rilasciati in natura nel 2010.

INDIVIDUI AVVISTATI IN NATURA	DATA LIBERAZIONE	1° AVVISTAMENTO	2° AVVISTAMENTO	3° AVVISTAMENTO	4° AVVISTAMENTO	5° AVVISTAMENTO
IVNB	01/07/2010	15/7/2010 (14 gg)				
IVNH	01/07/2010	14/7/2010 (13 gg)	15/7/2010 (14 gg)	30/8/2010 (61 gg)	28/7/11 (385 gg)	6/8/2011 (394 gg)
IVNK	01/07/2010	1/9/2010 (63 gg)				
IVPC	09/07/2010	15/07/2010 (6 gg)	23/06/2011 (350 gg)			
IVPD	09/07/2010	21/02/2011 (228 gg)	19/07/2011 (376 gg)			
IVSD	28/07/2010	09/08/2010 (12 gg)	06/09/2010 (41 gg)			
IVSJ	28/07/2010	09/08/2010 (12 gg)	06/09/2010 (41 gg)	15/09/2010 (50 gg)	05/11/2010 (101 gg)	05/11/2010 (101 gg)
IVST	28/07/2010	09/08/2010 (12 gg)				
IVTC	28/07/2010	1/9/2010 (36 gg)				
IVTV	10/08/2010	27/08/2010 (17 gg)				
IVVA	10/08/2010	27/04/2011 (252) gg				
IVVC	04/09/2010	07/10/2010 (34 gg)	21/02/2011 (171 gg)	28/07/2011 (328 gg)	06/08/2011 (337 gg)	
IVVH	04/09/2010	15/09/2010 (11 gg)				
INDIVIDUI TORNATI AL CRUMA	**DATA LIBERAZIONE**	**RICOVERATO IN DATA**	**MOTIVO**	**ESITO**		
IVPN	09/07/2010	03/08/2010 (26 gg)	AMPUTAZIONE ZAMPA	DECEDUTO		
IVPH	09/07/2010	15/07/2010 (6 gg)	TRAUMA DA IMPATTO	LIBERATO IN DATA 28/07/2010		
IVSL	28/07/2010	23/08/2010 (27 gg)	TRAUMA DA IMPATTO	DECEDUTO		
IVTN	10/08/2010	12/08/2010 (2 gg)	TRAUMA DA IMPATTO	DECEDUTO		
IVVJ	04/09/2010	07/09/2010 (3 gg)	INTOSSICAZIONE	DECEDUTO		

CENTRO PER IL RECUPERO DELLA FAUNA SELVATICA DELLA PROVINCIA DI GORIZIA, ESPERIENZE DI CHIRURGIA VETERINARIA SU ALCUNI ESEMPLARI DI AVIFAUNA E SUCCESSO REINTRODUTTIVO POST-LIBERAZIONE

MICHELE BENFATTO [1], PAOLO VASCA [2], DAMIANO BARADEL [3] & STEFANO PESARO [4]

[1]Provincia di Gorizia, Ufficio Gestione Faunistico Venatoria e Risorse Naturali, Corso Italia 55, 34170 Gorizia, michele.benfatto@provincia.gorizia.it; [2]Inanellatore ISPRA, Via Buffolini 12, 34170 Gorizia; [3]CRFS Provincia di Gorizia, loc. Terranova; [4]Medico Veterinario DVM, PhD, via Bracco 10, Trieste.

Key Words: Buzzard, Great Owl, Surgery, Telemetry, Release

Summary *Many injured birds arrive at rescue centers with traumas, which often involve fractures of leg bones. After a period of rehabilitation in appropriate facilities, the birds are ringed and, if possible, marked with a digital transmitter (tag) before being reintroduced in the wild. We describe the veterinary activities carried out on two specimens of birds hospitalized with fractures on wings, cured and then reintroduced into the wild by the Wildlife Rescue Centre of the Province of Gorizia.*

Nonostante in Italia siano stimati circa 111 centri di recupero per la fauna selvatica in difficoltà (www.recuperoselvatici.it), pochi di essi svolgono un attività di monitoraggio con metodiche di inanellamento e ancor meno quelli in cui vengono applicati sistemi di radiotelemetria per il monitoraggio post liberazione (Csermely e Corona, 1994; Csermely, 2000; Goj *et al*., 2003; Marangoni *et al*., 2007; Benfatto *et al*., 2009) . Ciò implica una scarsa conoscenza sia del successo del lavoro svolto nei centri sia delle reali capacità di recupero e di adattamento che gli animali acquisiscono una volta reinseriti nell'ambiente naturale (Lumeij *et al*., 2000). Tale discorso è da considerarsi valido, soprattutto nei casi in cui la gravità delle lesioni riscontrate sui soggetti costringono ad interventi chirurgici e farmacologici implicanti tempi di recupero e di riabilitazione piuttosto lunghi.

Nel 2009 presso il Centro di Recupero della Fauna Selvatica della Provincia di Gorizia sono stati ricoverati due esemplari, un gufo reale *Bubo bubo* ed una poiana *Buteo buteo*. Il gufo reale presentava una frattura esposta dei metacarpali dell'ala sinistra, già in parte sottoposta a processi riparativi. A seguito di un esame radiografico del distretto lesionato è stato possibile stabilire la causa della lesione grazie alla presenza di pallini da arma da fuoco. Tali corpi estranei, erano inoltre presenti in altri distretti del corpo. L'esemplare di poiana presentava una frattura omerale esposta a livello del terzo distale dell'ala sinistra, i tessuti molli nella sede di lesione erano gravemente interessati da processi settici e da miasi. In entrambi i casi prima di essere sottoposti ad un trattamento chirurgico i due animali sono stati sottoposti sia ad una terapia antibiotica, enrofloxacina (Carpenter, 2005), sia ad una fluidoterapia endovenosa a base di ringer lattato ad un complesso vitaminico del gruppo B, e sottocutanea, a base di una soluzione aminoacidica (Carpenter, 2005). Ad entrambi è stata somministrata una dieta idonea. Le ali sono state immobilizzate e medicate per impedire un aggravamento delle condizioni. La poiana è stata trattata con dell'ivermectina (Carpenter, 2005). Dopo circa una settimana dal momento del ricovero all'aumentare del peso ed al raggiungimento di valori dell'ematocrito superiori al 40%, sono stati sottoposti al trattamento chirurgico, adottando una la tecnica mista, "tie-in" fixator (TIF) (Lumeij *et al*., 2000; Samour, 2004). Subito dopo l'intervento i due animali sono stati messi in 2 voliere di stabulazione di 2x2 metri e sottoposti ad una terapia antibiotica a base di cefazolina e clindamicina (Carpenter, 2005) per 15 giorni. Dopo 30 giorni dall'intervento

ai due soggetti sono stati rimossi sia i chiodi che i fissatori e riposti in voliere delle dimensioni di 5X4 metri. Prima della reintroduzione il gufo reale, visto la massiccia presenza di pallini d'arma da fuoco, è stato sottoposto ad un prelievo ematico per una valutazione dei parametri emocromocitometrici ed ematologici, che non hanno però evidenziato alterazioni di rilievo. Inoltre è stata apporta la sostituzione di alcune penne remiganti primarie con la metodica imping (Samour 2004). Entrambi sono stati muniti di un anello identificativo fornito dall' ISPRA seguendo le metodologie previste nel protocollo EURING. Inoltre è stato applicato un dispositivo di emissione di segnale VHF sulle penne timoniere, ricevente- Biotrack mod.Sika Biotrack 4 Mhz;-Antenna BIOTRACK Lintek flexible 3 – element YAGI;- tipologia marcaggio: Trasm. Biotrack Tw 3 single celled tag peso grammi 17,0, fissaggio Tail mount tramite cannula a perdere su penna, portata teorica lineare 20/40 Km. Per il monitoraggio sono state adottate due metodiche principali di ricerca: tecnica homing o tecnica di osservazione radio assistita (Mac Donald *et al*., 1980; White e Garrot, 1990) e la tecnica della triangolazione (Spriger, 1979). I due esemplari sono stati reintrodotti a circa 60 giorni dal momento del ricovero. La poiana è stata rilasciata direttamente dal centro di recupero, in ambiente agricolo, mentre il gufo reale è stato rilasciato in prossimità del sito di ritrovamento presso una cava dismessa. I soggetti sono stati monitorati mediante il radiotracking rispettivamente 13 giorni nel gufo reale e 38 giorni nel caso della poiana. La durata del monitoraggio è stata condizionata dal cambio del piumaggio, che ha indotto la perdita della timoniera su cui era stato applicato il trasmettitore, ritrovato nel caso della poiana. Per quanto concerne il gufo reale, il soggetto è stato ritrovato deceduto dopo 70 giorni dal rilascio. Lo stato di conservazione della carcassa pur mettendo in luce un buono stato trofico delle masse muscolari pettorali e la presenza di grasso di deposito sottocutaneo, non ha permesso di stabilire, con un esame istologico dei diversi tessuti molli, la causa del decesso. La distanza massima percorsa dal punto di reintroduzione è stata di 12300 metri per il gufo e di 2508 metri per la poiana. Dai dati radiotelemetrici ottenuti risulta evidente la buona capacità di recupero per i due individui, nonostante la gravità delle lesioni, la durata della permanenza all'interno del centro di recupero e dalla stabulazione in strutture relativamente di piccole dimensioni. Il motivo va probabilmente ricercato in diversi fattori quali: le risorse trofiche dell'ambiente in cui questi 2 soggetti sono stati reintrodotti, la conoscenza del territorio da parte degli stessi, il comportamento alimentare molto adattabile delle 2 specie in questione. Va però evidenziato la scarsa casistica di questo studio, attualmente in corso, che permetterà di valutare il successo delle cure apportate anche in specie maggiormente specializzate sia nella dieta che nelle modalità di caccia. Infine va considerata l'importanza di tali studi per capire l'effettiva validità dell'operato presso i centri di recupero, per apportare migliorie ed evidenziare eventuali carenze sia strutturali che metodologiche.

Bibliografia

BAIRLEIN F 1995. EUROPEAN-AFRICAN SONGBIRD MIGRATION NETWORK. MANUAL OF FIELD METHODS. WEILHELMSHAVENN, GERMANY; BENFATTO M ET AL. 2009. ALULA XVI(1-2); CARPENTER JW 2005. EXOTIC ANIMAL FORMULARY. ELSEVIER; CSERMERLY D, CORONA CV 1994. JOURNAL OF RAPTOR RESEARCH 28: 100-107; CSERMERLY D 2000. ITALIAN JOURNAL OF ZOOLOGY 67: 57-62; LUMEIJ JT ET AL. 2000. RAPTOR BIOMEDICINE III. ZOOLOGICAL EDUCATION NETWORK; MACDONALD DW ET AL. 1980. A HANDBOOK ON BIOTELEMETRY AND RADIO TRACKING. PERGAMON, OXFORD; MARANGONI G ET AL. 2007. XIV CIO TRIESTE; SAMOUR J 2004. AVIAN MEDICINE. ELSEVIER SCIENCE LIMITED; SPRINGER JT 1979. J. WILD. MANAG. 43: 926-935; WHITE GC, GARROT RA 1990. ANALYSIS OF WILDLIFE RADIO-TRACKING DATA. ACADEMIC PRESS INC., SAN DIEGO.

STUDIO DEI DATI RELATIVI AGLI INDIVIDUI DEL GENERE *Apus* RICOVERATI PRESSO IL CENTRO DI RECUPERO ANIMALI SELVATICI DI BERNEZZO (CUNEO)

MATIAS CONOSCENTE & ELEONORA GALLO

Via Alpi 25, 12010 Bernezzo (Cuneo), tel/fax 017182305, info@centrorecuperoselvatici.it

Key Words: *Apus*, *Crataerina*, Cuneo, Centro Recupero

Summary *The number of* Apus melba, A. apus *and* A. pallidus *rescued by the Centro di Recupero Animali Selvatici Onlus of Cuneo increased over the years. The main reasons are probably linked to social factors, such as increased citizen sensibility for animal welfare, also favoured by awareness campaigning programs by our organisation. These increasing numbers might also be due to increasing endo/ectoparasitic forms known to affect nestlings and brood sites.*

Il presente studio si prefigge l'obiettivo di esaminare i dati relativi agli individui appartenenti alle specie *Apus apus*, *Apus melba* e *Apus pallidus*, ricoverati presso le strutture del Centro di Recupero Animali Selvatici Onlus, con sede nel comune di Bernezzo (CN), nei suoi primi dieci anni di attività (2001-2010). In secondo luogo, é stata ravvisata l'opportunità di divulgare in modo ordinato e strutturato i dati quotidianamente raccolti dagli operatori del C.R.A.S., nella convinzione che possano rivestire una certa qual utilità scientifica. Il Centro riveste la forma giuridica di associazione di volontariato senza finalità lucrative, dedicata alla raccolta di animali selvatici feriti o comunque inabili alla vita libera, ad attività e terapie di recupero degli stessi ed al monitoraggio costante delle degenze. Tramite apposita convenzione stipulata con la Provincia di Cuneo e documenti d'intesa firmati da enti locali minori ed enti parchi, il Centro è autorizzato a svolgere il servizio pubblico relativo al soccorso, alla detenzione temporanea ed alla successiva liberazione di fauna selvatica in difficoltà, ai sensi della legge 157/1992 e delle leggi regionali 70/1996 e 17/1999; è altresì membro della Rete regionale dei C.R.A.S. istituita con deliberazione della Giunta Regione Piemonte n. 62-6448/2007. In questo studio sono stati analizzati i dati riguardanti le tre specie sopra citate contenuti sul registro ufficiale di carico/scarico del Centro, documento cartaceo vidimato dalla Provincia di Cuneo che elenca in ordine cronologico ogni animale ricoverato presso il suddetto e ne dettaglia le informazioni rilevanti. In particolare, sono state considerate le seguenti voci: 'Data introduzione', 'Sesso', 'Età', 'Provenienza', 'Motivo entrata', 'Diagnosi veterinaria all'introduzione', 'Data uscita'. Le informazioni così estrapolate sono state successivamente riportate in formato digitale su un foglio di lavoro Excel tramite il programma Microsoft Office Professional Plus 2010, permettendone l'analisi in dettaglio e la realizzazione del grafico di cui sotto. L'area di studio considerata corrisponde spazialmente al territorio della provincia di Cuneo e temporalmente al periodo 2001 – 2010. Il totale degli individui del genere *Apus* ricoverati presso il Centro nel periodo considerato ammonta a 181, di cui 148 individui della specie *A. apus*, 22 della specie *A. melba* e 11 della specie *A. pallidus*, e costituisce più del 10% degli esemplari di uccelli complessivamente ricoverati (1878 individui in totale nei 10 anni considerati). Quanto all'età stimata degli individui del genere *Apus* ricoverati, il 40% é costituito da nidiacei, il 17% da giovani già involatisi, mentre il restante 43% é rappresentato da adulti. Il grafico riprodotto mostra il numero dei ricoveri annuali per ciascuna delle tre specie considerate. Come si può osservare, si registra un aumento nella frequenza dei ricoveri degli individui del genere *Apus* nel corso degli anni. Tenendo conto che 119 individui su 181 sono stati consegnati da privati cittadini (65.7% del totale), le cause generatrici di questo *trend* possono ricercarsi in un aumento della sensi-

bilità delle persone verso gli animali selvatici trovati in difficoltà, e nondimeno nella sempre maggior visibilità del Centro tramite la divulgazione delle sue attività presso scuole, siti *web*, organi di stampa locale e circoli di volontariato. Non si può però escludere a priori che l'alto numero di individui ricoverati non sia legato a forme di endo-ectoparassitosi che infestano sovente le popolazioni delle specie oggetto del presente studio. Risulta infatti noto (Walker & Rotherham, 2010) che, in riferimento al rondone alpino, i tassi d'infestazione dell'ectoparassita *Crataerina melba* variano in media dal 70% al 74% durante il periodo estivo, mentre per quanto riguarda il rondone comune, é stata riscontrata una media dell'88% di nidi parassitati dalla specie *C. pallida*. Sono stati accertati effetti negativi sui nidiacei direttamente correlati alla presenza dei suddetti parassiti per le interazioni tra *A. melba* e *C. melba* (Bize *et al.,* 2003, 2004 & 2005). Quanto al rondone comune, non é stata ancora riscontrata alcuna correlazione tra l'intensità di *C. pallida* e la massa corporea dei nidiacei, la loro data di involo ed il numero dei soggetti involatisi da ciascun nido (Walker & Rotherham, 2010), ma in alcuni studi (Buttiker, 1944; Weitnauer, 1947; Lack, 1956), sono stati descritti casi di individui caduti dal nido e di individui adulti debilitati con accertata parassitosi. Da qui nasce l'esigenza di poter specificare con maggior precisione la presenza/assenza di parassiti del genere *Apus*, sia sul corpo che nel nido, ove possibile, visto il notevole aumento di ricoveri di individui caduti dal nido e di individui immaturi ritrovati in condizioni precarie. Per il futuro, risultano pertanto auspicabili sia un'indagine più approfondita della biologia dei parassiti del genere *Apus* che la possibilità di effettuare una più dettagliata diagnosi al momento del ricovero dei volatili, in considerazione dell'ampia valenza delle informazioni in tal modo ottenibili.

Ringraziamenti

Si ringraziano il direttore responsabile del Centro, Sig. Luciano Remigio, gli operatori, il Consiglio ed i soci del C.R.A.S di Cuneo.

Bibliografia

BÜTTIKER W 1944. DER ORNITHOLOGISCHE BEOBACHTER 41: 25-35; WEITNAUER E 1947. DER ORNITHOLOGISCHE BEOBACHTER 44: 133-182; LACK D 1956. SWIFTS IN A TOWER. METHUEN PUBLISHING, LONDON; BIZE P ET AL. 2003. SWITZERLAND JOURNAL OF ANIMAL ECOLOGY 72: 633-639; BIZE P ET AL. 2004. OIKOS 106: 317-323; BIZE P ET AL. 2005. SPAIN FUNCTIONAL ECOLOGY 19: 405-413; WALKER MD, ROTHERHAM ID 2010. JOURNAL OF INSECT SCIENCE 10(193): 1-15.

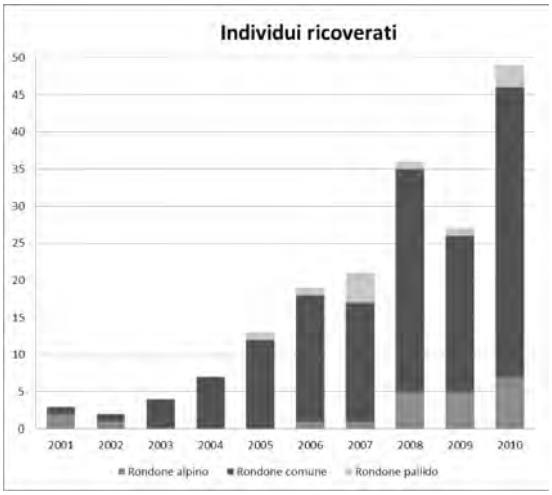


Figura 1 – Individui ricoverati di Rondone alpino, Rondone comune e Rondone pallido

PRIMO SOCCORSO A FAENZA: 10 ANNI DI ATTIVITÀ

FABIO DALL'OSSO[1] & DINO SCARAVELLI[2]

[1]Medico Veterinario, via Berti 44, 48018 Faenza (RA), fabio.dallosso-h5k3@poste.it;
[2]ST.E.R.N.A. e Museo Ornitologico "F. Foschi", via Pedriali 12, 47121 Forlì.

KEY WORDS: FIRST AID UNIT, WILD ANIMALS, REHABILITATION.

Summary *The recovery of animals in trouble meets both ethic and conservation requirements. A correct location of first aid units on the territory is essential for good results. In this study, which took place between 2001 and 2010 at Faenza, clinical data on the recovery of exotic and wild animals were gathered, in association with Centro Recupero Fauna Selvatica L.I.P.U. of Bologna. The first aid unit is run by a veterinarian and includes a first aid area and many outdoor spaces, managed by several volunteers who take care of the rehabilitation, the maintenance and the release in the wild of treated animals. 286 animals (29 mammals, 3 reptiles and 254 birds) have reached this first aid unit in the last ten years. Among local bird species, 76,4% of them was released, with a percentage of dead animals of 19,4%. The remaining 4,2% were birds which could not be released. First aid units not only recover injured animals, but also play an important educational role through spreading information among the public.*

Il recupero di animali in difficoltà risponde ad esigenze sia etiche che di conservazione; la localizzazione sul territorio di presidi di primo soccorso è di fondamentale importanza per il buon esito di tale attività. In questo studio si raccolgono le osservazioni cliniche e faunistiche relative al recupero di selvatici ed esotici che si è svolto dal 2001 al 2010 a Faenza (RA) in collaborazione col Centro Recupero Fauna Selvatica L.I.P.U. di Bologna. Il presidio di primo soccorso è gestito dal responsabile veterinario e oltre ai locali di prima accoglienza ha in convenzione spazi esterni gestiti in collaborazione con numerosi volontari per la riabilitazione, l'ambientamento ed il rilascio dei selvatici curati. In 10 anni sono pervenuti a questo presidio 286 animali di cui 29 mammiferi, 3 rettili (testuggini) e 254 uccelli. Tra gli uccelli alloctoni, oltre ai piccioni domestici, sono state ricoverate anche 2 specie di psitaccidi per un totale di 39 esemplari.
I 215 esemplari di uccelli autoctoni appartengono a 39 specie:
· i rapaci diurni sono presenti con 2 specie e rappresentano l'1,4% degli esemplari ricoverati,
· gli strigiformi con 4 specie e l'8%,
· altri con 8 specie ed il 16,5%,
· i passeriformi con 25 specie ed il 73,6% costituiscono la maggioranza dei ricoverati.

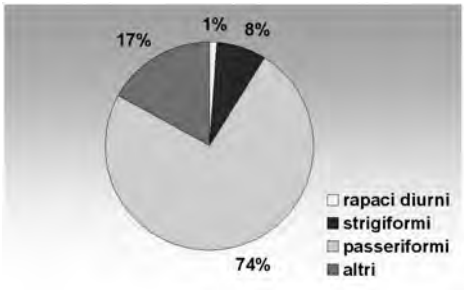


Figura 1 - Esemplari di uccelli autoctoni ricoverati

Considerando gli uccelli autoctoni il 76,4% è stato reintrodotto in natura mentre le percentuali di deceduti e irrecuperabili sono rispettivamente dell'19,4 e del 4,2%. Tra le specie selvatiche più rappresentate si sono avute (% sul totale): merlo (16), tortora dal collare orientale (12,3), rondone (11,3), passera d'Italia (8,5), verdone (7,5), cardellino (6,1), civetta (5,7), balestruccio (4,7).

I casi sono in media 24,7 per anno con minimo di 11 e massimo di 40. La suddivisione dei ricoveri per numero di cause vede: 49,1% una causa, 38,2% due concause, 12,7% tre concause.
Cause di ricovero (% sul totale) in ordine decrescente:
· giovani non autonomi (64,2),
· denutrizione (16,5),
· traumi da impatti con strutture (15,1),
· traumi da veicoli (10,4),
· infezioni batteriche (9,9),
· giovani implumi (9,0),
· parassitosi (6,1),
· traumi da predatori (6,1),
· disidratazione (4,7),
· ipotermia (4,2),
· altre patologie (17,0).

L'importanza dei presidi di primo soccorso si estrinseca non solo nel recupero degli individui ma anche in una diffusione capillare dell'informazione e nel ruolo educativo nei confronti del pubblico.

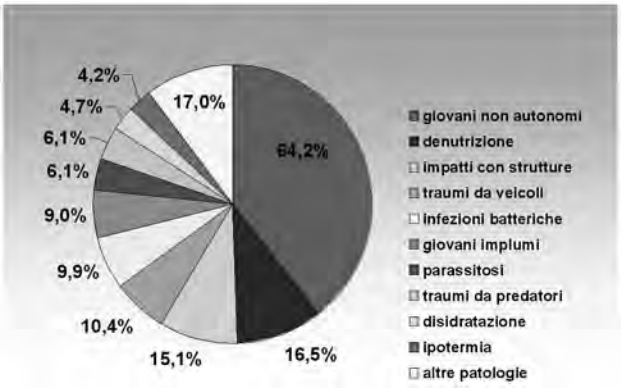


Figura 2 - Cause di ricovero

REPERTI AUTOPTICI E DI LABORATORIO ESEGUITI SU AVIFAUNA PROVENIENTE DAL C.R.A.S. DI VANZAGO NELL'ANNO 2010

GUIDO GRILLI*, STEFANO RAIMONDI**, ANDREA FRANCHI*, LUIGI MIGLIAVACCA**, FRANCESCA CICCARELLI**, VIVIANA FERRAZZI*, & MARCO RONDENA*

**Università degli Studi di Milano, Dip. Scienze Veterinarie e Sanità Pubblica, Via Celoria 10, 20133 Milano, guido.grilli@unimi.it; **C.R.A.S. Oracolo di Wilde, Vanzago (Mi)*

Key Word: Wildlife Rehabilitation Center, wildlife disease, birds, necropsy

Summary *In 2010, the Wildlife Rehabilitation Center (CRAS) of Vanzago admitted 1942 birds of which 48% was not recovered and died spontaneously or by euthanasia. This research reports only the results of the diagnostics tests (histology, bacteriology, virology and parasitology) performed on individuals died within 24 hours and involved 125 subjects belonging to different avian species, of these 76.2% died spontaneously. The pathological lesions have been found in the apparatus of the skin and skeletal muscle (33%), in respiratory and cardiac system (22%), in the gastrointestinal system (19%) and in urinary tract (11%). It should be noted that in some cases pulmonary lesions were attributable to inhalation pneumonia (*ab ingestis*). The laboratory tests highlighted bacterial, fungal and parasitic diseases (ecto-endoparasites) only in 42 subjects with bacterial infections (14.3%), fungal infections (33.3%), endoparasites (28.6%), ectoparasites (23.8%). Virological tests were negative. In most cases for bacterial infections were isolated* Escherichia coli *and* Staphylococcus aureus*, two subjects had a systemic infection with* Salmonella*. In Fungal infections, there was mainly* Aspergillus fumigatus *in birds hospitalized for a long time. Endoparasites were found in the gastrointestinal system (coccidia, roundworms, capillary) but also in the air sacs and in the subcutaneous tissue with the presence of* Laminosioptes cisticola *and in other organs, such as the spleen, with the probable presence of* Haemoproteus*. Diagnostic tests on the deceased subject could highlight some causes of illness and mortality due to the environmental contamination (e.g. aspergillosis) or management mistakes (such as unbalanced diet with excess protein, inhalation pneumonia) and then they could lead to more effective in animal care in the wildlife rescue centers.*

I Centri di Recupero per Animali Selvatici (C.R.A.S.) sono strutture che si sono sviluppate in Italia a partire dagli anni "60 e sono preposte alla detenzione, alla cura, alla riabilitazione e al reinserimento in natura di soggetti appartenenti alla fauna selvatica autoctona, prevalentemente uccelli, trovati in stato di difficoltà (Fraticelli *et al*., 2003) . Il monitoraggio delle patologie degli animali ricoverati presso i CRAS è di notevole importanza sia per avere un quadro epidemiologico (Fico *et al*., 1997; Gallazzi *et al*., 1997) di quello che sta circolando in natura sia poter dare dei consigli e indicare interventi utili agli operatori per poter portare meglio a termine il lavoro di recupero. Nell'anno 2010 presso il CRAS di Vanzago sono stati ricoverati 2291 soggetti, di cui 1942 uccelli; di questi il 48% non è stato recuperato (932 soggetti) ed è deceduto spontaneamente o sottoposto a eutanasia. Il presente lavoro riporta solo i risultati dell'attività diagnostica eseguita su 125 soggetti di specie varie (rapaci, passeriformi ed altri), sottoposti entro 24 ore dalla morte a necroscopia ed esami di laboratorio. Il 76,2% di questi è deceduto spontaneamente: il 20,3% nelle 24 ore successive alla consegna e il 54,2% durante la degenza vera e propria. Il restante 23,8 % ha subito eutanasia perché giudicato irrecuperabile: il 13,6 % al momento del ricovero e il 10,2 % durante la degenza. La maggior parte degli animali è stata consegnata al centro o perché trovata orfana (41% dei casi) o a causa di fratture all'apparato scheletrico (27 % dei casi). Il restante 32 % è stato consegnato in stato di grave cachessia (*starvation*), senza che fosse possibile individuarne

la causa al momento dell'accettazione. La *starvation* è indicata come la principale causa di morte naturale, soprattutto nei giovani al primo inverno o nei casi di sovrappopolazione, conseguentemente a scarsa disponibilità di cibo, stress sociale e/o migratorio ed altre cause. Gli animali con deperimento organico che giungono nei centri sembrano però poter essere adeguatamente riabilitati, cosicché la percentuale di decesso di soggetti ricoverati per questo motivo è contenuta. Nel nostro caso, per la maggior parte dei soggetti con questa anamnesi, è stato possibile individuare il motivo che ha portato alla cachessia solo in sede necroscopica. In 18 soggetti sono state individuate lesioni interne, accompagnate da emorragie, spesso di origine traumatica. In un caso erano presenti segni di morsicatura da parte di un mammifero predatore. In 6 casi sono stati riscontrati sintomi di avvelenamento. In 9 casi non è stato possibile individuare il motivo che ha portato al decesso neanche dopo indagine autoptica. Le lesioni patologiche riscontrate interessavano principalmente l'apparato cutaneo e muscolo scheletrico (33%), l'apparato respiratorio e cardiaco (22%), l'apparato gastroenterico (19%) e l'apparato renale (11%). In particolare occorre segnalare come in alcuni casi le lesioni polmonari erano ascrivibili a polmonite *ab ingestis* derivante da aspirazione di liquidi o residui di cibo nei polmoni. In questi casi è importante la capacità dell'operatore che alimenta l'animale di evitare soffocamenti, rigurgiti o aspirazioni di liquidi. Le analisi di laboratorio hanno permesso di mettere in evidenza infezioni batteriche, micotiche e parassitarie (ecto-endoparassiti) solo in 42 soggetti con le seguenti prevalenze: infezioni batteriche 14,3% (6 soggetti), infezioni micotiche 33,3% (14 soggetti), endoparassiti 28,6% (12 soggetti), ectoparassiti 23,8% (10 soggetti). Gli esami virologici hanno dato esito negativo. Per quanto riguarda le infezioni batteriche, queste hanno interessato quasi sempre soggetti traumatizzati o gravemente cachettici e gli isolamenti hanno permesso di isolare nella maggior parte dei casi *Escherichia coli* e *Staphylococcus aureus*, due soggetti presentavano infezione sistemica da Salmonella. Le infezioni micotiche, prevalentemente da *Aspergillus fumigatus*, hanno interessato soprattutto i soggetti deceduti dopo ricoveri più o meno lunghi; verosimilmente l'abbassamento delle difese immunitarie dovuto allo stress da degenza e l'inevitabile contaminazione ambientale delle strutture, ha permesso l'instaurarsi dell'infezione. Per quanto riguarda gli endoparassiti, questi hanno riguardato sia l'apparato gastroenterico (coccidi, ascaridi, capillarie) ma anche i sacchi aerei, il sottocute con la presenza di *Laminosioptes cisticola* in alcuni rapaci e anche altri organi, quali la milza, in cui erano presenti emoparassiti verosimilmente ascrivibili ad *Haemoproteus*, sia in passeriformi che in rapaci. Nel 2010 sono stati utilizzati anche 40 rapaci lungodegenti come "sentinelle" in cui sono stati eseguiti prelievi di sangue per il controllo del titolo anticorpale nei confronti di Influenza Aviare, Malattia di Newcastle e West Nile Disease che hanno sempre dato esito negativo.

In conclusione occorre incentivare le analisi dei soggetti deceduti allo scopo di evidenziare la presenza di malattie infettive che possono compromettere l'attività di tutto il CRAS; questi stessi controlli però possono dare utili indicazioni anche sulla gestione in quanto in grado di evidenziare contaminazioni ambientali (es. da aspergilli) od errori gestionali (squilibri alimentari da eccessi proteici, polmoniti *ab ingestis* causa di scarsa manualità da parte degli operatori) che una volta corretti, possono migliorare l'attività di recupero.

Bibliografia

FICO R 1997. ATTI II SEM. NAZ. CRAS; FRATICELLI F ET AL. 2003. AVOCETTA 27(1): 112-115; GALLAZZI D ET AL. 1997. ATTI II SEM. NAZ. CRAS.

RECUPERO DELL'AVIFAUNA NELLA PROVINCIA DI MACERATA DURANTE IL DECENNIO 2001-2010. ANALISI DEI DATI

MINA PASCUCCI & MONICA BARCAIONI

Polizia Provinciale di Macerata, 62100 Macerata, mina.pascucci@gmail.com

Key Words: Macerata province, recovery birds, little owls, buzzards, admission causes

Summary *Wildlife recovery is an important methodology of indirect detection of species in an area. In the province of Macerata, 545 species belonging to 54 different species were found from 2001 to 2010. Some of these are species of conservation concern. Birds of prey were 66% of the total and the most abundant species were little owls and buzzards. The main causes of injury were collisions with motor-vehicles or with man-made structures. Many recovered species had never been observed in the area where they were found. The information coming from recoveries can update available data about birds' distribution.*

L'attività di recupero della fauna selvatica, oltre alla funzione primaria di salvaguardia, realizzata con la prestazione di pronto soccorso e cura degli individui feriti o debilitati ed a quella complementare di sensibilizzazione, nel maceratese assume un ruolo anche nel rilevamento indiretto delle specie presenti, soprattutto per quelle zone che non sono state mai oggetto di monitoraggi programmati, in cui le conoscenze sull'avifauna provengono solo da osservazioni di tipo occasionale. Tutte le informazioni elaborate provengono dalle schede consegnate al personale preposto, su cui sono state annotate tutte le indicazioni inerenti l'esemplare rinvenuto: specie, età, condizioni fisiche, sito di recupero e cause del ricovero, note riscontrate dal veterinario.
Le specie di uccelli prese in considerazione sono state soltanto quelle appartenenti alla fauna selvatica, ritrovate ferite o debilitate e quelle recuperate già morte, successivamente analizzate dall'I.Z.S.U.M. Nel decennio 2001-2010 sono stati ritrovati 545 esemplari appartenenti a 54 specie diverse, di cui diverse d'interesse conservazionistico (tabella 1). I rapaci, sia diurni che notturni, hanno costituito il 66 % del totale (360 individui su 545) e le specie più abbondanti sono state civetta, poiana e gheppio. Numerosi esemplari sono stati rinvenuti in zone ove le osservazioni della specie sono sporadiche o del tutto assenti. La maggior parte degli animali sono stati ritrovati feriti odebilitati; i nidiacei caduti o che si sono allontanati dal nido, sono stati soltanto il 18%.

La principale causa di ricovero è da ricondursi a traumi da collisione con autoveicoli o strutture antropiche (fig. 1); stress, colpi di calore, disidratazione, perdita dell'orientamento, sono state altre cause che hanno inciso sullo stato di debilitazione generale. La maggior parte delle fratture agli arti sono risultate critiche e pertanto gli individui sono stati soppressi; quelli più vitali, specialmente se di valore conservazionistico, sono stati salvati, pur essendo irrecuperabili e successivamente sono stati ospitati in Centri appositi (aquila, grillaio, cicogna) per finalità didattico-scientifiche.

Tra le specie colpite da arma da fuoco, aquila reale, cigno reale, cuculo, falco pellegrino, airone cenerini, nitticora, poiana, sparviere e gheppio. La maggior parte degli esemplari è stata ritrovata lungo le strade principali o in campagna; un numero ragguardevole di individui è stato rinvenuto direttamente entro le abitazioni private (giardini, garage, soffitte, ecc.). Essi provengono in larga parte dalla zona collinare. In diversi casi, gli esemplari sono stati immediatamente liberati senza essere affatto ricoverati (rinvenuti in capannoni, strutture ricettive, edifici pubblici, ecc..). Il successo del recupero, stimato sugli individui liberati in natura, è costantemente aumentato negli anni e si aggira tra il 20 e 30%. I dati emersi sono stati in linea con la vocazione del territorio e la sua

conformazione geografica. Molti degli individui ritrovati risultano presenti come specie soltanto durante il periodo delle migrazioni e diversi non erano stati mai avvistati nei luoghi del recupero. In tali casi, le informazioni connesse, sono state utili per integrare le conoscenze sulla distribuzione dell'avifauna. Alcuni recuperi eccezionali sono stati seguiti da verifiche e approfondimenti, come ad esempio per il Gufo reale, per il quale non si ha la certezza se la specie rinvenuta sia sfuggita alla cattività, dal momento che non esistono riscontri dalle osservazioni di campo. Il valore elevato delle tipologie di origine traumatica che si è delineato come maggiore causa di ricovero degli animali, andrebbe relazionato, al fine di avere un quadro completo, anche con gli altri fattori che possono concorrere a provocare l'evento, quali parassiti, malattie, infezioni, disidratazione, stress, ecc.. Tale valutazione richiede una sinergia tra gli organi preposti al recupero, i veterinari addetti al soccorso e gli organi dediti alle analisi della carcassa. Considerata la difficoltà ad armonizzare tale processo per assenza di risorse umane, la diagnosi accurata dei veterinari sulle patologie del ricovero assume quindi un ruolo cruciale per attivare azioni gestionali a tutela della fauna selvatica, da integrarsi o meno con quelle già in essere.

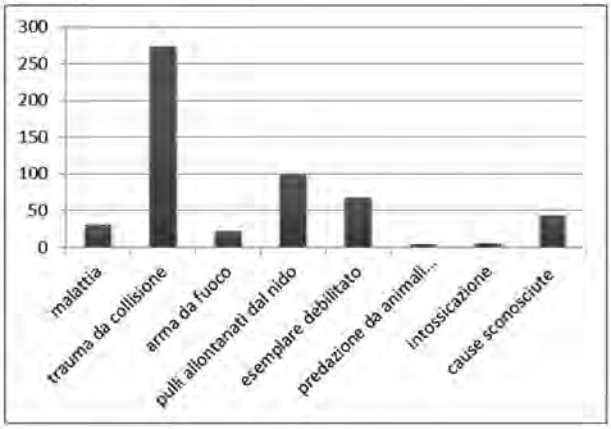


Figura 1 - Cause di ricovero

Tabella 1 - Specie rinvenute negli anni 2001-2010

	Nome comune	Nome scientifico	01	02	03	04	05	06	07	08	09	10	Totale	All. I Dir. 2009/147/CE	Lista Rossa Italia
1	Svasso maggiore	*Podiceps cristatus*				1	1		1			1	4		
2	Tarabusino	*Ixobrychus minutus*							1				1	X	LR
3	Nitticora	*Nycticorax nycticorax*			3								3	X	
4	Airone cenerino	*Ardea cinerea*	1		1	2	2	4	1	2	1	2	16		LR
5	Cicogna bianca	*Ciconia ciconia*			1							1	2	X	LR
6	Cigno reale	*Cygnus olor*		1		1							2		
7	Volpoca	*Tadorna tadorna*								1			1		EN
8	Germano reale	*Anas platyrhynchos*	1		1								2		
9	Falco pecchiolo	*Pernis apivorus*				1					1		2	X	VU
10	Falco di palude	*Circus aeruginosus*									2		2	X	EN
11	Albanella reale	*Circus cyaneus*				1							1	X	EX (nidif.)
12	Astore	*Accipiter gentilis*			1						1		2		VU
13	Sparviere	*Accipiter nisus*	1	1	4		3	4	2	1	2	2	20		
14	Poiana	*Buteo buteo*	4	11	13	13	4	6	15	4	6	9	85		
15	Aquila reale	*Aquila chrysaetos*	1		1								2	X	VU
16	Grillaio	*Falco naumanni*			1							1	2	X	LR
17	Gheppio	*Falco tinnunculus*	2	5	2	4	3	7	8	2	5	6	44		
18	Lodolaio	*Falco subbuteo*	1	1	1		1			1	2	1	8		VU
19	Pellegrino	*Falco peregrinus*					3	2	1		2	1	9	X	VU
20	Fagiano	*Phasianus colchicus*	1					1		1	1		4		
21	Porciglione	*Rallus aquaticus*									1		1		LR
22	Re di quaglie	*Crex crex*	1										1	X	EN
23	Gallinella d'acqua	*Gallinula chloropus*						1				2	3		
24	Folaga	*Fulica atra*						1					1		
25	Beccaccia	*Scolopax rusticola*						1					1		EN
26	Gabbiano comune	*Larus ridibundus*			1								1		VU
27	Gabbiano reale	*Larus michahellis*	3	3	2		1		1		4	5	19		

28	Tortora dal collare	*Streptopelia decaocto*		2			1		1	1	1	7	13		
29	Tortora	*Streptopelia turtur*			1			1					2		
30	Cuculo	*Cuculus canorus*									3		3		
31	Barbagianni	*Tyto alba*	2	2	1		2	2	2	2	2	2	17		LR
32	Assiolo	*Otus scops*			2		1	1	1		4		9		LR
33	Gufo reale	*Bubo bubo*										1	1	X	EN
34	Civetta	*Athene noctua*	2	7	4	8	8	7	12	1	18	14	81		
35	Allocco	*Strix aluco*	1	1	5	2	2	4	6	2	6	5	34		
36	Gufo comune	*Asio otus*	1	2	4	5	2	7	6	5	4	5	41		LR
37	Succiacapre	*Caprimulgus europaeus*		1						1		2	4	X	LR
38	Rondone	*Apus apus*	3	4	4	5	6	5	5	6	6	10	54		
39	Martin pescatore	*Alcedo atthis*	1										1	X	LR
40	Gruccione	*Merops apiaster*						1	1				2		
41	Upupa	*Upupa epops*	1	2	2		1		1	1			8		
42	Rondine	*Hirundo rustica*	1						1		4	4	10		
43	Balestruccio	*Delichon urbica*									1	1	2		
44	Passero solitario	*Monticola solitarus*				3							3		
45	Merlo	*Turdus merula*			1			1		1	4	1	8		
46	Tordo bottaccio	*Turdus philomelos*		1				1				1	3		
47	Capinera	*Sylvia atricapilla*					1						1		
48	Rigogolo	*Oriolus oriolus*							1				1		
49	Gazza	*Pica pica*	1		1								2		
50	Taccola	*Corvus monedula*										2	2		
51	Storno	*Sturnus vulgaris*										1	1		
52	Finguello	*Fringilla coelebs*									1		1		
53	Verdone	*Carduelis chloris*										1	1		
54	Cardellino	*Carduelis carduelis*				1							1		
Totale			29	44	57	47	42	57	67	32	82	88	545		

Bibliografia

CALVARIO E, GUSTIN M, SARROCCO S, GALLO ORSI U, BULGARINI F, FRATICELLI F 1999. NUOVA LISTA ROSSA DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN ITALIA. LIPU-WWF.

ANALISI DEI RICOVERI PRESSO IL C.R.A.S. DI VANZAGO (MI) NEGLI ANNI 2000-2010

STEFANO RAIMONDI*, LUIGI MIGLIAVACCA*, VIVIANA DALL'ORA*, ANDREA LONGO** & GUIDO GRILLI ***

**C.R.A.S. W.W.F., via delle Tre Campane, Vanzago (MI), dott_stefano_raimondi@yahoo.it; **Oasi WWF Vanzago; ***Università degli Studi di Milano*

Key words: Wildlife Rehabilitation Center, birds, mammals, medical care, wildlife reintegration

Summary. *The main purposes of wildlife rehabilitation centers are to support medical care, rehabilitation and the reintegration of animals in need. These centres need to have all the authorizations and the right spaces and structures. C.R.A.S - WWF in Vanzago (MI) is set in a natural reserve of 200 acres, which 143 are WWF Italy property, since 2003 has become one of S.I.C areas in Europe. C.R.A.S Vanzago center, rescue animals from the area of Milan, Varese, Como, Monza - Brianza but also from Pavia, Bergamo Novara and other area of north Italy. Since the last decade recovery centers are in continuing increase, in 2000 they reached the number of 418, in 2001 304 in 2002 509, in 2003 648, in 2004 they've reached the number of 974 in 2005 960 in 2006 1675 in 2007 they become 1283 in 2008 1554 in 2009 1777 in 2010 2291. Same statistics can be applied concerning the freeing of animals in their natural environment, on average 50% of the rescued ones. C.R.A.S. Vanzago recovery center is set in a quiet particular position, right in the middle of pianura padana and near of the city of Milan. Position influences the type of animals and the cause of their recovery here. In fact the most common species recovered here are the Turdus merula, Apus apus, Falcus tinnunculus, between the birds, Erinaceus Europe, Vulpes volpe, Sylvilagus Floridians, between the mammalians, all the species that tent be urbanized or live close to Human being. Also the reason of recoveries, due to different traumas, can be connected with the increasing of territory antropization. Pylons, sheet glass and most of the time cars. Therefore from a first analysis of recoveries, in a specific recovery centre, we can have important information of wild fauna composition.*

La legge 157/92 attribuisce alle Regioni il compito di emanare norme in ordine al soccorso, alla detenzione temporanea ed alla successiva liberazione della fauna selvatica in difficoltà. I Centri di Recupero Animali Selvatici della rete WWF-Italia (C.R.A.S.-WWF) forniscono primariamente un servizio alle Regioni e relative Province. L'obiettivo generale dei C.R.A.S.-WWF è quindi il recupero alla vita selvatica, nel più breve tempo possibile, di soggetti temporaneamente non idonei alla vita libera. Il grande lavoro di sensibilizzazione e educazione dell'opinione pubblica, il coinvolgimento di enti e istituzioni investono i centri recupero di un'importante funzione educativa, sia attraverso il grande numero di dati raccolti riguardo le patologie ed i pericoli che minacciano la fauna selvatica nazionale, sia per il coinvolgimento della gente nel recupero stesso dell'animale. Infatti negli ultimi decenni, è notevolmente aumentata l'attenzione per la salute e la salvaguardia dell'ambiente in cui viviamo e in senso lato a tutto ciò che con questo è connesso. Di pari passo si è maggiormente sviluppato anche un concreto interesse per quanto concerne la fauna selvatica e di conseguenza il recupero degli esemplari rinvenuti in difficoltà sul territorio. Possiamo affermare che sia entrato nella sensibilità comune il fatto che sia doveroso prestare soccorso ad esemplari anche non appartenenti a specie particolarmente a rischio o semplicemente meno rare o "importanti". Un piccolo dato è esemplificativo di questa realtà: nel 1995 il C.R.A.S. di Vanzago aveva registrato 380 ingressi, nel 2010 i ricoveri sono arrivati a 2291 animali. Se è possibile presupporre che

la crescente antropizzazione del territorio, l'ormai assodato e consolidato inurbamento di molte specie selvatiche e l'aumento in generale dell'inquinamento ambientale, possa avere incrementato il numero degli"inconvenienti" occorsi alla fauna, è altresì ben più probabile che la crescita vertiginosa dei ricoveri sia dovuta a una maggiore attenzione e conoscenza di strutture che ricoverano animali selvatici e alla efficiente rete di prelevamento e conferimento messa in atto dalle Amministrazioni provinciali. L'andamento delle consegne di animali presso il C.R.A.S. WWF di Vanzago e un dato in continuo aumento: nel 2000 sono stati 418, 304 nel 2001, 509 nel 2002, 648 nel 2003, 974 nel 2004, 960 nel 2005, 1675 nel 2006, 1283 nel 2007, 1554 nel 2008, 1777 nel 2009 e 2291 nel 2010. Il picco dei ricoveri si registra regolarmente nei mesi di maggio, giugno e luglio durante i quali, l'attività giornaliera normalmente piuttosto intensa, diviene addirittura frenetica. Il boom di ingressi è infatti il periodo delle nuove nascite che vede centinaia di nidiacei prevalentemente passeriformi, ma anche molti rapaci finiti a terra durante i primi tentativi di involo o per il maltempo. Lo scorso anno i ricoveri sono stati rispettivamente 337 a maggio, 490 a giugno e 528 luglio. Nel 2010, la causa di maggior ricovero è stato il ritrovamento di piccoli "orfani": come è facile immaginare il cucciolo o il pullus generano tenerezza e curiosità, nelle persone che li ritrovano. Purtroppo però sottrarre il giovane dal suo ambiente naturale se non presenta evidenti segni di malessere o ferite, non è quasi mai un bene: diventa quindi fondamentale per i centri di recupero ricoprire un ruolo complementare nell'educare/informare le persone, anche dai primi contatti telefonici, alla corretta etologia dell'animale. Fra le cause di ricovero, al terzo posto con il 21% del totale, si trovano "altre cause antropiche" accertate, fra le quali, la caccia, l'urto contro finestre non segnalate e contro veicoli, o comunque traumi causati dall'intervento diretto o indiretto dell'uomo. Questa percentuale riguarda circa 400 animali, un indice molto chiaro di quanto sia significativamente "pesante" l'impronta dell'uomo su questo pianeta e in particolare di come lo sia ancora di più in regioni densamente popolate come quella in cui si trova il C.R.A.S. di Vanzago. È evidente che l'arrivo di oltre il 50% di animali in soli 3 mesi, con picchi di oltre 20 animali al giorno, costringe l'attività del C.R.A.S. a ritmi difficilmente gestibili, l'impiego di personale volontario o di tirocinanti universitari si rivela fondamentale per contenere le spese e sopportare il carico di lavoro, che in questi mesi, diventa anche di 12 ore al giorno. Riferendoci all'ultimo anno di attività i consegnatari di esemplari di fauna selvatici sono stati: Amministrazioni Provinciali 20% ; altre associazioni animaliste 25% ; privati 49%. Per quanto riguarda gli esiti raggiunti, nonostante le numerose difficoltà che si incontrano nel processo di recupero e liberazione della fauna selvatica ricoverata, mediamente la nostra attività raggiunge l'ottimo risultato di una percentuale di rilascio che si attesta tra 50% e il 53% . A sottolineare la difficoltà del compito basti sottolineare che più del 20% arriva in condizioni tali che decretano il decesso nelle primissime ore di ricovero. Dagli esordi di questa attività ad oggi, è stato un continuo progredire di conoscenze scientifiche e di know-how: l'esperienza di chi se ne occupa quotidianamente, ha migliorato qualitativamente l'assistenza offerta agli animali in difficoltà. Nonostante questa realtà affascinante e coinvolgente, susciti sempre l'entusiasmo, l'interesse e il coinvolgimento dell'opinione pubblica, non è possibile non ricordare e sottolineare, le quotidiane grosse difficoltà economiche: i contributi ricevuti non sono proporzionali né sufficienti all'aumento dei ricoveri e all'adeguamento delle strutture. Sottolineiamo inoltre l'importanza del fondamentale apporto lavorativo di volontari qualificati, presenti 365 giorni l'anno, senza il quale qualsiasi ipotesi di soccorso risulterebbe irrealizzabile.

IL CONTRIBUTO DEI CENTRI RECUPERO ANIMALI SELVATICI ALLA RICERCA ORNITOLOGICA

SERGIO TRALONGO[1] & MASSIMO SALVARANI[2]

[1]Consorzio del Parco Fluviale Regionale dello Stirone, Via Loschi, 5, 43039 Salsomaggiore Terme (PR), direzione@parcostirone.it; [2]Via Rivalta 11, 43037 Lesignano de' Bagni (PR)

Key Words: Wildlife Rescue Center, Stirone Park, Emilia-Romagna

Summary *Wildlife Rescue Centers are excellent opportunity to study the local bird communities. The work deals with the activities of the Wildlife Rescue Center "Le Civette" of the Stirone Park (Emilia-Romagna), which began collaborations with public corporations and private concerns, in order to support the birds' recovery and rehabilitation with a better knowledge of the local biodiversity.*

I Centri Recupero Animali Selvatici (CRAS) sono strutture finalizzate alla gestione degli uccelli selvatici in difficoltà e rappresentano un'eccellente opportunità per il monitoraggio dell'avifauna. I CRAS costituiscono infatti, con i loro archivi, un punto di riferimento per tutto quello che riguarda le presenze avifaunistiche sul territorio, favorendo la raccolta di dati che altrimenti potrebbero risultare di difficile accesso o andare persi.

Il CRAS "Le Civette" del Parco Fluviale Regionale dello Stirone (Emilia-Romagna) ha avviato la propria attività nel 2002 e ha attivato collaborazioni con enti pubblici e soggetti privati, allo scopo di affiancare all'attività di recupero e riabilitazione l'importante funzione di incremento delle conoscenze sul patrimonio faunistico del proprio territorio.Verranno esaminati aspetti rilevanti dell'attività dei CRAS, con esempi riferiti al CRAS "Le Civette", per evidenziare come queste strutture possano validamente contribuire alla ricerca ornitologica.

Definizione di distribuzione, fenologia, status e habitat: la georeferenziazione delle località di rinvenimento degli animali conferiti ai CRAS, unitamente alla registrazione di data, orario e circostanze di raccolta, è un dato rilevante per l'attività di un Centro, in quanto maggiori sono le informazioni relative all'animale, maggiori risultano le possibilità di recupero. Tali informazioni costituiscono nello stesso tempo un'eccellente banca dati relativamente alla presenza, alla fenologia, agli habitat frequentati dalle specie sul territorio. Il rinvenimento di giovani non ancora atti al volo o incapaci di volare su lunghe distanze, ad esempio, consente di accertare la nidificazione di specie poco contattabili per caratteristiche etologiche o per scarsa densità di popolazione (es.: airone rosso *Ardea purpurea* nel Parco dello Stirone e sul Po piacentino). Questo aspetto dell'attività dei CRAS può essere ulteriormente valorizzato con l'inserimento dei dati in banche dati di ampie dimensioni, come la piattaforma Ornitho.it, contribuendo alla realizzazione di Atlanti di distribuzione a livello nazionale.

Monitoraggio delle cause di mortalità e dei fattori di maggior impatto sulle popolazioni di uccelli selvatici: i CRAS si occupano soprattutto di animali in difficoltà a causa di interferenze con attività antropiche (viabilità, collisioni con cavi sospesi, edifici, vetrate, taglio di alberi, attività agricole, bracconaggio, avvelenamenti, raccolta pulli, danneggiamento nidi), pertanto la conoscenza di tali elementi di criticità può consentire l'individuazione e l'applicazione di interventi di mitigazione, uniti alla realizzazione di azioni di sensibilizzazione verso le Autorità e i cittadini. Il Centro ha avviato ad esempio una campagna finalizzata a evitare la raccolta indiscriminata dei pulli di Strigiformi erroneamente ritenuti abbandonati dal titolo "Stiamo bene, lasciateci in pace!".

Monitoraggio sanitario delle popolazioni di avifauna selvatica: questo aspetto è rilevante in re-

lazione alla tutela di specie di particolare interesse conservazionistico, ma anche alla valutazione della diffusione di patologie potenzialmente trasmissibili all'uomo. E' questo il caso di malattie recentemente oggetto di specifica attenzione da parte delle autorità sanitarie, quali West Nile Disease e Usutu, che hanno gli Strigiformi e i Corvidi tra i vettori più comuni. Il Centro ha registrato uno dei primi casi in Emilia-Romagna di West Nile Disease in una civetta; è stata dunque attivata una collaborazione con la sezione di Parma dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia-Romagna per lo svolgimento di indagini specifiche sulle patologie e sulle parassitosi dell'avifauna selvatica.

Raccolta di dati biometrici: per valutare le condizioni generali di salute dei soggetti pervenuti al CRAS, gli operatori raccolgono dati biometrici e fisiologici, come il peso o lo sviluppo del piumaggio; tali dati sono di particolare rilievo specialmente per quelle specie che risultano difficilmente indagabili con metodologie standard di monitoraggio (p.e. inanellamento a scopo scientifico). Per quanto riguarda i pulli, la raccolta di dati permette di monitorarne la crescita e individuare il momento idoneo per il loro rilascio in natura; il Centro, con uno studio sull'assiolo *Otus scops*, ha dimostrato statisticamente la correlazione positiva tra il peso degli individui e il tempo trascorso in voliere all'aperto, che consente loro di sviluppare adeguatamente la muscolatura e di perfezionare le tecniche di volo e di predazione (Minari, 2006).

Marcaggio individuale degli animali rilasciati: per verificare l'efficacia del successo riabilitativo e le modalità di dispersione sul territorio su tempi medio-lunghi, è opportuno che gli animali rilasciati siano marcati individualmente. Il Centro, mediante la tecnica dell'inanellamento a scopo scientifico, ha ottenuto conferme circa la validità dei metodi di allevamento dei pulli, grazie alla ricattura o all'osservazione diretta di soggetti rilasciati nei mesi o negli anni precedenti e informazioni su cause di mortalità in seguito al rilascio. Questa tecnica può essere utilizzata anche per indagini sull'ecologia delle specie, per monitorare i movimenti migratori e la fedeltà al sito di nidificazione: è il caso di un assiolo inanellato nel 2003 da pullus presso il Centro e ricatturato in fase riproduttiva nel 2005 a pochi chilometri di distanza nel Parco dello Stirone.

Utilizzo di soggetti irrecuperabili: gli animali che non sono in grado di essere rilasciati in natura, per motivi fisici (inabilità al volo, alla cattura di prede, al reperimento di cibo) o comportamentali (pulli allevati a mano prima dell'arrivo al CRAS e imprintati), possono essere utilizzati, nel rispetto delle normative vigenti su scala regionale, per attività didattiche. Il Centro ha pertanto realizzato un'area didattica, aperta al pubblico con visite guidate per cittadini e scuole, che ospita Falconiformi e Strigiformi irrecuperabili. Vengono così realizzati specifici pacchetti didattici finalizzati alla sensibilizzazione sui temi legati alla tutela dell'avifauna selvatica e al recupero degli animali in difficoltà. Non va trascurata un'altra importante opportunità, costituita dall'utilizzo di soggetti appartenenti a specie di particolare valore conservazionistico, che possono essere destinati a progetti di riproduzione in cattività: è quanto avvenuto nel 2008 presso il Centro, che ha trasferito un giovane maschio irrecuperabile di nibbio reale *Milvus milvus* al C.E.R.M. (CEntro Rapaci Minacciati) di Rocchette di Fazio (GR), con funzione di riproduttore.

Bibliografia

MINARI L 2006 - STUDIO DELL'ACCRESCIMENTO E DELLE CAPACITÀ PREDATORIE IN GIOVANI ASSIOLI *OTUS SCOPS* FINALIZZATO AL RILASCIO IN NATURA. TESI DI LAUREA NON PUBBLICATA, UNIVERSITÀ DI PARMA.

ARGOMENTI VARI

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

I RAPACI NOTTURNI IN UN AREA CAMPIONE DELLA PROVINCIA DI CAMPOBASSO (RISULTATI PRELIMINARI)

ROSARIO BALESTRIERI, FRANCESCO RICCIO, MASSIMO SACCHI, SILVIO D'ALESSIO & GIUSEPPE MONACO

Cibele Associazione Onlus per la conservazione e la gestione ambientale, Località Monti di Sopra, Tredozio (FC), ardea.rb@gmail.com

Key Words: owls, Molise, population size, playback, diet.

Summary *In 2010 (15 April-15 May) and 2011 (22 April-17 May) an area of 100 km² in the province of Campobasso (San Giovanni in Galdo, Toro, Matrice e Monacilioni) was studied to assess abundance of nocturnal raptors with point counts (34) and play back. In the first year, 43 pellets of* Athene noctua*, 5 of* Otus scops *and 5 of* Tyto alba *were found, whereas in the second year 58 pellets of* Athene noctua *and only 1 of* Otus scops *were collected. Abundances differed in the two years, but* Otus scops *was always the most numerous species.*

Dal 15 aprile al 15 maggio 2010 e dal 22 aprile al 17 maggio 2011 in un'area di 100 kmq situati nella provincia di Campobasso fra i comuni di San Giovanni in Galdo, Toro, Matrice e Monacilioni, è stata effettuata una ricerca mirata per la comprensione della presenza, dell'abbondanza e della dieta dei rapaci notturni.

Si sono svolti censimenti in 33 stazioni diverse, sparse nel raggio di 5 Km da un impianto eolico. I punti, scelti con un sistema random, hanno una distanza minima di 1 Km uno dall'altro. In ogni stazione si sono effettuate sessioni di ascolto con e senza riproduzione del canto degli strigiformi per stimolarne la risposta (in tutto 3 minuti di ascolto passivo e un minuto di ascolto dopo ogni richiamo della durata di 30 secondi per specie). I dati dei rilievi sono stati considerati separatamente. Per il calcolo delle densità si è utilizzato soltanto il conteggio degli animali in richiamo spontaneo. Per ogni annata del monitoraggio sono stati realizzati dei modelli matematici per valutare l'ipotesi che la presenza degli aerogeneratori possa influire sulla distribuzione delle specie rilevate. La metodologia punta a identificare le variabili ambientali, tra quelle scelte per l'analisi, che maggiormente riescono a spiegare il fenomeno rilevato sul campo, in questo caso la distribuzione sul territorio. La presenza o l'assenza di una specie nei rilievi viene utilizzata come variabile indipendente in un analisi di regressione logistica multivariata e analizzata con una metodologia step-wise in cui le variabili ambientali vengono confrontate una alla volta per verificare la loro influenza su tale distribuzione. I risultati che si ottengono sono modelli che indicano la probabilità della presenza della specie sul territorio, sulla base della variazione delle variabili influenti. Si è proceduto con inoltre all'ispezione dei siti idonei come luoghi di nidificazione e/o posatoi (21 ruderi), nei quali sono state raccolte per l'anno 2010: 43 borre di civetta *Athene noctua*, 5 di assiolo *Otus scops* e 5 di barbagianni *Tyto alba*; mentre per quanto riguarda l'anno 2011 nei medesimi ruderi sono state rinvenute 58 borre di civetta ed 1 di assiolo. È stata indagata la dieta della civetta in quanto è l'unica specie per cui è stato raccolto un sufficiente numero di borre.

Durante la prima stagione di censimento sono state rilevate le specie: assiolo, civetta, allocco *Strix aluco*, gufo comune *Asio otus* e barbagianni.

La densità (Tab. 1) è stata stimata in individui per km² incrociando i dati derivati dai censimenti specifici mediante ascolto diretto delle emissioni sonore territoriali e modelli di idoneità ambientale realizzati per quattro delle cinque specie.

Tabella 1 - Specie rilevate, loro status conservazionistico europeo e nazionale, e densità (cfr. testo).

Famiglia	Nome comune	Nome scientifico	SPEC	LRI	densità
Strigidae	Assiolo	*Otus scops*	2	LR	0,621
Strigidae	Allocco	*Strix aluco*	4		0,032
Strigidae	Gufo comune	*Asio otus*		LR	0,016
Strigidae	Civetta	*Athene noctua*	3		0,111
Tytonidae	Barbagianni	*Tyto alba*	3	LR	0,032

Nell'area di studio, grande circa 100 km^2, si calcola dunque la presenza di una sessantina di coppie di assiolo che vocalizzano, tre coppie di allocco, una o due di gufo comune, 11 di civetta e tre di barbagianni. I valori rilevati per la civetta, se paragonati alle densità riportate per la provincia di Cuneo (0.45 – 1.07) e per la Pianura Padana (0.9 – 1.44; Toffoli, 2004), appaiono sensibilmente più bassi.

L'elevata stima di assioli è sorprendente, ma coerente con il numero di individui realmente rilevati (39 contatti su 33 punti di rilievo).

L'assiolo mostra un modello complesso in cui si nota l'esigenza della specie di avere a disposizione piccole zone boschive con esposizioni calde (Fig. 1a).

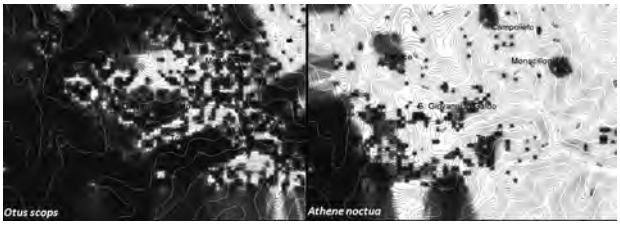


Figura 1 - Idoneità ambientale di assiolo (1a) e civetta (1b).

La civetta (Fig. 1b) presenta un modello nel quale è evidente la selezione per le aree legate all'uomo come matrice generale e le zone ricche di colture frutticole nel particolare. La spiccata attitudine a legarsi alle attività umane appare dovuta alla sua adattabilità e alle piccole dimensioni, che le permettono di colonizzare per la nidificazione anche edifici abitati. Il fatto che i frutteti vengano selezionati come variabili importanti per entrambe le specie fa supporre che siano habitat adatti alla presenza di micro-mammiferi, parzialmente in linea a quanto riportato da Mastrorilli (1997): ma in provincia di Bergamo, l'analogia è maggiore per le aree urbane rispetto ai frutteti. Buona coerenza anche con quanto rilevato nei Campi Flegrei da Giannotti *et al.* (2004).

I ruderi interessati dalle ispezioni sono 21, regolarmente visitati ogni primavera (2010 e 2011). In sei di questi sono state trovate e raccolte numerose borre.

Per la specie più rappresentata tra le borre, la Fig. 2 riporta una situazione molto diversa da quella descritta da Bon (2001) per la dieta della civetta in una località agricola della gronda lagunare veneziana. La differenza maggiore si osserva rispetto alla percentuale di *Microtus* e nella componente *Insectivora.*

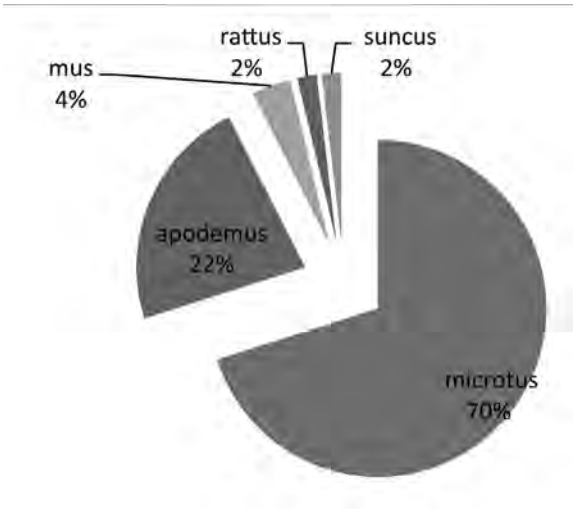


Figura 2 - Percentuali di micromammiferi trovati all'interno di 101 borre di civetta Athene noctua*, catalogati secondo i criteri riportati da Nappi (2001).*

Bibliografia

BON M, RATTI E, SARTOR A 2001. BOLL. MUS. CIV. ST. NAT. VENEZIA, 52; GIANNOTTI M, BALESTRIERI R, GORI V, GORI E, D'APICE V, DE ROSA D 2004. ATTI CONV. ITAL. SULLA CIVETTA, I: 27-28; MASTRORILLI M 1997. RIV. MUS. CIV. SC. NAT. BERGAMO, VOL. 19: 15-19; NAPPI A 2001. I MICROMAMMIFERI D'ITALIA. ED. SIMONE, 111 PP; TOFFOLI R, BERAUDO P 2004. ATTI CONV. ITAL. SULLA CIVETTA, I: 24-26.

PRIMO INSEDIAMENTO DI DUE COLONIE DI GABBIANO CORALLINO *Larus melanocephalus* IN LAGUNA DI VENEZIA

MARCO BASSO & FERRUCCIO LUCIO PANZARIN

Via Ivrea 20/A, 35142 Padova, ba_ruffa@yahoo.com

Key Words: Mediterranean Gull, New colony, Venice Lagoon, Italy

Summary *Breeding colonies of Mediterranean Gull are reported for the first time from the Lagoon of Venice, Italy in 2010, with up to 370 pairs at two sites in 2011. Almost 700 chicks fledged in the latter year, and 78 were colour ringed. Virological tests were made on some chicks, with negative results.*

Il Gabbiano corallino *Larus melanocephalus* è specie inserita nell'Allegato I della Direttiva Uccelli. In Italia nidifica dalla fine degli anni '70 del secolo scorso con colonie anche superiori alle 1000 coppie (Brichetti & Fracasso, 2006), ma in Laguna di Venezia è stato finora segnalato solo qualche raro e isolato caso di nidificazione all'interno di colonie miste di Laridi e Sternidi (Bon *et al.*, 2000).

Da qualche anno, alcune centinaia di individui immaturi estivano presso le colonie di Beccapesci *Sterna sandvicensis* e Gabbiano comune *Chroicocephalus ridibundus* nella Laguna Sud di Venezia. Nel 2010 è stata accertata la presenza di una piccola colonia con 30 nidi in Laguna Nord (località Valle Sacchetta) all'interno di una colonia di Gabbiano comune e Sterna comune *Sterna hirundo*, ma il successo riproduttivo è stato annullato da un violento nubifragio.

Nel 2011 la medesima colonia si è ingrandita, raggiungendo le 350 coppie e scalzando quasi completamente le altre due specie dai piccoli isolotti. Contemporaneamente in Laguna Sud (località Palude Fondello) in una colonia di Beccapesci, Sterna comune, Pettegola *Tringa totanus* e Gabbiano comune si sono insediati 200 individui di Gabbiano corallino, principalmente immaturi del secondo anno (presente anche un ibrido Gabbiano corallino *x* Gabbiano comune). Qui si sono riprodotte con successo circa 20 coppie.

In Laguna Sud sono stati inanellati con anelli colorati 35 dei circa 40 pulcini nati mentre nella colonia in Laguna Nord, sono stati inanellati solo 43 dei circa 650 pulcini nati. Su di alcuni individui sono stati raccolti campioni per l'indagine della presenza di virus come quello dell'Influenza Aviaria e di altri patogeni, da personale dell'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie (IZSVE). I campioni sono risultati tutti negativi per i virus influenzali, Paramyxovirus (malattia di Newcastle) e miceti (criptococchi e candida): C. Terregino (com. pers.).

L'età dei pulcini ha mostrato come non vi fosse una sincronizzazione nella deposizione e nella schiusa in quanto, in entrambe le colonie, la differenza di età dei pulli fra i maggiori e i più piccoli superava abbondantemente la settimana di vita.

Le date di inanellamento rispecchiano anche le tempistiche riproduttive del Delta del Po e delle Saline di Cervia, con involi stimati nella seconda decade di luglio, e sono circa 20 giorni in ritardo rispetto alle Saline di Margherita di Savoia, Comacchio e altri ambiti europei, come ad esempio Ungheria, Serbia e Belgio, dove l'involo dei pulcini avviene mediamente nella seconda metà di giugno (pulli inanellati già a fine maggio in Ungheria, Serbia e Polonia), a riprova del fatto che le colonie meno consolidate e stabili si insediano in ritardo rispetto a quelle che occupano siti storici.

Ringraziamenti
Fabio Berton, Francesco Bonfante (IZSVE), Alessio Farioli, Livia Victoria Patrono (IZSVE), Alessandro Sartori, Lucio Scarpa (proprietario di Valle Sacchetta), Calogero Terregino (IZSVE), Bruno Zanella, Marika Zattoni.

Bibliografia

BON M, CHERUBINI G, SEMENZATO M, STIVAL E 2000. ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN PROVINCIA DI VENEZIA. ASSOCIAZIONE FAUNISTI VENETI & PROVINCIA DI VENEZIA; BRICHETTI P, FRACASSO G 2006. ORNITOLOGIA ITALIANA 3 STERCORARIIDAE-CAPRIMULGIDAE. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA.

Fenicottero

MONITORAGGIO DELLA NIDIFICAZIONE DELLA CICOGNA NERA *Ciconia nigra* IN CAMPANIA NEL BIENNIO 2010-2011

FRANCESCA BUONINCONTI[1], MARCO BASILE[2] & MAURIZIO FRAISSINET[1]

[1]G.L.I.Ci.Ne., c/o Riserva orientata delle Baragge, Bessa, Brich di Zumaglia e Mont Prevè, via Crosa 1, Cerrione (BI), ardea.fb@gmail.com. [2]Via Vicinale Tavernola V traversa 12, Arzano (NA).

Key Words: *Ciconia nigra*, Black stork, Breeding, Southern Italy.

Summary *Until 2009, the Black Stork was only a regular migratory bird in Campania. In 2009, the first breeding event has occurred on a sandstone cliff, along the Ofanto River. In this study we present the data collected during the two following breeding seasons (2010 and 2011). Probably this single pair originated from the Basilicata's population, which is the source area for the Southern Italy. During the two years of monitoring, we observed 55 bird species in 25 days. Some of these species are included in the European Directives. Despite the conservation concern of this area, such as the presence of wind farms, electric cables and quarries along the river, it is particularly rich in biodiversity.*

La Valle dell'Ofanto è un prezioso bacino di biodiversità, corridoio ecologico fondamentale, che ospita numerose specie protette di mammiferi, uccelli, rettili ed insetti, inserite nelle direttive europee. La Cicogna nera *Ciconia nigra,* Spec 3 per l'Europa, ha trovato qui un ambiente riproduttivo idoneo, occupando dapprima il territorio lucano, e successivamente, dopo quasi 10 anni, anche il territorio campano. La prima nidificazione accertata in Basilicata risale al 2000, mentre in Campania era segnalata come specie migratrice regolare fino al 2009 (Fraissinet, 2005; Fraissinet *et al.*, 2007), quando è avvenuta la prima nidificazione in provincia di Avellino (Marrese *et al.*, 2009; Bordignon *et al.*, 2010).

L'area scelta dalla coppia per la riproduzione è sita sulla sponda campana del fiume Ofanto, ai confini con la Basilicata ed in provincia di Avellino. Il territorio è caratterizzato da rilievi collinari in arenaria, e predominanti sono le aree destinate a colture agricole, come uliveti e campi di graminacee. L'area di studio inoltre si contraddistingue per una ricca comunità faunistica. Per quanto concerne i mammiferi sono presenti, oltre a volpe *Vulpes vulpes* e riccio *Erinaceus europaeus*, anche la lontra *Lutra lutra*. Proprio in un rudere presente sul sito di osservazione delle cicogne è presente una colonia di chirotteri di circa 200-300 individui, comprendente due specie: Ferro di cavallo maggiore *Rinolophus ferrumequinum* e Vespertilio smarginato *Myotis emarginatus*.

Le osservazioni sono state condotte con l'utilizzo di cannocchiali 20-60x, binocoli 8-30x e 10-42x e 8-42x, da una postazione sita a 300m in linea d'aria dal nido e mascherata da un filare di querce. Complessivamente nel 2010 sono state effettuate 14 giornate di osservazione, in un periodo compreso dal 14 Aprile al 3 Agosto 2010, per 22 ore totali; nel 2011 sono state effettuate 11 visite, dal 29 aprile al 29 luglio, per un totale di 18 ore.Durante le 14 visite condotte nel 2010 e le 11 nel 2011 sono state contattate 57 specie ornitiche (Tab. 1), di cui alcune anche di elevato pregio conservazionistico o raramente osservabili nella regione. Particolarmente rilevanti le osservazioni di balia dal collare *Ficedula albicollis* e calandra *Melanocorypha calandra*.

Il nido è posto su una parete d'arenaria, poco distante dal fiume Ofanto, come tipicamente avviene per le coppie nidificanti in Sud Italia, a circa 430 m s.l.m., ed è esposto ad Est. L'involo per la stagione 2010 è stato accertato il 3 agosto, mentre nella stagione 2011 già il 27 luglio non vi erano pulli al nido. Una particolarità osservata nella schiusa delle uova è che, per entrambi gli anni, il 23 maggio erano presenti 3 pulcini al nido. La schiusa, come anche l'involo poi, in entrambi gli anni è

stata asincrona. Nel 2010 la coppia ha portato all'involo 4 pulcini, e 3 nell'anno 2011 (Fig. 1).Nel biennio, solo 3 volte è stato osservato un adulto portare l'imbeccata al nido: 18 giugno 2010, 17 luglio 2011 e 18 luglio 2011. Il periodo intercorso tra la deposizione e la schiusa è durato circa 35-38 giorni in entrambi gli anni. Il primo involo è stato registrato a circa 60 giorni dalla nascita, circa 95-98 giorni dopo la deposizione. Mentre il periodo tra il primo involo e il ritrovamento del nido vuoto copre l'ultima decade di Luglio. Il periodo di deposizione, il periodo di cova, la schiusa asincrona delle uova, nonché il tempo trascorso tra la schiusa e l'involo dei giovani. sono in linea con quanto già noto in letteratura (Bordignon, 2005; Brichetti & Fracasso, 2003).

Probabilmente la coppia è legata alla popolazione lucana, che funge da *source* per le aree confinanti, significativa è infatti la presenza di un'altra coppia nidificante a soli 12 km di distanza. L'Ofanto, che in questo punto fa da confine naturale tra Campania e Basilicata, ospita infatti da almeno 5 anni, un'altra coppia di cicogne nere, che nidifica sulla sponda lucana del fiume. Per quanto concerne problemi conservazionistici, di gestione e salvaguardia della specie, questi sono principalmente rappresentati dai numerosi impianti eolici presenti in tutta la zona, ed in via di espansione; e dai numerosi cavi elettrici ed elettrodotti, spesso posizionati lungo ampi tratti del fiume Ofanto, che risultano essere fatali soprattutto per i giovani da poco involati. Un altro problema da valutare è la presenza di cave estrattive lungo il corso del fiume, che prelevando materiale dagli argini fluviali disturbano e modificano le aree di alimentazione, anche potenziali, utilizzabili dalla cicogna nera. Inoltre i processi estrattivi e di lavorazione del materiale potrebbero inquinare le acque, determinandone anche una minore pescosità.

Il trend nazionale in crescita fa ben sperare per il futuro della specie. La Valle dell'Ofanto rappresenta in Italia un sito ottimale, che potrebbe veder accrescere la popolazione di cicogne nere nel prossimo futuro.

Bibliografia

BORDIGNON L 2005. LA CICOGNA NERA IN ITALIA. PARCO NATURALE DEL MONTE FENERA ED., BORGOSESIA (VC); BORDIGNON L, BRUNELLI M, CALDARELLA M, MARRESE M, RIZZI V, VISCEGLIA M 2010. QUADERNI DI BIRDWATCHING, ANNO XII, 2: 32-35; FRAISSINET M 2005. IN: BORDIGNON L (RED.) 2005. PARCO NATURALE DEL MONTE FENERA ED., BORGOSESIA (VC); FRAISSINET M, CAVALIERE V, JANNI O, MANCUSO C 2007. RIV. IT. ORN. 77: 3-16; MARRESE M, CALDARELLA M, BUX M, RIZZI V 2009. XV CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA, SABAUDIA.

Figura 1 - Tre giovani di Cicogna nera al nido in riva all'Ofanto (foto di Francesca Buoninconti).

Tabella 1 - Elenco specie ornitiche contattate

N.	ORDINE	FAMIGLIA	SPECIE	NOME SCIENTIFICO	ALLEGATO
1	CICONIIFORMES	Ardeidae	Airone cenerino	*Ardea cinerea*	-
2	CICONIIFORMES	Ardeidae	Gerzetta	*Egretta garzetta*	-
3	CICONIIFORMES	Ciconiidae	Cicogna bianca	*Ciconia ciconia*	SPEC 2
4	CICONIIFORMES	Ciconiidae	Cicogna nera	*Ciconia nigra*	SPEC 3
5	GALLIFORMES	Phasianidae	Quaglia	*Coturnix coturnix*	SPEC 3
6	ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	Falco pecchiaiolo	*Pernis apivorus*	-
7	FALCONIFORMES	Falconidae	Falco pellegrino	*Falco peregrinus*	-
8	FALCONIFORMES	Falconidae	Gheppio	*Falco tinnunculus*	SPEC 3
9	FALCONIFORMES	Falconidae	Lodolaio	*Falco subbuteo*	-
10	ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	Nibbio bruno	*Milvus migrans*	SPEC 3
11	ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	Nibbio reale	*Milvus milvus*	SPEC 2
12	ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	Poiana	*Buteo buteo*	-
13	ACCIPITRIFORMES	Accipitridae	Sparviere	*Accipiter nisus*	-
14	CHARADRIFORMES	Lariadae	Gabbiano reale	*Larus michaellis*	-
15	COLUMBIFORMES	Columbidae	Colombaccio	*Columba palumbus*	-
16	COLUMBIFORMES	Columbidae	Tortora dal collare orientale	*Streptopelia decaocto*	-
17	COLUMBIFORMES	Columbidae	Tortora selvatica	*Streptopelia turtur*	SPEC 3
18	STRIGIFORMES	Strigidae	Allocco	*Strix aluco*	-
19	STRIGIFORMES	Strigidae	Assiolo	*Asio otus*	SPEC 2
20	STRIGIFORMES	Strigidae	Civetta	*Athene noctua*	SPEC 3
21	STRIGIFORMES	Strigidae	Gufo comune	*Asio otus*	-
22	APODIFORMES	Apodidae	Rondone comune	*Apus apus*	-
23	CORACIIFORMES	Upupidae	Upupa	*Upupa epops*	SPEC 3
24	CORACIIFORMES	Meropidae	Gruccione	*Merops apiaster*	SPEC 4
25	PICIFORMES	Picidae	Picchio rosso maggiore	*Picoides major*	-
26	PICIFORMES	Picidae	Picchio verde	*Picus viridis Linnaeus*	SPEC 2
27	PASSERIFORMES	Alaudidae	Calandra	*Melanocorypha calandra*	SPEC 3
28	PASSERIFORMES	Alaudidae	Cappellaccia	*Galerida cristata*	SPEC 3
29	PASSERIFORMES	Hirundinidae	Rondine	*Hirundo rustica*	SPEC 3
30	PASSERIFORMES	Hirundinidae	Balestruccio	*Delichon urbica*	SPEC 3
31	PASSERIFORMES	Motacillidae	Ballerina bianca	*Motacilla alba*	-
32	PASSERIFORMES	Troglodytidae	Scricciolo	*Troglodytes troglodytes*	-
33	PASSERIFORMES	Turdidae	Pettirosso	*Erithacus rubecula*	-
34	PASSERIFORMES	Turdidae	Usignolo	*Luscinia megarhynchos*	-
35	PASSERIFORMES	Turdidae	Saltimpalo	*Saxicola torquata*	-
36	PASSERIFORMES	Turdidae	Merlo	*Turdus merula*	-
37	PASSERIFORMES	Sylviidae	Usignolo di fiume	*Cettia cetti*	-
38	PASSERIFORMES	Sylviidae	Beccamoschino	*Cisticola juncidis*	-
39	PASSERIFORMES	Sylviidae	Capinera	*Sylvia atricapilla*	-
40	PASSERIFORMES	Sylviidae	Occhiocotto	*Sylvia melanocephala*	-
41	PASSERIFORMES	Muscicapidae	Balia dal collare	*Ficedula albicollis*	-
42	PASSERIFORMES	Paridae	Cinciarella	*Parus caeruleus*	-
43	PASSERIFORMES	Paridae	Cinciallegra	*Parus major*	-
44	PASSERIFORMES	Laniidae	Averla capirossa	*Lanius collurio*	SPEC 2
45	PASSERIFORMES	Laniidae	Averla piccola	*Lanius senator*	SPEC 3
46	PASSERIFORMES	Corvidae	Ghiandaia	*Garrulus glandarius*	-
47	PASSERIFORMES	Corvidae	Gazza	*Pica pica*	-
48	PASSERIFORMES	Corvidae	Cornacchia grigia	*Corvus corone cornix*	-
49	PASSERIFORMES	Corvidae	Taccola	*Corvus monedula*	-
50	PASSERIFORMES	Corvidae	Corvo imperiale	*Corvus corax*	-
51	PASSERIFORMES	Oriolidae	Rigogolo	*Oriolus oriolus*	-
52	PASSERIFORMES	Passeridae	Passera d'Italia	*Passer italiae*	-
53	PASSERIFORMES	Fringillidae	Fringuello	*Fringilla coelebs*	-
54	PASSERIFORMES	Fringillidae	Verzellino	*Serinus serinus*	-
55	PASSERIFORMES	Fringillidae	Cardellino	*Carduelis carduelis*	-
56	PASSERIFORMES	Emberizidae	Zigolo nero	*Emberiza cirlus*	-
57	PASSERIFORMES	Emberizidae	Strillozzo	*Emberiza calandra*	SPEC 2

MONITORAGGIO DELLA PRIMA NIDIFICAZIONE ACCERTATA DI AIRONE CENERINO *Ardea cinerea* IN CAMPANIA

GIOVANNI CAPOBIANCO*, ROSARIO BALESTRIERI** & OTTAVIO JANNI**

**Parco Regionale del Matese, Piazza della Vittoria 31, San Potito Sannitico (CE); **ARDEA Onlus, Via Ventilabro 6, 80126 Napoli, gio.cap@hotmail.it*

Key Words: *Ardea cinerea*, Grey heron, breeding, Matese, Campania

Summary *We document the first breeding of the Grey Heron* Ardea cinerea *in Campania, southern Italy. In March 2011, 14 nests were found in a poplar grove adjacent to a man-made pond. Ten nests were monitored throughout the breeding season, and a total of 38 juveniles fledged.*

L'Airone cenerino *Ardea cinerea* in Italia è una specie molto diffusa, ma le colonie di nidificazione si concentrano in Pianura padana e regioni limitrofe (Fasola *et al.,* 2007). In Campania è considerato migratore regolare, svernante ed estivante (Fraissinet *et al*., 2007). Nel corso delle ricerche sullo stato dell'avifauna dell'alto casertano, il 4 marzo 2011 è stata rinvenuta una garzaia di Airone cenerino in località Lago dei Cigni, un piccolo lago artificiale in sinistra orografica del fiume Volturno nel territorio comunale di Ciorlano (CE). L'area di studio è ubicata a 154 m. s.l.m. alle coordinate X 424514 Y 4587095 e si estende per circa 1 ha. La vegetazione dominante, sulla quale sono stati realizzati i nidi, è composta da filari di Pioppo bianco *Populus alba* adiacenti ad un bacino alimentato da acque d'infiltrazione del fiume Volturno, adibito a laghetto per la pesca sportiva.

Il 4 marzo 2011 sono stati rinvenuti sette nidi con alcuni individui in corteggiamento ed altri in copula. Dalla prima decade di marzo è stato effettuato un monitoraggio costante della colonia con visite settimanali della durata media di 2 ore. Il punto di osservazione scelto è stato posto a 230 m di distanza dal margine della colonia su uno sterrato che percorre l'argine opposto a quello occupato dai nidi. Le osservazioni sono state effettuate con cannocchiale Leica Televid 77 APO.

Figura 1 - Adulto di Airone cenerino sul nido, nella nuova colonia campana.

I nidi sono stati costruiti ad un'altezza variabile tra i 4 e i 15 m su filari di Pioppo bianco. Sono stati censiti in una prima fase 14 nidi; successivamente l'accrescimento fogliare ne ha nascosti alcuni, per cui i nidi monitorati costantemente sono stati 10. Nonostante il disturbo arrecato dalla presenza di barche per la pesca sportiva che avrebbe potuto compromettere il buon esito della nidificazione (Guglielmi, 2005), si è potuto apprezzare una dinamica in linea con quanto riportato in bibliografia, con la costruzione dei nidi che è avvenuta nel mese di marzo, mese in cui sono stati osservati i primi individui in cova. La prima schiusa è avvenuta a metà aprile; il primo involo a fine maggio ed l'abbandono da parte dei giovani è nella terza decade di giugno (Fig. 2). I 10 nidi monitorati sono stati del tutto abbandonati dai giovani nella terza decade di giugno. Il rapporto juv./nido è stato di 3,8 , dato più alto tra quelli riportati da Brichetti & Fracasso (2003) per Liguria (3,2 - 3,5), Piemonte (2,4), Lombardia – Emilia (3,4). La classe modale più rappresentata è stata quella di 4 pulli per coppia, in 5 nidi su 10.

Dalle informazioni raccolte presso locali, pare che il primo nido sia stato costruito in questo sito nel 2009, per cui sarà particolarmente interessante seguire l'evoluzione di questa garzaia nel tempo.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2003. ORNITOLOGIA ITALIANA I GAVIIDAE-FALCONIDAE. ED PERDISA; FASOLA *ET AL* 2007. *AVOCETTA*, 31: 5-46; FRAISSINET M, CAVALIERE V, JANNI O, MANCUSO C 2007. *RIV. ITAL. ORN.*, 77 (1): 3-16; GUGLIELMI R 2006. UCCELLI D'ITALIA, 30(1-2): 11-26.

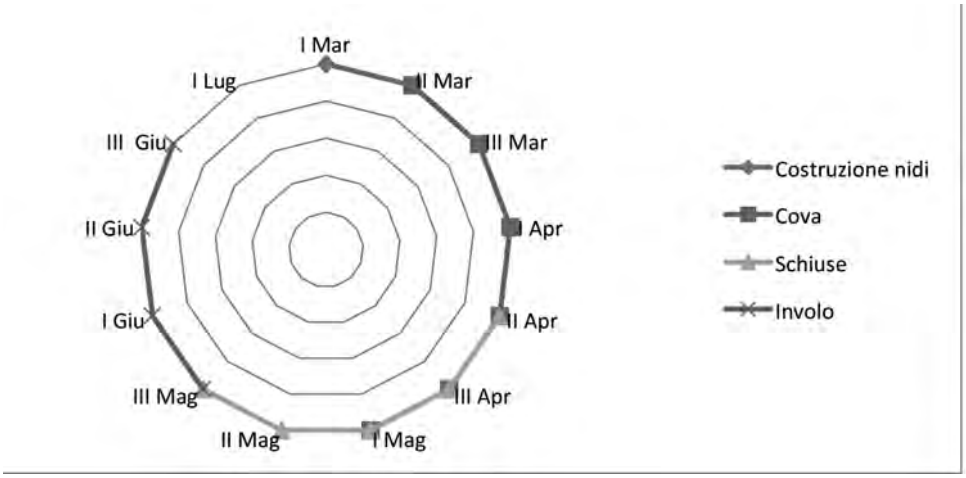


Figura 2 - Dinamica riproduttiva rilevata nella colonia di Airone cenerino rinvenuta in Campania.

LA STAZIONE DI INANELLAMENTO INVERNALE DEL CENTRO DI RECUPERO PER LA FAUNA SELVATICA DELLA PROVINCIA DI ASTI: PRIMI RISULTATI

MARIO COZZO*, GEROLAMO FERRO**, GUIDO GIOVARA*** & DOMENICO MARINETTO****

**ISPRA, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano Emilia (BO), mario.cozzo@gmail.com; **Via don Pennanzio 19, 14042 Bandito di Bra (CN); ***LIPU Delegazione di Asti, strada Stazione San Damiano 48, 14016 Tigliole (AT); ****LIPU Delegazione di Asti, fraz. Vaglierano 64, 14100 Asti (AT)*

Key Words: Bird ringing, Piedmont, Asti

Summary *We present the first results from seven years of bird-ringing activity at Tigliole (province of Asti, Piedmont) where the Wildlife Rehabilitation Centre and Ornithological Observatory of Asti province is based. A total of 12,243 birds were ringed in 123 days of activity: bramblings, greenfinches, siskins and goldfinches were the dominant species among the 36 captured (30 passerines and 6 non-passerines).*

Il Centro di Recupero per la Fauna Selvatica (CRFS) della provincia di Asti si trova in località Case Doglioni, comune di Tigliole (AT) (44°53'19" N, 08°05'54" E) all'interno di un'area privata di proprietà di uno degli autori. Gestito dalla delegazione locale della Lega Italiana Protezione Uccelli, il Centro da quest'anno è riconosciuto quale Osservatorio Ornitologico dall'Amministrazione Provinciale. Collocato su un rilievo collinare a circa 150-200 metri s.l.m., il sito occupa una superficie di circa 5 ha: il contesto ambientale, piuttosto vario, presenta boschi cedui di *Robinia pseudoacacia* alternati a boschi di *Quercus robur* e *Q. pubescens*, prati stabili, frutteti, coltivi con raccolti a perdere, una piccola e vecchia coltura di pioppo per l'industria cartiera; è anche presente un giardino dotato di essenze arboree ed arbustive ornamentali. Con la prima intenzione di dare sostegno alimentare alle specie di uccelli svernanti in zona, ogni inverno vengono sparse discrete quantità di semi di girasole e dal 2004 si è iniziato ad effettuare giornate di cattura e inanellamento a scopo scientifico con lo scopo di indagare la comunità ornitica gravitante nell'area, scoprirne la provenienza e valutarne la fedeltà al sito di svernamento. Le catture sono state effettuate con l'utilizzo di reti del tipo *mist-net* per uno sviluppo lineare di 168 m e collocate nelle medesime posizioni ad ogni sessione di cattura. L'impianto rimane attivo dall'alba fino a tutto il pomeriggio.

Nei sette inverni considerati sono state effettuate 123 giornate di cattura, marcando complessivamente 12243 individui appartenenti a 36 specie di cui 6 di non Passeriformi e 30 di Passeriformi (Tab. 1). Tra le specie maggiormente catturate, solo due, peppola e verdone, rappresentano insieme più del 50 % del totale, dovuto certamente al forte attrattivo rappresentato dall'offerta di cibo in questa difficile stagione. Risulta inoltre interessante come siano praticamente nulle le catture di fanello, fringillide svernante in zona, ma che non sembra frequentare il contesto ambientale della stazione. Dalla Fig. 1 si possono rilevare i diversi andamenti del numero di catture per anno e della media per sessione, le giornate di cattura e le specie catturate in ogni inverno. L'osservazione delle auto- ricatture permette di rilevare come quelle effettuate nello stesso inverno di prima cattura interessano per la maggior parte individui ricatturati una sola volta nello stesso inverno, nonostante la costante offerta di cibo: ciò è probabilmente dovuto al forte erratismo delle specie che in questo periodo non sono strettamente legate ad una unica fonte alimentare, né ad un ristretto ambito territoriale. Il richiamo dell'offerta costante di cibo non sopprime, quindi, i loro movimenti invernali naturali.

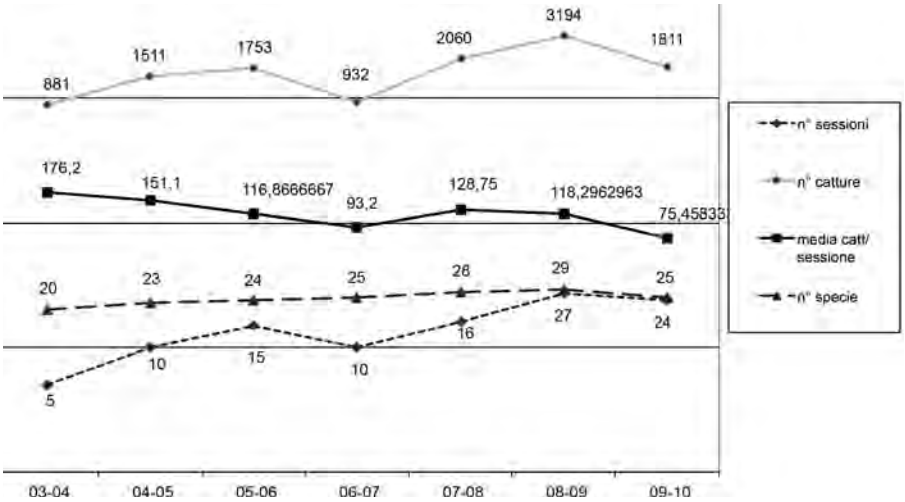


Figura 1 - Catture annuali, media per sessione, giornate di cattura e specie catturate in ogni inverno

Tabella 1 - Catture annuali e totali presso la stazione di inanellamento di Tigliole.

	INVERNI								
SPECIE	03-04	04-05	05-06	06-07	07-08	08-09	09-10	TOT.	%
Peppola *Fringilla montifringilla*	31	11	850	84	470	1873	200	3519	28,74
Verdone *Carduelis chloris*	291	493	222	362	503	614	430	2915	23,81
Lucarino *Carduelis spinus*	79	274	334		404	31	378	1500	12,25
Cardellino *Carduelis carduelis*	287	472	63	165	262	141	108	1498	12,24
Cinciallegra *Parus major*	59	44	51	115	135	108	97	609	4,97
Fringuello *Fringilla coelebs*	36	62	49	36	39	144	145	511	4,17
Passera mattugia *Passer montanus*	38	68	10	24	23	20	124	307	2,51
Cinciarella *Cyanistes caeruleus*	30	12	45	25	40	64	14	230	1,88
Migliarino di p. *Emberiza schoeniclus*				25	15	4	151	195	1,59
Capinera *Sylvia atricapilla*	1	11	23	15	33	46	50	179	1,46
Pettirosso *Erithacus rubecula*	13	15	33	16	34	29	35	175	1,43
Merlo *Turdus merula*	7	5	22	15	52	37	12	150	1,23

Codibugnolo *Aeghithalos caudatus*	3	7	8	6	11	16	12	63	0,51
Frosone *Coccothraustes coccothraustes*		7	35	3	2	5	11	63	0,51
Passera scopaiola *Prunella modularis*	1		1	3	6	17	22	50	0,41
Cincia bigia *Poecile palustris*	4	3	7	10	12	8	5	49	0,40
Tortora dal collare *Streptopelia decaocto*	1	7	3	15	7	5	3	41	0,33
Cincia mora *Periparus ater*			21			8		29	0,24
Ghiandaia *Garrulus glandarius*	3	8	2	4	1	5	6	29	0,24
Tordo bottaccio *Turdus philomelos*			6		6	4	3	19	0,16
Regolo *Regulus regulus*		1		1	7	10		19	0,16
Picchio r. mag. *Dendrocopos major*				4	5	3	3	15	0,12
Sparviere *Accipiter nisus*	1	2	3	2	2	4		14	0,11
Storno *Sturnus vulgaris*		5	2	2	3			12	0,10
Picchio verde *Picus viridis*	2	2	2		2	2		10	0,08
Gazza *Pica pica*	1	1		4		2	2	10	0,08
Scricciolo *Troglodytes troglodytes*				2	3	3	1	9	0,07
Luì piccolo *Phylloscopus collybita*			1		4	2	2	9	0,07
Picchio muratore *Sitta europaea*				2	2	1		5	0,04
Poiana *Buteo buteo*	1	1				1		3	0,02
Picchio r. min. *Dendrocopos minor*					1			1	0,01
C. spazzacamino *Phoenicurus ochruros*							1	1	0,01
Codirosso *Phoenicurus phoenicurus*							1	1	0,01
Cornacchia grigia *Corone cornix*				1				1	0,01
Fanello *Carduelis cannabina*			1					1	0,01
Zigolo nero *Emberiza cirlus*		1						1	0,01

Ringraziamenti

Si ringrazia la famiglia Giovara per aver consentito la fruizione dell'area; la locale sezione LIPU per l'acquisto delle reti e i volontari per lo svolgimento delle attività; Sergio Fasano, del GPSO, per l'estrazione dei dati di cattura dall'archivio piemontese.

SESSAGGIO DI ALCUNE SPECIE DI UCCELLI (PETTIROSSO *Erithacus rubecula* E BECCAFICO *Sylvia borin*) CON UN METODO MOLECOLARE

EDO D'AGARO & MARCO CIMOLINO

Facoltà di Medicina Veterinaria, Via Sondrio 2A, Udine, edo.dagaro@uniud.it

KEY WORDS: BIRDS, SEX IDENTIFICATION, MOLECULAR METHOD

Summary *Molecular sexing is a simple and cost-effective method to determine the sex of sexually monomorphic birds. Using highly conserved primers flanking the intron of CHD gene, PCR amplification and agarose electrophoresis allowed a reliable sex identification of three bird species: European robin* Erithacus rubecula *and Garden warbler* Sylvia borin*, as well as Blackcap* Sylvia atricapilla*, which was used as control species.*

Il riconoscimento del sesso in alcune specie di uccelli sulla base delle sole caratteristiche morfologiche non è possibile per l'assenza di dimorfismo sessuale. Per questo motivo è stato messo a punto un metodo molecolare che consente di differenziare i due sessi degli uccelli in modo semplice, sicuro ed economico. In particolare, questo metodo si basa sulla differenza di lunghezza di un introne (gene CHD) presente nei due cromosomi W e Z. Nella presente indagine sono state considerate tre specie di uccelli, pettirosso, beccafico e capinera, di notevole diffusione nella regione Friuli-Venezia Giulia. L'indagine è stata svolta su 38 pettirossi, *Erithacus rubecula*, 166 beccafichi, *Sylvia borin* e 6 capinere, *Sylvia atricapilla*, queste ultime utilizzate come specie controllo in quanto sessabili attraverso l'osservazione della diversa colorazione del piumaggio.

Gli animali sono stati catturati da inanellatori autorizzati dall'ISPRA, rispettando le procedure previste dal regolamento sull'inanellamento a scopo scientifico. Le catture sono state effettuate mediante l'utilizzo di reti mist-nets per passeriformi, in due stazioni di cattura principali: Isola di S. Andrea e Riserva Naturale Foce dell'Isonzo – Isola della Cona. Il sangue (20-50µl) è stato prelevato mediante una puntura con ago sterile, a livello della vena ulnare, assorbito e conservato mediante le cartine FTA (Whatman®Bioscience). Durante il campionamento sono state rilevate le misurazioni biometriche e morfologiche dei singoli animali seguendo la procedura prevista per l'inanellamento a scopo scientifico: determinazione dell'età, valutazione visivo-tattile dello stato muscolare e di ingrassamento, misura della lunghezza dell'ala o corda massima, lunghezza della III penna remigante.

Estrazione del DNA: L'estrazione del DNA è stata effetuata mediante asportazione del campione ematico dalla cartina, purificazione con il FTA Purification Reagent (Whatman ® Bioscience) e l'eluizione mediante trattamento ad elevato pH e successiva neutralizzazione. *Condizioni PCR*: l'amplificazione è stata condotta con un termociclatore Sprint Thermal Cycles (THERMO HYBAID, Ashford, UK) con un volume finale di 10µ contenente 1 µM di ciascun primer, 2,0 mM di $MgCl_2$, 0,2mM di ciascun dNTP e 0,25 unità di taq polimerasi (Sigma, Milano). Il protocollo utilizzato era il seguente: 94°C per 2 min, 40 cicli, 94°C per 45s, 50°C per 45s e 72°C per 45s e la fase di estensione di 72°C per 5 min. I primers utilizzati erano i seguenti (1): P_2: 5'-TCT GCA TCG CTA AAT CCT TT – 3' e P_8: 5'– CTC CCA AGG ATG AGR AAY TG -3'.

Elettroforesi: 5 µl dei prodotti PCR sono stati analizzati con elettroforesi su gel d'agarosio (Sigma) al 3% in TBE 0.5X, contenente 0.5 µg/ml di etidio bromuro. Dopo la corsa elettroforetica, a 90V per 2h, i risultati sono stati letti al transilluminatore UV e fotografati con sistema DS Camera System (Polaroid, USA).

L'analisi del sesso delle specie di uccelli considerate è stata eseguita considerando una regione specifica (gene CHD) nei due cromosomi W e Z. I primers (P2/P8) sono stati costruiti in modo tale da fiancheggiare il gene contenente l'introne. In questo modo, è possibile distingure i maschi (con una banda) dalle femmine (due bande) con una corsa elettroforetica su agarosio. L'utilizzo dei campioni ottenuti da Capinera, il cui sesso era noto, ha consentito di validare i risultati nelle altre due specie. Nella Figura 1 sono visualizzati i risultati del sessaggio di alcuni individui di capinera e beccafico.

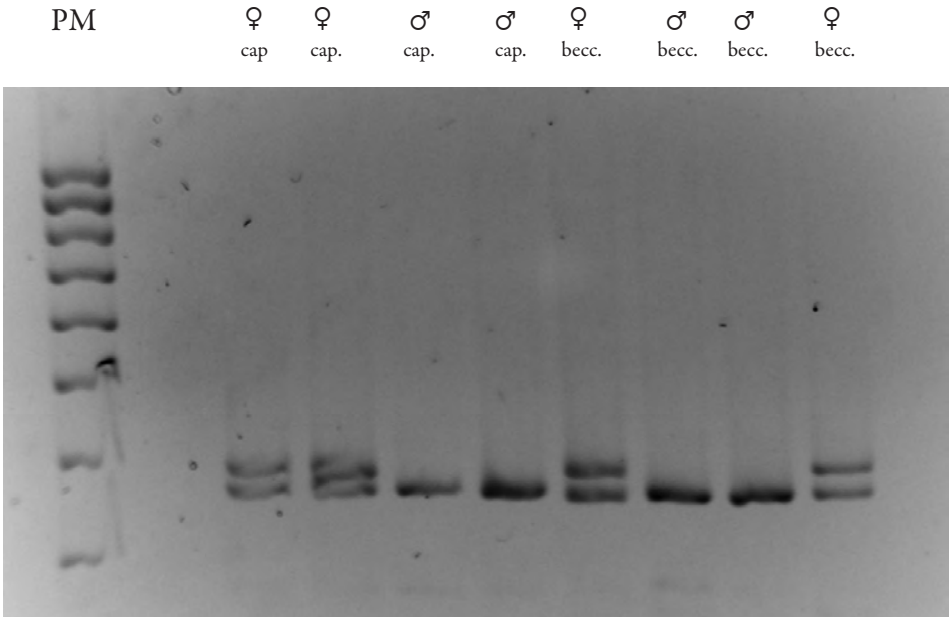


Figura 1 - Identificazione molecolare del sesso per la capinera e il beccafico.

Come si osserva dalle corse è possibile identificare in maniera efficace il sesso delle due specie di uccelli. Il metodo molecolare utilizzato nel presente studio ha consentito una rapida estrazione del DNA con le cartine FTA e la sucessiva identificazione molecolare del sesso degli ucccelli oggetto di indagine. La tecnica nel complesso è risultata poco costosa e di notevole interesse e applicabilità in ambito naturalistico ad ausilio e complemento anche di altre discipline come lo studio del comportamento e analisi dei flussi genici. E' in corso uno studio sulle possibili relazioni tra le misurazioni morfometriche rilevate e il sesso, e sulla distribuzione temporale durante i passaggi migratori dei due sessi

Bibliografia

GRIFFITHS R ET AL. 1998. MOL ECOL 7: 1071-1075; KAHN NW ET AL. 1998. THE AUK 115: 1074-1078.

ROOST COLLETTIVI INVERNALI DI GAZZA *Pica pica* IN PROVINCIA DI MANTOVA

NUNZIO GRATTINI, DANIELE LONGHI & ACHILLE PERI

Gruppo Ricerche Avifauna Mantovano (GRAM), Centro visite del Parco San Lorenzo, Strada Falconiera, 46020 Pegognaga (MN), cristatus@virgilio.it

Key Words: Magpie, communal winter roosts, Mantua

Summary *In Italy, the Magpie* Pica pica *is a resident and irregular migrant species and its range is continuously spreading. Although the habit of forming night aggregations in winter is well-known, researches on roosts are scarce and localised. Here, we present the results of a monitoring programme carried out at the winter roosts of the Mantua province. The monitoring programme took place in the winter periods 2009-2010 and 2010-2011 and consisted of 41 censuses conducted between mid October and late February. Overall 14 roosts were monitored. These roosts hosted from 10 to 350 birds maximum. While 4 roosts hosted more than 100 birds, the others hosted 41±22 (mean ± SD) birds maximum. Most roosts were located in areas without anthropogenic disturbance (71%) but with the presence of water (64%). Half of the roosts were formed on shrubs, in 5 cases on trees and in 2 cases on trees and shrubs. These preliminary data show an increase of the number and size of roosts in the Mantua province. In-depth researches are required to improve the knowledge on this species.*

In Italia la gazza *Pica pica* è specie sedentaria nidificante e migratrice irregolare; risulta distribuita su buona parte della penisola, compresa la Sicilia, con la tendenza ad evitare i territori montani (Brichetti & Massa, 1998) e appare in evidente espansione su gran parte del territorio italiano (Di Carlo, 1993; Roma & Rossetti, 1993; Brichetti, 1996; Ferlini, 2007; Fiesoli & Pisu, 2009). Contrariamente ad altri corvidi non è specie particolarmente gregaria, ma è nota la formazione di piccoli dormitori (10-20 individui) durante la stagione invernale (Rolando, 1995). Le indagini condotte in Italia su questa specie riguardano principalmente la distribuzione e la densità riproduttiva (Ferlini, 2007; Fiesoli & Pisu, 2009) e, essendo annoverata tra la specie nocive, il controllo numerico (Cocchi, 1996; Ferri, 2002); risultano invece scarse e localizzate le ricerche sui dormitori invernali (Ientile, 1999; Grattini, 2008).

In provincia di Mantova il trend della gazza conferma quanto osservato a livello nazionale, con un consistente aumento nel corso degli ultimi decenni che ha interessato sia il contingente nidificante che quello svernante (Grattini & Longhi, oss. pers.). Analogamente, dopo il rinvenimento nel 1997 di un consistente roost presso il Parco San Lorenzo di Pegognaga (Grattini, 2008), l'osservazione di dormitori invernali di gazza è divenuta sempre più frequente. La presente indagine si pone quindi come obiettivo l'individuazione e il monitoraggio della consistenza dei principali roosts di gazza presenti. La Provincia di Mantova ha una superficie di circa 2300 km^2, è prevalentemente pianeggiante ad esclusione del settore più settentrionale dove sono presenti colline moreniche con quote massime di poco superiori ai 200 m s.l.m. L'idrografia del territorio mantovano mostra una notevole abbondanza di corsi d'acqua e bacini, sia di origine naturale che artificiale, la cui estensione è stimata all'incirca il 2-3% della superficie totale. Al reticolo idrografico principale, costituito da tratti dei fiumi Po, Mincio, Oglio, Secchia e Chiese ed ai tre laghi di Mantova (Superiore, di Mezzo e Inferiore) va infatti ad aggiungersi la fitta rete di canali ad uso irriguo che si estendono in modo capillare sull'intero territorio. Nel territorio provinciale sono presenti 9 ZPS e 15 SIC.

L'indagine è stata condotta negli inverni 2009-2010 e 2010-2011 attraverso 41 censimenti eseguiti tra metà ottobre e fine febbraio. Complessivamente sono stati seguiti 14 dormitori, per alcuni dei quali è stato possibile effettuare conteggi in più occasioni durante entrambi gli inverni di indagine. I censimenti sono stati effettuati da punti precedentemente individuati a partire da un'ora prima del tramonto fino a completa oscurità. Di ogni dormitorio sono state descritte le caratteristiche ambientali in termini di presenza di alberi/arbusti e di presenza/assenza di acqua e disturbo antropico. I dormitori censiti si trovano tutti nella zona pianeggiante della provincia; circa due terzi di questi si trovano nella fascia a sud del Po.

La consistenza dei roosts è risultata molto variabile, con notevoli differenze sia tra siti che nel corso dell'inverno. Nei siti per i quali è stato possibile effettuare più censimenti la consistenza massima è stata raggiunta tra metà dicembre e fine gennaio ed è risultata compresa tra 10 e 350 individui. I roosts con un numero massimo di individui superiore a 100 sono risultati 4, mentre per i restanti la consistenza massima è risultata di 41 ± 22 individui (media ± sd).

Nella maggior parte dei casi (71%) i roosts sono stati individuati in siti caratterizzati dall'assenza di disturbo antropico; di questi, l'80% si trovavano in vicinanza di corpi idrici, mentre i restanti in siti caratterizzati dall'assenza di acqua. Complessivamente la vicinanza di ambienti acquatici è stata riscontrata nel 64% dei roosts censiti. Nel 50% dei casi i dormitori si sono formati su arbusti, mentre formazioni arboree o arboreo-arbustive sono state utilizzate in 5 e 2 casi rispettivamente.

Dai dati a disposizione sia il numero che la consistenza dei roosts di gazza presenti sul territorio mantovano risultano in evidente aumento, evidenziando l'esistenza di un fenomeno fino ad ora poco noto e poco studiato sul territorio italiano, ma descritto da tempo nella letteratura straniera (Møller, 1985; Reebs, 1986; Bokotey, 1997; Crosbie *et al*., 2006). La tendenza all'utilizzo di siti localizzati nelle immediate vicinanze di corpi idrici conferma quanto riportato da altri autori (Møller, 1985; Crosbie *et al*., 2006). Tale comportamento, oltre che dalla ricerca di microhabitat termicamente favorevoli allo svernamento, potrebbe essere motivato anche dall'assenza di disturbo che normalmente caratterizza i siti occupati.

In conclusione i risultati di questa indagine evidenziano la necessità di effettuare ricerche più approfondite sui dormitori di gazza presenti sul territorio italiano al fine di comprendere meglio l'ecologia della specie, ma in particolare, di ottenere informazioni funzionali alla realizzazione di corretti piani di contenimento.

Ringraziamenti

Per la collaborazione sul campo, Egidio Bacchi, Stefano Bellintani, Federico Novelli, Giuseppe Tenedini.

Bibliografia

BOKOTEY AA 1997. ACTA ORNITOLOGICA 32(1): 5-7; BRICHETTI P 1996. PIANURA 7: 97-102; BRICHETTI P, MASSA B 1998. RIV. ITAL. ORN., 68: 129-152; COCCHI R 1996. HABITAT 63: 13-16; CROSBIE SP, BELL DA, BOLEN G 2006. WILSON JOURNAL OF ORNITHOLOGY 118(4): 532-536; DI CARLO EA 1993. UCCELLI D'ITALIA 18: 66-68; FERLINI F 2007. AVOCETTA 67-69; FERRI M 2002. PROV. DI VERCELLI; FIESOLI C, PISU D 2009. ALULA 1-2: 399-404; GRATTINI N 2008. PICUS 34: 51-52; IENTILE R 1999. AVOCETTA 23: 184; MØLLER AP 1985. JOURNAL OF ORNITHOLOGY 126(4): 405-419; REEBS SG 1986. CANADIAN JOURNAL OF ZOOLOGY 64(8): 1614-1619; ROLANDO A 1995. I CORVIDI ITALIANI. EDAGRICOLE BOLOGNA; ROMA S, ROSSETTI M 1993. UCCELLI D'ITALIA 18: 40-41.

DATI PRELIMINARI SULLA NIDIFICAZIONE DI FRATINO *Charadrius alexandrinus* LUNGO IL LITORALE SUD DI BARI (PUGLIA)

CRISTIANO LIUZZI, SIMONE TODISCO & FABIO MASTROPASQUA

Associazione Centro Studi De Romita, C.da Tavarello 362/A, 70043 Monopoli (BA), cristiano.liuzzi@libero.it

Key Words: Kentish Plover, Apulia, breeding, coastal development

Summary *We provide preliminary information on the breeding population of the Kentish Plover in the central part of Apulia region (SE Italy). Field surveys were carried out from April to May 2011 in a stretch of coastline between Bari and Torre Canne (BR). A total of 31 pairs were identified, of which 32% were certainly breeding and 52% occupied rocky coasts. Our results indicate that those sites considered suboptimal for the species may be locally very important.*

Il Fratino *Charadrius alexandrinus,* è una specie a distribuzione cosmopolita; nella Regione Paleartica occidentale la distribuzione è eurocentroasiatico-mediterraneo-iranica, con le popolazioni europee più consistenti localizzate in Turchia e Russia (Brichetti & Fracasso, 2004). In Italia vengono stimate 1300-2000 coppie, con un trend di decremento localmente anche molto marcato (Utmar, 2001; Biondi & Pietrelli, 2003; Fracasso *et al*., 2003; Scarton *et al*., 2004; Pietrelli & Biondi, 2010). In Puglia il Fratino è considerato migratore regolare, svernante e nidificante sedentario (La Gioia *et al*., 2010). In particolare, per lo svernamento della specie, la Puglia risulta una regione di primaria importanza, ospitando 2 dei 9 siti di importanza nazionale, con una media annuale di presenza pari al 26.4% (periodo 1996-2000) della popolazione svernante a livello nazionale (La Gioia *et al.,* 2010b). La specie è inserita nell'allegato I della Dir 2009/147/CE, è considerata SPEC 3 (Bird-Life International, 2004) ed è inoltre inserita nella categoria "LR" della Lista Rossa (LIPU & WWF 1999.)

Al fine di incrementare le conoscenze in aree poco monitorate in precedenza, perché ritenute poco idonee, sono state condotte delle indagini in una fascia di litorale a cavallo delle provincie di Bari e Brindisi. In particolare è stato indagato il tratto costiero tra la periferia meridionale di Bari e la frazione di Torre Canne (BR). Secondo la classificazione di Picard (1985) l'area oggetto di studio ricade nell'ecotipo "Murge-Salento" (Damiani *et al*., 1988), con una costa prevalentemente rocciosa e bassa nel litorale tra Bari e la frazione di San Vito e tra la località Egnazia e Torre Canne (Fig. 1), e sporadici tratti di spiaggia sabbiosa o ciottolosa. Il tratto costiero tra San Vito e la periferia nord di Monopoli presenta una morfologia prevalentemente alta e rocciosa, con falesie che presso l'abitato di Polignano a mare raggiungono anche i 20 m. Tra la periferia sud di Monopoli e la località Capitolo, la costa è rocciosa con una morfologia di tipo medio-alto e con frequenti insenature ove si concentrano depositi sabbiosi. L'unico tratto in prevalenza sabbioso è quello che si estende tra località Capitolo e località Egnazia. Nell'area indagata si registra una notevole pressione antropica, con la presenza di centri abitati di grandi dimensioni e insediamenti industriali posti nelle immediate vicinanze. La presenza di strade litoranee, poi, rende alcuni tratti costieri facilmente accessibili e nel periodo estivo migliaia di bagnanti invadono in particolar modo i pochi tratti sabbiosi presenti. Durante la stagione riproduttiva 2011 (maggio-giugno) sono stati percorsi 38,5 km a piedi controllando tutte le tipologie ambientali presenti ad eccezione delle falesie; al fine di identificare gli esemplari, sono stati utilizzati binocoli con ingrandimento 8x42 e 10x42. Per ogni coppia sono stati annotati, su apposite schede di campo, il sesso, l'età, la categoria di nidificazione, utilizzando le metodologie PAI (Meschini & Frugis, 1993) e la tipologia di substrato utilizzato. Sono state individuate 31 coppie, di cui il 32% nidificanti certe,

il 52% probabili e il 16% possibili. Inoltre è stato calcolato l'IKA relativo alle categorie certa e probabile, risultato rispettivamente pari a 0.26 e 0.42. Di particolare interesse sono risultate le nidificazioni su substrati di origine artificiale, quali colate di cemento utilizzate per la discesa a mare dei natanti. Analizzando le tipologie di substrato, il 56% delle coppie è stata individuata su costa rocciosa (comprese aree alterate), il 26% in aree con ciottoli e il 16% in spiagge. Considerando le sole coppie per le quali è stata accertata la nidificazione, la ripartizione risulta rispettivamente di 40%, 30% e 30%.

Dai dati ottenuti, seppur preliminari, risulta evidente come aree apparentemente poco idonee alla specie possano localmente rappresentare siti importanti; tuttavia bisognerebbe approfondire le indagini e valutare il successo riproduttivo, al fine di conoscere l'effettivo potenziale di queste zone non convenzionali. Attualmente è possibile affermare che i siti alterati non presentano le problematiche riscontrate lungo tratti sabbiosi (cfr. Pietrelli & Biondi, 2010), poiché generalmente poco fruibili dai bagnanti e difficilmente raggiungibili da mezzi motorizzati. Un costante monitoraggio negli anni potrà inoltre fornire un quadro relativo allo status della popolazione nidificante, anche alla luce dei preoccupanti decrementi numerici registrati in altre parti dell'areale.

Ringraziamenti

Si ringrazia il Dott. Francesco Pezzati per le informazioni sulla morfologia del territorio.

Bibliografia.

BIONDI M, PIETRELLI L 2003. AVOCETTA 27: 99; BIRD-LIFE INTERNATIONAL 2004. BIRDS IN EUROPE: POPULATION ESTIMATES, TRENDS AND CONSERVATION STATUS. BIRD-LIFE INTERNATIONAL, CAMBRIDGE; BRICHETTI P, FRACASSO G 2004. ORNITOLOGIA ITALIANA 2 TETRAONIDAE-SCOLOPACIDAE. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; DAMIANI V ET AL. 1988. THALASSIA SALENTINA 18: 153-169; FRACASSO G ET AL. (A CURA DI) 2003. ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN PROVINCIA DI ROVIGO. PROVINCIA DI ROVIGO; LA GIOIA G ET AL. 2010. RIV. IT. ORN. 79(2): 107-126; LA GIOIA G ET AL. 2010. EDIZIONI BELVEDERE (LT), LE SCIENZE (13); LIPU E WWF 1999. RIV. ITAL. ORN. 69: 3-43; MESCHINI E, FRUGIS S (EDS.) 1993. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGG. 20; PICARD J 1985. TETHIS 11(3-4): 230-242; PIETRELLI L, BIONDI M 2010. EDIZIONI BELVEDERE (LT), LE SCIENZE (13); SCARTON F ET AL. 2004. LAV. SOC. VEN. SC. NAT. 29: 17-21; UTMAR P 2001. AVOCETTA 25: 257.

Figura 1 - Mappa del tratto di costa indagato e distribuzione delle nidificazioni certe e probabili di Fratino.

A TWO-YEAR STUDY OF WINTERING RAPTORS IN BASILICATA (SOUTHERN ITALY)

GIUSEPPE LUCIA[1,2], MICHELE PANUCCIO[2,3], NICOLANTONIO AGOSTINI[2,3] & GIUSEPPE BOGLIANI[3]

[1]Grupo de Investigación Zoología de Vertebrados, Universidad de Alicante, Apdo. Correos 99, E-03080, Alicante, Spain; [2]MEDRAPTORS - Mediterranean Raptor Migration Network, via Mario Fioretti 18, Roma, panucciomichele@gmail.com; [3]Università degli Studi di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale, via Ferrata 1, Pavia

Key Words: wintering raptors, car transects, IKA, *Milvus milvus*, *Buteo buteo*, *Falco tinnunculus*

Riassunto *Tra i rapaci europei, le specie migratrici superano in numero quelle stanziali. I migratori manifestano diverse strategie di migrazione, condizionate dalla presenza di due barriere ecologiche: il mar Mediterraneo e il deserto del Sahara. Alcune delle specie Europee di rapaci evitano l'attraversamento di entrambe queste barriere e svernano a nord del Mediterraneo. Questo studio fornisce dati sui rapaci svernanti in Basilicata, una regione dell'Italia meridionale peninsulare in cui la densità della popolazione umana è relativamente bassa. I censimenti sono stati effettuati nel gennaio 2009 e 2011. Sono stati percorsi complessivamente 634 km di transetti, 197 nel 2009 e 437 nel 2011. Sono state contattate 8 specie di rapaci. Le tre specie più comuni sono state la poiana (0,38 ind/km), il gheppio (0,26 ind/km) e il nibbio reale (0,24 ind/km). Altre specie osservate sono state il nibbio bruno, l'albanella reale, lo sparviere, il falco pescatore e il falco pellegrino. Confrontando i risultati dei due anni solo per il gheppio è stata rilevata una differenza significativa nel numero di individui osservati per chilometro. I risultati di questo studio mostrano un indice di abbondanza relativa di rapaci più elevato rispetto a studi precedenti effettuati negli anni '90 nella stessa area, e si suppone che questo incremento possa essere dovuto alla diminuzione della pressione venatoria nella regione. Il numero di rapaci osservati per ogni chilometro di transetto percorso è paragonabile ai massimi valori osservati in altre aree del bacino del Mediterraneo, evidenziando l'importanza di questa regione dell'Italia meridionale per lo svernamento dei rapaci. La Basilicata inoltre risulta essere un'area importante per la conservazione del nibbio reale.*

The Mediterranean basin and its coastal areas and islands constitute an important area for raptors, both during migration and wintering. Bird species that migrate southward on a short and medium range from central and northern Europe can spend their winter in the north side of the Mediterranean, while long-distance migrants need to cross the sea to reach African wintering grounds.
In southern Italy many researches have been focused on raptor migration, while studies about the composition and the structure of wintering raptor communities are almost lacking. Basilicata is a region of southern continental Italy with a relatively low density of human population (58,8 people/km^2) compared to the national average of 201,45 people/km^2. Lowlands occupy just 8% of the total surface and are concentrated along the eastern coast; the rest of the region, hilly and mountainous in similar percentage, is characterized prevalently by low intensity agriculture and free ranging livestock farms. Interaction between low human pressure and large extension of natural and semi-natural ecosystems creates the conditions for the presence of numerous species of raptors, in particular this region represents the stronghold of red kite (*Milvus milvus*) in Italy, considering that half of the national population breeds here (approximately 200 pairs, Allavena *et al.*, 2006).

Roadside surveys were made using the car transect method (Thiollay, 1976; Fuller & Mosher,

1981): 16 (11,87 km mean length) and 24 (18,08 km mean length) transects were conducted at low-speed (20-40 km/h) in January 2009 and January 2011, respectively, for a total of 634 km (197 km in 2009 and 437 km in 2011). At least two observers were employed.
A total of 572 birds of prey (0,9 individuals km^{-1}) were counted in the two years, belonging to 8 different species the most common of which were the common buzzard (*Buteo buteo*, 0,38 ind/km), Eurasian kestrel (*Falco tinnunculus*, 0,27 ind/km) and red kite (0,24 ind/km). Other species recorded during surveys were the black kite (*Milvus migrans*), hen harrier (*Circus cyaneus*), sparrowhawk (*Accipiter nisus*), osprey (*Pandion haliaetus*) and peregrine falcon (*Falco peregrinus*). All these species had an index of abundance lower than 0,01 ind/km.

Considering the three commonest species, the European kestrel showed significant differences in the number of individuals per kilometer within the two surveys (Mann-Whitney *U*-test, z = -2,351; $P = 0,019$) while kilometric index of abundance for common buzzard and red kite did not vary significantly in the two years.

Although the overall species richness (8 species) is similar or lower than in other areas of the Mediterranean Basin (Sarà, 1996), Italy (Boano & Toffoli, 2002), France (Meunier, 2000) and Spain (Tapia *et al*., 2008), the abundance of birds (N=572; 0,9 individuals km^{-1}) reaches one of the highest values ever observed in studies on wintering raptors in several places both of Europe and Africa. Anadón *et al*. (2010), for example, surveyed the Sahel reporting 47 individuals 100 km^{-1} but this value dropped to 7 individuals 100 km^{-1} when black kite, the commonest species, was removed from counts.

Sarà (1996) drove 818,5 km of car transect in Basilicata during winter 1993-94 and counted seven species of raptors, the commonest species were the same reported in our study but abundance were lower, the index of kilometric abundance were 0,065, 0,062 and 0,048 ind/km for red kite, common buzzard and european kestrel, respectively. Almost twenty years after Sarà's censuses the number of the three most common species of raptors wintering in Basilicata has increased considerably and this can be due to several causes, one of these being the decrease of hunting pressure in the region in the last two decades.

The results of this study primarily highlight the importance of this region for red kite conservation at national scale, considering the low numbers of pairs breeding in Italy and the concentration of half of the Italian population in this area. Furthermore this region could play an important role at national and international scale for the conservation of species such as common buzzard and european kestrel, that winter here in large numbers.

References

ALLAVENA S ET AL. 2006. ATTI DEL CONVEGNO "STATUS E CONSERVAZIONE DEL NIBBIO REALE (*MILVUS MILVUS*) E DEL NIBBIO BRUNO (*MILVUS MIGRANS*) IN ITALIA E IN EUROPA MERIDIONALE"; ANADÓN JD ET AL. 2010. ANIMAL CONSERVATION 13: 495-504; BOANO G, TOFFOLI R 2002. JOURNAL OF RAPTOR RESEARCH 36(2): 128-135; FULLER MR, MOSHER JA 1981. STUD. AVIAN BIOLOGY 6: 235-246; MENUIER FD ET AL. 2000. BIOLOGICAL CONSERVATION 92: 291-298; SARÀ M 1996. IN: BIOLOGÍA Y CONSERVACIÓN DE LAS RAPACES MEDITERRÁNEAS. MONOGRAFÍAS N°4. SEO, MADRID; TAPIA L ET AL. 2008. POLISH JOURNAL OF ECOLOGY 56(2): 232-233; THIOLLAY JM 1976. PASSER 13: 69-76.

IL GABBIANO REALE *Larus michahellis* E COMUNE *Chroicocephalus ridibundus* IN PROVINCIA DI ASCOLI PICENO

GIORGIO MARINI[1] & COSTANZA MATRICARDI[2]

[1]*Studio Faunistico Chiros s.s., Via Cardarelli 23, 62100 Macerata (MC), gioma71@gmail.com;* [2]*Piazza Cecco d'Ascoli 19, 63100 Ascoli Piceno (AP)*

KEY WORDS: *LARUS MICHAHELLIS*, *CHROICOCEPHALUS RIDIBUNDUS*, POPULATION SIZE, SEASONAL VARIATION, REFUSE DUMPS

Summary *Gulls* Larus michahellis *and* Chroicocephalus ridibundus *were monitored in Ascoli Piceno (Italy) from June 2009 to June 2010. The aims of the present study are to locate roost sites and feeding areas and to estimate the population size. The gulls live in large groups in the study area during almost the whole year, but without nesting. The highest numbers recorded are about 1,500 for* Larus michahellis *and about 900 for* Chroicocephalus ridibundus*. Some management proposals of the dump site are made with the aim of reducing the population.*

L'area di studio si estende da Ascoli Piceno fino alla costa, comprendendo la fascia sud-est dell'attuale territorio provinciale. Gli scopi principali del presente lavoro sono i seguenti: individuazione delle aree di presenza delle specie, stima del numero degli individui presenti nell'area di studio, proposte per la gestione. Le colonie presenti nell'area di studio sono state monitorate effettuando in media 2,5 uscite al mese, per un totale di 30 uscite, da giugno 2009 a giugno 2010. Le osservazioni si sono svolte essenzialmente all'alba e al tramonto, quando gli uccelli si recano dalle aree di riposo notturno a quelle di alimentazione e viceversa. Sono state compiute osservazioni anche durante le ore centrali della giornata. E' stato utilizzato il metodo dell'osservazione diretta mediante binocoli Leica 10X42 e Bushnell 8X32 e cannocchiale Svarowski con 20-60 ingrandimenti. Nell'area di studio risultano presenti tutto l'anno sia il gabbiano reale che il gabbiano comune, tuttavia non sono presenti colonie riproduttive.

Aree di riposo notturno e di stazionamento diurno. Le aree principali sono costituite dal tratto di mare antistante la foce del Tronto, dalla Riserva Naturale Regionale Sentina, dalle scogliere frangiflutti poste parallelamente alla costa, da alcuni edifici costieri, dal Porto di San Benedetto del Tronto e, talvolta, dai campi aperti. E' probabile che molti gabbiani dormano in mare aperto o sulle piattaforme e altre strutture fisse poste al largo.

Aree di alimentazione. La principale area di alimentazione è la discarica comunale Relluce di Ascoli Piceno, presso la quale i gabbiani si recano quasi giornalmente, compiendo un percorso di circa 20 km all' andata ed altrettanti al ritorno. La discarica è frequentata esclusivamente durante le ore diurne, con numeri spesso elevati. È stata approssimativamente calcolata la velocità di volo dei gabbiani, pari a 48 km/orari, pertanto si stima che per raggiungere la discarica di Relluce, situata a 20 km dalla costa, essi impieghino circa 25 minuti. Altre aree di alimentazione importanti sono il depuratore comunale di San Benedetto del Tronto e il porto, dove i gabbiani attendono il rientro dei pescherecci per alimentarsi dei pesci di scarto. Inoltre sono stati osservati stormi, a volte numerosi, seguire le imbarcazioni.

Stima del numero di individui presenti nell'area di studio. Il numero massimo di gabbiani reali presenti nell'area di studio è stimato in 1400-1500 individui, rilevati il 16 gennaio 2010, mentre il numero massimo di gabbiani comuni è stato di oltre 900, rilevati il 2 marzo 2010. Mediamente la presenza numerica del gabbiano reale supera quella del gabbiano comune, tranne che nei mesi

di febbraio e marzo. Il minimo del gabbiano reale si rileva in aprile, quello del gabbiano comune in maggio (Fig. 1). I risultati sulla frequentazione della discarica comunale Relluce di Ascoli Piceno (Fig. 2) evidenziano che il gabbiano reale è presente quasi tutto l'anno, con massimi in novembre, gennaio e maggio e minimo in settembre, mentre i picchi di frequentazione da parte del gabbiano comune si verificano in gennaio e novembre. Questo piccolo laride risulta invece assente dalla discarica da aprile a ottobre. Martina (2009) ha rilevato che la massima frequentazione del gabbiano reale presso una discarica dell'Agro Pontino si verifica nei mesi invernali, per diminuire in primavera-estate ed aumentare nuovamente in autunno. Il massimo numero di gabbiani reali adulti è stato rilevato a dicembre, i minimi ad aprile, maggio e giugno (Fig. 3). Questo potrebbe spiegarsi considerando che durante i mesi primaverili la maggior parte degli adulti si trova presso i siti riproduttivi, ben lontani dall'area di studio. Le due specie di Laridi convivono, anche se il gabbiano reale è dominante per quanto riguarda il possesso del territorio e la ricerca del cibo. In genere i gabbiani comuni formano gruppetti leggermente appartati, ai margini delle concentrazioni di gabbiano reale. I risultati dei rilevamenti effettuati durante l'arco temporale di un anno sono riportati nei grafici seguenti.

Proposte per la gestione. Per migliorare la coesistenza tra esseri umani e animali è necessario agire su più livelli, coordinando azioni diverse e coinvolgendo pubbliche amministrazioni, cittadini ed operatori. L'obiettivo principale è quello di ridurre la "capacità portante dell'ambiente" per le specie in oggetto, ossia il cibo a disposizione e i siti di nidificazione (Dinetti, 2006). In Francia è stato verificato che una riduzione dell'80% delle sostanze alimentari presso una discarica ha comportato una riduzione del 66% nel successo riproduttivo del gabbiano reale, con la stabilizzazione della popolazione (cfr. www.ecologia-urbana.com). Infatti, anche nel caso specifico dell'area di studio, la discarica comunale Relluce di Ascoli Piceno costituisce la principale fonte di alimentazione.

Ringraziamenti

Si ringraziano la Regione Marche e la Provincia di Ascoli Piceno per aver finanziato il presente studio.

BIBLIOGRAFIA

DINETTI M 2006. VETERINARY RESEARCH COMMUNICATIONS 30(SUPPL.1): 3-7; MARTINA A 2009. XIV CONVEGNO ITALIANO ORNITOLOGIA, TRIESTE.

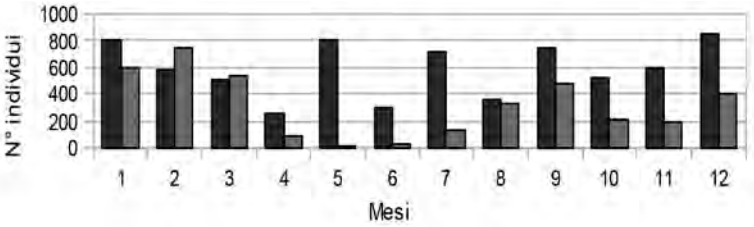


Figura 1 - Numero di gabbiani nell'area di studio nell'arco di un anno. Grigio scuro = gabbiano reale; grigio chiaro = gabbiano comune.

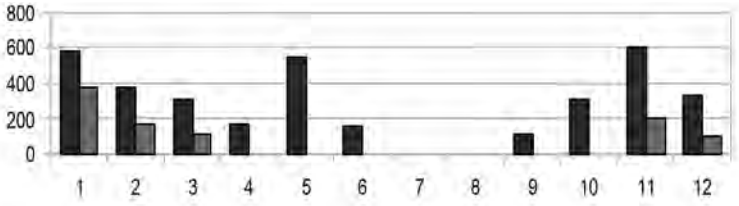


Figura 2 - Numero di gabbiani nella discarica nell'arco temporale di un anno (mancano dati per luglio e agosto). Grigio scuro = gabbiano reale; grigio chiaro = gabbiano comune.

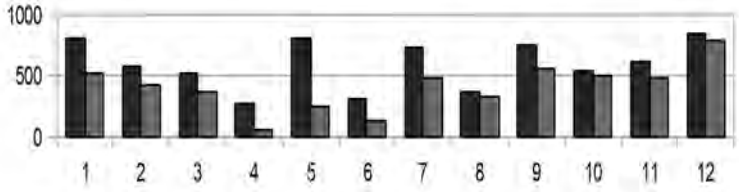


Figura 3 - Rapporto tra gabbiani reali totali e gabbiani reali adulti nell'area di studio nell'arco temporale di un anno. Grigio scuro = gabbiano reale; grigio chiaro = gabbiano comune.

STATO DELL'AQUILA DI BONELLI *Hieraaetus fasciatus* NELLA SICILIA CENTRO-MERIDIONALE

ROSARIO MASCARA

Fondo Siciliano per la Natura, Via Popolo 6, 93015 Niscemi (CL), wmasca@tin.it

Key Words: *Hieraaetus fasciatus*, South-centre Sicily, status

Summary *In Sicily the Bonelli's Eagle* Hieraaetus fasciatus *is a rare breeder. Its population declined from 40 pairs in 1970s to 13 pairs in 2000. In 2011 only 7-9 pairs were counted in the Caltanissetta province, with a productivity of 1.64 juvenile/pair and a low reproductive success (1 juvenile/pair) due to poaching, i.e. removal of youngs from the nest.*

L'Aquila di Bonelli, *Hieraaetus fasciatus*, é una specie in pericolo critico secondo la Lista rossa dei nidificanti in Italia, è inserita con uno stato di conservazione sfavorevole (popolazioni concentrate in Europa) a livello SPEC 3 e in allegato1 della Direttiva CE79/409. Il suo valore nazionale secondo Brichetti & Gariboldi (1992) è 84,5 (valore totale standardizzato in centesimi). In Sicilia è da considerare sedentaria nidificante rara, in diminuzione (Fig. 1). Da 40 cpp. stimate negli anni '70 da Brichetti & Fracasso (2003), si passa a 13 cpp. nel 2000 indicate da Di Vittorio *et al*. (2000). Corso (2005) stima una popolazione di 16-19 cpp.

L'area di studio comprende la provincia di Caltanissetta e territori limitrofi delle province di Agrigento, Enna e Catania utilizzate dalla specie come aree riproduttive alternative e di foraggiamento. In quest'area viene indagata dal 2003 da chi scrive con periodici censimenti (anni, 2004, 2007 e 2011), prima esplorando il territorio con 15 percorsi automobilistici lunghi mediamente 21 km (range: 8-36), su arterie asfaltate e carrabili secondarie a fondo naturale, controllando ogni habitat adatto e i siti conosciuti, poi seguendo la nidificazione delle coppie delle quali si è individuato il nido o il sito riproduttivo.

Le conoscenze anteriori al 2004 indicano la presenza di 4 coppie nidificanti, nel 2004 un primo censimento mirato ha accertato la presenza di 6 coppie nidificanti certe e probabili, nel 2007 adulti e giovani dell'anno sono stati osservati in altre aree; il censimento del 2011 ha accertato la presenza di 9 coppie di cui 7 nidificanti certe. I nidi hanno esposizione sui versanti più freschi, e sono collocati nel terzo inferiore e medio delle pareti di nidificazione su cenge e cavità rocciose, un sito è collocato su di un manufatto in disuso (Mascara, 2010). Sono state utilizzate pareti adiacenti, anche su versanti opposti di vallate o comunque non molto distanti (max 2,5 km). La distanza tra i nidi posti sulla stessa parete è variata da 20 a 80 m. Quella minima tra due siti contemporaneamente occupati di 4,5 km, minore di quella (8 km) trovata da Lo Valvo & Salvo (1991). L'aquila ha tollerato sulla parete di nidificazione solo gheppio, *Falco tinnunculus* e grillaio, *Falco naumanni*, anche in colonie disperse su un ampio fronte di parete; la taccola *Corvus monedula* ha nidificato anche a 10-15 m dal rapace.

I dati sulla densità e alcuni parametri riproduttivi sono riportati nella tabella 1. La produttività tra il 2004 e il 2011 è variata da 1,45 a 1,64 juv/cp (n = 20 nidificazioni), ed è in linea con altre indagini effettuate in Sicilia (Salvo, 1989), il successo riproduttivo da 1,54 a 1 (n = 11 nidificazioni) risulta più basso rispetto ad altre indagini (Salvo, 1989; Lo Valvo e Salvo, 1991) e in calo nelle ultime stagioni riproduttive. La popolazione siciliana e in particolare quella dell'area studiata, infatti, è a forte rischio per atti di disturbo e di illecita attività di bracconaggio e di prelievo di giovani al nido che diminuiscono il successo riproduttivo e compromettono il ricambio generazionale

(Mascara, 2011). Tra il 2004 e il 2011 sono noti per la provincia di Caltanissetta almeno quattro casi di prelievo per complessivi sei giovani. Il tasso di predazione è variato tra il 2002 e il 2011 dal 17,64 al 33%.

Ringraziamenti

Ringrazio A. Nardo, S. Riformato e U. Veken per avermi accompagnato in alcune visite e collaborato alla raccolta dei dati.

Bibliografia

BRICHETTI P, GARIBOLDI A 1992. RIV. ITAL. ORN. 62: 73-87; BRICHETTI P, FRACASSO G 2003. ORNITOLOGIA ITALIANA I GAVIIDAE-FALCONIDAE. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; DI VITTORIO M, SEMINARA S, CAMPOBELLO D 2000. RIV. ITAL. ORN. 70: 129-137; CORSO A 2005. AVIFAUNA DI SICILIA. L'EPOS, PALERMO; LO VALVO M, SALVO G 1991. IN: FASOLA M (RED) 1991. SUPPL. RIC. BIOL. SELVAGGINA 16: 359-361; MASCARA R 2010. NATURALISTA SICIL. XXXIV(3-4): 545-546; MASCARA R 2011. I RAPACI DELLA PROVINCIA DI CALTANISSETTA. EDIZIONI DANAUS, PALERMO; SALVO G 1989. RIV. ITAL. ORN. 59: 65-69.

Tabella 1 - Parametri riproduttivi dell'Aquila di Bonelli in Sicilia centro-meridionale.

	densità (km^2/cp)	produttività	successo riproduttivo	tasso di predazione
2004	421			
2011	301			
2002-2011		1,48	1,53	17,64%
2004-2011		1,45	1,54	20,70%
2010-2011		1,64	1	33%

Figura 1 - Adulto di Aquila di Bonelli in habitat riproduttivo (Rosario Mascara).

PRIMI DATI SUGLI AMBIENTI COSTIERI DI CUMA (CAMPI FLEGREI – NA)

DANILA MASTRONARDI & ELIO ESSE

Asoim onlus, Via Campana 268, 80078 Pozzuoli (NA), postmaster@asoim.org

Key Words: coastal habitat, avifaunal list, bird ringing

Summary *The Cuma coastline represents one of the last sectors of the Tyrrhenian coast that are still featured by sand dunes and adjacent marshes, maquis and ilex oak woods. The first data are presented on local birdlife, carried out by captures with mist-nets and visual/acoustic monitoring.*

L'Area Flegrea del demanio regionale rappresenta uno dei pochi lembi di ambiente costiero dunale sfuggito alla cementificazione. I vincoli normativi che la tutelano trovano difficile attuazione per il contesto decisamente antropico e per le ingerenze della malavita che ha sempre sfruttato l'area per i suoi scopi. Recentemente il sito vive un momento di rilancio sia sul piano conservazionistico che turistico in quanto l'Ente gestore (lo STAPF della Provincia di Napoli) ha attuato una politica di recupero e riappropriazione di questo territorio decisamente interessante. In questo contesto si colloca l'attività di ricerca sulla fauna attuato dall'Asoim-onlus dal 2009 e ancora in corso. Già negli anni 2005 e 2006 l'area fu monitorata da questa associazione nell'ambito di un progetto più ampio che comprendeva diversi siti dei Campi Flegrei. La Foresta di Cuma è inclusa nella zona B del Parco Regionale dei Campi Flegrei ed è compresa nell'area SIC Foce di Licola. Si sviluppa sul livello del mare con andamento parallelo alla linea di costa. E'caratterizzata da una discreta diversità ambientale che si concretizza nella presenza di una tipica macchia mediterranea alta e bassa, della lecceta, della rupe lavica con versanti a vegetazione camefitica, da stagni retrodunali di limitata estensione, il tutto immerso in una matrice agricola e suburbana. L'impatto antropico è notevole, infatti l'area protetta è ubicata fra stabilimenti balneari, coltivi, allevamenti equini. Inoltre il depuratore di Cuma sversa nel tratto marino antistante, condizionando l'aerosol marino. Negli anni 2005 e 2006 la foresta è stata monitorata col metodo dei punti di ascolto (Reynolds *et al*.,1980). Furono ripetuti due punti di ascolto situati nella lecceta e nella macchia bassa nei mesi primaverili e autunnali per un totale di 8 punti di ascolto. In altre nove giornate distribuite in tutte le stagioni furono raccolti dati con metodologie non standardizzate. Dal 2009 i rilievi sono stati attuati mediante cattura con l'uso di reti mist-nets, unitamente a metodologie di osservazione e ascolto (Emlen, 1971). L'attività di inanellamento ha avuto luogo nei mesi di: novembre 2009, febbraio, aprile, maggio e ottobre 2010; aprile, maggio e luglio 2011 per un totale di 25 giornate di cattura. Sono state rilevate in totale 85 specie di cui 34 Non Passeriformi e 51 Passeriformi, per un indice NP/P = 0,66. Sono stati inanellati 463 individui appartenenti a 36 specie diverse. Da evidenziare la presenza della Sterpazzolina *Sylvia cantillans* nidificante, dei Rapaci diurni e notturni presenti con 9 specie di cui 6 stanziali; il dato risulta ancora più interessante se si pensa che il sito è ubicato in un'area decisamente antropizzata e disturbata. L'area si presta come stepping-stone in periodo di passo, infatti nei mesi di aprile e maggio sono state rilevate 31 specie in transito migratorio. La Tab. 1 evidenzia le prime sei specie come numero di individui inanellati, da cui emerge l'importanza del sito anche per lo svernamento di alcune di esse (Pettirosso *Erithacus rubecula*) e la consistente popolazione di Usignolo di fiume *Cettia cetti*. Due le ricatture effettuate in questi mesi: Un Pettirosso ricatturato in data 14/02/2010 recante anello italiano; una Capinera *Sylvia atricapilla* femmina ripresa in data 12/04/2011 recante anello sloveno. Per entrambe si è in attesa di informazioni da parte dell'ISPRA sul luogo e la data della prima cattura.

Tabella 1 - Check-list delle specie rilevate e fenologia nell'area di studio.

FAGIANO *Phasianus colchicus*	S introdotto	CODIROSSO *Phoenicurus phoenicurus*	Mreg
QUAGLIA *Coturnix coturnix*	Mreg	SALTIMPALO *Saxicola torquatus*	Mreg
SVASSO MAGGIORE *Podiceps cristatus*	S.Mreg.W	CULBIANCO *Oenanthe oenanthe*	Mreg
SVASSO PICCOLO *Podiceps nigricollis*	Mreg,W	MERLO *Turdus merula*	SB,Mreg,W
BERTA MAGGIORE *Calonectris diomedea*	Mreg,E	PASSERO SOLITARIO *Monticola solitarius*	S,Mre-g,W,B?
CORMORANO *Phalacrocorax carbo*	Mreg,W,E	CAPINERA *Sylvia atricapilla*	SB,Mreg,W
AIRONE CENERINO *Ardea cinerea*	S.Mreg,W	OCCHIOCOTTO *Sylvia melanocephala*	SB,Mreg,W
NITTICORA *Nycticorax nycticorax*	Mreg	STERPAZZOLA *Sylvia communis*	Mreg
FALCO PECCHIAIOLO *Pernis apivorus*	Mreg	STERPAZZOLINA *Sylvia cantillans*	B,Mreg
POIANA *Buteo buteo*	S,Mreg,W,B?	BECCAMOSCHINO *Cisticola juncidis*	SB,Mreg,W
FALCO DI PALUDE *Circus aeruginosus*	Mreg	FORAPAGLIE *Acrocephalus schoenobaenus*	Mreg
GHEPPIO *Falco tinnunculus*	SB,Mreg,W	CANNAIOLA *Acrocephalus scirpaceus*	Mreg
PELLEGRINO *Falco peregrinus*	S,Mreg,W,B?	USIGNOLO DI FIUME *Cettia cetti*	SB,Mreg,W
SPARVIERE *Accipiter nisus*	SB,Mreg,W	CANNARECCIONE *Acrocephalus arundinaceus*	Mreg
GALLINELLA D'ACQUA *Gallinula chloropus*	SB,Mreg,W	BECCAFICO *Sylvia borin*	Mreg
BECCACCIA DI MARE *Haematopus ostralegus*	Mreg	CANAPINO MAGG. *Hippolais icterina*	Mreg
PIRO PIRO PICCOLO *Actitis hypoleucos*	Mreg	LUI' VERDE *Phylloscopus sibilatrix*	Mreg
GABBIANO REALE *Larus michaellis*	S,Mreg,W	LUI' PICCOLO *Phylloscopus collybita*	Mreg,W
GABBIANO COMUNE *Larus ridibundus*	Mreg,W,E	LUI' GROSSO *Phylloscopus trochilus*	Mreg
BECCAPESCI *Sterna sandvicensis*	Mreg,W,E	FIORRANCINO *Regulus ignicapillus*	SB,Mreg,W
COLOMBO *Columba livia var. domestica*	SB	REGOLO *Regulus rugulus*	Mreg
COLOMBACCIO *Columba palumbus*	SB	SCRICCIOLO *Troglodytes troglodytes*	SB,Mreg,W
TORTORA *Streptopelia turtur*	Mreg	PIGLIAMOSCHE *Muscicapa striata*	Mreg
TORTORA DAL COLLARE *Streptopelia decaocto*	SB	BALIA DAL COLLARE *Ficedula albicollis*	Mreg
BARBAGIANNI *Tyto alba*	SB	BALIA NERA *Ficedula hypoleuca*	Mreg
ASSIOLO *Otus scops*	M,Mreg	CINCIALLEGRA *Parus major*	SB,Mreg,W

CIVETTA *Athene noctua*	SB	CINCIARELLA *Cyanistes coeruleus*	SB,Mreg,W
SUCCIACAPRE *Caprimulgus europaeus*	Mreg	CODIBUGNOLO *Aegithalos caudatus*	SB,Mreg,W
RONDONE COMUNE *Apus apus*	Mreg	RAMPICHINO *Certhia brachydactyla*	SB,Mreg,W
UPUPA *Upupa epops*	Mreg	AVERLA PICCOLA *Lanius collurio*	Mreg
GRUCCIONE *Merops apiaster*	B,Mreg	GAZZA *Pica pica*	SB
PICCHIO ROSSO MAGGIORE *Dendrocopos major*	SB	GHIANDAIA *Garrulus glandarius*	SB
PICCHIO VERDE *Picus viridis*	SB	TACCOLA *Corvus monedula*	S,B?
TORCICOLLO *Jynx torquilla*	Mreg	CORVO IMPERIALE *Corvus corax*	S
CAPPELLACCIA *Galerida cristata*	Mreg,W	CORNACCHIA GRIGIA *Corvus corone*	SB
RONDINE *Hirundo rustica*	Mreg,B	RIGOGOLO *Oriolus oriolus*	Mreg
BALESTRUCCIO *Delichon urbica*	Mreg,E	PASSERO D'ITALIA *Passer domesticus*	SB
CUTRETTOLA *Motacilla flava*	Mreg,W	PASSERA MATTUGIA *Passer montanus*	SB
BALLERINA BIANCA *Motacilla alba*	S,Mreg,W	FRINGUELLO *Fringilla coelebs*	SB,Mreg,W
PASSERA SCOPAIOLA *Prunella modularis*	Mreg,W	CARDELLINO *Carduelis carduelis*	SB,Mreg,W
PETTIROSSO *Erithacus rubecula*	Mreg,W,E?	VERDONE *Carduelis chloris*	SB,Mreg,W
USIGNOLO *Luscinia megarhynchos*	Mreg	VERZELLINO *Serinus serinus*	SB,Mreg,W
CODIROSSO SPAZZ. *Phoenicurus ochruros*	Mreg,W		

	N.individui inanellati
Pettirosso	83
Merlo	50
Occhiocotto	42
Usignolo di fiume	40
Capinera	30

Tabella 2 - Le prime cinque specie catturate come numero di individui.

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento va ai dirigenti dello STAPF Regione Campania: dott.ri Daniela Lombardo, Claudio Ansanelli e Carmine Baselice. Si ringraziano gli inanellatori e tutti i partecipanti alle sessioni di inanellamento.

Bibliografia

EMLEN JT 1971. AUK 88: 323-342; FRACASSO G, BACCETTI N, SERRA L 2009. AVOCETTA 33: 5-24; MASTRONARDI D, BALESTRIERI R, DE ROSA D, ESSE E, GIANNOTTI M, PICIOCCHI S 2010. UDI XXXV(1-2): 7-20; REYNOLDS RT, SCOTT JM, NUSSBAUM RA 1980. CONDOR 82: 309-313.

PROGETTO ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI E SVERNANTI NEL COMUNE DI TREVISO 2010-2011

ANGELO NARDO & FRANCESCO MEZZAVILLA

Società Trevigiana di Scienze Naturali, c/o Museo Zoologico G. Scarpa del Seminario Vescovile di Treviso, Piazzetta Benedetto XI, 31100 Treviso, maestro.nardo@gmail.com

Key Words: bird atlas, Treviso, urban birds

Summary *This study, lasting two years (2010-2011), offers an atlas of breeding and wintering birds in the town of Treviso. Until now, 75 breeding and 73 wintering species were recorded.*

Negli ultimi anni, lo studio dell'avifauna urbana tramite atlanti ornitologici sta suscitando un certo interesse sia in Italia sia all'estero: in particolare, la pubblicazione del primo Atlante degli uccelli nidificanti nel comune di Firenze (Dinetti & Ascani, 1990) è servita da esempio ed ha segnato l'inizio di una nuova tendenza nell'ornitologia italiana, culminata nella costituzione di uno specifico Gruppo di Lavoro nazionale denominato "Avifauna urbana". Esso si riunisce periodicamente, ed in particolare in occasione dei Convegni Italiani di Ornitologia. Nel Veneto sono stati già realizzati atlanti urbani nei comuni di Marcon (VE), San Donà di Piave (VE), Portogruaro (VE), Padova e Venezia (in corso).

Il comune di Treviso (80144 ab.) si estende su una superficie pianeggiante di 55,5 km^2 ed è edificato per oltre il 50% del suo territorio. Il Fiume Sile attraversa da est a ovest l'intero territorio.

L'impostazione metodologica adottata è quali-quantitativa ed ha seguito le indicazioni del Gruppo di Lavoro "Avifauna Urbana". Il sistema cartografico adottato è su base UTM e si compone in 68 unità di rilevamento di 1 km^2. Il rilevamento per le specie nidificanti è stato effettuato dal 1 Aprile al 31 Luglio per gli anni 2010 – 2011 e per gli svernanti dal 1 Dicembre al 31 Gennaio negli anni 2010/11 e 2011/12. Per le specie nidificanti si sono adottati i criteri standardizzati a livello internazionale dall'European Bird Census Council: nidificazione possibile, probabile, certa. Alla raccolta dei dati hanno partecipato 13 rilevatori.Durante il periodo riproduttivo si è avuta una copertura dei quadranti (unità di rilevamento) del 100% e lo sforzo di indagine è stato buono nel 92,6% dei quadranti. Sono stati raccolti 3874 dati relativi a 75 specie nidificanti tra certe, probabili e possibili. Tale numero rappresenta il 53,6% delle specie nidificanti su tutto il territorio provinciale (Mezzavilla & Bettiol, 2007). Mentre le specie svernanti fino a Gennaio 2011 sono state 73. Per i nidificanti il rapporto tra le specie di Non Passeriformi e Passeriformi (NP/P) è di 0,79 mentre la percentuale dei Non Passeriformi sul totale (NP/T) è del (44%); tali valori sono mediamente in linea con le altre città del Centro-Nord Italia. Per gli svernanti il rapporto NP/P è di 0,87 e la percentuale dei NP/T è del 46,6%. Il Valore Faunistico medio di Brichetti e Gariboldi (1992) delle specie nidificanti è stato di 38,3. Il numero medio delle specie nidificanti per quadrante è stato di 23,7 (D.S.= 10,46). I quadranti a maggiore ricchezza (con oltre 40 specie) sono risultati soprattutto quelli situati nel settore Sud-Est dell'area di studio. Qui l'ambiente è rappresentato dalla prima periferia della città di Treviso con la presenza del corso del Fiume Sile.

Tra le specie nidificanti inserite nella lista rossa (LIPU & WWF, 1999) e più a rischio della provincia di Treviso si annoverano: la moretta (*Aythya fuligula*) e la taccola (*Corvus monedula*) – in pericolo critico; la cappellaccia (*Galerida cristata*) – in pericolo; il tarabusino (*Ixobrychus minutus*), l'assiolo (*Otus scops*) e il cannareccione (*Acrocephalus arundinaceus*) – vunerabili.

Bibliografia

BRICHETTI P, GARIBOLDI A 1992. RIV. ITAL. ORN. 62: 73-87; DINETTI M, ASCANI P (RED.) 1990. ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI NEL COMUNE DI FIRENZE. STUDIO GE9, FIRENZE; CALVARIO E, GUSTIN M, SARROCCO S, GALLO-ORSI U, BULGARINI F, FRATICELLI F 1999. RIV. ITAL. ORN. 69: 3-43; MEZZAVILLA F, BETTIOL K 2007. NUOVO ATLANTE DEGLI UCCELLI NIDIFICANTI IN PROVINCIA DI TREVISO (2003-2006). ASSOCIAZIONE FAUNISTI VENETI.

Tabella 1 - Elenco delle specie nidificanti nel comune di Treviso, 2010 - 2011.

Atlante uccelli comune di Treviso - Elenco specie nidificanti

1	Cigno reale	39	Ballerina gialla
2	Germano reale	40	Ballerina bianca
3	Moretta	41	Pettirosso
4	Quaglia	42	Usignolo
5	Fagiano comune	43	Codirosso spazzacamino
6	Tarabusino	44	Codirosso comune
7	Tuffetto	45	Saltimpalo
8	Svasso maggiore	46	Merlo
9	Sparviere	47	Usignolo di fiume
10	Poiana	48	Cannaiola verdognola
11	Gheppio	49	Cannaiola comune
12	Lodolaio	50	Canapino comune
13	Porciglione	51	Cannareccione
14	Gallinella d'acqua	52	Capinera
15	Folaga	53	Lui piccolo
16	Corriere piccolo	54	Pigliamosche
17	Piro piro piccolo	55	Codibugnolo
18	Piccione di città	56	Cinciarella
19	Colombaccio	57	Cinciallegra
20	Tortora dal collare	58	Picchio muratore
21	Tortora selvatica	59	Pendolino
22	Cuculo	60	Rigogolo
23	Barbagianni	61	Averla piccola
24	Assiolo	62	Ghiandaia
25	Civetta	63	Gazza
26	Allocco	64	Taccola
27	Gufo comune	65	Cornacchia nera
28	Rondone comune	66	Cornacchia grigia
29	Martin pescatore	67	Storno
30	Upupa	68	Passera mattugia
31	Torcicollo	69	Passera europea (d'Italia)
32	Picchio verde	70	Fringuello
33	Picchio rosso maggiore	71	Verzellino
34	Cappellaccia	72	Verdone
35	Rondine montana	73	Cardellino
36	Rondine	74	Lucherino
37	Balestruccio	75	Migliarino di palude
38	Cutrettola		

Tabella 2 - Elenco delle specie svernanti nel comune di Treviso, 2010 - 2011

Atlante uccelli comune di Treviso - Elenco specie svernanti

1	Cigno reale	38	Ballerina bianca
2	Germano reale	39	Scricciolo
3	Moretta	40	Passera scopaiola
4	Moriglione	41	Pettirosso
5	Fagiano	42	Codirosso spazzacamino
6	Cormorano	43	Merlo
7	Marangone minore	44	Cesena
8	Nitticora	45	Tordo bottaccio
9	Garzetta	46	Tordo sassello
10	Airone bianco maggiore	47	Usignolo di fiume
11	Airone cenerino	48	Capinera
12	Airone guardabuoi	49	Lui piccolo
13	Tuffetto	50	Regolo
14	Svasso maggiore	51	Fiorrancino
15	Sparviere	52	Codibugnolo
16	Poiana	53	Cinciarella
17	Gheppio	54	Cinciallegra
18	Falco pellegrino	55	Cincia mora
19	Porciglione	56	Picchio muratore
20	Gallinella d'acqua	57	Rampichino alpestre
21	Folaga	58	Ghiandaia
22	Gabbiano comune	59	Gazza
23	Gavina	60	Cornacchia nera
24	Gabbiano reale	61	Cornacchia grigia
25	Piccione di città	62	Storno
26	Colombaccio	63	Passera europea
27	Tortora dal collare	64	Passera mattugia
28	Barbagianni	65	Fringuello
29	Civetta	66	Peppola
30	Allocco	67	Verzellino
31	Gufo comune	68	Verdone
32	Martin pescatore	69	Cardellino
33	Picchio verde	70	Lucherino
34	Picchio rosso maggiore	71	Fanello
35	Rondine montana	72	Frosone
36	Pispola	73	Migliarino di palude
37	Ballerina gialla		

LE COMUNITÀ ORNITICHE IN CINQUE CITTÀ VENETE – ANALISI COMPARATIVA

ANGELO NARDO[1] & URSULA MARTINA VEKEN[2]

[1]via Marco Polo 10, 30027 San Donà di Piave (VE), angelonardo@libero.it; [2]via Trinchet 5A, 30016 Jesolo (VE)

Key Words: urban bird communities, intrinsic value, chorology, gilds, Veneto/Italy

Summary *A monitoring of bird communities in five cities of Veneto (NE Italy) has been carried out from 2009 to 2011 through transect counts. Ecological indexes such as richness, diversity and Sorensen Index have been analyzed, as well as the average faunistic and conservation values and the presence of priority species.*

Lo studio dell'avifauna urbana sta suscitando molto interesse (Dinetti, 2009) presso la comunità ornitologica internazionale in quanto la città viene riconosciuta come un ecosistema complesso per i mosaici ambientali che la compongono, strettamente connessi tra loro all'interno di una matrice ambientale fortemente antropizzata costituita dall'edificato e dalle infrastrutture.

Questo studio prende in esame le comunità ornitiche, nidificanti e svernanti, di cinque centri urbani del Veneto Orientale, comparandoli tra loro. Tra il 2009 e il 2011 sono state studiate le comunità ornitiche nelle città di Treviso (80144 ab.), San Donà di Piave (41288 ab.), Portogruaro (25359 ab.), Jesolo (25029 ab.) e Oderzo (20094 ab.). Ogni città è stata indagata visitando gli ambienti più rappresentativi: centro storico, abitato moderno (spesso con presenza di viali alberati e numerosi giardini), zona verde (giardini o parchi pubblici e/o privati, di vecchio o nuovo impianto), periferia (con presenza di basso edificato, coltivi e/o ruderi, alberature e corsi d'acqua). I rilevamenti sono stati effettuati con il metodo degli itinerari campione o transetti (Bibby *et al*., 1992) percorrendo lentamente un tracciato fisso, per ogni ambiente diverso, e annotando tutti gli uccelli visti o sentiti da entrambi lati senza limitazione di distanza.

Per l'analisi delle comunità ornitiche sono stati utilizzati alcuni parametri ecologici: ricchezza (S), indice di diversità di Shannon e Weaver (H'), indice di equiripartizione di Lloyd & Ghellardi (J'), percentuale dei Non-Passeriformi sul totale ed indice di similarità di Sorensen (QS). Per un'analisi ecologica sono state considerate le categorie trofiche e le categorie ambientali delle ubicazioni dei nidi. Per la comparazione sotto il profilo naturalistico e conservazionistico sono stati calcolati il Valore Faunistico medio di Brichetti e Gariboldi (1992) e l'Intrisic Ornithological Value (IVO) di Massa *et al*. (2004). Infine, sono state prese in considerazione le categorie corologiche delle specie rilevate come da Boano & Brichetti (1989) e Boano *et al*. (1990).

La Tabella 1 compara gli indici ecologici delle comunità nidificanti mostrando valori di ricchezza totale e di diversità piuttosto buoni in tutte le città studiate, se si considera che in genere l'ambiente urbano è più povero di specie rispetto agli ambienti extraurbani. Le percentuali delle specie di Non -Passeriformi sul totale sono in linea con quelle riscontrate in altre città del Nord Italia (Fraissinet & Fulgione, 2008) ed è risultata più alta a Portogruaro (37,6), rispecchiando la buona eterogeneità ambientale nelle aree di studio. Gli indici del Valore Faunistico medio si allineano con quelle delle altre città padane studiate (Fraissinet & Fulgione, 2008). Per una valutazione di interesse conservazionistico, San Donà di Piave e Jesolo rivelano indici IVO più elevati, a dimostrazione della presenza di ambienti importanti per le specie a rischio e in conseguenza della vici-

nanza di aree umide costiere da cui provengono alcune specie di Ardeidi e Laridi che frequentano le città per motivi trofici. Portogruaro e Oderzo sono le città che hanno la composizione specifica più simile (QS= 79,5). La categoria trofica più rappresentata per tutte le aree di studio è risultata quella degli insettivori, con il 58%, seguita da quella dei carnivori/piscivori con il 17%. A Treviso con il 17% la categoria degli erbivori/frugivori è la seconda per importanza. Le specie che nidificano su albero superano il 40% in tutte le aree di studio, testimoniando una buona dotazione di verde, mentre quelli che nidificano sull'edificato sono meglio rappresentati a Treviso con il 26% e Oderzo con il 25%, probabilmente per effetto della maggiore presenza di edifici adatti come quelli del centro storico. Riguardo alla corologia delle specie nidificanti, complessivamente quelle paleartiche rappresentano il 40%, valore identico al nazionale, mentre appare rilevante notare come quelle del paleartico orientale superano con una percentuale del 18% la media nazionale che è del 5% e il valore della provincia di Venezia (11,6%), e della provincia di Treviso (12,1%). Si accosta comunque ai valori rilevati in altre città italiane (Fraissinet & Fulgione, 2008).

La Tabella 2 compara gli indici ecologici delle comunità svernanti mostrando valori di ricchezza totale simili a quelli dei nidificanti come pure avviene per gli indici di diversità, tranne che per Oderzo e Treviso che hanno indici più bassi. Le comunità svernanti hanno fatto registrare valori della percentuale dei Non-Passeriformi sul totale generalmente più alti, con un picco a Oderzo. Il valore di similarità tra le aree di studio è molto elevato, in particolare fra Treviso e Portogruaro (QS= 89,7). Il Valore Faunistico medio rimane simile, mentre si abbassano gli indici IVO per Portogruaro e Oderzo. Treviso si conferma la città con l'indice IVO più basso e San Donà di Piave e Jesolo quelli con indici più alti.

Lo studio è ancora in fase di sviluppo ma i dati fin d'ora confermano l'importanza dell'ecosistema città per l'avifauna nelle due stagioni analizzate, ed in particolare danno una chiave di lettura sulla qualità ambientale ed ecologica delle città studiate.

Bibliografia

BIBBY CJ ET AL. 1992. BIRD CENSUS TECHNIQUES. ACADEMIC PRESS, LONDON; BOANO G, BRICHETTI P 1989. RIV. ITAL. ORN. 59: 141-158; BOANO G ET AL. 1990. RIV. ITAL. ORN. 60: 105-118; BRICHETTI P, GARIBOLDI A 1992. RIV. ITAL. ORN. 62: 73-87 ; DINETTI M 2009. BIODIVERSITÀ URBANA. TIPOGRAFIA BANDECCHI E VIVALDI, PONTEDERA ; FRACASSO G ET AL. 2009. AVOCETTA 33: 5-24 ; FRAISSINET M, FULGIONE D 2008. AVOCETTA 32: 21-30; MASSA B ET AL. 2004. IL NAT. SIC. 28: 431-455.

Tabella 1 - Comparazione degli indici ecologici delle comunità ornitiche nidificanti in cinque città venete.

Area di studio	S totale	S media	A/T media	H'	J'	%NP media	VF medio	IVO
Treviso	34	21	82,23	2,13	0,70	32,6	32,91	5,95
San Donà di Piave	42	23,5	77,98	2,39	0,76	30,5	35,27	15,05
Jesolo	42	22	119,72	2,17	0,71	32,8	36,51	12,06
Portogruaro	41	21	84,10	2,20	0,70	37,6	36,50	10,08
Oderzo	37	19	46,60	2,22	0,80	29,8	39,18	11,09

Tabella 2 - Comparazione degli indici ecologici delle comunità ornitiche svernanti in cinque città venete.

Area di studio	S totale	S media	A/T media	H'	J'	%NP media	VF medio	IVO
Treviso	39	22	89,45	1,95	0,64	39,8	36,44	7,50
San Donà di Piave	39	22	81,76	2,04	0,63	34,7	36,97	11,55
Jesolo	42	21,4	77,49	2,17	0,73	40,1	36,95	12,50
Portogruaro	39	21,8	83,30	2,43	0,79	40,3	37	8,45
Oderzo	38	17	58,26	1,65	0,62	43,9	35,8	9,70

Legenda: S= ricchezza; A/T= abbondanza totale; H'= diversità; J'= equiripartizione; NP= non passeriformi; VF= valore faunistico; IVO= intrisic ornithological value.

LA COLLEZIONE ORNITOLOGICA DEL DISTACCAMENTO FORESTALE DI COLLE S. RIZZO (MESSINA), PATRIMONIO DEL CORPO FORESTALE DELLA REGIONE SICILIANA

SALVATORE RESTIVO & DALILA GIACOBBE

Centro Studi Faunistica dei Vertebrati, Società Italiana di Scienze Naturali, Museo Civico di Storia Naturale di Milano, C.so Venezia 55, 20121 Milano, salvorestivo@hotmail.it

Key Words: bird collection, Environmental education, Sicily

Summary *We report the list of bird specimens preserved in a zoological collection kept in Messina and property of the State Forestry Corps of Sicily. The collection consists of 34 birds, including endangered species such as* Ciconia ciconia *and* C. nigra, Botaurus stellaris, Grus grus, Philomachus pugnax *and* Coracias garrulus*. Many of these specimens had perished at the hands of poachers during the migration across the Strait of Messina. The collection is used for educational purposes.*

La collezione faunistica custodita presso il Distaccamento Forestale di Colle San Rizzo (ME) nasce a seguito di una serie di sequestri effettuati dal Corpo Forestale della Regione Sicilia e viene utilizzata per svolgere attività di educazione ambientale. Poiché tutte le collezioni, anche di piccole dimensioni, risultano utili per conoscere ed arricchire il patrimonio museologico nazionale, si ritiene di un certo interesse portare questa raccolta faunistica all'attenzione della comunità scientifica.

Allo scopo di valorizzare la collezione e la sua funzione didattica, in accordo con l'Ispettorato Ripartimentale delle Foreste di Messina è stato effettuato un studio per aggiornare o rivedere la nomenclatura sistematica e, ove necessario, determinare e classificare i preparati tassidermici presenti. Per la determinazione e la nomenclatura i principali riferimenti bibliografici utilizzati sono stati: Peterson *et al*. (2002), Clark (2003), Brichetti & Fracasso (2003; 2004), Svensson *et al*. (2009), IUCN (2011). Per ogni esemplare è stata predisposta una scheda riportante le informazioni tassonomiche, l'areale della specie ed informazioni di tipo eco-etologico. Ogni reperto è stato dotato di un cartellino riportante nome scientifico, nome comune, ordine, famiglia ed un codice identificativo collegato alla scheda relativa.

Il nucleo principale delle raccolte è costituito dalla collezione ornitologica, a cui si aggiungono 6 esemplari di Mammiferi preparati a secco, 3 rettili in liquido fissativo ed un esemplare di granchio di fiume conservato a secco. I reperti provengono da sequestri eseguiti sul territorio regionale ed in particolar modo nell'area peloritana. La collezione ornitologica è composta da 34 esemplari in pelle montata, prevalentemente uccelli acquatici (Tabella 1).

I reperti sono montati su basi di materiali diversi (legno, poliuretano o polistirolo) che in molti casi simulano substrati naturali. Alcuni esemplari mostrano segni di attacco da parte di insetti nocivi. Tra le specie presenti maggiormente minacciate e soggette ad un elevato livello di tutela si segnalano: *Coracias garrulus, Philomachus pugnax, Botaurus stellaris, Grus grus, Ciconia ciconia* e *C. nigra*.

Trattandosi di specie perlopiù migratrici è presumibile che gran parte degli esemplari sia stato abbattuto illegalmente durante il ciclico passaggio migratorio sulla Sicilia nord-orientale e lo Stretto di Messina. Il bracconaggio infatti rappresenta un fenomeno estremamente diffuso in passato nell'area dello Stretto e purtroppo non ancora completamente sradicato.

Tabella 1 - Elenco delle specie presenti nella collezione ornitologica del Distaccamento Forestale di Colle San Rizzo (ME).

Nome comune	Nome scientifico	N. reperti
Svasso piccolo	*Podiceps nigricollis* Brehm, 1831	1
Tarabuso	*Botaurus stellaris* (Linnaeus, 1758)	1
Airone cenerino	*Ardea cinerea* Linnaeus, 1758	1
Cicogna bianca	*Ciconia ciconia* (Linnaeus, 1758)	1
Cicogna nera	*Ciconia nigra* (Linnaeus, 1758)	1
Volpoca	*Tadorna tadorna* (Linnaeus, 1758)	1
Germano reale	*Anas platyrhynchos* Linnaeus, 1758	2
Codone	*Anas acuta* Linnaeus, 1758	1
Fischione	*Anas penelope* Linnaeus, 1758	1
Falco pecchiaiolo	*Pernis apivorus* (Linnaeus, 1758)	2
Sparviere	*Accipiter nisus* (Linnaeus, 1758)	1
Poiana	*Buteo buteo* (Linnaeus, 1758)	1
Gheppio	*Falco tinnunculus* Linnaeus, 1758	1
Gru	*Grus grus* (Linnaeus, 1758)	1
Beccaccia di mare	*Haematopus ostralegus* Linnaeus, 1758	1
Cavaliere d'italia	*Himantopus himantopus* (Linnaeus, 1758)	1
Avocetta	*Recurvirostra avosetta* Linnaeus, 1758	1
Pivieressa	*Pluvialis squatarola* (Linnaeus, 1758)	1
Piviere dorato	*Pluvialis apricaria* (Linnaeus, 1758)	2
Voltapietre	*Arenaria interpres* (Linnaeus, 1758)	1
Piovanello	*Calidris ferruginea* (Pontoppidan, 1763)	1
Piro piro boschereccio	*Tringa glareola* Linnaeus, 1758	1
Pantana	*Tringa nebularia* (Gunnerus, 1767)	1
Chiurlo piccolo	*Numenius phaeopus* (Linnaeus, 1758)	1
Combattente	*Philomachus pugnax* (Linnaeus, 1758)	1
Assiolo	*Otus scops* (Linnaeus, 1758)	1
Martin pescatore	*Alcedo atthis*(Linnaeus, 1758)	1
Ghiandaia marina	*Coracias garrulus* Linnaeus, 1758	1
Torcicollo	*Jynx torquilla* Linnaeus, 1758	1
Merlo acquaiolo	*Cinclus cinclus* (Linnaeus, 1758)	1
Storno nero	*Sturnus unicolor* (Temminck, 1820	1

La collezione, grazie alle peculiari entità faunistiche che la compongono, ha valore sia scientifico che didattico e proprio per questo è al centro delle attività di educazione ambientale svolte dal Corpo Forestale per le scolaresche in visita alla struttura di Colle San Rizzo. L'educazione ambientale è infatti uno strumento fondamentale di formazione e sensibilizzazione per le nuove generazioni, che rappresentano la vera risorsa per estirpare in maniera efficace e definitiva la pratica del bracconaggio.

Ringraziamenti

Gli Autori desiderano sinceramente ringraziare il Comando di Messina del Corpo Forestale della Regione Siciliana ed in particolare l'Ispettore Ripartimentale delle Foreste Dott. Carmelo Di Vincenzo ed il personale del Distaccamento Forestale di Colle San Rizzo per la disponibilità e la collaborazione fornita. Si ringrazia il Dott. Fausto Barbagli per gli utili suggerimenti e la consueta cortesia.

Bibliografia

BRICHETTI P, FRACASSO G 2003. ORNITOLOGIA ITALIANA 1 GAVIIDAE-FALCONIDAE. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; BRICHETTI P, FRACASSO G 2004. ORNITOLOGIA ITALIANA 2 TETRAONIDAE-SCOLOPACIDAE. ALBERTO PERDISA EDITORE, BOLOGNA; CLARK WS 2003. GUIDA AI RAPACI D'EUROPA, NORD AFRICA, MEDIO ORIENTE. FRANCO MUZZIO EDITORE; IUCN 2011. IUCN RED LIST OF THREATENED SPECIES. VERSION 2011.1. <WWW.IUCNREDLIST.ORG>. DOWNLOADED ON 26 AUGUST 2011; PETERSON R, MOUNFORT G, HOLLOM PA 2002. GUIDA DEGLI UCCELLI D'EUROPA. FRANCO MUZZIO EDITORE; SVENSSON L, MULLARNEY K, ZETTERSTROM D, GRANT PJ 2009. COLLINS BIRD GUIDE. HARPER COLLINS PUBLISHERS LTD.

Beccaccino

LESIONI PREDATORIE E CONSUMI ALIMENTARI SU PREDAZIONI DI AQUILA REALE *Aquila chrysaetos*

CRISTINA RIEPPI[1], MICHELE BENFATTO[2], STEFANO PESARO & STEFANO FILACORDA[4]

[1]Università degli Studi di Udine, corso di laurea magistrale "Nutrizione e Risorse Animali", Facoltà di Medicina Veterinaria, cristina17.r@gmail.com; [2]Provincia di Gorizia, Ufficio Gestione Faunistico Venatoria e Risorse Naturali; [3]DVM PhD, Medico veterinario libero professionista; [4]Ricercatore Università degli Studi di Udine, Dipartimento di Scienze Agrarie e Ambientali

Key Words: Golden Eagle, Aquila chrysaetos, predatory behavior, consumption

Summary *We reviewed the feeding behaviours and hunting techniques of the Golden Eagle in order to provide useful information to recognize the lesions provoked by Eagle's attacks.*

Nel presente lavoro, sono state descritte le principali caratteristiche del comportamento alimentare, delle tecniche di caccia e dei consumi alimentari dell'aquila reale, rivisitando i precedenti studi inerenti l'argomento. Queste informazioni rappresentano la base per il riconoscimento e l'analisi dei fenomeni di predazione e la loro attribuzione a questa specie. Si può ricordare inoltre che, avendo l'aquila reale anche un comportamento necrofago, essa può lasciare segni di consumo su predazioni di altre specie (es. lince) rendendone difficile il riconoscimento. Anche in questi casi è quindi utile conoscere le principali caratteristiche dei consumi di questo rapace, per poterli discriminare da quelli del predatore responsabile.

L'aquila reale *Aquila chrysaetos* è un predatore opportunista che si nutre di una grande varietà di specie e la cui dieta varia geograficamente e temporalmente. Il suo regime alimentare è basato prevalentemente su mammiferi di taglia medio-piccola seguiti da uccelli e meno frequentemente da rettili e pesci. Nelle Alpi Italiane centro-orientali l'aquila reale si nutre per la maggior parte di mammiferi (64%) e di uccelli (32%). Le specie maggiormente predate appartengono agli ordini degli artiodattili (20%), dei roditori (29%), dei lagomorfi (8%) dei carnivori (7%) e dei galliformi (28%) e sono caprioli, marmotte, galli forcelli, lepri, camosci e ghiri (Pedrini & Sergio, 2001). L'alimentazione, oltre ad essere basata sull'uccisione di prede vive attivamente cacciate, può verificarsi anche tramite il consumo di carne di animali predati da altri carnivori (cleptoparassitismo); tale attività viene maggiormente osservata durante la stagione invernale. Oltre che sui selvatici, in determinate condizioni si possono verificare attacchi su animali domestici o semi-domestici, come agnelli (O'Gara, 1978), piccoli di renna (Norberg *et al*., 2006), vitelli e capre (Avery & Cummings, 2004). Gli attacchi su animali che pesano più di 14-18 kg sono, comunque, molto rari. Alcuni esperimenti indicano che le aquile non riescono a spiccare il volo con una preda di più di 2-3 kg negli artigli se il vento non le aiuta: se invece il vento è favorevole e la cattura avviene su pendii, questi rapaci possono trasportare un animale fino ai 6 kg di peso per distanze considerevoli (O'Gara, 1994).

Le piccole prede vengono afferrate alla testa, al collo o lungo il corpo: la presa può provocare fratture da compressione al cranio e varie contusioni (Bowns, 1995). Sulle prede spesso è possibile riscontrare i segni delle artigliate e qualora la preda sia sufficientemente grande, i tre artigli anteriori (II, III e IV dito) lasciano perforazioni distanti 3-5 cm, posizionate su una linea dritta o, più tipicamente, con una forma a "V". La perforazione del primo dito è distante 10-15 cm da quella lasciata dal terzo (O'Gara, 1978). I fori hanno un diametro compreso tra 1 e 10 mm (Molinari *et al*., 2000). Nelle prede di grosse dimensioni, con pesi superiori ai 20 kg, a causa delle numerose e

ripetute artigliate che l'aquila deve infliggere per poterle uccidere, spesso il modello a "V" appena descritto è difficilmente distinguibile sulla carcassa. Le ferite lasciate dagli artigli dell'aquila sono più profonde rispetto a quelle lasciate dai canini dei mammiferi carnivori (O'Gara, 1978). Nell'aquila, come nella maggior parte delle specie di uccelli predatori, l'artiglio del terzo dito non ha sezione conica, ma presenta una doccia lungo tutta la sua lunghezza, che facilita la fuoriuscita del sangue velocizzando così la morte della preda per dissanguamento (Cooper, 2002).

A differenza delle piccole prede dove la morte spesso sopraggiunge a causa delle lesioni agli organi interni (schiacciamento e compressione) nelle prede di maggiori dimensioni la causa della morte è solitamente da attribuirsi allo shock provocato dalle abbondanti emorragie a seguito della lacerazione dei grossi vasi, oppure al collasso polmonare dovuto allo pneumotorace, provocato dalla perforazione da parte degli artigli in quel distretto (O'Gara, 1994).

Il consumo della preda comincia dove la pelle è più tenera, come sulla spalla o tra le costole e continua con le interiora (Molinari *et al*., 2000). Le aquile generalmente scuoiano la carcassa, rovesciando la pelle e lasciando gran parte dello scheletro intatto, con la parte inferiore degli arti e la testa ancora ricoperte dalla cute e dai suoi annessi. Nelle prede molto piccole o in animali giovani in cui non sono completati i processi di calcificazione ossea, le aquile possono cibarsi delle costole o di altre strutture ossee parzialmente ossificate. Spesso si nutrono anche della mandibola, del naso, delle orecchie e del cervello in quest'ultimo caso dopo aver rimosso il palato e il pavimento osseo del cranio, mentre il rumine di norma non viene consumato (O'Gara, 1978). In alcune osservazioni di consumi su carcasse di bovino, le aquile ripulivano i muscoli e i tendini e, inoltre, asportavano i bulbi oculari e consumavano l'area vulvare e l'area anale. Si nutrivano poi delle viscere lasciando pelle e ossa intatte (Nation & Williams, 1989). Alla fine del consumo la carcassa di un ungulato solitamente si presenta costituita dalla pelle rovesciata, dal cranio, dalla colonna vertebrale, dalle costole e dalle ossa degli arti ancora intatti, con quasi tutte le viscere e i muscoli mancanti (O'Gara, 1994). Il consumo giornaliero di carne negli adulti varia da 1 a 3 kg (O'Gara, 1994) ciò implica il ripetuto utilizzo per più giorni di un animale predato nel caso questo sia di grosse dimensioni e qualora l'aquila non venga disturbata.

Bibliografia

AVERY ML, CUMMINGS JL 2004. SHEEP & GOAT RESEARCH JOURNAL 19: 58-63; BOWNS JE 1995. SYMPOSIUM PROCEEDINGS – COYOTES IN THE SOUTHWEST: A COMPENDIUM OF OUR KNOWLEDGE. UNIVERSITY OF NEBRASKA, LINCOLN; COOPER JE 2002. BLACKWELL SCIENCE LTD, OXFORD UK; MOLINARI P, BREITENMOSER U, MOLINARI-JOBIN A, GIACOMETTI M 2000. ROTOGRAFICA S.R.L., LIMENA, PADOVA; NATION PN, WILLIAMS ES 1989. THE CANADIAN VETERINARY JOURNAL 30: 742-747; NORBERG H, KOJOLA I, AIKIO P, NYLUND M 2006. WILDLIFE BIOLOGY 12: 393-402; O'GARA BW 1978. PROCEEDINGS OF THE 8TH VERTEBRATE PEST CONFERENCE, UNIVERSITY OF NEBRASKA, LINCOLN; O'GARA BW 1994. IN: HYGNSTROM SE, TIMM RM, LARSON GE 1994. PREVENTION AND CONTROL OF WILDLIFE DAMAGE. UNIVERSITY OF NEBRASKA, LINCOLN; PEDRINI P, SERGIO F 2001. THE RAPTOR RESEARCH FOUNDATION 35: 40-48.

SPECIE ALLOCTONE O INTRODOTTE IN ROMA, INVERNI 2008-2011

ALESSIO RIVOLA

Via Scialoia 55, 50136 Firenze, alessiorivola@hotmail.com

Key Words: alien species, birds, urban ecosystems, Rome

Summary *Records of alien bird species obtained during the atlas monitoring in Rome are commented. Only two Psittaciformes are present with established populations.*

Area di studio è il Comune di Roma all'interno del Grande Raccordo Anulare, superficie di circa 360 km^2 (su una superficie comunale complessiva di circa 1285 km^2). Durante i tre inverni di rilevamento del PANiSR (Progetto Atlante Nidificanti e Svernanti a Roma), dal dicembre 2008 al febbraio 2010, sono state contattate numerose specie alloctone. I rilevamenti sono stati effettuati in quadrati di 1 km di lato durante i rilievi standard condotti da più rilevatori.

Le specie alloctone segnalate in Italia a tutt'oggi sono almeno 110 (Andreotti *et al.*, 2001), fenomeno che rientra nel problema delle "invasioni biologiche" e costituisce una delle maggiori minacce per la biodiversità, sia per le specie autoctone sia per gli ambienti naturali più fragili.

Le due specie più diffuse sono risultate il Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*, segnalato già da metà degli anni '80 del secolo scorso (Angelici, 1984) e confermato come nidificante nel 2002 (Fraticelli & Molajoli, 2002) e il Parrocchetto monaco *Myopsitta monachus,* segnalato per la prima volta a Roma nel 1993 nel Parco dell'Appia Antica (Cignini *et al.*, 1996). Questi due Psittaciformi sono ormai diffusi in gran parte delle unità di rilevamento considerate. "In prospettiva, l'espansione di queste due specie, in particolare di Psittacula krameri, può influenzare gli ambienti frequentati, sia per quanto riguarda la competizione per i siti riproduttivi con specie dendrofile (quali i Piciformi), sia per i danni che può causare alla vegetazione arborea e alle colture agricole.

Le altre specie contattate sono le seguenti:

Cigno reale *Cygnus olor* presente con una coppia stanziale al Lago del Giglio a Villa Doria Pamphili e osservato anche alla diga di Castel Giubileo, a Fidene e a Serpentara (ril. A. Boano) Questa specie risulta essere piuttosto aggressiva nei confronti di tutte le altre specie acquatiche specialmente durante il periodo riproduttivo.

Anatra muta *Cairina moschata*, presente al Laghetto dell'EUR e a quello di Villa Doria Pamphili, può ibridarsi con il Germano reale e le Anatre domestiche.

Alzavola spalle rosse o A. anellata *Callonecta leucophrys*, di origine cilena, è stata osservata con una coppia nel dicembre 2010 e solo il maschio nel febbraio 2011 (ril. A. Rivola).

Oca selvatica *Anser anser* e Oca granaiola *A. fabalis,* presenti entrambe con un solo esemplare, ovviamente introdotto, al Lago del Giglio, dov'è stata osservato una sola volta anche un esemplare di Oca zamperosee *A. brachyrhyncus* da Riccardo Molajoli il 16 /1/2009.

Fra il 17/12/2009 e il 2/2/2010 M. Cento ha osservato un ibrido tra Fistione turco e Germano reale nel tratto urbano del Tevere. Un ibrido tra Germano reale e Anatra sposa è stato osservato sul Tevere, nella zona di Ponte Marconi, (ril. M. Scutellà).

Anche altre due specie di Psittaciformi sono state avvistate in città, la Calopsitta *Nymphicus hollandicus* alla Magliana Vecchia il 16/1/2010 (ril. M. Cento) e il Parrocchetto di Alessandro *Psittacula euopatria* nel quartiere di Centocelle il 4/12/2008 (da S. Hueting).

Allo stato attuale, se si escludono *Psittacula krameri* e *Myopsitta monachus*, le specie aliene rilevate non risultano acclimatate ma sarà importante continuare a monitorare la situazione per prevenire,

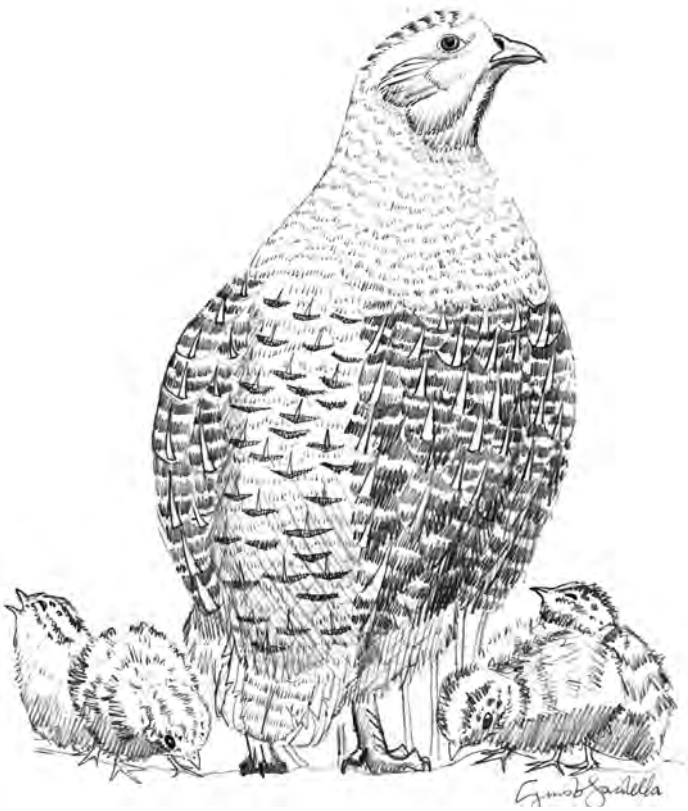
per quanto possibile, l'insediamento delle specie alloctone che possono essere, inoltre, portatrici di varie zoonosi (Andreotti *et al.*, 2001).

Ringraziamenti

Si ringraziano tutti i rilevatori dell'Atlante degli uccelli di Roma in inverno, in particolare: Aldo Boano, Michele Cento, Fulvio Fraticelli, Steven Hueting e Riccardo Molajoli.

Bibliografia

ANDREOTTI A, BACCETTI N, PERFETTI A, BESA M, GENOVESI P, GUBERTI V 2001. QUADERNI DI CONSERVAZIONE DELLA NATURA 2: 99-189; ANGELICI FM 1984. AVIFAUNA 7: 179-180; CIGNINI B, BUSCEMI A, ISOTTI R, TUCCINARDI P 1996. ALULA 3: 131-132; FRATICELL F, MOLAJOLI R 2002. ALULA 9: 110-111.



Starna

LA BIBLIOGRAFIA ORNITOLOGICA PARMENSE 1772-2010

FRANCO ROSCELLI

AsOER, Vicolo Santa Maria 8, 43125 Parma, froscelli@gmail.com

Key Words: Bird Bibliography, Parma, NW Italy

Summary *A list of publications on the birds of Parma province was compiled. A total of 343 ornithological publications was found from 1772 to 2010. The titles of the publications are available at http://www.parmavisiteguidate.it/parmabw/*

La Bibliografia ornitologica parmense rappresenta un tentativo di raccolta di tutte le pubblicazioni contenenti informazioni sull'avifauna nel territorio della provincia di Parma, comparse sotto forma di volume o di articolo di rivista scientifica, edite a stampa o reperibili nella rete internet. Sono state inserite per lo più pubblicazioni di interesse locale, provinciale o regionale, ma anche di interesse nazionale, purché informative sugli uccelli del Parmense. Fonte bibliografica principale è la Banca Dati Ornitologica (Brichetti, 2011), integrata con altre fonti bibliografiche locali.

Il contenuto delle opere elencate concerne argomenti ornitologici nel senso più ampio del termine, vale a dire: distribuzione, popolazione, ecologia, biologia riproduttiva, migrazione, svernamento, etologia, sistematica, genetica, anatomia, patologie, biometria, alimentazione, vocalizzazioni, conservazione, gestione, storia dell'ornitologia, illustrazione ornitologica, etc. La raccolta non comprende la stampa periodica divulgativa e la "letteratura grigia".

Se solo dalla seconda metà del Settecento l'ornitologia acquisisce una propria identità ed autonomia scientifica, distaccandosi dall'ambito – fino ad allora indistinto – delle scienze naturali, l'editoria ornitologica relativa al Parmense è particolarmente scarsa nel XIX secolo e nella prima metà del XX secolo (Roscelli, in stampa). Basti pensare che, su un totale di 343 pubblicazioni catalogate nella Bibliografia ornitologica parmense, solo 16 opere sono anteriori al 1950 mentre per 30 la pubblicazione è avvenuta tra il 1951 e il 1980.

La nascita dell'ornitologia scientifica parmense si deve ad Alberto Del Prato (1854 -1918), che fu assistente presso il Museo di Storia Naturale dell' Università di Parma. Raccolse e studiò un gran numero di specie di vertebrati locali, costituendo nel 1899 la raccolta dei Vertebrati del Parmense, della quale la parte più ragguardevole è rappresentata dalla collezione ornitologica, tuttora visibile presso il museo (Parisi, 2009).

Bisogna attenere altri 50 anni per l'inizio dell'ornitologia moderna, legata alle figure di S. Frugis e A. Tornielli, entrambi parmigiani di adozione e formati alla scuola di Egdardo Moltoni a Milano.

A Sergio Frugis (1930-2009), medico e professore universitario di zoologia presso l'Università di Parma, va il merito di aver guidato la trasformazione dell'ornitologia italiana, spesso ancorata a metodologie ottocentesche e alle collezioni museali, verso un approccio più moderno e coinvolgente, in cui un ruolo assai importante viene rivestito dalle attività sul campo. A lui si deve la nascita del Centro Italiano Studi Ornitologici, nonché l'idea dei convegni italiani di ornitologia (Mongini & Spina, 2010).

Annibale Tornielli di Crestvolant (1926-1992), conte e medico veterinario, nato a Genova e trasferitosi a Parma dopo il matrimonio, fu membro del Consiglio direttivo e tesoriere del CISO per molti anni, nonché componente del "Comitato di Omologazione delle segnalazioni di specie accidentali per l'avifauna italiana" dalla sua costituzione nel 1981. Pubblicò una trentina di lavori riguardanti l'avifauna del Parmense sulla Rivista Italiana di Ornitologia e su Gli Uccelli d'Italia. A

lui si devono le due edizioni (1965 e 1991) de "Gli uccelli del Parmense", prima opera a descrivere diffusamente, in maniera sistematica e basandosi su rilievi di campo, l'avifauna di Parma e della provincia (Roscelli, in stampa).

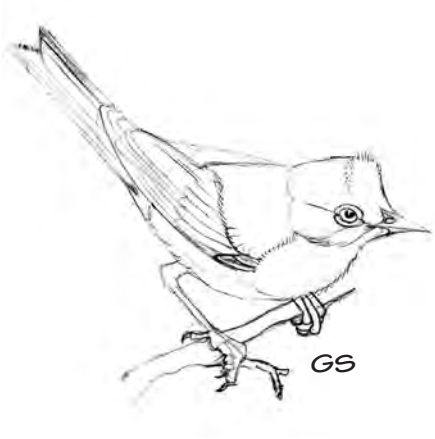
Grazie alla presenza di personalità di spessore ornitologico e interesse protezionistico, quali Francesco Mezzatesta, Franca Zanichelli, Paolo Gelati e Maurizio Ravasini, e alla presenza della sede nazionale della LIPU, a Parma negli ultimi 30 anni si ha una forte crescita dell'editoria ornitologica.

Il decennio 1981-1990 annovera, infatti, 46 pubblicazioni ornitologiche, 67 sono edite tra il 1991 e il 2000, mentre dal 2001 al 2010 si contano 184 lavori, ben più di tutti quelli pubblicati nei due secoli precedenti.

La bibliografia è consultabile su internet (Roscelli, 2011) dove viene periodicamente aggiornata. Ove possibile nel sito sono forniti collegamenti per accedere direttamente alle pubblicazioni in formato digitale.

Bibliografia

BRICHETTI P 2011. BANCA DATI ORNITOLOGICA. BIBLIOGRAFIA ITALIANA 1900-2010. VERSIONE ELETTRONICA; MONGINI M, SPINA F 2010. AVOCETTA 34(1): 3-6; PARISI V 2009. RACCOLTA ALBERTO DEL PRATO DI VERTEBRATI DEL PARMENSE. PUBBL. MUS. ST. NAT. UNIV. PARMA 14; ROSCELLI F IN STAMPA. STORIA DELL'ORNITOLOGIA PARMENSE. IN: RAVASINI M. AVIFAUNA DEL PARMENSE; ROSCELLI F 2011. BIBLIOGRAFIA ORNITOLOGICA PARMENSE 1772-2012 HTTP://WWW.PARMAVISITEGUIDATE.IT/PARMABW/.



Sterpazzolina

ANALISI GENETICA DELLE COLONIE DI MARANGONE DAL CIUFFO *Phalacrocorax aristotelis desmarestii* PRESENTI NEL NORD/EST DELLA SARDEGNA

VALENTINA SATTA, SANTINO CHERCHI, ANDREA ROTTA, MIRKO UGO, ANGELA PIRA, SERGIO NISSARDI, GIOVANNA SPANO, AUGUSTO NAVONE, SARA SUCCU, FIAMMETTA BERLINGUER, GIOVANNI G LEONI & SALVATORE NAITANA.

Dipartimento di Biologia Animale, via Vienna 2 , 07100 Sassari, vlsatta@uniss.it

Key words: Shag, genetics, microsatellites.

Summary *The aim of this work was to genetically characterize the two populations of European Shag* Phalacrocorax aristotelis desmarestii *living in North-East Sardinia (Arcipelago della Maddalena National Park and Tavolara/Capo Coda Cavallo Marine Protected Area). Feathers were sampled during a ringing session of European shag newborns and DNA was extracted using the ChargeSwitch Forensic DNA Purification Kit. Overall, 5 microsatellite markers (PcT1, PcD2, PcT3, PcT4, PcD6) were analyzed using a fluorescence electrophoresis capillary. Inter- and intra-population genetic diversity indexes were determined. Our findings showed that the two populations of European Shag living in North-East Sardinia did not differ genetically and, consequently, can be considered as a panmitic population.*

Il marangone dal ciuffo (Phalacrocorax aristotelis desmarestii) è diffuso nelle regioni mediterranee e del Mar Nero (Cramp & Simmons, 1977). Specie strettamente legata agli ambienti costieri marini, per la riproduzione utilizza soprattutto piccole isole con coste alte o basse e falesie costiere. I nidi vengono costruiti a 100-120 m dal livello del mare (Torre & Trainito in Brichetti *et al*., 1992), Nel periodo extrariproduttivo utilizza come dormitori isole disabitate. La deposizione delle uova ha inizio a gennaio-febbraio e continua fino a marzo-aprile (Guyot, 1985; Torre & Monbailliu in Brichetti *et al*., 1992). L'alimentazione si basa principalmente su pesci costieri di basso valore economico.

Lo scopo di questa ricerca è stato quello di stabilire le caratteristiche genetiche delle popolazioni nidificanti nel Parco Nazionale dell'Arcipelago della Maddalena e nell'area marina protetta di Tavolara/Capo Coda Cavallo. Il DNA è stato estratto da 70 piume di pulli delle colonie di Corcelli (Arcipelago di La Maddalena) e Molarotto (Tavolara/Capo Coda Cavallo) prelevate durante due campagne d'inallenamento nelle stagioni 2007 (Corcelli) e 2008 (Corcelli e Molarotto). L'estrazione del DNA da piume è stata effettuata con una metodica utilizzata in medicina forense che prevede l'isolamento del DNA mediante l'utilizzodi microsfere magnetiche (kit forensic, Invitrogen). Circa 1 cm dello scapo della penna è stato sminuzzato e sottoposto a lisi mediante incubazione in 1 ml di Charge Switch Lysis Buffer contenente 0,2 mg/ml di proteinasi K per un'ora a 55°C. Dopo centrifugazione al surnatante sono stati aggiunti 200 µl di purification buffer e 20 µl di sfere magnetiche. Le sfere magnetiche con il DNA legato sono state isolate mediante l'utilizzo di un magnete. Il DNA è stato quindi eluito mediante aggiunta di 150 µl di TE buffer a pH 8,5.

Per la determinazione della variabilità genetica sono stati utilizzati 5 marcatori microsatellitari già caratterizzati nel Phalacrocorax carbo: PcT1 (F:CCTCGTAAACTCCTAAATCTGG; R:GAAGCCTAGAAACTCACAAGC); PcD2 (F:GATGGAACTGAATAAAAGTTGG; R:TTATGCAGAACTGAATTTTCC); PcT3 (F:CTTCCTGCTATGTCTATGCTTG; R:ACAGCAAACAGCATCTATTCC); PcT4 (F:GGAGTCAGAGAACAACACAACC;

R:CAGCAGAGCGAGTTCTTTTAAC); PcD5 (F:CCACTATTCTACACTCACTTCG; R:GAACTGTTAGCAAATAAATCCTG); PcD6 (F:GCACACACATAGAATGACCAG; R:AGCAAGAGGTTAACTCAGC). 30 ng di DNA sono stati sottoposti a PCR e i prodotti sono stati analizzati mediante elettroforesi capillare.

I dati ottenuti sono stati utilizzati per calcolare indici di diversità genetica intra e interpopolazione. Tutte le 5 coppie di primers analizzate hanno amplificato prodotti specifici nel DNA dei campioni di marangone dal ciuffo analizzati. Tutti e 5 i microsatelliti analizzati sono risultati polimorifici, con un numero di alleli che varia da 4 a 32. La media degli alleli evidenziati nel totale dei campioni analizzati è stata di 14,6±11,39 per locus (media±DS) e non sono state evidenziate differenze tra i tre gruppi analizzati con medie di 10,2±6,38, 9±5,1, 9,8±6,53 rispettivamente per i gruppi di Corcelli 2007, Molarotto 2008, Corcelli 2008. Tutti i marcatori polimorfici, ad eccezione di PcD2, presentano alleli privati. L'eterozigosità osservata, presenta una scarsa variabilità tra le popolazioni. Il test di deviazione dalla legge di Hardy-Weimberg ha messo in evidenza che solamente il locus PcT1 devia dall'equilibrio nelle 3 popolazioni di marangoni ($P<0,0025$ dopo correzioni secondo Bonferroni). La diversità genetica (H) calcolata per ogni marcatore, varia tra 0,906 e 0,944 per il locus PcT1, tra 0,613 a 0,737 per il locus PcD2, tra 0,860 a 0,910 per il locus PcT3, tra 0,867 e 0,889 per il locus PcT4 e tra 0,417 e 0,533 per il locus PcD5.

La differenziazione delle popolazioni è stata testata utilizzando l'FST e RST considerando tutti e 5 i marcatori genetici contemporaneamente. Dai valori delle matrici è stato possibile osservare che nessuna popolazione differisce significativamente dalle altre tranne che per quanto riguarda il test Fst tra le popolazioni di Corcelli 2007 e Molarotto 2008. Anche l'analisi fattoriale per corrispondenza (AFC) non ha mostrato differenze nette tra le popolazioni. Il calcolo delle distanze genetiche $\Delta\mu 2$, di Reynolds *et al*. (1983), e di Nei (1972), sono state utilizzate per il calcolo degli alberi filogenetici mediante il metodo del Neighbor Joining.

I risultati sono concordanti, in quanto in tutti i casi è possibile osservare una maggior differenziazione tra le popolazioni di Corcelli 2007 e un cluster formato dalle popolazioni di Molarotto 2008 e Corcelli 2008. L'analisi della struttura di popolazione non ha identificato stratificazione tra le popolazioni analizzate, per cui è ragionevole pensare che non siano delle popolazioni geneticamente distinte. La configurazione più probabile derivata dall'analisi dei valori del LnD(P) è K=1, per cui si può ipotizzare che le colonie non rappresentino popolazioni geneticamente distinte ma appartengano ad un'unica popolazione panmittica.

Ringraziamenti

Ricerca svolta con il contributo RAS, CRP1_556 e Fondazione Banco di Sardegna).

Bibliografia

CRAMP S AND SIMMONS KEL 1977. OXFORD: OXFORD UNIVERSITY PRESS; BRICHETTI PA, GUYOT I, MONBAILLIU X, TORRE A 1992. IN: BRICHETTI ET AL. (EDS), FAUNA D'ITALIA XXIX. AVES. EDIZIONI CALDERINI, BOLOGNA 24: 147-174; GUYOT I 1985. IN: OISEAUX MARINS NICHEURS DU MIDI ET DE LA CORSE: ANNALES DU C.R.O.P., AIX-EN-PROVENCE, 2: 70-76; NEI M 1972. AMER NATUR, 106: 283-292; REYNOLDS J, WEIR BS, COCKERHAM CC 1983. GENETICS, 105: 767-779.

CHECK-LIST DELL'AVIFAUNA DELLA RISERVA NATURALE REGIONALE MONTERANO (LAZIO)

FABIO SCARFÒ, RICCARDO CACCIA, MARCO GASPONI, ROBERTO ORLANDINI, TITO PELLICCIONI & PAOLO VERUCCI

Riserva Naturale Regionale Monterano, Piazza Tubingen 1, 00060 Canale Monterano (RM), scarfo@parchilazio.it

Key Words: Check-list, Birds, Parks, Natura 2000

Summary *The checklist of the birds of Monterano Nature Reserve (Central Italy) is presented. A total of 144 species are present, 75 of them breeding in the area.*

Nelle aree protette, le check-list sono un primo livello di conoscenza che permette una valutazione preliminare della biodiversità, con la possibilità di effettuare confronti con altre aree o ad intervalli di tempo.

La RN Monterano è situata a circa 40 km a nord di Roma e si estende per 1085 ha nella ZPS IT6030005 Comprensorio Tolfetano-Cerite-Manziate. L'ambiente, di tipo mediterraneo (180-400 m s.l.m.), è costituito da un mosaico di boschi cedui, seminativi non irrigui, pascoli arborati e forre tufacee scavate dal Fiume Mignone e dai suoi affluenti. Alcuni piccoli invasi di origine artificiale (una ex cava e una diga) fungono da aree di sosta per gli uccelli acquatici migratori. La check-list (Tab. 1) è stata compilata raccogliendo le segnalazioni del personale della Riserva, di ricercatori e di ornitologi, dal 2001 al 2011. La presenza di ambienti differenti e ben conservati favorisce un'elevata biodiversità ornitica. Si contano 144 specie, di cui 75 nidificanti, pari al 42% delle specie nidificanti nel Lazio (Brunelli *et al*., 2011). Questi dati rappresentano il punto di partenza per il Progetto Atlante delle Specie Nidificanti nella Riserva 2012-2015.

Tabella 1 - Check-list dell'avifauna della RN Monterano e relativa fenologia. In grassetto le specie inserite in All. I della Dir. "Uccelli" 2009/147/CE; B': specie osservata nell'area protetta che nidifica in zone limitrofe.

Specie	RN Monterano	Specie	RN Monterano
Anas strepera	M irr	***Melanocorypha calandra***	M irr
Anas crecca	M reg	***Calandrella brachydactyla***	M reg, B
Anas platyrhynchos	M reg, W, SB	*Galerida cristata*	SB
Anas acuta	M irr	***Lullula arborea***	SB
Anas querquedula	M irr	*Alauda arvensis*	M reg, W, SB
Aythya ferina	M reg	*Hirundo rustica*	M reg, B
Aythya nyroca	M irr	*Delichon urbicum*	M reg, B'
Aythya fuligula	M irr	***Anthus campestris***	M reg, B
Coturnix coturnix	M reg, B	*Anthus pratensis*	M reg, W
Phasianus colchicus	SB	*Motacilla cinerea*	SB
Phalacrocorax carbo	M reg, W	*Motacilla alba*	SB
Botaurus stellaris	M irr	*Cinclus cinclus*	M irr, SB estinto
Ixobrychus minutus	M reg, B?	*Troglodytes troglodytes*	SB

Nycticorax nycticorax	M reg, W	*Prunella modularis*	M reg, W
Ardeola ralloides	M reg, W	*Erithacus rubecula*	M reg, W, SB
Bubulcus ibis	M irr	*Luscinia megarhynchos*	M reg, B
Egretta garzetta	M reg, W, E	*Phoenicurus ochruros*	M reg, W
Casmerodius albus	M irr	*Phoenicurus phoenicurus*	M irr
Ardea cinerea	M reg, W, E	*Saxicola rubetra*	M reg
Ardea purpurea	M irr	*Saxicola torquatus*	SB
Ciconia nigra	M reg, B?'	*Oenanthe oenanthe*	M reg
Tachybaptus ruficollis	M reg, W, SB	*Monticola solitarius*	M reg
Podiceps cristatus	M irr	*Turdus merula*	SB
Podiceps nigricollis	M irr	*Turdus philomelos*	M reg, W
Pernis apivorus	M reg, B	*Turdus iliacus*	M reg, W
Milvus migrans	M reg, B'	*Turdus viscivorus*	M irr
Milvus milvus	M reg, W, SB'	*Cettia cetti*	SB?
Circaetus gallicus	M reg, B'	*Cisticola juncidis*	SB
Circus aeruginosus	M reg	***Acrocephalus melanopogon***	M irr
Circus cyaneus	M irr	*Hippolais polyglotta*	M reg, B
Circus pygargus	M reg	*Sylvia atricapilla*	SB
Accipiter nisus	SB, M reg, W	*Sylvia borin*	M irr
Buteo buteo	SB, M reg, W	*Sylvia communis*	M reg, B
Pandion haliaetus	M reg	*Sylvia conspicillata*	M reg, SB, W
Falco tinnunculus	SB, M reg, W	*Sylvia cantillans*	M reg, B
Falco subbuteo	M reg, B'	*Sylvia melanocephala*	SB, M reg, W
Falco biarmicus	SB'	*Phylloscopus sibilatrix*	M irr
Falco peregrinus	SB, M reg, W	*Phylloscopus collybita*	SB, M reg, W
Rallus aquaticus	SB?, M reg, W	*Regulus regulus*	M reg, W
Gallinula chloropus	SB, M reg, W	*Regulus ignicapilla*	SB
Fulica atra	M reg, W, SB	*Muscicapa striata*	M reg, B
Himantopus himantopus	M reg	*Ficedula hypoleuca*	M irr
Burhinus oedicnemus	M reg, B	*Aegithalos caudatus*	SB
Pluvialis apricaria	M irr	*Cyanistes caeruleus*	SB
Vanellus vanellus	M reg, W	*Parus major*	SB
Gallinago gallinago	M reg, W	*Periparus ater*	M irr
Scolopax rusticola	M reg, W	*Poecile palustris*	SB
Actitis hypoleucos	M reg	*Sitta europaea*	SB
Tringa ochropus	M reg	*Tichodroma muraria*	M irr
Tringa nebularia	M irr	*Certhia brachydactyla*	SB
Tringa glareola	M reg	*Oriolus oriolus*	M reg, B
Larus michahellis	M reg, W	***Lanius collurio***	M reg, B
Columba livia	SB	***Lanius minor***	M irr
Columba palumbus	M reg, W, SB	*Lanius senator*	M reg, B
Streptopelia decaocto	SB	*Garrulus glandarius*	SB

Streptopelia turtur	M reg, B	*Pica pica*	SB
Cuculus canorus	M reg, B	*Corvus monedula*	SB'
Tyto alba	SB	*Corvus cornix*	SB
Otus scops	M reg, B	*Sturnus vulgaris*	M reg, W, SB
Athene noctua	SB	*Passer domesticus*	SB
Strix aluco	SB	*Passer montanus*	SB
Asio otus	SB	*Fringilla coelebs*	SB, M reg, W
Caprimulgus europaeus	M reg, B	*Fringilla montifringilla*	M irr
Apus apus	M reg, B'	*Serinus serinus*	SB, M reg, W
Alcedo atthis	SB, M reg, W	*Carduelis chloris*	SB, M reg, W
Merops apiaster	M reg, B	*Carduelis carduelis*	SB, M reg, W
Coracias garrulus	M reg, B	*Carduelis spinus*	M reg, W
Upupa epops	M reg, B	*Carduelis cannabina*	SB
Jynx torquilla	M reg, B, W irr	*Coccothraustes coccothraustes*	M reg, W
Picus viridis	SB	*Emberiza cirlus*	SB
Dendrocopos major	SB	*Emberiza cia*	M reg, W irr
Dendrocopos minor	M irr	*Emberiza calandra*	SB

Ringraziamenti

Si ringrazia il Direttore Francesco Maria Mantero e gli ornitologi Massimo Biondi, Angelo Meschini, Loris Pietrelli e Stefano Sarrocco per la loro cortesia e disponibilità.

Bibliografia

BRUNELLI M, SARROCCO S, CORBI F, SORACE A, BOANO A, DE FELICI S, GUERRIERI G, MESCHINI A, ROMA S 2011. EDIZIONI ARP, ROMA.

LIMICOLI NIDIFICANTI IN AMBIENTI ANTROPIZZATI DELLA PROVINCIA DI ROMA (2008-2010)

ROBERTO SCROCCA [1], MASSIMO BIONDI [2], LORIS PIETRELLI [2] & ANGELO MESCHINI [3]

[1]ALV Via del Castello 17, 00119 Roma; [2]GAROL, Via del Castello 17, 00119 Roma; [3]SROPU c/o LYNX Natura e Ambiente srl, Via Britannia 36, Roma

Key Words: breeding waders, anthropic sites, Rome, Central Italy

Summary *We present data collected in 2008-2010 concerning habitat selection and reproductive success of Black-winged Stilt, Little Ringed Plover and Stone Curlew pairs breeding in an industrial-urbanised area near Rome (Central Italy).*

Nella letteratura ornitologica nazionale è nota la forte adattabilità di alcune specie di limicoli "a valenza pioniera" che spesso si riproducono in ambienti antropici nei pressi di insediamenti industriali, apparentemente meno ospitali rispetto ad habitat naturali o semi-naturali (Biondi *et al*., 1996; Pietrelli *et al*., 1996; Giovacchini & Radi, 2007). Con questo lavoro si vuole evidenziare il valore di alcuni biotopi temporanei, apparentemente subottimali ai fini riproduttivi, per cavaliere d'Italia *Himantopus himantopus*, corriere piccolo *Charadrius dubius* e occhione *Burhinus oedicnemus*. L'area di studio è situata nel comune di Fiumicino (RM) in località Le Vignole (coordinate centrali: 41°48'47" N; 12°17'12" E) e si estende per complessivi 700 ha caratterizzati dalla presenza di aree industriali in costruzione, capannoni industriali parzialmente attivi (CIRF – Consorzio Interporto Roma Fiumicino), lotti abbandonati, praterie sinantropiche e sbancamenti. I terreni nell'area di studio presentano suoli di riporto compatti con affioramenti di sassi e materiali di risulta a varia granulometria, vegetazione rada e vaste zone utilizzate per saggi archeologici. Considerando che ampi tratti della zona risultano sotto il livello del mare, gli scavi, rimasti aperti, sono stati successivamente riempiti da acqua di falda garantendo la presenza di ampie zone umide anche durante il periodo più siccitoso (luglio-agosto). Nell'area sono inoltre marginalmente presenti alcune zone a foraggere e terreni agricoli con colture cerealicole. L'attività zootecnica è marginalmente ancora presente con pascolamento attivo di ovini sino a fine agosto. E' inoltre presente un' azienda di allevamento equino con annesso galoppatoio. Nel periodo 2008-2010 abbiamo monitorato una porzione dell'area (100 ha) di cui si riportano i dati in tabella 1. In Figura 1 presentiamo l'andamento cumulativo delle deposizioni suddivise per decadi: tra le tre specie esaminate il corriere piccolo presenta una stagione riproduttiva più estesa che va dalla II decade di marzo alla II decade di luglio, mentre il cavaliere d'Italia concentra le sue deposizioni nel mese di maggio (75%). Il cavaliere d'Italia si è riprodotto regolarmente con un minimo di 8 coppie (2008) ed un massimo di 20 coppie (2010), per un totale di 40 coppie nei 3 anni e con un successo riproduttivo pari a 1.0 juv/cp (D.S. 0.83) attribuendo all'area di studio il ruolo di principale sito riproduttivo per la specie nel Lazio negli ultimi tre anni. L'occhione si è riprodotto con un massimo di 3 coppie nel 2009 e nel 2010, confermando così la "ricolonizzazione", dopo almeno 70 anni, di un'area posta a sud dell'areale attualmente conosciuto (provincia di Viterbo). Il suo successo riproduttivo è pari a 1.0 juv/cp (D.S. 0.47). Il corriere piccolo è stato rinvenuto con un minimo di 7-8 coppie nell'intero periodo, con un successo riproduttivo pari a 1.46 juv/cp (D.S. 0.40), confermando altresì lo spostamento del baricentro delle locali popolazioni costiere (fascia dunale) alle zone più interne industriali e antropizzate. L'espansione riproduttiva e complessiva di queste tre specie in aree interne industriali rappresenta una forte risposta "specifico adattiva" da

considerare nell'ambito dello studio dei Limicoli nidificanti nel Lazio. Si auspica, pertanto, una maggiore attenzione alla biologia ed alle capacità "pioniere" di queste tre specie di *Charadriiformes* così marcatamente dinamiche ed in espansione nella nostra regione e a questi ambienti "marginali" troppo spesso poco indagati.

Tabella 1 - Vignole: deposizioni per anno, successo medio riproduttivo (Srm) e relativa deviazione standard (DS). Il successo riproduttivo è calcolato come n juv involati / coppie.

	2008	*2009*	*2010*	*Srm*	*DS*
Burhinus oedicnemus	–	*3*	*3*	*1*	*0.47*
Himantopus himantopus	*8*	*12*	*20*	*1*	*0.83*
Charadrius dubius	*7*	*7*	*8*	*1.46*	*0.4*

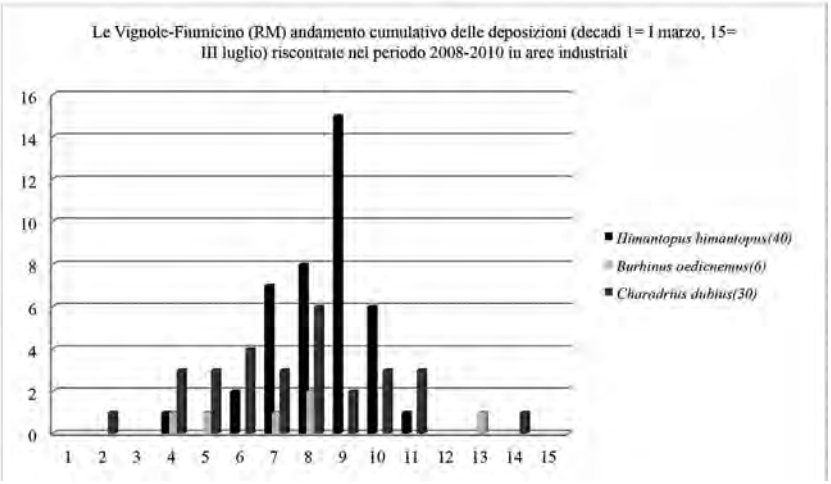


Figura 1 - Andamento cumulativo delle deposizioni riscontrate nel 2008-2010 (decadi: 1= I marzo, 15= III luglio) in aree industriali presso Le Vignole (Fiumicino, RM).

Bibliografia

BIONDI M ET AL. 1996. IL SUCCESSO DI SCHIUSA DEL CORRIERE PICCOLO, *CHARADRIUS DUBIUS*, NIDIFICANTE IN UN'AREA COSTIERA URBANIZZATA DEL LAZIO. IN: FRAISSINET M *ET AL*. L'AVIFAUNA DEGLI ECOSISTEMI DI ORIGINE ANTROPICA. ELECTA NAPOLI: 108-113.; GIOVACCHINI P, RADI G 2007. ETRURIA NATURA 4: 65-72; PIETRELLI L ET AL. 1996. CHARADRIIFORMES NIDIFICANTI IN UN'AREA INDUSTRIALE. IN FRAISSINET M *ET AL* (OP. CIT.).

NIDIFICAZIONE DI POLLO SULTANO *Porphyrio porphyrio* (LINNAEUS, 1758) NELLA RISERVA NATURALE SPECIALE DEL LAGO DI PERGUSA, ENNA

Rosa Termine

Università degli Studi di Enna "Kore", Laboratorio di Ingegneria Sanitaria Ambientale, Cittadella Universitaria, 94100 Enna (I), rosa.termine@unikore.it

Key Words: Sicily, Purple Gallinule, *Porphyrio porphyrio*, nesting, breeding

Summary *Pergusa is an inland natural lake located in central Sicily. Among the 167 bird species, the Purple Swamphen has been seeing recently only from 2006. This species disappeared from Sicily in l960s but various reintroductions occurred between 2000 and 2003. Since 2003, the Purple Swamphen has spontaneously repopulated Lake Pergusa. In 2011, two nests were discovered and controlled daily up to hatching. The presence of the Purple Swamphen at Pergusa - 667 m above the sea level - is remarkable, given that this species usually occurs at altitude of 370 m maximum.*

Il Lago di Pergusa (m 667 s.l.m.) è un'area umida naturale localizzata al centro della Sicilia. La Regione Siciliana nel 1995 lo ha dichiarato "Riserva Naturale Speciale" (Legge n° 71); esso è anche tutelato come "ZPS" e "SIC" grazie alle direttive CEE 79/409 e 92/43. Il Lago, endoreico, è caratterizzato da ampie oscillazioni del livello dell'acqua dipendenti sia dalle precipitazioni che dall'evaporazione estiva, che rende salmastre le sue acque. 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 in serio rischio la sua esistenza. La successiva riduzione quasi totale del prelievo di acqua e alcune abbondanti precipitazioni ne hanno permesso la ripresa con conseguente incremento dell'ornitofauna; si registrano, anche, nidificazioni di diverse specie, tra le quali alcune non comuni per il sito, come quelle dell'Airone cenerino *Ardea cinerea*, con 1 nido nel 2008 (Barone *et al*., 2008) e 5 nidi nel 2011, e dello Svasso piccolo *Podiceps nigricollis* nel 2010 (Ientile *et al*., 2010; Termine *et al.*, 2011). Tra le 167 specie di uccelli censite, dall'aprile del 2006 al Lago di Pergusa è presente il Pollo sultano *Porphyrio porphyrio* (Termine *et al*., 2008), mai registrato in tempi storici recenti; tuttavia Potenza Lauria (1858) nel descrivere la fauna del lago citava la presenza di "...Polli Sultani (Fasciani) Porphirio Hiacintia, Porphirion antiquarum Bon...". A titolo di curiosità, nella vicina villa romana del Casale di Piazza Armerina (EN), inizio IV secolo d.C., esiste un mosaico denominato "Il piccolo circo", ove è ritratto un fanciullo su una biga trasportata da due polli sultani.

Il Pollo sultano, estinto in Sicilia intorno al 1960, è stato reintrodotto dall'INFS (oggi ISPRA) in collaborazione con la LIPU, con l'immissione, tra il 2000 e il 2003, di 104 soggetti provenienti dalla Spagna in tre differenti siti storici costieri (Andreotti, 2001; Andreotti & Ientile, 2004), tutti distanti da Pergusa almeno 55 km. Successivamente si è andato espandendo; infatti nel 2008 la popolazione siciliana complessiva è stata di 108-132 coppie riproduttive (Andreotti & Ientile, 2009). In Italia le coppie nidificanti sono stimate in 558-732, di cui la parte più cospicua è in Sardegna (Grussu, 1999) con 450-600 coppie. Il Pollo sultano ha colonizzato spontaneamente il Lago di Pergusa e, dal primo avvistamento, è stato sempre più frequentemente rilevato, con crescente numero di coppie/anno registrate: 1 coppia nel 2007, 2 nel 2008, 5 nel 2009, 5 (oltre all'avvistamento di 2 *juvenes*) nel 2010. Nel 2011 c'è stato un deciso incremento; infatti, dall'ultimo censimento eseguito a settembre (confermando quello di luglio), sono state registrate 12 coppie su un'estensione del canneto di circa 45 ha. Inoltre da marzo a luglio 2011 sono state seguite due nidificazioni, distanti l'una dall'altra m

22, entrambe nella zona est del lago, dove la cintura del fragmiteto diventa discontinua e forma delle isolate distese miste a giunchi (*Juncus acutus* e *J. maritimus*). Quotidianamente tali nidificazioni sono state documentate, prima volta in Sicilia, con foto e video. La prima è stata individuata l'1 marzo con un soggetto in cova (3 uova); il 29 marzo si sono schiuse 2 uova, a distanza di 3 ore. La cova del terzo uovo è continuata fino al mattino dell'1 aprile, ma dopo qualche ora si osservava il nido vuoto e l'uovo intero caduto in acqua; il giorno successivo non c'erano più tracce dell'uovo, mentre si osservavano nell'area gli adulti con 2 pulcini. La seconda nidificazione è stata registrata il 14 giugno (5 uova), dopo 25 giorni è avvenuta la schiusa di un uovo, nei due giorni successivi se ne sono schiusi altri 2 (uno al giorno) e il 29° giorno è nato il quarto pulcino. I *pulli* già un giorno dopo la schiusa sono scesi dal nido per seguire l'adulto. Il quinto uovo, di dimensioni più piccole, non si è schiuso ed il gruppo si è subito spostato su un nido alternativo, costruito a circa 13 m.Durante le nidificazioni si è potuto osservare che la cova viene eseguita da entrambi i componenti della coppia; mentre uno dei due covava, l'altro si alimentava nelle vicinanze, allontanandosi al massimo di un centinaio di metri. I pulcini della prima covata sono stati rintracciati solo nei primi giorni, mentre della seconda covata è stato possibile continuare ad osservarne solo due dei quattro; essi vengono alimentati da entrambi i genitori, che sono stati osservati mentre estraevano con il becco rizomi di *Phragmites australis* e, aiutandosi con il piede, spezzavano la parte più tenera che poi cedevano ai *pulli*. Si è assistito pure alla preparazione di diversi posatoi galleggianti (circa cm 50x150), costituiti da cannuccia di palude che il Pollo sultano prima piegava con il becco e poi abbatteva con il piede; qui poi sono stati osservati anche i pulcini. Questi posatoi, prima non osservati a Pergusa, da quando è presente il Pollo sultano sono diventati molto comuni in tutto il Lago. La presenza del Pollo sultano a Pergusa è di notevole interesse poiché quest'uccello normalmente vive in fasce altimetriche tra 0 e 370 m; questa colonizzazione, infatti, rappresenta un'importante acquisizione per la conoscenza della biologia di questa specie nel Mediterraneo, dato che evidenzia la capacità di adattamento a occupare ambienti umidi interni a quote elevate. La posizione strategica del Lago di Pergusa, inoltre, gli conferisce un importante ruolo nel facilitare gli scambi di individui tra diversi settori della Sicilia; tali scambi rappresentano un aspetto rilevante da un punto di vista genetico e quindi sono indispensabili per la sopravvivenza nel lungo periodo della popolazione regionale della specie (Ientile & Termine, 2009). Oltre alla tutela dei nuclei riproduttivi stabili all'interno dell'Area Protetta, risulta ancora una volta importante proteggere i corridoi ecologici tra le diverse aree umide siciliane al fine di tutelare gli esemplari in dispersione, che rappresentano la garanzia dei suddetti scambi.

Ringraziamenti

Un doveroso ringraziamento alla Provincia Regionale di Enna, che ha promosso queste ricerche. Uno speciale al prof. Bruno Massa per i preziosi suggerimenti.

Bibliografia

ANDREOTTI A (A CURA DI) 2001. QUAD. CONS. NATURA, 8, MIN. AMBIENTE, IST. NAZ. FAUNA SELVATICA; ANDREOTTI A, IENTILE R 2004. NATURALISTA SICIL., S. IV, XXVIII(1): 599-603; ANDREOTTI A, IENTILE R 2009. ISTITUTO SUPERIORE PER LA PROTEZIONE E LA RICERCA AMBIENTALE; BARONE R *ET AL*. 2008. NATURALISTA SICIL., S. IV, XXXII(1-2): 187-200; GRUSSU M 1999. BRITISH BIRDS 92: 183-192; IENTILE R, TERMINE R 2009. ARPAVIEW, ANNO VII, 17: 36-37; IENTILE R *ET AL*. 2010. NATURALISTA SICIL., S. IV, XXXIV(3-4): 543-544; POTENZA LAURIA F 1858. OFFICIO TIPOGRAFICO LO BIANCO, PALERMO; TERMINE R *ET AL*. 2008. NATURALISTA SICIL. XXXII(1-2): 105-186; TERMINE R *ET AL*. 2011. BIOLOGI ITALIANI XLI 2: 42-46.

COLOMBI URBANI E AGRICOLTURA: IL CASO DELLA PROVINCIA DI PISA

LORENZO VANNI[1], NATALE EMILIO BALDACCINI[1], VITO MAZZARONE[2], ILARIA GEMELLI[1], GIUSEPPE VECCHIO[1] & DIMITRI GIUNCHI[1]

[1]Università di Pisa, Dipartimento di Biologia, Via Luca Ghini 5, 56126 Pisa, lorenzo.vanni@for.unipi.it; [2]Provincia di Pisa, Servizio Politiche Rurali, via Pietro Nenni 24, 56124 Pisa

Key Words: Feral pigeons, Columba livia, agriculture, crop damages, habitat selection, census techniques

Summary *The countryside is visited daily by feral pigeons that find in agricultural habitat an important and well exploited source of food. These feeding flights are a significant source of damage to agriculture and for this reason a plan for pigeons culling has been drawn by the Pisa Province for crop protection. In order to better assess interactions between pigeons and agriculture, three major topics have been investigated, namely: census of urban population of pigeons, study of their home range and of their habitat preferences in the countryside.*

I quotidiani voli di foraggiamento compiuti dai colombi urbani verso le campagne costituiscono un problema non indifferente per le colture agricole (Giunchi *et al*., in stampa), spesso danneggiate dall'attività trofica dei colombi in diverse fasi del loro ciclo stagionale.

Vista la scarsa efficacia sul lungo periodo dei metodi di dissuasione incruenta, la Provincia di Pisa, previo parere favorevole dell'ISPRA, ha iniziato ad effettuare a partire dal 2009 abbattimenti a scopo dissuasivo per la difesa delle colture agricole, definendo una rigida regolamentazione applicativa che prevede, tra l'altro, la verifica diretta delle potenzialità di danno e la corretta applicazione di misure preventive di dissuasione incruenta. L'intervento della Provincia e la sua tipologia conseguono alla sentenza n. 2598 della Corte di Cassazione del 26 Gennaio 2004 che riconosce il colombo urbano come appartenente alla fauna selvatica.

Il presente progetto di ricerca, sviluppato nel 2010-2011 attraverso l'interazione tra Università e Provincia di Pisa, alcune amministrazioni comunali, nonché le associazioni agricole e venatorie interessate territorialmente, ha avuto lo scopo di approfondire alcuni aspetti della biologia del colombo importanti per una sua corretta gestione.

1) Monitoraggio delle popolazioni urbane. I conteggi sono stati eseguiti, in periodo pre-riproduttivo (gennaio-febbraio) e post-riproduttivo (novembre) in quattro centri urbani campione: Pisa, Cascina, Pontedera e San Giuliano Terme. Sono stati utilizzati transetti lineari distribuiti in maniera casuale (ca. 1 transetto/km^2 di superficie urbana), analizzando i dati di avvistamento attraverso il metodo del *Distance Sampling* (Giunchi *et al*., 2007). Le densità stimate nei quattro centri sono risultate tra loro omogenee (ca. 1000 ind/km^2 in periodo pre-riproduttivo; stima numerica complessiva ca. 20.000 ind). I conteggi sono risultati ripetibili in periodi corrispondenti nei due anni dello studio, indicando tra l'altro che l'abbattimento di circa 2500 colombi nelle aree agricole nel 2010 non ha avuto un effetto rilevabile sulle popolazioni monitorate. Questo sottolinea il valore meramente dissuasivo degli abbattimenti.

2) Monitoraggio dei colombi in ambito agricolo. Alla luce della temporalità degli interventi effettuati nel corso del 2009, le indagini si sono focalizzate sui periodi di semina e raccolta del girasole. I colombi sono stati contati lungo transetti distribuiti in maniera casuale in due aree di studio site

nella piana di Pisa rispettivamente a nord (15,4 km^2) e a sud (129,8 km^2) del fiume Arno, nei periodi 15/04-15/05 e 15/08-15/09 degli anni 2010 e 2011.

La distribuzione dei colombi è risultata disomogenea e fortemente condizionata dall'esistenza nelle vicinanze degli appezzamenti di ruderi, impianti industriali e cavalcavia, che fungono da centri di aggregazione per gli individui di provenienza urbana e spesso anche da siti di nidificazione extraurbani.

Se si trascurano gli incolti, nel periodo di semina i colombi in foraggiamento hanno dimostrato una netta preferenza per le leguminose (soia) ed il girasole (Figura 1a), dove gli animali hanno raggiunto valori medi di densità di 19,1 ind/ha e 5,7 ind/ha, rispettivamente.

Al raccolto il girasole risulta prevedibilmente selezionato (Figura 1b), poiché le calatidi del girasole sono infatti le sole fruttificazioni disponibili su cui i colombi possono direttamente cibarsi. La preferenza per appezzamenti arati può essere conseguente alle abitudini alimentari della specie oltre a rappresentare un luogo di roost dove i colombi si concentrano prima di ripartire verso i centri urbani.

Per quel che concerne il girasole, il danno registrato in due appezzamenti in cui non sono stati effettuati interventi di dissuasione è stato superiore al 50% della produzione attesa.

3) Analisi del comportamento spaziale. I 17 colombi adulti radiomarcati in parti centrali della città di Pisa hanno mostrato home range molto ridotti (range: 0,1-4,9 ha), rimanendo all'interno del tessuto urbano durante i 5 mesi del periodo di monitoraggio (marzo-agosto 2011). Il tasso di sopravvivenza complessivo è stato circa del 40%. Sebbene non si possa escludere un effetto della marcatura, questo dato conferma l'alto tasso di mortalità proprio delle popolazioni urbane e sottolinea la sostanziale inefficienza dell'abbattimento come modalità di controllo delle popolazioni, che hanno in sé elevate possibilità di recupero (Giunchi *et al.* ,in stampa).

Dei 98 animali marcati con bande alari nei centri di Pontedera e Pisa, solo uno è stato riavvistato nelle aree agricole, ad una distanza di circa 13 km dal luogo di cattura. I conteggi dei colombi in uscita e rientro dalla città di Pisa testimoniano tuttavia un forte flusso giornaliero di animali diretti verso le campagne ed il dato di riavvistamento riportato suggerisce un range di influenza delle popolazioni urbane in linea con quanto noto in letteratura (Rose *et al.*, 2006).

Il quadro ottenuto sottolinea ulteriormente la complessa relazione tra colombi e paesaggi agricoli circostanti i centri urbani. Un'importante acquisizione è relativa al ruolo delle colonie poste in siti extraurbani, che fungono da centri di richiamo e di concentrazione dei colombi provenienti dalla città, condizionando fortemente la dislocazione dei gruppi in alimentazione e le conseguenti potenzialità di danno alle colture circostanti. Lo studio della selezione di habitat effettuata sulle colture esistenti nell'area di studio evidenzia scelte differenziate nei due periodi di semina e di raccolto, con leguminose e girasole che risultano essere quelle maggiormente a rischio di danneggiamento significativo, tale da giustificare ampiamente le azioni di deterrenza.

Bibliografia

GIUNCHI D, GAGGINI V, BALDACCINI NE 2007. URBAN ECOSYSTEMS 10: 397-412; ROSE E, NAGEL P, HAAG-WACKERNAGEL D 2006. BEHAVIORAL ECOLOGY AND SOCIOBIOLOGY 60: 1-13; GIUNCHI D, ALBORES-BARAJAS YV, BALDACCINI NE, VANNI L, SOLDATINI C IN STAMPA. IN: INTEGRATED PEST MANAGEMENT AND PEST CONTROL (LARRAMENDY ML, SOLONESKI S, EDS). INTECH, RIJEKA, CROATIA; MANLY BF, MCDONALD L, THOMAS DL, MCDONALD TL, ERICKSON WP 2002. RESOURCE SELECTION BY ANIMALS: STATISTICAL DESIGN AND ANALYSIS FOR FIELD STUDIES. KLUWER ACADEMIC PUBLISHERS, DORDRECHT, THE NETHERLANDS.

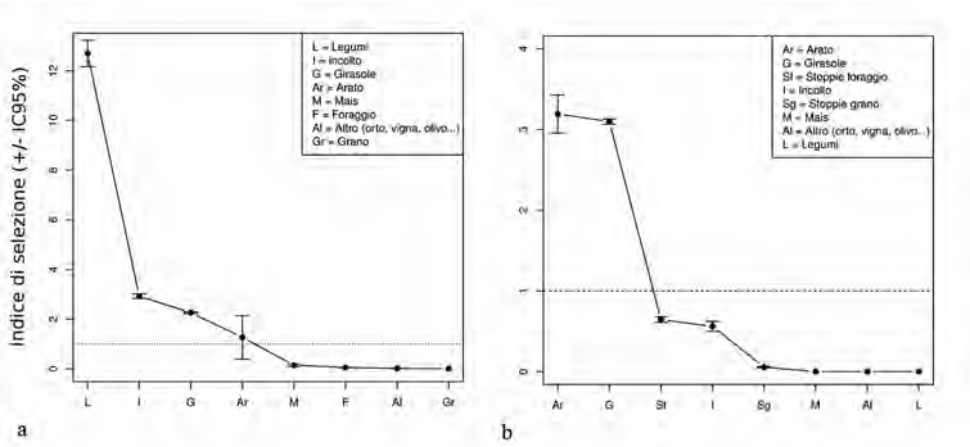


*Figura 1. Selezione dell'habitat di foraggiamento del colombo di città (indice di selezione di Manly; Manly et al. 2002) per i due periodi di studio (*a, *semina;* b, *raccolto).*

APPENDICI

XVI CIO

Cervia, settembre 2011

LA CICOGNA NERA IN ITALIA. STATUS E PROBLEMI DI CONSERVAZIONE DELLA POPOLAZIONE NIDIFICANTE

LUCIO BORDIGNON, MASSIMO BRUNELLI, FRANCESCA BUONINCONTI, MATTEO CALDARELLA, MAURIZIO FRAISSINET, MARIANGELA FRANCIONE, EGIDIO FULCO, FRANCESCO GATTI, MAURIZIO MARRESE, VINCENZO RIZZI, MATTEO VISCEGLIA

G.L.I.Ci.Ne. c/o Lucio Bordignon, via Vioglio 16, 13834 Soprana (BI), luciobordignon@alice.it

Key Words: *Ciconia nigra*, Black Stork, breeding, conservation, Italy

Summary *The Black stork bred in Italy for the first time in 1994 in Piedmont. Afterward, the species started to nest also in Calabria, Basilicata and Campania. Nonetheless, in 2011 its population included only 12 pairs, as there are several factors which limit the presence of this species.*

La Cicogna nera *Ciconia nigra* nidifica in Italia dal 1994, quando fu scoperta una coppia in Piemonte (Bordignon, 1995). Nel 2001 la popolazione nidificante italiana ammontava a 6 coppie: 3 in Piemonte, 2 in Calabria e 1 in Basilicata. Nel 2011 si è registrata una progressione che ha portato la specie a 10 coppie, così divise: 3 in Piemonte, 1 in Campania e 6 in Basilicata. La popolazione riproduttiva calabra, attiva sino al 2001 pare estinta. Nello stesso anno in Lombardia e Lazio ci sono stati altri tentativi con semplice costruzione del nido senza deporre. Nel 2011 in Piemonte sono stati allevati complessivamente 9 giovani, in Campania 3 e in Basilicata 16.

Piemonte e Lombardia -In Piemonte la nidificazione della Cicogna nera è nota dal 1994 (Bordignon, 1995) e si è registrata regolarmente ogni anno. Sono state interessate a tutt'oggi tre province: Biella, Novara e Vercelli, tutte nel nord-est della regione. Nei primi anni la situazione in Piemonte era instabile e fluttuava tra 1 e 4 coppie, mentre a partire dal 2006 la popolazione è stabile con 3 coppie, tranne il 2007 con 4 coppie (Bordignon *et al.*, 2010a e 2010b). In Lombardia, dove si è registrato il primo tentativo nel 2008 (Bordignon *et al.*, 2009), sino ad oggi non si sono verificate riproduzioni che abbiano avuto successo.

Lazio - Il primo tentativo di nidificazione nell'area dei Monti della Tolfa è stato registrato il 5 maggio 2002 con l'osservazione di un individuo posato all'interno di un nido costruito su un pinnacolo roccioso posto lungo una valle fluviale profondamente incisa tra ripide scarpate tufacee. In seguito si poté osservare anche la coppia all'interno del nido intenta nella parata nuziale. Successivamente però si verificò l'abbandono dell'area da parte di un individuo e pertanto la nidificazione non andò a buon fine. Da un controllo effettuato poi all'interno del nido non si ebbe prova dell'avvenuta deposizione. Nel 2003 è stato costantemente osservato un solo individuo anche se un nuovo nido era stato costruito nelle vicinanze di quello dell'anno precedente, è probabile pertanto che un membro della coppia avesse abbandonato la zona dopo la fase di costruzione del nido, come già accaduto nell'anno precedente (Brunelli, 2005). Nel periodo 2004-2001 è stata ripetutamente osservata la presenza in zona di un solo individuo senza ulteriori indizi che potessero far supporre altri tentativi di nidificazione. Nel 2007 e nel 2008 sono stati rinvenuti due nidi di nuova costruzione realizzati questa volta su albero, all'interno di una vasta area forestale, poco distante dall'area dove erano stati rinvenuti i nidi negli anni precedenti, anche in questo caso però le osservazioni sono state relative sempre ad un solo individuo. La ricerca del cibo, costituito prevalentemente da pesci e anfibi, avviene sia lungo i greti dei principali corsi d'acqua sia in piccole zone umide, anche di origine artificiale, presenti

nel comprensorio. Nell'area dei Monti della Tolfa è in corso un tentativo di colonizzazione da parte di questa specie ma la distanza dai nuclei nidificanti consolidati, in Piemonte e in Basilicata, costituisce probabilmente un forte fattore limitante.

Campania - Nell'alto corso del fiume Ofanto la presenza della cicogna nera negli ultimi anni ha un trend positivo, grazie alla presenza di territori adatti alla sua riproduzione e alimentazione. Tale area ospita un nido in territorio campano: posto su di una parete rocciosa di arenaria, esposto a sud-est, ad un'altezza di circa 430 m s.l.m., è ubicato in provincia di Avellino (Buoninconti *et al.*, 2014). A soli 12 km di distanza dal nido campano, sull'altra sponda dell'Ofanto, si trova un secondo nido di cicogna nera, sempre su parete ed occupato da 5 anni, in territorio lucano. Il nido campano è stato avvistato per la prima volta nel 2009 da M. Caldarella, M. Marrese, e V. Rizzi. La coppia nella stagione 2009 ha portato all'involo 2 giovani (Bordignon *et al.*, 2010b), 4 nel 2010 (Fraissinet & Buoninconti, in stampa) e 3 nel 2011, seguendo lo stesso trend della coppia lucana. Quasi sicuramente la popolazione della Basilicata, con 6 coppie, funge da area "sorgente" per la Campania, la cui unica coppia certa sembra aver occupato il territorio ormai stabilmente. Anche se la coppia è da considerarsi giovane, c'è da rilevare la discreta produzione di giovani che nei tre anni ha fatto registrare una media di 3 giovani per covata.

Basilicata -Delle 12 coppie di Cicogna nera che hanno nidificano in Italia nel 2011, almeno metà sono concentrate in Basilicata (cfr Bordignon *et al.*, 2009), regione che rappresenta, dunque, la roccaforte di questa specie nel nostro Paese. La prima nidificazione in Basilicata è stata accertata nel 2000 (Bordignon *et al.*, 2003) anche se già a partire dai primi anni '90 erano state condotte osservazioni che lasciavano ipotizzare una nidificazione in atto (Libutti, 1996). Successivamente, a partire dal 2002, sono stati individuati altri siti oltre il primo, progressivamente aumentati anno dopo anno fino ad un massimo di 6 coppie nidificanti accertate nel triennio 2009-2011. Le coppie conosciute presentano tutte un comportamento "rupicolo", nidificando su inaccessibili pareti rocciose di conglomerato, arenaria calcificata o calcare. Le quote sono comprese tra 80 e 920 m s.l.m., in contesti molto diversi tra loro. Nel corso della stagione riproduttiva 2011 le coppie conosciute hanno complessivamente portato all'involo 16 giovani. In tutti i casi le pareti si sviluppano a ridosso di valli fluviali più o meno ampie, con un certo grado di copertura arborea lungo l'alveo. Gli ambienti frequentati per l'alimentazione sono soprattutto i torrenti e le fiumare non lontane dai siti di nidificazione; secondariamente, soprattutto durante le migrazioni e la dispersione post-riproduttiva, la specie frequenta alcuni invasi artificiali dell'entroterra. Cinque delle 6 coppie note nidificano all'interno di aree protette (Parchi Nazionali o Regionali), usufruendo così di un certo grado di protezione. Oltre alle 6 coppie di cui si conosce l'esatta ubicazione del nido, tra il 2000 e il 2011 sono stati raccolti dati relativi ad altri comprensori: in almeno due casi si ha una ragionevole certezza della presenza di altrettante coppie riproduttive, a seguito dell'osservazione regolare di adulti e giovani in alimentazione lungo i greti fluviali in periodi ritenuti compatibili con la nidificazione. In altri casi si ipotizza la presenza di coppie territoriali senza tuttavia aver osservato comportamenti riproduttivi. Considerando che l'intero territorio lucano è complessivamente poco conosciuto e che la presenza di ornitologi è ancora piuttosto scarsa, è possibile ipotizzare che la popolazione lucana di Cicogna nera sia formata da almeno 8-10 coppie nidificanti.

Prospettive future -La cicogna nera ha un trend favorevole in Italia, anche se non ovunque (vedi caso della Calabria). C'è stata dal primo caso noto un'evidente espansione territoriale, alla quale però non ha corrisposto un aumento esponenziale del numero delle coppie, molto basso rispetto ad altri Paesi europei dove la specie ha iniziato di recente a riprodursi (es. Belgio).

Evidentemente ci sono problemi che frenano la crescita numerica in Italia, che almeno in parte possono essere identificati nei seguenti.

Distruzione e modifica dell'habitat. Tutta l'area pedemontana delle Alpi e degli Appennini è potenzialmente idonea alla nidificazione della cicogna nera, tuttavia in questa fascia vi è un'urbanizzazione estesa che ha compromesso in modo pesante gli ambienti forestali e agresti che avrebbero potuto supportare la riproduzione di alcune coppie. Questo è particolarmente evidente nell'area padana.

Scarsa qualità ambientale dei corsi d'acqua. Una buona parte dei fiumi, torrenti, rii, canali di irrigazione, fontanili contenuti nella fascia potenziale pedemontana, che potrebbero essere utilizzati per la caccia da eventuali coppie nidificanti di cicogna nera, sono stati compromessi con arginature artificiali, con la distruzione della vegetazione di sponda o inquinati da fonti che inibiscono la vita acquatica.

Disturbo al nido e ai luoghi di alimentazione. Si è visto in Piemonte che la coppia storica del Monte Fenera ha abbandonato il sito del nido dopo alcun anni in cui si era riprodotta con successo, a motivo del disturbo di fotografi e curiosi e non lo ha più rioccupato, abbandonando anche parte del territorio di caccia. Sempre in Piemonte si è notato che le coppie oggetto di studi ravvicinati, in cui venivano manipolati i giovani (inanellamento scientifico e radio-tracking), hanno sempre abbandonato il nido l'anno successivo. Siccome i siti idonei alla costruzione del nido non sono molti, questo potrebbe essere dannoso al successo della specie in Piemonte, per questo motivo non si sono più manipolati i giovani dopo il 2001 ed l'ubicazione dei nidi viene tenuta segreta. Anche in Lazio nel 2002 il tentativo di nidificazione fu probabilmente mandato a vuoto dal disturbo antropico.

Persecuzione diretta. Può essere la causa della scomparsa della popolazione calabra considerato che si sono verificati in questa regione atti di bracconaggio documentati a carico di cicogne nere. Il problema non pare interessare le altre due maggiori popolazioni nidificanti, in Piemonte e Basilicata, ma è pur vero che atti del genere sono difficilmente documentabili.

*Impatto con cavi sospesi e turbine eoliche.*Sono cause sicuramente importanti di mortalità, anche se difficilmente riscontrabili. Nella sola Lombardia si sono documentati 5 casi di impatto mortali in 10 anni (Bordignon e Mastrorilli, 2004).In Basilicata si è costruita una funivia ludica (Volo dell'angelo) a stretto contatto di un nido, con conseguenti, elevate probabilità d'impatto con gli animali. Preoccupa moltissimo il proliferare di centinaia di pale eoliche nell'area tra Campania, Basilicata e Puglia, dove sono presenti 1/3 delle coppie nidificanti dell'Italia meridionale, il processo è ancora in espansione.

Avvelenamento. Ogni anno arrivano nei CRAS una decina di soggetti di cicogna nera che presentano segni evidenti di avvelenamento, per prede contaminate, per saturnismo e altro.

Mancanza di soggetti idonei a formare le coppie. E' il caso di Lombardia e Lazio dove il territorio riproduttivo risulta occupato da un solo soggetto, che non riesce a formare la coppia per mancanza di un partner.

*Carenze informative (sottostima).*E' il caso di tutte le aree in cui la cicogna nera si è insediata, ma in particolare per quelle aree estesamente boscate come il Piemonte ad esempio, dove l'estensione dell'habitat potenziale è molto vasto e la copertura ornitologica bassa. Vale anche per quelle regioni (es. Veneto) dove da anni vi sono osservazioni di soggetti adulti estivanti, ma senza riscontri di nidificazione, per intrinseche difficoltà nella ricerca dei nidi.

Bisognerà lavorare su questi fattori limitanti se si vorrà che la popolazione nidificante italiana possa ulteriormente espandersi.

Bibliografia

BORDIGNON L 1995. RIV. IT. ORN. 64: 106-116; BORDIGNON L, MASTRORILLI M 2004. PICUS 57: 5-18; BORDIGNON L, BRUNELLI M, FRANCIONE M, ROCCA G, VISCEGLIA M 2003. AVOCETTA 27; BORDIGNON L, GATTI F, CHIOZZI G 2009. RIV. IT. ORN. 79: 60-63; BORDIGNON L, BRUNELLI M, CALDARELLA M, MARRESE M, RIZZI V, VISCEGLIA M 2010A. QUADERNI DI BIRDWATCHING, ANNO XII, NUMERO 2: 32-35; BORDIGNON L, BRUNELLI M, CALDARELLA M, MARRESE M, RIZZI V, VISCEGLIA M 2010B. ALULA XVII (1-2); BRUNELLI M 2005. IN: BORDIGNON L (RED.) 2005. PARCO NATURALE DEL MONTE FENERA ED., BORGOSESIA (VC); BUONINCONTI ET AL., 2014. ATTI XVI CIO. FRAISSINET M 2005. IN BORDIGNON L. (RED.) 2005. PARCO NATURALE DEL MONTE FENERA ED., BORGOSESIA (VC); FRAISSINET M, BUONINCONTI F IN STAMPA. PICUS; FRAISSINET M, CAVALIERE V, JANNI O, MANCUSO C 2007. RIV. IT. ORN. 77: 3-16; LIBUTTI P 1996. BASILICATA REGIONE NOTIZIE 5-6. CONSIGLIO REGIONALE DI BASILICATA, POTENZA; MARRESE M, CALDARELLA M, DE LULLO L, RIZZI V 2007. XIV CONGRESSO NAZIONALE DI ORNITOLOGIA; MARRESE M, CALDARELLA M, BUX M, RIZZI V 2009. XV CONVEGNO ITALIANO DI ORNITOLOGIA, SABAUDIA.

Cicogna nera

TAVOLA ROTONDA "ETICA DELLA FOTOGRAFIA NATURALISTICA"

MASSIMILIANO COSTA & ROBERTO ZAFFI

MCosta@mail.provincia.ra.it

Introduzione

La fotografia naturalistica, al pari di altre attività che prevedono un'interazione più o meno stretta con gli uccelli, può essere causa di disturbo per molte specie ed arrivare a costituire un vero e proprio fattore di minaccia per alcune di esse, più rare, minacciate o sensibili.

Il presente documento non intende in alcun modo colpevolizzare l'attività fotografica, cui vanno senza dubbio riconosciuti i meriti di riuscire ad avvicinare alla portata di tutti il fascino e la bellezza della vita selvatica e, conseguentemente, di sensibilizzare l'opinione pubblica verso la conservazione della natura.

Inoltre, non è obiettivo della tavola rotonda quello di emettere un giudizio da parte degli ornitologi verso i fotografi, essendo molti dei primi appassionati dell'attività dei secondi e viceversa.

Tuttavia, è un dato di fatto che in Italia non esiste una regolamentazione dell'attività fotografica, né finalizzata alla prevenzione del danno potenziale che tale attività può arrecare alle specie animali, né, tantomeno, a garantire i fotografi durante l'esercizio della loro occupazione.

La principale norma di riferimento, anche se piuttosto generica, è contenuta nella legge 11 febbraio 1992, n. 157 "Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio". L'articolo 21 stabilisce che:

"*Art. 21 - Divieti* È vietato a chiunque: [...] o) ... *distruggere o danneggiare deliberatamente nidi e uova, nonché disturbare deliberatamente le specie protette di uccelli, fatte salve le attività previste dalla presente legge;*[...]."

Se la tutela dei nidi appare abbastanza definita, la tipologia e l'entità del "disturbo" non sono chiaramente definite, rendendo difficilmente applicabile la norma da parte degli organi di vigilanza. La fotografia, poi, non rientra tra le attività previste dalla legge n. 157/92 e ciò, a scapito della libertà dei fotografi, non permette di derogare in alcun modo al generico divieto di disturbo, indipendentemente dalla sua entità, per la ripresa di immagini.

In alcuni Parchi nazionali o regionali sono in vigore regolamenti che trattano della materia direttamente, mediante una regolamentazione dell'attività fotografica, o indirettamente, disciplinando attività dell'uomo che possono collegate alla fotografia naturalistica, quali, ad esempio, la possibilità di realizzare capanni o di alimentare gli animali, ma si tratta di casi isolati e di norme assai disomogenee.

Infine, i codici di autoregolamentazione delle Associazioni di fotografia sono generalmente volti a disciplinare l'attività prevalentemente da un punto di vista antropocentrico, ossia relativamente alle tecniche di scatto e di ritocco delle immagini e quasi mai si occupano della tutela degli animali fotografati. Il presente documento propone tre livelli per il riconoscimento formale del ruolo e per la disciplina dell'attività fotografica, finalizzata in particolare alla conservazione delle specie di uccelli selvatici: il primo è normativo, mediante una proposta di integrazione della citata legge 157/92; il secondo è pure normativo, mediante uno schema di regolamento-tipo per la disciplina della fotografia nelle aree protette; il terzo è relativo ad un codice di autoregolamentazione per le associazioni di fotografia.

Proposta di integrazione della legge 157/92

Pochi Stati hanno disciplinato l'attività di fotografia naturalistica all'interno del proprio quadro normativo nazionale.

In Inghilterra, la legge in materia è piuttosto dettagliata e alcune delle proposte di seguito presentate derivano proprio dalla normativa britannica.

In Italia, la legge 11 febbraio 1992, n. 157 "*Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio*" non prende in considerazione la fotografia naturalistica tra le attività di interazione tra l'uomo e gli animali. L'articolo 21 della legge n. 157/92 stabilisce che *È vietato a chiunque distruggere o danneggiare deliberatamente nidi e uova, nonché disturbare deliberatamente le specie protette di uccelli, fatte salve le attività previste dalla presente legge...,* ma la fotografia, non è una delle attività previste dalla legge e, quindi, non è possibile derogare in alcun modo da quanto stabilito dal citato articolo 21. Il divieto, invece, può evidentemente essere applicato anche all'attività fotografica, anche se non è chiaro se possa essere considerato un disturbo deliberato quello provocato, normalmente senza tale intento, da chi si avvicina ad una specie protetta per fotografarla o, nei casi più estremi, da chi si avvicina al nido, danneggiandolo.

È, quindi, necessario in primo luogo che la L. n. 157/92 prenda in considerazione anche la fotografia naturalistica e la aggiunga tra le attività di interazione tra l'uomo e la fauna selvatica omeoterma previste dalla legge stessa, disciplinandola in modo da permettere ai fotografi di esercitare la loro attività senza incorrere in sanzioni e in modo da garantire sufficiente tutela alle specie di uccelli, in particolare durante la riproduzione.

È oltremodo importante che la legge fornisca una precisazione sulle modalità con cui viene perpetrato il danneggiamento ed una dettagliata definizione di "disturbo", poiché notevole è la differenza tra il disturbo arrecato ad un esemplare adulto costretto ad involarsi, rispetto al disturbo arrecato ad un nido con adulti in cova o nidiacei, il cui temporaneo abbandono o la cui rivelazione a predatori possono essere eventi rovinosi.

Poiché, comunque, risulterebbe assai difficile vigilare sull'effettivo rispetto della norma, ancorché dettagliatamente precisata, si ritiene opportuno prevedere il categorico divieto di fotografare le specie al nido o presso il nido. Essendo impossibile stabilire con precisione il limite della vicinanza al nido, che dovrebbe tra l'altro essere anche analizzato specie per specie, non essendo uguale la distanza tollerata dalle diverse entità, si ritiene indispensabile (in analogia con quanto attuato in altri Stati) introdurre un generale divieto di ritrarre alcune specie particolarmente rare e minacciate, che potrebbe essere esteso anche alla pubblicazione in Italia di fotografie che ritraggono nidi. In alternativa, si può mutuare quanto in vigore in Inghilterra, ove la possibilità di effettuare fotografie presso il nido deve essere di volta in volta autorizzata dagli Enti competenti in materia di conservazione della natura (Regioni o Province).

Infine, considerando il livello di preparazione e sensibilità assai differente tra i diversi fotografi che praticano l'attività di fotografia naturalistica, si avanza l'ipotesi di prevedere una sorta di "patentino" per esercitare le attività più delicate, in analogia con quanto in vigore per l'inanellamento. La fotografia, infatti, pur non prevedendo la cattura e il contatto diretto con gli uccelli, può essere ugualmente causa di disturbo e danneggiamento altrettanto grave, in particolare durante la nidificazione.

Regolamenti dei Parchi

Il Regolamento del Parco è strumento normativo previsto dalla legge 6 dicembre 1991, n. 394 "Legge Quadro sulle Aree Protette", che stabilisce:

"*Art. 11 - Regolamento del parco*

1. Il regolamento del parco disciplina l'esercizio delle attività consentite entro il territorio del parco ed è adottato dall'Ente parco, anche con testualmente all'approvazione del piano per il parco di cui all'articolo 12 e comunque non oltre sei mesi dall'approvazione del medesimo.[...]

3. Salvo quanto previsto dal comma 5, nei parchi sono vietate le attività e le opere che possono compromettere la salvaguardia del paesaggio e degli ambienti naturali tutelati con particolare riguardo alla flora e alla fauna protette e ai rispettivi habitat. ***In particolare sono vietati:***

a) la cattura, l'uccisione, il danneggiamento, ***il disturbo delle specie animali****; la raccolta ed il danneggiamento delle specie vegetali, salvo nei territori in cui sono consentite le attività agro-silvo-pastorali, non ché l'introduzione di specie estranee, vegetali o animali, che possano alterare l'equilibrio naturale* [...]

4. Il regolamento del parco stabilisce altresì le eventuali deroghe ai divieti di cui al comma 3.[...]".

Pochissimi Parchi italiani sono dotati, nei propri regolamenti, di norme specifiche per disciplinare l'attività fotografica; più spesso, sono regolamentate alcune attività connesse alla fotografia, come la possibilità di realizzare capanni o di alimentare gli animali. Generalmente, viene sempre ripreso il generico divieto al disturbo della fauna introdotto dall'articolo 4 della citata legge n. 394/91, ma senza dettagliare le forme di disturbo ed il loro livello o il collegamento tra queste e precise attività svolte all'interno dell'area protetta come, nel caso di cui trattasi, la fotografia naturalistica.

Il Regolamento del Parco può, invece, essere dettagliato in modo più preciso e puntuale rispetto ad una legge, tenendo conto delle caratteristiche del territorio dell'area protetta, della fauna in essa presente e del suo livello di vulnerabilità, delle modalità con cui viene normalmente condotta localmente la fotografia naturalistica ed anche della possibilità di incentivare attività professionali connesse all'accompagnamento ed ai servizi per i fotografi.

Si suggerisce il seguente articolo tipo da utilizzare per la disciplina della fotografia naturalistica attraverso il Regolamento del Parco; considerate le analogie tra l'attività fotografica e il *birdwatching*, la bozza seguente viene contestualmente proposta per entrambe le attività.

Art. N "Disciplina della fotografia naturalistica e del *birdwatching*"

La fotografia naturalistica e il *birdwatching* sono attività ammesse all'interno del territorio del Parco, ad eccezione delle zone A e nei limiti stabiliti dal presente Regolamento.

E' vietato disturbare in qualsiasi modo deliberato le specie selvatiche oggetto di fotografia e osservazione, prima, durante e dopo l'attività fotografica e il *birdwatching*.

E' vietato realizzare capanni fissi per l'osservazione o la fotografia nelle zone A; la possibilità di realizzare strutture fisse per la fotografia e l'osservazione in zona B, C e nell'area contigua deve essere autorizzata dall'Ente Parco. I capanni temporanei devono essere realizzati esclusivamente con materiali artificiali portati dal fotografo ed allontanati al termine dell'attività fotografica giornaliera.

E' vietata la fotografia al nido (anche se artificiale), in corrispondenza di carnai o mangiatoie e l'utilizzo di forme di richiamo acustico o visivo a scopo fotografico senza la preventiva autorizzazione del Parco.

La fotografia e l'avvicinamento deliberato e consapevole alle seguenti specie animali è possibile esclusivamente dalle strutture realizzate appositamente dall'Ente Parco ed avvalendosi delle guide del Parco: ...; ...; ...; ...; ....

Le seguenti specie animali, particolarmente protette all'interno del territorio del Parco e particolarmente sensibili al disturbo antropico non possono essere consapevolmente avvicinate, se non previa autorizzazione dell'Ente Parco e per motivi scientifici di studio: ...; ...; ...; ...; ....

Il mancato rispetto delle norme di cui al presente articolo comporta la sanzione amministrativa di euro ....., e, in caso di recidiva, il divieto di esercitare l'attività fotografica all'interno del Parco per un anno e per un periodo di tempo illimitato in caso di ulteriore reiterazione della violazione.

Codici di autoregolamentazione

La finalità del codice di autoregolamentazione è di aumentare le cautele e le forme di tutela delle specie di uccelli selvatici, mediante l'introduzione di prassi, comportamenti, metodologie che è impossibile (o, quantomeno, molto difficile) inquadrare con una legge, ma che possono risultare più efficaci di un divieto normativo.

Il rispetto di un codice di autoregolamentazione è, naturalmente, di prevalente natura volontaria ed etica, anche se l'affiliazione alle associazioni che lo adottano potrebbe essere vincolata a tale rispetto, prevedendo la possibilità di espellere un socio che avesse violato il codice di comportamento.

Codici di questo tipo sono adottati da molte associazioni di fotografia in tutto il mondo, così come sono contenuti addirittura nei regolamenti di guide turistico-fotografiche, nell'interesse delle specie selvatiche, ma anche delle guide e degli stessi partecipanti ai viaggi fotografici, poiché un eccesso di disturbo e un conseguente impoverimento della "risorsa" causerebbero un danno comune.

Di seguito è presentato il codice comportamentale adottato come risoluzione finale della tavola rotonda.

Il fotografo naturalista deve:

1) impegnarsi, attraverso l'esempio diretto, ad educare al rispetto e alla conoscenza della natura le persone che incontra, con lo scopo di contribuire a diffondere una coscienza naturalistica;
2) testimoniare e comunicare l'etologia dei soggetti che fotografa, l'ambiente in cui vivono e le leggi che lo governano;
3) anteporre sempre la protezione della natura e dei soggetti da fotografare dinanzi alla ricerca di immagini, anche a costo di rinunciare agli scatti;
4) comportarsi nel modo più corretto e rispettoso delle leggi e delle regole del luogo in cui si trova.
5) ridurre al minimo l'impatto ambientale della sua presenza e della sua attività;
6) favorire la tutela della fauna e della flora lavorando in piena sicurezza per se stesso e per i soggetti da fotografare;
7) ottenere il permesso dei proprietari dei terreni a cui accede;
8) mantenere segreto il sito di eventuali nidi e, nel caso in cui intenda fotografare presso un nido, selezionarne uno posizionato lontano da aree frequentate e, se utilizza un capanno, mimetizzarlo il più possibile, senza lasciare segni del proprio passaggio e senza scoprire il nido, rendendolo localizzabile da eventuali predatori;
9) ridurre al minimo il tempo di permanenza presso i nidi;
10) evitare di frequentare il sito del nido in caso di maltempo;
11) lasciare sempre il nido esattamente come lo si è trovato, senza tagliare la vegetazione circostante, ma eventualmente legandola per poi rimetterla in posizione al termine dell'attività;
12) possibilmente posizionare il capanno prima dell'insediamento degli uccelli presso il nido o, in caso ciò non fosse possibile, localizzarlo inizialmente lontano ed avvicinarlo gradualmente, giorno dopo giorno per circa una settimana, assicurandosi che la presenza del capanno sia ben accetta e, in caso di dubbi, rimuovendo la struttura immediatamente;

13) quando si comincia a frequentare il capanno presso un nido, utilizzare possibilmente un compagno per mostrare agli uccelli l'uscita di qualcuno dal capanno, in modo da tranquillizzarli.
14) non mostrare fuori dal capanno le mani o oggetti colorati;
15) utilizzare abbigliamento mimetico e non produrre suoni molesti (attenzione ai cellulari);
16) comportarsi con gli stessi accorgimenti finalizzati a minimizzare il disturbo anche quando si termina la giornata e si abbandona il posto, per garantire la massima tranquillità degli animali anche a risultato ottenuto;
17) se necessario, attendere che gli animali abbiano compiuto la propria attività giornaliera (es. riproduzione o corteggiamento) prima di abbandonare il capanno;
18) limitare l'utilizzo di richiami acustici;
19) limitare i passaggi al di fuori dei sentieri e, nel caso, ridurre al minimo il danneggiamento dell'habitat;
20) ricordare sempre che la maleducazione di un solo fotografo può condizionare la reputazione dell'intera categoria;
21) se nella zona è già presente un capanno di un altro fotografo, evitare di costruirne altri nelle vicinanze al fine di ridurre al minimo il disturbo sulle specie interessate.

Passaporto della Natura

Il problema del "disturbo" agli uccelli, in particolare in periodo riproduttivo (intenzionale o involontario che sia), è molto sentito anche all'estero. Alcune nazioni europee hanno emanato integrazioni alle direttive dell'Unione Europea, aumentando i vincoli e in alcuni casi proibendo totalmente le fotografie al nido, prevedendo eventualmente la possibilità di deroga o di autorizzazioni in base a progetti specifici; altre hanno lasciato spazio al giudizio dei controllori, dedicando però interi articoli normativi a dettagliare cosa si debba intendere per "disturbo".

In Francia la norma di riferimento è, al pari di quella italiana, piuttosto generica in materia, pertanto, le associazioni di Fotografi Naturalisti, hanno cercato un approccio diretto al problema, prendendo in considerazione e cercando di disciplinare il "disturbo" in ogni sua forma e causato da ogni attività umana di interazione con la natura, coinvolgendo quindi anche i parchi e i loro fruitori ed il mondo venatorio. A questo scopo è stato creato un "Passaporto della Natura", rivolto a tutti i fruitori dell'ambiente (fotografi, cacciatori, escursionisti, ecc.). L'adesione all'iniziativa è del tutto volontaria, ma precede l'approvazione e il rispetto di un codice etico descritto nel "Passaporto". Per ottenere il "Passaporto" è necessario frequentare specifici corsi, realizzati da esperti fotografi e ornitologi per la fotografia, da guide e naturalisti per gli escursionisti e gli altri fruitori dei parchi, da esperti cacciatori per il mondo venatorio.

Sarebbe auspicabile anche in Italia l'avvio di una simile forma di autoregolamentazione, come primo passo verso la sensibilizzazione di tutti i fruitori della natura, che in questo modo sarebbero edotti dei pericoli creati dal loro comportamento nei confronti della fauna.

In conclusione, si ritiene auspicabile che la discussione avviata nel corso della tavola rotonda organizzata il 24 settembre 2011 durante il XVI Convegno Italiano di Ornitologia, possa proseguire in occasioni future, al fine di approfonditamente e dibattere in modo più dettagliato il problema.

RISOLUZIONE SUL BANDO DEL PIOMBO NELLE MUNIZIONI DA CACCIA

I partecipanti al XVI Convegno Italiano di Ornitologia

Preso atto delle recenti evidenze scientifiche che dimostrano come l'impiego di munizioni da caccia contenenti piombo sia causa di mortalità non solo per gli uccelli acquatici ma anche per numerose specie terrestri, *in primis* uccelli da preda;

Considerato che:

gli uccelli rapaci assumono il piombo nutrendosi di prede ferite o uccise con armi da fuoco e non recuperate oppure alimentandosi delle viscere di ungulati lasciate sul terreno dai cacciatori;

l'assunzione di piombo avviene anche nel caso di ingestione di carni di ungulati a causa dell'elevato grado di frammentazione dei proiettili;

in diversi casi l'assunzione di piombo può avvenire con elevate frequenze, tali da determinare effetti negativi sulla dinamica di popolazione;

ad essere esposte al saturnismo risultano essere soprattutto specie di notevole interesse conservazionistico, come nibbi, aquile ed avvoltoi;

sono disponibili munizioni alternative che consentono l'esercizio dell'attività venatoria, ovviando ai problemi derivanti dall'uso del piombo;

CHIEDONO ALLE COMPETENTI AUTORITÀ

di bandire da subito l'impiego del piombo per la caccia agli ungulati e per le operazioni di controllo;

di prevedere l'estensione del divieto all'uso di munizionamento contenente piombo - attualmente previsto solo nelle zone umide incluse nelle ZPS - per ogni forma di caccia e di controllo della fauna selvatica.

24 settembre 2011

TAVOLA ROTONDA "IL MONITORAGGIO DELLE POPOLAZIONI DI UCCELLI DA PREDA"

La tavola rotonda è stata finalizzata alla presentazione di EURAPMON, un'iniziativa nata a livello europeo per promuovere il monitoraggio delle popolazioni di uccelli da preda; al tempo stesso ha rappresentato un'importante occasione per valutare la possibilità di attivare un coordinamento nazionale per il monitoraggio dei rapaci in Italia.

Il programma EURAPMON si propone di sviluppare una rete coordinata per il monitoraggio degli uccelli da preda, mettendo insieme gli ornitologi che studiano la demografia delle popolazioni con gli ecotossicologi che utilizzano i rapaci quali "sentinelle ambientali" per ricercare contaminanti all'interno delle catene trofiche. L'iniziativa è nata da Paola Movalli e da Guy Duke che nel 2006 curarono l'organizzazione di un workshop a Scopello (TP) per sondare la disponibilità a collaborare da parte di esperti attivi in diverse realtà territoriali. Da allora l'idea si è ulteriormente sviluppata e ha visto l'adesione di numerosi gruppi di lavoro con esperienza decennale nello studio e nel monitoraggio demografico ed eco-tossicologico, provenienti da una quindicina di Paesi.

Dal 2010 EURAPMON è tra i programmi supportati dall'*European Science Foundation* (ESF), con la denominazione di *Research Networking Programme - Research and Monitoring for and with Raptors in Europe*, ed è co-finanziato da diversi soggetti. Per l'Italia un contributo all'iniziativa è fornito dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, mentre ISPRA è stato incaricato di partecipare alle attività del Programma.

EURAPMON è articolato in otto linee di attività (WP - *work package*), che hanno i seguenti obiettivi:

WP1 - *Networking*: facilitare i rapporti tra quanti in Europa si occupano del monitoraggio dei rapaci attraverso l'organizzazione di incontri, *workshop* e l'attivazione di una rete di contatti;

WP2 - *Inventory*: creare un inventario delle attività di monitoraggio esistenti, specificando specie, scala di rilevamento, periodicità e risorse disponibili per lo svolgimento delle attività;

WP3 - *Identification of user needs*: effettuare un'analisi delle necessità dei potenziali utilizzatori dei dati, specificando quale tipologia di dati è richiesta, in quale formato e con che modalità devono essere trasmessi;

WP4 - *Prioritisation*: sviluppare consenso sulle specie prioritarie, sulla scala di rilevamento, sulle frequenze, sui tipi di elaborati da produrre, nonché sulle pressioni e sui contaminanti da investigare prioritariamente e sui tessuti da analizzare;

WP5 - *Setting best practice*: sviluppare linee guida, protocolli, forme standard di gestione e analisi dei dati e di predisposizione degli elaborati, nonché standard analitici e approcci statistici;

WP6 - *Capacity-building*: identificare le realtà dove sono presenti gli esperti e le situazioni in cui è più urgente fare attività di formazione; definire metodi per il trasferimento della conoscenza e favorire visite per lo scambio di competenze;

WP7 - *Web-based database*: acquisire i dati esistenti, valutando le necessità degli utilizzatori (per esempio BirdLife, Commissione Europea, governi nazionali); stabilire la tipologia e l'ambito delle informazioni da raccogliere a livello europeo; approfondire gli aspetti legati alle modalità di produzione di rapporti ed elaborati;

WP8 - *Fundraising and communications*: creare un logo, predisporre un sito *web*, pubblicazione di una *brochure* e ricercare ulteriori contributi finanziari da altri Paesi o tramite la partecipazione a bandi internazionali.

Nel corso della tavola rotonda, dopo la presentazione generale di EURAPMON, è stata illustra-

ta in dettaglio la scheda per la raccolta delle informazioni sui programmi di monitoraggio esistenti nei diversi Paesi. Tale scheda, completata appena prima dell'avvio del convegno, è stata finalizzata alla realizzazione dell'inventario previsto nella seconda linea di attività (WP2). La conoscenza di questa iniziativa da parte degli ornitologi italiani è importante perché potrà facilitare l'acquisizione delle informazioni sulle attività esistenti nei diversi contesti territoriali. Maggiori dettagli su EURAPMON e sulle modalità previste per la realizzazione dell'inventario sono disponibili sul sito http://www.eurapmon.net/.

Al termine della presentazione del programma EURAPMON, è stato evidenziato come in Italia la mancanza di un coordinamento nazionale per il monitoraggio degli uccelli da preda non permetta di valorizzare appieno il lavoro svolto da tanti ornitologi a livello locale o regionale e rappresenti un ostacolo all'acquisizione di informazioni essenziali per tutelare i rapaci, per garantire il rispetto delle direttive comunitarie e per ottemperare agli impegni assunti dal nostro Paese attraverso la sottoscrizione delle convenzioni internazionali in materia di conservazione della biodiversità.

È stato proposto, pertanto, di creare una forma di coordinamento centralizzato, secondo un modello analogo a quello esistente per il monitoraggio degli uccelli acquatici svernanti (IWC). Considerata la buona copertura del territorio garantita dai rilevatori presenti nei vari ambiti geografici, si è suggerito che questo coordinamento nazionale potesse prendere l'avvio occupandosi in prima battuta delle specie rupicole meglio monitorate in Italia (in primo luogo Aquila reale, Falco pellegrino e Lanario). Per dare maggiore forza a questa iniziativa, si è ipotizzato di richiedere:

- una formalizzazione del coordinamento nazionale da parte del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, nell'ambito delle attività finalizzate a garantire la corretta applicazione in Italia della Direttiva n. 2009/147/CE;
- un impegno alle Amministrazioni regionali, agli Enti gestori delle aree protette e ad ogni altro soggetto istituzionalmente preposto alla conservazione della fauna selvatica a supportare il lavoro degli ornitologi che si dedicano al monitoraggio delle popolazioni di uccelli da preda.

La proposta ha fatto nascere un ampio e articolato dibattito, nel corso del quale è stata evidenziata la necessità di approfondire alcuni aspetti di particolare importanza, prima di avviare eventuali forma di coordinamento nazionale. In particolare si è richiamata l'esigenza di chiarire obiettivi e finalità del coordinamento nazionale e, soprattutto, di definire modalità e criteri per la gestione e l'utilizzo dei dati. Si sono espressi timori circa un possibile uso scorretto di informazioni sensibili, che potrebbe mettere a repentaglio la conservazione di popolazioni minacciate; inoltre, si è manifestata l'esigenza di garantire, per i rilevatori che volessero collaborare all'iniziativa, il pieno riconoscimento del lavoro svolto e la proprietà intellettuale dei dati.

Per ragione di tempo la discussione è stata interrotta prima di giungere ad una conclusione e pertanto la mozione non è stata messa in votazione.

TAVOLA ROTONDA "PIANO D'AZIONE PER LA GALLINA PRATAIOLA IN ITALIA"

SERGIO NISSARDI*, CARLA ZUCCA*, ALESSANDRO ANDREOTTI**

**Anthus snc, via Canepa 3, 09129 Cagliari, anthusanthus.info; **ISPRA, Via Ca' Fornacetta 9, 40064 Ozzano dell'Emilia (BO)*

Durante il XVI Convegno Italiano di Ornitologia, a Cervia - Milano Marittima, il giorno 22 settembre 2011 alle ore 21.00, si è tenuta una Tavola Rotonda avente per oggetto "*Piano d'Azione per la Gallina prataiola in Italia*". Tale tavola rotonda, che ha preso spunto dal recente piano d'azione regionale realizzato dalla Regione Sardegna, è stata organizzata ritenendo fondamentale, anche in prospettiva di eventuale piano a livello nazionale, acquisire i contributi di tutti coloro che a vario titolo hanno lavorato finora su questa specie e sulle sue problematiche conservazionistiche anche al di fuori della Sardegna.

Il programma intensivo di monitoraggio (svolto nel corso del 2010 e del 2011 nell'ambito delle attività propedeutiche alla realizzazione del piano d'azione regionale) ha messo in evidenza come la Gallina prataiola in Sardegna sia in declino, con l'areale sempre più contratto, e come la popolazione appaia concentrata in due distretti principali, che da soli ospitano i due terzi dei maschi riproduttori; altre dieci aree risultano occupate con contingenti limitati e pertanto esposti al rischio di estinzione nel breve o medio periodo.

I fattori limitanti che maggiormente condizionano la dinamica di popolazione della specie sono stati individuati nella trasformazione delle pratiche agricole che causano il fallimento delle covate e riducono l'idoneità ambientale dei territori riproduttivi. In particolare, la riduzione del successo riproduttivo legata alla distruzione dei nidi e delle nidiate sembra essere la causa principale della rarefazione della Gallina prataiola in Sardegna. La situazione risulta aggravata dal fatto che meno del 60% dei maschi territoriali rilevati è incluso all'interno di Siti Natura 2000; tale circostanza rende più difficile l'avvio e il finanziamento di politiche di conservazione mirate a favorire il mantenimento di pratiche agricole tradizionali compatibili con le esigenze di conservazione.

Il declino della specie pare essere imputabile anche al disturbo legato all'esercizio della caccia e agli abbattimenti illegali, in un contesto nel quale la gran parte del territorio interessato dalla presenza specie è sottoposto a regime di caccia libera.

Partendo da questi elementi, nel corso della tavola rotonda si è sviluppata una discussione tesa a:

- definire le azioni più opportune per contrastare le trasformazioni agricole che determinano un peggioramento dell'habitat e la riduzione del successo riproduttivo della specie;
- valutare la sussistenza di condizioni ambientali idonee in altre regioni italiane all'interno dell'areale di presenza storica della specie (Molise, Puglia, Basilicata, Sicilia);
- valutare la possibilità di avviare un programma di riproduzione in cattività, per ottenere un congruo numero di individui da immettere in natura per programmi di *restocking* o di reintroduzione.

1. Azioni più opportune per contrastare le trasformazioni delle pratiche agricole - Tra le probabili cause del declino della specie è stata evidenziata la recente diffusione di Graminacee resistenti all'allettamento, caratterizzate da uno stelo basso e da una maturazione più precoce rispetto alle varietà tradizionali, che ha avuto come conseguenza il peggioramento dei territori di nidificazione e soprattutto un aumento della mortalità delle covate. Il deterioramento delle caratteristiche

ambientali sembra essere legato alla minore altezza delle piante e alla maggiore robustezza degli steli che rende più difficile il movimento degli animali, mentre l'aumento della perdita di nidiate e covate è dovuto all'anticipazione del periodo di mietitura, che attualmente inizia già nel mese di maggio. A ciò si aggiunge la meccanizzazione delle operazioni di sfalcio che rende molto celeri i tempi di raccolta delle messi, rendendo più difficile la fuga dei giovani.

Per contrastare questa minaccia occorre indirizzare opportunamente gli incentivi agroambientali previsti dalla Regione Sardegna per la conservazione della Gallina prataiola. In particolare, va promosso il mantenimento delle cultivar locali e tradizionali, incentivando la produzione di prodotti di nicchia di elevato livello qualitativo. Tale azione deve essere svolta prevedendo il coinvolgimento diretto degli operatori agricoli attivi nelle aree di presenza della specie, seguendo il modello sperimentato con successo dalla SEO in Spagna.

Dal momento che in Sardegna e in diverse altre regioni italiane i finanziamenti finalizzati alla conservazione delle specie ornitiche vengono erogati solamente alle aziende agricole i cui terreni ricadono all'interno delle ZPS, occorre modificare in tempi brevi i confini delle ZPS in modo da includere tutte le aree di presenza della Gallina prataiola, sulla base dei dati emersi nel corso dello studio realizzato dalla società Anthus. In questo processo di revisione occorre considerare anche tutte le aree ancora potenzialmente idonee dove la specie non è stata rilevata, ma dove potrebbe potenzialmente tornare ad insediarsi in tempi brevi, con particolare attenzione alle aree per cui esistono informazioni circostanziate relative alla presenza nel recente passato (es. Nurra, Campidano centrale, Piana del Cixerri, ecc.).

2. Siti idonei ad ospitare la Gallina prataiola in aree di presenza storica al di fuori della Sardegna - In Puglia, su incarico del Parco Nazionale dell'Alta Murgia, è stato redatto un piano di fattibilità per verificare la possibilità di reintrodurre la specie. Nell'ambito di tale piano, si è stimata un'estensione di habitat idoneo sufficiente a garantire la sopravvivenza di oltre 500 individui. Questa prima valutazione necessita tuttavia di ulteriori approfondimenti, da effettuarsi considerando in dettaglio le pratiche agricole diffuse nell'area. Va inoltre evidenziato che si sta assistendo alla rarefazione di quei terreni a seminativo più adatti per la specie. Per quanto riguarda la sfera della *human dimension*, si ha ragione di ritenere che in Puglia nel recente passato vi sia stata una certa ostilità nei confronti della Gallina prataiola, ritenuta responsabile della procedura d'infrazione avviata dalla Commissione Europea contro l'Italia a causa dello spietramento di ambienti steppici; pertanto sarà opportuno avviare un programma di informazione e sensibilizzazione prima di avviare un eventuale programma di rilasci in natura.

Per quanto riguarda la Sicilia ci sono elementi che fanno ritenere possibile l'avvio di un progetto di reintroduzione: il paesaggio agrario di molte zone dell'interno e di alcune piane costiere (come la Piana di Gela) non è sostanzialmente mutato dall'epoca in cui la Gallina prataiola era ancora presente. Ciò che tuttavia va valutato con attenzione nell'ambito di un piano di fattibilità sono gli effetti derivanti dall'impiego di pesticidi e l'introduzione di nuove cultivar di cereali (si veda quanto detto al punto 1). La circostanza che altre specie, come ad esempio l'Occhione, continuino a vivere in questi ambienti con popolazioni molto consistenti lascia supporre che vi siano ancora condizioni idonee per garantire il mantenimento di una popolazione reintrodotta di Gallina prataiola. Inoltre, si sta assistendo al progressivo abbandono di aree agricole in terreni pedecollinari e collinari che potrebbero rappresentare potenziali siti idonei per la specie. Un rischio potenziale da valutare con attenzione è rappresentato dal fenomeno degli incendi non controllati, che vengono propagati soprattutto dai pastori per favorire la ricrescita dell'erba.

Qualora si avviassero progetti di reintroduzione, si suggerisce di promuovere contestualmente una campagna di informazione diretta al mondo agricolo per incentivare un'agricoltura più rispettosa dell'ambiente e della salute umana. La Gallina prataiola può essere vista come una specie ombrello, la cui conservazione può servire da volano per il mantenimento di ambienti agricoli e pastorali oggi in trasformazione e per preservare numerose specie che a questi ambienti sono legate. Al tempo stesso può rappresentare un *brand* per promuovere forme di agricoltura tradizionale in grado di fornire prodotti di elevata qualità.

3. **Programma di allevamento in cattività** - Le esperienze maturate all'estero (soprattutto in Francia) dimostrano come sia fattibile l'allevamento della specie in condizioni di cattività, con la produzione di giovani che siano in grado di ambientarsi e sopravvivere in natura. Appare pertanto auspicabile acquisire le competenze necessarie e avviare strette forme di collaborazione con gli esperti che hanno sviluppato le tecniche di allevamento della specie, al fine di ottenere un numero sufficiente di individui da rilasciare per eventuali progetti di *restocking* e/o reintroduzione.

Alla conclusione dei lavori, è stata rimarcata con forza l'assoluta priorità di garantire la conservazione della popolazione ancora vitale in Sardegna.

Infine è stato espresso l'auspicio che il Ministero dell'Ambiente colga l'occasione del piano d'azione, tuttora in fase di redazione da parte della Regione Sardegna, e dei contributi emersi nel corso della tavola rotonda, per promuovere la realizzazione di un piano d'azione nazionale per la Gallina prataiola, in modo da favorire la conservazione della specie e dare piena attuazione al piano d'azione internazionale redatto dalla SEO nel 2010 su incarico dell'Unione Europea.

RISOLUZIONE SUL RUOLO SCIENTIFICO DEI CENTRI RECUPERO DELL'AVIFAUNA SELVATICA

I partecipanti al XVI Convegno Italiano di Ornitologia, tenutosi a Cervia – Milano Marittima (RA) il 21 – 25 settembre 2011,

premesso

il proprio convinto sostegno ad azioni finalizzate al recupero dell'avifauna selvatica in difficoltà in strutture a questo scopo dedicate e al ruolo didattico e di sensibilizzazione che queste svolgono nei confronti del pubblico,

considerando

- il ruolo istituzionale che i centri recupero svolgono, così come definito dalla normativa vigente (legge 157/92);
- la necessità da parte delle amministrazioni pubbliche di autorizzare i centri recupero per sopperire al bisogno di interventi di cura e riabilitazione nei confronti della fauna selvatica rinvenuta in difficoltà;
- la notevole distribuzione dei centri di recupero sul territorio nazionale;
- la mancanza di linee guide nazionali circa la gestione dei centri recupero;
- l'elevato numero di esemplari che annualmente transitano per tali strutture e, conseguentemente, il ruolo che questi centri possono svolgere nel fornire dati scientifici sulle specie ricoverate, sia sotto il profilo naturalistico - biologico, sia sotto l'aspetto veterinario;
- il ruolo di osservatorio epidemiologico che indirettamente queste strutture svolgono;
- il ruolo che gli uccelli possono svolgere come indicatori della qualità e dei cambiamenti ambientali;
- l'indispensabile e il propedeutico ruolo che la conoscenza scientifica svolge nell'attuazione di azioni in difesa della biodiversità;

chiedono

che i centri recupero per la fauna in difficoltà, attraverso personale competente ed esperto, collaborino attivamente nella raccolta informatizzata di dati scientifici, in particolare attinenti a:

- determinazione precisa di specie, sesso, età degli esemplari ricoverati;
- raccolta di dati anamnestici (compresi quelli relativi a: luogo e data di ritrovamento, motivo del recupero, dati relativi alla persona che ha ritrovato l'animale), di dati riguardanti l'esame obiettivo generale e, quindi, diagnostici e di prognostici;
- raccolta di dati morfometrici di base;
- raccolta di campioni biologici di tessuti, di organi o di altre tipologie, secondo le metodiche suggerite dagli istituti competenti (Istituto Zooprofilattico Sperimentale, Servizi veterinari delle Asl, ISPRA, Università, etc), per ricerche di carattere veterinario, genetico, naturalistico, etc.;
- conservazione degli esemplari deceduti, o di parti di essi, per ulteriori ricerche scientifiche, anche a fini tassidermici;
- marcatura dei soggetti pronti per il rilascio con anelli forniti dall'ISPRA, attraverso personale autorizzato,
- raccolta di informazioni utili al miglioramento delle conoscenze inerenti la detenzione di specie selvatiche, anche nel rispetto dei requisiti di benessere animale.

La presente risoluzione è stata discussa e approvata all'unanimità dai partecipanti al Convegno.

TAVOLA ROTONDA SULLA CONSERVAZIONE DELL'AVIFAUNA IN AMBIENTE URBANO

I partecipanti al Workshop "Conservazione dell'avifauna in ambiente urbano" del XVI CIO Convegno Italiano di Ornitologia, riuniti a Cervia nella giornata di sabato 24 settembre 2011, nel rivolgersi alle istituzioni che hanno competenza di coordinamento e di amministrazione degli enti locali, ed alle organizzazioni nel campo dell'urbanistica e dell'edilizia sostenibile

SOTTOLINEANO

- che dal 2008, oltre il 50% della popolazione umana mondiale vive in città, e che in Europa tale quota ha raggiunto circa l'80%. Ciò sta portando ad una continua espansione delle aree urbane (*urban sprawl*) ed al consumo del suolo, con numerose e pesanti conseguenze ecologiche globali e locali
- quanto emerso dalle ultime due Conferenze delle Parti della Convenzione sulla Diversità Biologica (COP-CBD) - Bonn, 2008 e Nagoya 2010 - che promuovono il coinvolgimento di città ed autorità locali nella conservazione della biodiversità

EVIDENZIANO

come il fenomeno dell'inurbamento della fauna selvatica abbia portato un gran numero di specie di uccelli, e di altri animali quali mammiferi (es. chirotteri), anfibi, ecc. a vivere nelle città, talvolta con popolazioni importanti e appartenenti a specie di interesse conservazionistico

RICHIEDONO

- il puntuale inserimento dello strumento della rete ecologica nella pianificazione territoriale e urbanistica provinciale e comunale, ed una sua corretta implementazione che risulti effettivamente utile per la connettività ecosistemica e la conservazione della biodiversità locale
- l'affermarsi di una architettura "*bird friendly*" che tenga presente -fin dalle fasi progettuali- le esigenze dell'avifauna e della biodiversità
- la prevenzione -sia in fase di progettazione che di manutenzione di edifici e manufatti- rispetto a tutti i fattori di pericolo e delle "trappole involontarie" per gli uccelli e gli altri animali, quali vetri, pannelli fonoisolanti trasparenti, elettrodotti, cavi aerei, canne fumarie, ecc.
- la tutela dei siti di nidificazione, rifugio e svernamento esistenti negli edifici e nei manufatti (es. rapaci diurni e notturni, rondoni, rondini, ballerine, codirosso, pigliamosche, taccola, passeri, oltre che dei pipistrelli), nonché la predisposizione di nuove opportunità attraverso la creazione di idonee nicchie e l'installazione di appositi nidi artificiali
- l'inserimento, da parte degli enti locali, di norme per la ristrutturazione degli edifici e delle loro facciate al di fuori del periodo riproduttivo
- l'adozione di idonee strategie per la gestione delle specie ornitiche "problematiche"
- l'adozione di pratiche ecologiche per la gestione del verde urbano, che riducano gli interventi invasivi quali le potature drastiche di alberi e siepi, in particolar modo durante i mesi della nidificazione, e gli interventi (per es: taglio del sottobosco, abbattimento di alberi vecchi, eliminazione di incolti) che limitano le disponibilità alimentari ed i siti di nidificazione per varie specie faunistiche
- l'acquisizione di una consapevolezza diffusa circa gli impatti ecologici posti dalle Infrastrutture di trasporto nei confronti dell'avifauna e della fauna selvatica più in generale, tra cui la frammentazione degli habitat e la mortalità stradale (*road mortality*)
- l'implementazione di misure di prevenzione, mitigazione e compensazione ecologica preventiva nella progettazione e adeguamento funzionale di strade, autostrade e ferrovie, per evitare la frammentazione degli habitat e altri elementi di disturbo

RISOLUZIONE SULLA SALVAGUARDIA DELLE TORRI RONDONAIE E PASSERERE

I partecipanti al XVI Convegno Italiano di Ornitologia, tenutosi a Cervia - Milano Marittima (RA) il 21 - 25 settembre 2011,

premesso

- che è ancora consistente il patrimonio di torri rondonare e passerere, che continua a caratterizzare parte del paesaggio rurale e dei centri storici di buona parte dell'Italia Centro Settentrionale, nonostante il continuo deterioramento a causa di abbandono, crolli ma anche rifacimenti che tendono a eliminare o snaturare questi complessi nidi artificiali sviluppatisi quantomeno dal XV secolo;

considerato che

- tali strutture possono essere di concreto sostegno segnatamente per le specie di rondoni *Apus apus*, *Apus melba* e *Apus pallidus* nonché per le specie *Passer italiae* e *Passer montanus*, tutte purtroppo interessate da complessi fenomeni di declino;

- le torri per rondoni e passeri e le loro strutture analoghe, inserite su mura, campanili, soffitte, altane etc. sono siti elettivi per condurre progetti di indagine e di ricerca sulle specie che vi si riproducono;

- è opportuna ogni possibile azione di salvaguardia del patrimonio esistente, incoraggiando anche ogni attività di censimento del patrimonio locale dei superstiti di questi antichi complessi di nidi artificiali, al fine di individuare e catalogare le caratteristiche strutturali e funzionali localmente diffuse e stabilire linee guida filologicamente corrette per restauri e ricostruzioni, nonché per giustificare eventuali priorità di conservazione;

- possono essere di grande aiuto linee guida per un corretto restauro, anche nell'indirizzare a metodi appropriati di ospitalità per tali specie, sia nella manutenzione di edifici contemporanei ed anche nella progettazione di nuove costruzioni, in alternativa ai nidi a cassetta sviluppati per essere appesi all'esterno delle pareti, contrastando più efficacemente il processo di allontanamento di tali interessanti ed anche utili insettivori dalle città, soprattutto a seguito di una acritica adozione di nuove modalità di costruzione e coibentazione degli edifici;

- molta edilizia contemporanea di indirizzo civile, religioso, sportivo, stradale e industriale offre spazi e superfici che possono essere facilmente destinate all'insediamento di colonie di rondoni e di passeri, inserendo direttamente nello spessore delle pareti strutture di nidi artificiali mutuate e/o adattate dalle antiche eredità architettoniche, inserendole in opere di interesse collettivo (campanili, chiese, torri piezometriche, stadi, viadotti, ponti, fabbriche), ma in tal modo incentivandone l'inserimento anche in palazzi e case;

- nell'ambito del controllo dei colombi randagi cittadini che in genere nidificano nei centri storici, è purtropo prassi corrente chiudere e sigillare tout court le buche pontaie e le cavità di tanti edifici e di tanti monumenti storici, mentre l'obiettivo di ridurre i nidi dei colombi randagi può essere facilmente raggiunto con semplici ed economiche chiusure selettive, che permettono l'accesso di rondoni, passeri, piccoli uccelli insettivori nonché chirotteri e rettili alle nicchie, seguendo esperienze ormai collaudate; in tal modo si offrirebbe un supporto concreto alla tutela della biodiversità in ambito urbano, assicurando alle città i benefici estetici, culturali e pratici della presenza di specie animali determinanti anche nella lotta agli insetti molesti e ai vettori;

- in Italia risultano effettuate corrette attività di ripristino di rondonare storiche e attività di inserimento di analoghe strutture in nuovi edifici, nonché modifiche selettive di nicchie in edifici e monumenti storici, per escludere i soli colombi e favorire invece l'accesso per rondoni, piccoli uccelli e chirotteri

- in nord Europa e in Cina si stanno realizzando moderne "torri rondonare" per scopi di protezione delle specie

si appellano

al Ministero per i Beni e per le Attività Culturali affinché, di concerto con il Ministero dell'Ambiente, adotti una linea guida per le Sopraintendenze regionali, per le Regioni e per i Comuni, finalizzata a:

I catalogazione del patrimonio di rondonare e passerere ancora esistenti;
II individuazione delle priorità di conservazione, restauro e ripristino corretto indirizzo delle attività di restauro e/o ripristino;
III divieto di completa occlusione delle buche pontaie e delle nicchie di monumenti ed edifici storici, in favore di modifiche selettive che favoriscano l'accesso per la riproduzione e per il rifugio di rondoni, passeri e chirotteri;

al Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti affinché, di concerto con il Ministero dell'Ambiente, adotti una linea guida per le Regioni finalizzata a far inserire strutture di nidi artificiali per rondoni, passeri (e chirotteri) nella

IV progettazione e realizzazione di nuove strutture;
V esecuzione di rifacimenti e riparazioni del preesistente;

di viadotti, ponti, stadi, palazzi dello sport, fabbriche, torri piezometriche, silos, palazzi, case, edifici religiosi e campanili, realizzati o da realizzare con il sostegno e/o il concorso di finanziamenti pubblici o di aziende a partecipazione pubblica, incoraggiando anche l'edilizia privata a sostenere concretamente la tutela della biodiversità in ambito rurale ed urbano con analoghi interventi soprattutto per gli adeguamenti al risparmio energetico.

La presente risoluzione è stata discussa ed approvata per acclamazione dai partecipanti al Convegno.

TAVOLA ROTONDA "PRESENTAZIONE CORACIAS - GRUPPO ITALIANO GHIANDAIA MARINA"

ANGELO MESCHINI

SROPU, c/o Lynx Natura e Ambiente s.r.l., Via Britannia 36, 00183 Roma a.meschini@gmail.com

All'interno del XVI Convegno Italiano di Ornitologia si è tenuta la tavola rotonda di presentazione di CORACIAS (Gruppo Italiano Ghiandaia Marina *Coracias garrulus*). L'incontro, che ha visto la partecipazione attiva di circa sessanta convegnisti, ha gettato le basi per la realizzazione degli scopi di progetto. L'articolazione della discussione si è svolta seguendo lo schema riportato in figura 1.

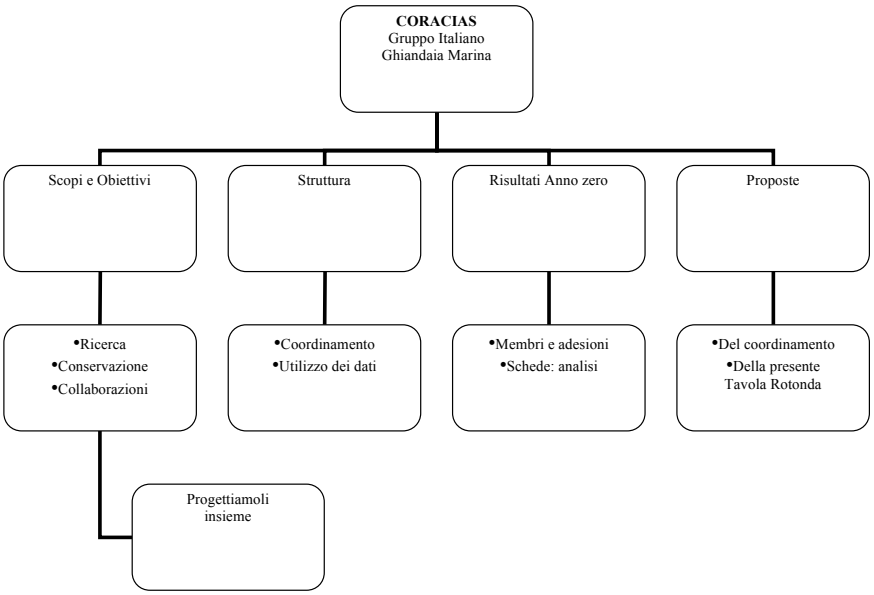


Figura 1 - Schema della tavola rotonda

Scopi e obiettivi

Gli obiettivi che si prefigge il Gruppo sono: i) favorire lo scambio di informazione tra i ricercatori su questa specie; ii) raccogliere il materiale pubblicato su *Coracias garrulus* in Italia e in Europa e inserirlo in un database consultabile dai partecipanti al Gruppo; iii) incentivare la ricerca sulla faunistica, biologia, eco-etologia in Italia; iv) descrivere le minacce su scala regionale o di macroarea, sperimentare tecniche di conservazione; v) cooperare con le Istituzioni nazionali e sovra-nazionali (Ministero Ambiente, I.S.P.R.A. LIPU Birdlife International, C.I.S.O.); vi) definire gli strumenti; vii) organizzare un incontro su *Coracias garrulus* entro due anni nella forma di Convegno o Workshop. Finalisticamente, i partecipanti alla tavola rotonda convengono di stabilire un percorso di lavoro che conduca alla elaborazione di un Piano d'Azione Nazionale o altro strumento equivalente. Per gli aspetti di ricerca la discussione si è soffermata sull'utilità e sull'uso dei nidi artificiali. È

emerso che nel medio periodo, considerato l'elevato tasso di occupazione delle cassette nido da parte delle ghiandaie marine, il mezzo si dimostra efficace per incrementare le abbondanze; seppur considerato uno strumento transitorio per la conservazione della specie, si ritiene, insieme ad altre misure di tipo ambientale e di ripristino dei micro-habitat, di consigliarne l'uso dopo un attento disegno sperimentale. Un aspetto che ci si è prefissi di indagare è quello del successo riproduttivo in nidi collocati all'interno di trasformatori da media a bassa tensione su pali elettrici. In alcuni contesti locali il successo riproduttivo sembra così basso che, se la situazione si presentasse generalizzata, andrebbero attuate le misure necessarie per evitare livelli di mortalità non accettabili. Un altro punto considerato è stato quello della standardizzazione dei nidi artificiali per *Coracias garrulus*. Allo stato, in assenza di ricerche che presentino risultati di occupazione differenziale tra tipologie diverse di nidi artificiali, si è convenuto che non è possibile fornire uno standard, se non quello noto del diametro del foro d'ingresso. Ulteriore risultato di questa sezione della tavola rotonda è stato quello di predisporre un miglioramento delle comunicazioni tra i membri del Gruppo, attraverso la sempre migliore implementazione tra mailing-list, blog e sito dedicati.

Struttura

La struttura di CORACIAS prevede un coordinatore nazionale, coordinatori per ogni regione e coordinatori per macroaree. Le macroaree individuate sono: Sud, Centro, Nord, Sicilia, Sardegna. Si è altresì stabilito che i coordinatori costituiscono una struttura flessibile, che è sempre possibile in qualsiasi momento implementare altri soggetti nel coordinamento in funzione della partecipazione al progetto e che il compito principale degli stessi è stimolare ornitologi, birder e appassionati alla partecipazione delle finalità di progetto.

Per quanto riguarda l'utilizzo dei dati da parte del singolo partecipante attivo al gruppo, la tavola rotonda ha deciso la modalità seguente: il coordinatore o il coordinamento nazionale, sentite le richieste provenienti da ogni singolo membro del gruppo, sentiti i coordinatori regionali e i coordinatori per macro-area, per specifici progetti di conservazione, decide sulla disponibilità dei dati da fornire al richiedente. Questa procedura ha lo scopo di snellire i lavori, stabilire un metodo univoco per la condivisione dei dati e incentivare programmi di conservazione su scala locale. È ovvio che non ci sarà maglia stretta, se esiste un progetto locale che possa assicurare misure di salvaguardia per la ghiandaia marina Il singolo fornitore del dato può, comunicando a CORACIAS, utilizzare il nome del gruppo per promuovere un iter conservazionistico (proposta di Z.P.S., ad esempio), in funzione della presenza della ghiandaia marina in ambienti privi di ogni tutela legislativa; analoga partnership può essere richiesta al coordinatore nazionale per linee di ricerca e/o conservazione che siano in linea con gli scopi del gruppo.

Risultati anno zero

I risultati sono necessariamente preliminari. Nel 2011 (anno zero di progetto) sono state compilate 146 schede di rilevamento da parte di più di 30 membri. La singola scheda dà conto di singole coppie o di nidificazioni aggregate mono ed eterospecifiche. Questo risultato viene valutato incoraggiante dai partecipanti alla tavola rotonda e rappresenta un eccellente base di partenza per l'implementazione nei prossimi tre anni di progetto. Gli iscritti a CORACIAS sono allo stato 97 e la copertura, che ora presenta alcune lacune distributive si ritiene possa aumentare in modo soddisfacente ed a questo si sta lavorando. Lo sforzo dei membri di CORACIAS ha permesso di pubblicare 32 articoli sul blog dedicato: http://coracias.blogspot.it/.

INDICE DEGLI AUTORI

A

Adorni, Silvia 105
Adragna, Francesco 188
Agostini, Nevio 124, 126
Agostini, Nicolantonio 91, 586
Akos, Nemeth 78
Albanese, Giuseppe 483
Alberti, Davide 124, 126
Albores-Barajas, Yuri V. 229
Alfonso Lenzoni 461
Allegrino, Claudio 200
Altea, Tiziana 200
Aluigi, Antonio 129, 351
Amatiello, Valeria 278
Andreotti, Alessandro 52, 335, 478
Angeletti, Gabriele 71, 78, 430
Angelini, Jacopo 281, 324, 424
Anna, Tamas Eniko 78
Arcamone, Emiliano 362
Arcidiacono, Giuseppe 521
Armanini, Marco 273

B

Baccetti, Nicola 478
Bacchi, Egidio 483
Bagliacca, Marco 437
Baini, Matteo 255
Balasso, Elvio 415
Baldaccini, Natale Emilio 229, 620
Balestrieri, Rosario 131, 146, 563, 575
Bandi, Claudio 94
Baradel, Damiano 547
Barattieri, Matteo 198, 506
Barbagli, Fausto 321
Barcaioni, Monica 552
Bartolini, Alessio 483
Basile, Marco 572
Bassi, Enrico 139, 283, 450
Basso, Marco 483, 570
Bastianelli, Giulia 26
Battistella, Ugo 397
Battisti, Corrado 232
Bazzani, Luigi 415
Becciu, Paolo 286
Bedini, Gianluca 542
Benassi, Romano 360, 399
Benedetti, Yanina 518
Benfatto, Michele 535, 547, 605
Benussi, Enrico 150, 191
Beraudo, Pier Luigi 483
Bergero, Valentina 139
Berlinguer, Fiammetta 611
Bernoni, Mauro 117
Bevacqua, Domenico 521
Bianchi, Nicola 478
Biello, Roberto 289
Bionda, Radames 283
Biondi, Massimo 292, 295, 616
Birchall, David 415
Birke, Manfred 478
Blasi, Monica 354
Bocchiola, Daniele 40
Bogliani, Giuseppe 46, 91, 139, 586
Bonanni, Marco 298
Bonazzi, Paolo 150
Bon, Mauro 237
Bonora, Mario 124, 126
Bonvicini, Piero 301
Bordignon, Lucio 304
Borghesi, Fabrizio 478
Borgo, Antonio 133, 136
Bottazzo, Stefano 203
Bouroullec, Yvan 160
Brambilla, Mattia 23, 46, 139, 268, 409, 473
Bressan, Paola 80, 89, 393
Brondi, Chandra 542
Brunelli, Massimo 306, 483
Buganza, Mauro 273
Bulzomì, Paolo 524
Buoninconti, Francesca 572
Buscemi, Alessandra 308, 311

Busignani, Glauco 316
Buvoli, Lia 342, 390
Bux, Michele 382

C

Caccia, Riccardo 613
Cadignani, Rossella 500
Caliendo, Maria F. 510, 516
Calvario, Enrico 483
Calvi, Gianpiero 150, 198, 342
Camelliti, Giuseppe 524
Cammarata, Ilaria 131
Campanella, Giuseppe 141
Campedelli, Tommaso 42, 109, 144, 150, 191, 261, 339
Campioni, Letizia 26
Capobianco, Giovanni 146, 575
Carafa, Marco 152, 157, 345
Cardillo, Alberto 491
Carini, Renato 105, 483
Carlini, Eugenio 337, 373
Carmignani, Giovanni 60
Carotenuto, Luciana 141, 483
Casadei, Maurizio 124
Casale, Fabio 139
Casali, Sandro 42, 314, 316
Casini, Lino 214
Castaldi, Amalia 44, 55
Casti, Mauro 405
Catoni, Carlo 298
Caula, Bruno 483
Cavalieri, Christian 171
Ceccarelli, Pier Paolo 124, 126, 318
Ceccherelli, Renato 542
Cecchini, Erberto 171
Ceccolini, Filippo 321
Ceccolini, Guido 255, 335
Ceccucci, Roberto 324
Celada, Claudio 473
Cenerini, Anna 255, 335
Cento, Michele 491
Ceresa, Francesco 46
Chemollo, Marco 139
Cherchi, Santino 611
Chiarenzi, Barbara 373
Chiatante, Gianpasquale 82, 326
Chiatante, Pietro 82, 326
Chiozzini, Simonetta 273
Chirichella, Roberta 273
Chiti Batelli, Alberto 328, 331
Ciaccio, Andrea 483
Ciani, Carlo 124
Ciccarelli, Francesca 554
Cimolino, Marco 580
Cipriani, Alice 393
Civitarese, Stefano 200
Colaone, Silvio 421
Conoscente, Matias 549
Conti, Domenico 94
Contiero, Barbara 360
Cordiner, Enrico 48
Corriero, Giuseppe 65, 168
Corsi, Fausto 50
Corso, Andrea 80, 84, 152, 157, 333, 345
Cosolo, Mauro 483
Costantini, Vincenzo 335
Costa, Stefano 148
Cozzo, Mario 581
Crespi, Maria 337
Crovetto, G. Matteo 139
Cucè, Laura 342, 373, 390
Cursano, Barbara 328, 331
Cutini, Simonetta 42, 109, 144, 150, 191, 261, 339

D

Dabalà, Cristina 229
D'Agaro, Edo 580
D'Alessio, Silvio 567
Dall'Ora, Viviana 560
Dall'Osso, Fabio 552
D'Amato, Luigi 506
De Carli, Elisabetta 342, 390
De Giacomo, Umberto 58
De Lisio, Lorenzo 152, 157, 345, 348
Dell'Omo, Giacomo 286, 298, 354

Dell'Orso, Roberto 60
Del Mar Delgado, Maria 26
De Marco, Antonio 289
De Marco, Rosa 337
De Rosa, Davide 152, 157, 345, 348
De Sanctis, Augusto 160, 200
De Stefano, Milena 516
De Tomasi, Simone 377
De Vita, Stefano 295
Di Carlo, Santino 87
Di Francesco, Nicoletta 200
Di Giancamillo, Mauro 450
Di Marzio, Mirko 152, 157, 200
Di Matteo, Maria G. 513
Di Paola, Riccardo 48
Di Tizio, Luciano 200
Dinelli, Enrico 478
Domenichini, Andrea 500
Dragonetti, Marco 50

E

Emiliani, Davide 483
Esposito, Assunta 348
Esse, Elio 593

F

Fabbi, Massimo 94
Fabbri, Elena 126
Facchin, Gabriele 214
Falchi, Valentina 255
Falco, Riccardo 23, 139
Fanfani, Alberto 441
Farina, Almo 414, 518
Farsi, Fabrizio 50
Fasano, Sergio G. 129, 351
Fasciolo, Antonio 354
Fasola, Mauro 483
Fassina, Carlotta 522
Fattori, Umberto 191
Favaretto, Andrea 397
Felicetti, Nicola 411
Ferloni, Maria 283, 450
Fernandez, Nestor 26
Ferraresi, Maurizio 500
Ferrazzi, Viviana 357, 554
Ferri, Mauro 360, 399, 494, 500
Ferro, Gerolamo 577
Filacorda, Stefano 601
Fin, Valeria 268
Fiorino, Cinzia 148
Florit, Fabrizio 150, 162, 214
Folatti, Maria Grazia 283
Fornasari, Lorenzo 342
Fracasso, Carlo 152, 157
Fraissinet, Maurizio 165, 489, 572
Franceschi, Alessio 362, 542
Franchi, Andrea 554
Fraticelli, Fulvio 491
Fulco, Egidio 144, 339, 365, 367
Fusari, Maurizio 430
Fusco, Lucilla 510, 516

G

Gaggi, Angela 370
Gagliardi, Alessandra 337, 373, 377, 483
Galasso, Paolo 52
Galimberti, Andrea 198
Gallazzi, Daniele 357
Gallo, Eleonora 549
Gambelli, Pierfrancesco 78, 401
Gariboldi, Silvia 393
Gasparini, Claudia 105
Gasponi, Marco 613
Gaudiano, Lorenzo 168
Gelati, Antonio 483, 500
Gellini, Stefano 124, 318, 423
Gemelli, Ilaria 620
Gemmato, Raffaele 175, 177
Gherardi, Riccardo 529, 542
Giacalone, Gabriele 185, 188
Giacchini, Paolo 171
Giacobbe, Dalila 173, 602
Giannella, Carlo 175, 177, 360
Giannotti, Marcello 131

Giglio, Giuseppe 65
Giglio, Pino 382
Giovacchini, Pietro 50
Giovannini, Ruggero 273
Giovara, Guido 577
Girardello, Marco 96
Giunchi, Dimitri 620
Gola, Laura 483
Grattini, Nunzio 483, 582
Gregg, Sarah 32, 62
Grilli, Guido 357, 450, 558, 560
Groppali, Riccardo 179, 380
Grussu, Marcello 304, 382
Guaricci, Antonio Ciro 335
Guenzani, Walter 421
Guerrieri, Gaspare 44, 55, 58
Gugiatti, Alessandro 450
Guglielmi, Roberto 60, 516
Gustin, Marco 65, 84, 333, 382, 473

H

Hueting, Steven 491

I

Iavicoli, Daniele 181
Ibba, Claudio 423
Ientile, Renzo 52, 441, 463, 483

J

Janni, Ottavio 575

L

Lacalandra, Giovanni M. 335
La Gioia, Giuseppe 387
La Grua, Giovanni 483
Lamberti, Michele 50
Lardelli, Roberto 377
Latin, Roberta 117
Laurenti, Stefano 181, 183
Lenzoni, Alfonso 385, 445, 458
Leoni, Giovanni G. 611
Liberatore, Marco 200
Liuzzi, Cristiano 387, 584
Lombardi, Giuseppina 181
Londi, Guglielmo 42, 109, 144, 150, 191, 261, 339
Longhi, Daniele 582
Longhi, Stefano 316
Longo, Andrea 556
Longoni, Violetta 139
Lo Presti, Stefano 390, 433
Lorenzetti, Emanuela 232
Lotti, Claudio 316
Lourenço, Rui 26
Lo Valvo, Mario 185, 188, 463
Loy, Anna 152
Luci, Francesco 390, 433
Lucia, Giuseppe 586

M

Macchi, Silvia 373
Maggi, Nicola 542
Magnani, Paola 94
Mainardi, Roberto 362
Malanga, Gabriella 78
Mancini, Vincenzo 483
Mancuso, Antonio 525
Manfredo, Ilario 148
Mariacher, Alessia 529
Mariani, Giancarlo 385
Marinetto, Domenico 577
Marini, Giorgio 430, 588
Marra, Manuel 168
Martinoli, Adriano 373, 377
Mascara, Rosario 193, 382, 591
Massa, Bruno 286, 354
Masseroni, Elisa 373
Mastronardi, Danila 593
Mastropasqua, Fabio 584
Mastrorilli, Marco 80, 89, 393, 529
Matricardi, Costanza 430, 588
Mattedi, Silvano Mario 136
Mazzarone, Vito 620
Mazzoleni, Stefano 348
Mele, Valerio 510

Melini, Davide 529
Mencarelli, Mauro 71, 195, 324, 395, 401, 403, 427, 430
Meschini, Angelo 32, 62, 295, 616, 644
Meschini, Enrico 362
Mezzavilla, Francesco 223, 397, 596
Migani, Francesca 478
Migliavacca, Luigi 554, 560
Milandri, Massimo 126
Minelli, Fausto 360, 399
Mirabile, Marzia 233
Moiana, Luca 241
Monaco, Giuseppe 567
Montagna, Matteo 94
Monti, Paolo 233
Morelli, Federico 519
Moreno, Ana 357
Morganti, Niki 71, 195, 324, 395, 401, 403, 427, 430
Morici, Francesca 71, 195, 324, 395, 401, 403, 427, 430
Mustoni, Andrea 273

N

Naitana, Salvatore 611
Nardo, Angelo 596, 599
Nava, Gaetano 506
Navone, Augusto 611
Ndiaye, Boucar 179
Ndiaye, Idrissa 179
Negri, Irene 23, 139
Nicastro, Mariella 198
Nissardi, Sergio 405, 407, 611

O

Oliviero, Francesca 437
Orlandini, Roberto 609
Ornaghi, Francesco 198

P

Paci, Andrea Maria 370
Pajoro, Massimo 94
Panuccio, Michele 91, 586
Panunzi, Lorenza 390, 433
Panzarin, Lucio 483, 570
Parachout, Marie 160
Pascucci, Mina 430, 556
Pasini, Giovanni 411
Passalacqua, Luca 50, 255
Pedrini, Paolo 23, 46, 96, 249, 268, 409
Pedrotti, Luca 450
Pellegrini, Massimo 200
Pellegrino, Stefania C. 382
Pelliccioni, Tito 611
Penteriani, Vincenzo 26
Pérez-Tris, Javier 75
Peri, Achille 582
Perna, Paolo 411
Pesaro, Stefano 547, 605
Petrella, Stefano 233
Petrini, Riccardo 437
Pezzo, Francesco 483
Pieretti, Nadia 414, 518
Pietrelli, Loris 292, 295, 616
Pinoli, Guido 205
Pira, Angela 611
Piras, Giulio 203, 523
Pirovano, Andrea 40, 191, 205
Pistone, Dario 94
Polini, Nazzareno 430
Politi, Pietro 141
Pollo, Roberto 415
Pontecorvo, Cristiano 405
Ponziani, Vanessa 200
Porta, Dario 506
Preatoni, Damiano 373, 377
Priori, Pamela 423
Pruscini, Fabio 42, 411
Puglisi, Luca 483

Q

Quatrini, Alessandro 32, 207

R

Radi, Giacomo 50
Raimondi, Stefano 554, 560
Ramos, Jaime A. 75
Ranalli, Flavia 160
Randi, Ettore 126
Ranghino, Giuseppe 148
Rassati, Gianluca 162, 417, 419
Ravasini, Maurizio 382
Ravizza, Luca 500
Re, Alessandro 483
Reginato, Fabrizio 139
Restivo, Salvatore 173, 602
Riccarducci, Giorgio 289
Ricci, Filomena 200
Riccio, Francesco 567
Rieppi, Cristina 605
Rivola, Alessio 607
Rizzolli, Franco 268, 409
Rocco, Andrea 210, 212
Rodriguez, Martin Angel 101
Romano, Carmine 181
Rondena, Marco 554
Roppa, Flavio 214
Roscelli, Franco 609
Rossi, Giuseppe 360, 399
Rotta, Andrea 611
Rovelli, Paolo 506
Rucli, Alessandro 150

S

Sacchi, Massimo 567
Sacchi, Roberto 205
Sala, Raffaella 506
Saltarelli, Maurizio 171
Salvarani, Massimo 562
Salvo, Giovanni 216, 219
Santi, Andrea 50
Santi, Davide 316
Santolini, Riccardo 42, 411
Saporetti, Fabio 421
Sarà, Maurizio 382
Sarrocco, Stefano 306, 483
Sassi, Walter 94
Satta, Valentina 611
Sattin, Luca 433
Sbordoni, Valerio 289
Scaravelli, Dino 423, 552
Scarfò, Fabio 32, 207, 613
Scarselli, Daniele 437
Scarton, Francesco 223, 238, 397
Schiavano, Andrea 141
Scotti, Massimiliano 424
Scrocca, Roberto 292, 295, 616
Sebastianelli, Claudio 71, 78, 401, 427, 430
Serra, Lorenzo 214
Sestili, Francesco 415
Sighele, Maurizio 227, 433
Sigismondi, Antonio 367
Simmi, Felice 32
Sirotti, Stefano 360, 399
Soldatini, Cecilia 230
Sonet, Laurent 278
Sorace, Alberto 65, 185, 188, 233, 390, 433, 441
Sorino, Rocco 65, 168
Sorrenti, Michele 385, 445, 458, 461
Sottile, Francesco 524
Spada, Martina 373
Spagnesi, Mario 385
Spano, Giovanna 611
Spina, Fernando 96
Spinelli, Dante 198
Sponza, Stefano 483
Stanzione, Viviana 542
Succu, Sara 611
Suzzi Valli, Andrea 42, 314, 316

T

Taffon, Daniele 233

Tagnani, Chiara 171
Talamo, Ventura 168
Tapia, Susana 160
Tattoni, Clara 249, 268, 409
Tellini Florenzano, Guido 42, 109, 144, 150, 191, 261, 321, 339
Tenan, Simone 96
Tenconi, Alberto 337
Teofili, Corrado 233
Termine, Rosa 618
Testoni, Raimondo 423
Thiberville, Marie 160
Timarco, Alessandra 390, 433
Tinarelli, Roberto 463, 483
Tinelli, Aleandro 58
Todisco, Simone 82, 584
Toffoli, Roberto 129
Tonelli, Aldo 203
Torricelli, Patrizia 230
Tosi, Guido 337, 373, 377
Trainito, Egidio 483
Tralongo, Sergio 562
Tremolada, Mauro 423
Trespioli, Giorgio 205
Trombin, Danilo 238, 433
Trotta, Marco 233, 236, 435
Trotti, Paolo 283
Tuccinardi, Paola 308, 311

U

Ugo, Mirko 611
Utmar, Paolo 212

V

Vanni, Lorenzo 620
Vasca, Paolo 535, 547
Vecchio, Giuseppe 437, 620
Veken, Ursula Martina 599
Velatta, Francesco 463
Ventim, Rita 75
Verucci, Paolo 613
Verza, Emiliano 223, 238
Vicenzi, Cristina 415
Vidus Rosin, Anna 205
Viganò, Andrea 241
Vignali, Sergio 255
Vigorita, Vittorio 342, 373, 390
Villa, Luigi 506
Villani, Mauro 360, 399
Visceglia, Matteo 367
Visentin, Marta 441
Vitulano, Severino 139
Volponi, Stefano 483

W

Wauters, Lucas 373, 377

Z

Zabaglia, Claudio 411
Zanca, Laura 382
Zannetti, Giuseppe 500
Zapparoli, Marzio 207
Zarbo, Tonino 421
Zibordi, Filippo 273
Zini, Ciro 483
Zorzenon, Tarcisio 210
Zsolt, Karcza 78
Zucca, Carla 405, 407

RegioneEmiliaRomagna

PARCO DELTA DEL PO
EMILIA-ROMAGNA

ISPRA
Istituto Superiore per la Protezione
e la Ricerca Ambientale

Provincia di Ravenna

Comune di Cervia

Provincia di Rimini

BeNatur

SOUTH EAST EUROPE
Jointly for our common future