

Dinamica d'una popolazione di Usignolo di fiume Cettia cetti di recente insediamento: dati preliminari

LUCIANO CONVENTI, ALESSANDRO ZOBOLI, ENRICO SELMI
LIPU Modena, via Schedoni 27, 41100 Modena

Dal 1982 presso l' A.R.E. " Il Torrazzuolo" vengono eseguiti rilevamenti ornitici periodici per l'intero arco annuale con cadenza settimanale; in questi le segnalazioni di Usignolo di fiume sono state sporadiche sino al 1992 (Imperiale *et al.*, 1998; dati inediti). Tutte le segnalazioni ed i soli due individui giovani catturati nel 1992 sono avvenute nel periodo tardo-estivo autunnale, ad indicare la presenza di individui in dispersione post-natale, presumibilmente provenienti da vicine località dove l'Usignolo di fiume è comune e diffuso. Dal 1993 si sono insediate le prime coppie nidificanti che hanno dato origine ad una popolazione locale di cui viene monitorata la dinamica.

Area di Studio e metodi - L'area indagata è situata nel comune di Nonantola, in provincia di Modena (44.40 N 11.06 E) ed è divenuta "Area di Riequilibrio Ecologico" nel 1994. Inserita in un territorio caratterizzato da un'intensa attività agricola, raggiunge un'estensione totale di circa 69 ha, di cui 47 soggetti a recenti imboschimenti ed i rimanenti 22 ha formano una zona umida. In quest'ultima zona dall'inizio del 1992 è attiva una stazione per la cattura ed inanellamento a scopo scientifico con la finalità principale di monitorare le variazioni dei popolamenti ornitici locali, seguendo, di conseguenza, modalità operative utili per ottenere catture standardizzate, come posizione delle reti e tempi di cattura costanti. I sessi vengono attribuiti come definito da Svensson (1992). Non si utilizzano richiami acustici.

Risultati e discussione - In Fig. 1 viene evidenziato il trend della popolazione di Usignolo di fiume nel corso degli anni. Nel primo periodo si è assistito ad un notevole incremento degli individui catturati con la punta massima raggiunta nel 1998. Il coefficiente di variazione calcolato sul numero totale degli individui marcati è del 42,4%, con una disparità tra i sessi in cui i maschi (C.V. = 54,9%) risultano avere una variazione maggiore rispetto alle femmine (C.V. = 32,9%). Ciò è imputabile ad una differenza nel numero di individui appartenenti ai due sessi nella fase iniziale della ricerca, dove i maschi rappresentavano il 33% (1993-1994), per raggiungere il 46% nel computo totale (n= 292). Il nume-

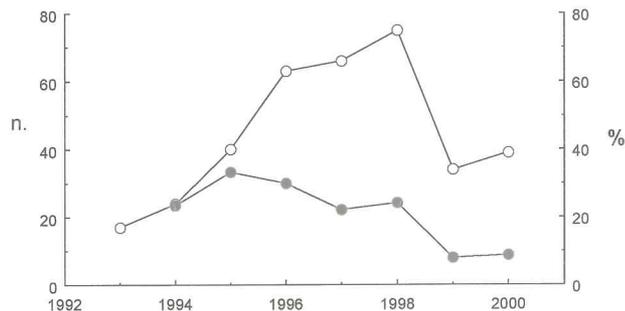


Fig. 1. Andamento delle catture di Usignolo di fiume (1993-2000; cerchi vuoti) e percentuale delle ricatture negli anni successivi (cerchi pieni).

ro delle femmine marcate è stato sempre maggiore rispetto al numero dei maschi in tutti gli anni considerati, anche se la differenza non raggiunge la significatività statistica (Mann-Whitney $U = 24,5$, n.s.).

Nel 1999 si è registrata una drastica diminuzione rispetto all'anno precedente, che coincide con la più bassa percentuale di ricatture di individui marcati in anni precedenti (Fig. 1) e, di conseguenza, potenziali riproduttori. In effetti dopo un primo periodo con alte percentuali di ricattura, nel 1999 è stato ricatturato solo l'8% degli individui precedentemente marcati, contro una percentuale di ricattura nel 1998 del 25%. Se la differenza tra queste due percentuali è risultata significativa ($Z=2,7$; $P= 0,006$), la relazione tra catture e ricatture per il periodo complessivo non è significativa ($r_s = 0,39$, n.s.). Una prima verifica sui dati climatici non ha evidenziato fattori che possano aver influito sulla popolazione durante il periodo invernale precedente. Il totale degli individui ricatturati negli anni successivi è equamente distribuito tra maschi e femmine (rapporto 1:1).

Nonostante non siano ancora emersi fattori determinanti a livello statistico sui vari aspetti considerati, in particolare sulle cause che hanno determinato la forte diminuzione del 1999, l'esigua mole di dati attualmente disponibili può essere la causa della 'quasi' significatività di alcuni test effettuati.

Bibliografia - Imperiale A. *et al.* 1998, Atti Soc. Nat. Mat. Modena, 129:75-96. ● Svensson L. 1992, Identification Guide to European Passerines, 4 ed., Stockholm.

Biologia riproduttiva della Rondine *Hirundo rustica* in provincia di Ancona

PAOLO GIACCHINI, MARCO PIANGERELLI
Hystrix S.r.l., Via Indipendenza, 47, 61032 Fano (PU)

La Rondine *Hirundo rustica* è specie nidificante e migratrice regolare in Italia, studiata con maggiore approfondimento per le minacce che ne minano la stabilità della popolazione in Europa ed Africa. Il presente lavoro illustra i risultati di tre anni di indagine realizzata sull'intero territorio della provincia di Ancona, integrando precedenti studi (Giacchini *et al.* 1999).

Area di studio e metodi - La ricerca è stata condotta sul territorio della provincia di Ancona nel triennio 1998/2000, utilizzando 10 aree campione, rappresentative di diverse situazioni ambientali, con il rilevamento dei parametri riproduttivi da maggio ad agosto. Gli habitat indagati sono rappresentati da stalle di bovini, porcilaie, case coloniche, maneggi.

Risultati e discussione - Su un campione di 507 nidi è stata rilevata la covata media che risulta di 4,3 uova (1-7; sd=1.01; se=0.04), valore leggermente maggiore rispetto ad un precedente campione (Giacchini *et al.* 1999) ma in linea con quanto riportato in bibliografia (Dimarca e Lo Valvo 1987; Chiantaretto e Ferrari 1990). Il tasso di schiusa è 0,89 pulcini/uova, il tasso di involo è 0.96 juv. involati/pulcini, il successo riproduttivo è di 3.80 (sd=1.50) juv. involati/nido, con valori simili in Brianza (Bonvicini e Ornaghi 1999) ma inferiori ad altre aree piemontesi e lombarde (Brichetti e Caffi 1992; Cencetti *et al.* 1999).

In base alla tipologia di sito riproduttivo, la covata media varia tra 4.0 e 4.5 rispettivamente nei maneggi ippici e

nelle case coloniche, mentre porcilaie e stalle di bovini mostrano valori intermedi. Analoghi andamenti presentano gli altri parametri riproduttivi, con valori maggiori nelle case coloniche e minori nei circoli ippici.

Maneggi e circoli ippici, in incremento nella provincia di Ancona, rappresentano una tipologia di sito riproduttivo importante perché permette di sostituire strutture di allevamento zootecnico tradizionale in via di abbandono. I minori valori dei parametri riproduttivi riscontrati nei maneggi, pur se non statisticamente significativi rispetto alle altre tipologie di habitat, possono comunque essere interpretati come un adattamento progressivo della specie all'espansione di queste strutture alternative.

I parametri riproduttivi sono stati analizzati anche in base all'andamento mensile per il periodo maggio-luglio. Per quanto riguarda la covata media, questa diminuisce progressivamente da maggio a luglio passando da una media di 4.7 (sd=0.916) ad una di 3.7 (sd=0.917) (fig.1), differenza statisticamente significativa ($\chi^2=20.6$; d.f.=2; $p<0.01$), dimostrando la minore capacità di ovodeposizione da parte delle femmine con l'avanzare della stagione. L'analisi mensile dei parametri riproduttivi conferma la diminuzione generalizzata dei valori da maggio a luglio. Differenze statisticamente significative si evidenziano nel tasso di schiusa ($\chi^2=9.6$; d.f.=2; $p<0.01$) tra i mesi di maggio (0.97 sd=0.106) e luglio (0.73 sd=0.354), e nel successo riproduttivo ($\chi^2=16.2$; d.f.=2; $p<0.01$) tra maggio (4.5 sd=1.165) e luglio (2.5 sd=1.385).

Il successo riproduttivo della Rondine diminuisce quindi per la deposizione di un più basso numero di uova, che mostrano un tasso di schiusa progressivamente minore, mentre non sembra risentirne il tasso di involo, le cui differenze mensili non sono statisticamente significative ($\chi^2=0.2$; d.f.=2; $p>0.05$).

Ringraziamenti - La ricerca è stata realizzata con il finanziamento dell'Amministrazione Provinciale di Ancona. Si ringrazia Umberto Giusini, Pierfrancesco Gambelli, Pierfrancesco Micheloni, Francesco Francioni, Simona Schiaroli, Terenzio Bolletta e tutti gli altri collaboratori al progetto.

Bibliografia - Bonvicini P., Ornaghi F. 1999. Avocetta, 23: 131. ● Brichetti P., Caffi M. 1992. Riv. Piem. St. Nat., 13: 73-87. ● Chiantaretto P., Ferrari R. 1990. Atti VI Conv. Naz. Ornitologia, Mus. Reg. Sci. Nat. Torino: 221-223. ● Dimarca A., Lo Valvo M. 1987. Riv. Ital. Orn., 57: 85-96. ● Giacchini P., Piangerelli M., Giusini U., Gambelli P. 1999. Avocetta, 23: 136.

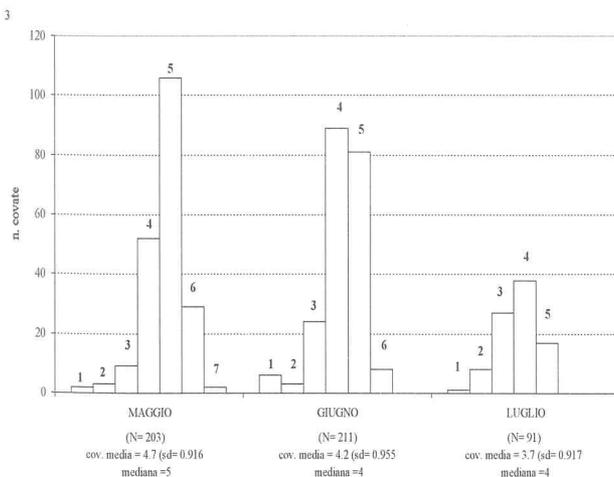


Fig. 1. Analisi mensile della dimensione della covata (1998/2000).

Primi dati sulla migrazione postnuziale del Forapaglie *Acrocephalus schoenobaenus* in un ambiente ricostruito ex-novo della bassa modenese

CARLO GIANNELLA, RAFFAELE GEMMATO

CISNIAR/Museo di Ecologia e Storia Naturale, piazza Matteotti 28, 41054 Marano s/P (MO)

Il Forapaglie *Acrocephalus schoenobaenus* è specie migratrice, con areali di svernamento localizzati nell'Africa sub-sahariana (Cramp 1992); in Italia è migratore regolare, nidificante, svernante irregolare (Brichetti e Massa 1999). Per il nostro paese pochi sono i lavori sulla sua fenologia migratoria (Spina e Bezzi 1990, Negra *et al.* 1995, Macchio *et al.* 1999), con il presente lavoro vengono presentati primi dati sulla fenologia migratoria post-riproduttiva della specie in un ambiente ricostruito ex-novo della bassa modenese.

Area di studio e metodi - L'area di studio è localizzata nel fondo "La Tomina" (Mirandola, Modena), ed è rappresentata da un insieme di vasche a differente profondità parzialmente ricoperte da vegetazione elofitica in corso di evoluzione (Giannella *et al.* 1997) dove è in corso da alcuni anni un'attività di inanellamento a scopo scientifico. In ambiente di canneto-tifeto parzialmente allagato, sono stati predisposti 2 transetti di *mist-net* per una lunghezza totale di circa 150 m; negli esemplari inanellati sono state raccolte le principali misure biometriche e dati relativi all'accumulo di grasso sottocutaneo.

Risultati e discussione - Sono stati catturati 466 forapaglie: 200 nel 1999 e 266 nel 2000, con un rapporto giovani/adulti = 1.75 e un numero notevole di ricatture anche tra anni e campagne d'inanellamento successive (Tab. 1). I primi movimenti migratori iniziano a fine luglio (pentade 43), con il massimo di presenza raggiunto nella pentade 48 (24-28 agosto), sono ancora percettibili altri due picchi di minore intensità relativi alle pentadi 50 e 55; è confermata, in analogia a quanto trovato da Negra *et al.* (1995) una migrazione anticipata degli adulti nei confronti dei giovani dell'anno (Fig. 1). Dai dati di cattura/ricattura di stessi esemplari si è notato che gli adulti non solo utilizzano l'area in numero maggiore dei giovani dell'anno (giovani/adulti

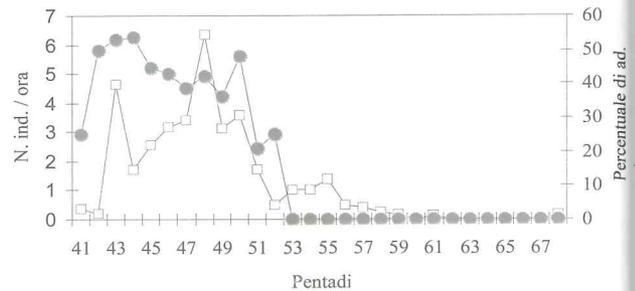


Fig. 1. Variazione temporale nel numero di catture orarie (adulti + giovani, quadrati) e nella percentuale di adulti (cerchi).

= 0.42, Tab. 1), ma sostano mediamente più a lungo (media ad. = 8.36 giorni ds 5.82, juv. = 3.30 giorni ds 1.95), dati questi in controtendenza con quelli di Grandío (1999) per la Spagna. Inoltre dall'analisi delle ricatture d'esemplari catturati nello stesso periodo, è risultato che gli esemplari che avevano punteggio >4 nel deposito di grasso (metodo Kaiser), ben otto erano adulti (valore medio 5,5), contro un solo giovane (valore 4), questo a conferma di una probabile maggiore abilità degli adulti a sfruttare le potenzialità nutritive dell'ambiente.

L'analisi delle misure biometriche (corda max, 3° rem., tarso, peso) e dei parametri ecofisiologici (grasso) conferma minori dimensioni dei giovani sugli adulti (Spina e Bezzi 1990, Cramp 1992), mentre non conferma la grande variabilità di valori riscontrata nei giovani da Negra *et al.* (1995); infine non è stata trovata alcuna differenza significativa dall'analisi delle misure biometriche rapportate alle differenti pentadi.

Bibliografia - Brichetti P., Massa B. 1998. Riv. ital. Orn, 68: 129-152. ● Cramp S. 1992. The Birds of the Western Palearctic Vol VI. Oxford University Press. ● Giannella C., Gemmato R., Tinarelli R. 1997. Picus, 23: 41-44. ● Grandío J.M. 1999. Ardeola, 46 (2). ● Macchio S., Messineo A., Licheri D., Spina F. 1999. Biol. Cons. Fauna, 103:1-276. ● Negra O., Spina F., Bezzi E.M. 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXII: 513-515. ● Spina F., Bezzi E. M. 1990. J. Ornithologie, 131:429-438.

Tab. 1. Prospetto riassuntivo delle catture effettuate.

anno	catture	giovani/adulti	ricatture estere	ricatture proprie fuori periodo	ricatture all'interno del periodo	totale ricatture	giovani/adulti (ricatt.)	tasso ricatt. tra anni
1999	200	1.53	1	0	12	13	0.30	
2000	251	1.95	4	11	16	31	0.48	5%
Totale	451	1.75	5	11	28	44	0.42	

Indagine dell'avifauna durante il corso dell'anno mediante i punti di ascolto

LUCA GIRAUDO

Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri 12010 CN

Al fine di acquisire informazioni sull'avifauna presente durante l'anno in un settore del Parco Naturale Alpi Marittime (CN), è stato realizzato un monitoraggio su una parte della Val Grande di Vernante (Toffoli 1995). Gli ambienti rappresentati vanno da un habitat antropizzato con formazioni di conifere e latifoglie (750 m s.l.m.), ad un bosco misto a latifoglie, ad una zona di prati-pascoli con gruppi di alberi isolati e terminano a quota 1650 m con pascoli cespugliati.

Lo studio è stato realizzato utilizzando 19 punti di ascolto, su un itinerario percorribile in auto, con tempo di 5' (Blondel 1975, Fuller *et al.* 1984, Hutto *et al.* 1986, Gutzwiller 1991), ripetuto 89 volte con cadenza mensile dall'aprile 1993 al settembre 2000, per un totale di 1607 punti. Gli ambienti principali sono stati coperti con le seguenti percentuali: antropico 16.4%, bosco misto 38.4%, prati-pascoli 26.3%, pascoli cespugliati 18.9%. Per ogni stazione sono state segnate le specie contattate e il numero di individui per ciascuna (Blondel 1975) per un totale di 6332 contatti relativi a 97 specie, di cui 24 di non Passeriformi e 73 di Passeriformi (rapporto 0.3).

La fenologia relativa all'area considerata evidenzia un 38% di nidificanti estivi, un 31% di sedentari, un 27% di migratori in senso stretto e un 4% di svernanti.

La ricchezza specifica mensile (n. di specie per percorso) ha un massimo in giugno con una media di 39 specie e un minimo in gennaio con 14, mentre la ricchezza specifica media (n. contatti/specie per punto) è compresa fra 6,6 in maggio e 1,4 in dicembre. (fig. 1).

La variazione di S durante l'anno evidenzia l'avvicinarsi delle varie specie: i valori minimi invernali sono dovuti alla neve che impedisce l'alimentazione a terra e limita la presenza alle sole specie legate al bosco; da marzo arrivano i nidificanti migratori, che si aggiungono ai sedentari. Con la

muta estiva la contattabilità diminuisce, mentre a settembre si ha un leggero picco dovuto alla migrazione. In ottobre giungono i migratori intrapaleartici, alcuni dei quali svernano.

Con i dati ottenuti è stata calcolata sia la frequenza (F), sia l'abbondanza (n. individui/totale di punti) specifiche (Amato *et al.* 1993) (tab. 1 e 2).

Il diverso valore specifico che hanno la frequenza e l'abbondanza suggeriscono che questi due parametri, se considerati insieme, contribuiscono ad una migliore descrizione dei popolamenti, in quanto i taxa più frequenti non sempre sono i più abbondanti in termini di individui e questi valori possono variare in modo considerevole nei diversi periodi dell'anno.

Concludendo, si ritiene che l'avifauna di questo settore alpino sia stata monitorata con sufficiente precisione per quel che riguarda le specie diurne, mentre per il momento è carente per le specie notturne. In futuro si pensa di verificare la presenza delle varie specie utilizzando altri metodi di stima (Krebs 1999) che riducano i problemi dovuti alla differente contattabilità stagionale specifica.

Bibliografia - Amato S., Semenzato M. 1993. Atti I Convegno Faunisti Veneti • Blondel J. 1975. Terre Vie, 29 • Caldonazzi M. *et al.* 1996 Avocetta 20 • Fuller J. Langslow D. R. 1984. Bird Study, 31 • Gutzwiller K. 1991. Auk 108 • Krebs 1999 Ecological Methodology • Toffoli R. 1995. Verbena I.

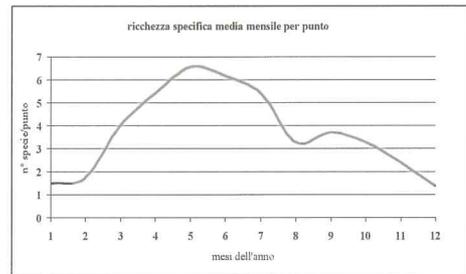


Fig. 1. Andamento della ricchezza per punto nel corso dell'anno.

<i>Fringilla coelebs</i>	0,37	<i>Turdus philomelos</i>	0,07
<i>Parus major</i>	0,31	<i>Motacilla cinerea</i>	0,06
<i>Erithacus rubecula</i>	0,28	<i>Regulus regulus</i>	0,06
<i>Turdus merula</i>	0,22	<i>Sitta europaea</i>	0,06
<i>T. troglodytes</i>	0,22	<i>Carduelis carduelis</i>	0,06
<i>Corvus corone</i>	0,16	<i>Motacilla alba</i>	0,05
<i>Sylvia atricapilla</i>	0,15	<i>Phoenicurus ochruros</i>	0,05
<i>Parus caeruleus</i>	0,13	<i>Parus ater</i>	0,05
<i>Garrulus glandarius</i>	0,12	<i>Cinclus cinclus</i>	0,05
<i>Emberiza citrinella</i>	0,12	<i>Lanius collurio</i>	0,05
<i>Anthus trivialis</i>	0,10	<i>Pyrrhula pyrrhula</i>	0,05
<i>Parus palustris</i>	0,09	<i>Aegithalos caudatus</i>	0,05
<i>Sylvia borin</i>	0,08		

Tab. 1. Indici di frequenza per $F \geq 0.05$ (su 1607 punti).

<i>Pyrrhocorax graculus</i>	1.116	<i>Sylvia atricapilla</i>	0.190
<i>Fringilla coelebs</i>	0.892	<i>Garrulus glandarius</i>	0.174
<i>Columba palumbus</i>	0.613	<i>Anthus trivialis</i>	0.173
<i>Parus major</i>	0.402	<i>Aegithalos caudatus</i>	0.154
<i>Corvus corone</i>	0.389	<i>Turdus pilaris</i>	0.137
<i>Turdus merula</i>	0.352	<i>Parus palustris</i>	0.134
<i>Erithacus rubecula</i>	0.351	<i>Serinus serinus</i>	0.129
<i>T. troglodytes</i>	0.246	<i>Anthus spinoletta</i>	0.123
<i>Carduelis carduelis</i>	0.246	<i>Pyrrhocorax pyrrhocorax</i>	0.114
<i>Delichon urbica</i>	0.227	<i>Carduelis cannabina</i>	0.108
<i>Phylloscopus collybita</i>	0.218	<i>Ptyonoprogne rupestris</i>	0.106
<i>Parus caeruleus</i>	0.206	<i>Sylvia borin</i>	0.105
<i>Emberiza citrinella</i>	0.203		

Tab. 2. Abbondanza relativa (su 1607 punti) delle prime 25 specie.

Relazione fra fattori ambientali, stagionali e avifauna del piano montano

LUCA GIRAUDO

Parco Naturale Alpi Marittime, Valdieri 12010 CN

Nell'ambito di un'indagine sull'avifauna presente durante l'anno in un settore del Parco Naturale Alpi Marittime (CN) sono stati estrapolati i dati relativi ai periodi riproduttivo e invernale raccolti su un'area costituita da una parte della Val Grande di Vernante; gli ambienti rappresentati vanno in successione, a partire da 750 m s.l.m., da un habitat antropico di tipo rurale e formazioni di latifoglie e conifere, ad una fascia di fondovalle a bosco misto di latifoglie, passando per una zona di praterie inframezzate da alberi isolati e terminare a quota 1650 m con i pascoli cespugliati del piano montano.

Lo studio è stato realizzato utilizzando il metodo dei punti di ascolto con tempo di 5 minuti (Blondel 1975, Fuller et al. 1984, Hutto et al. 1986, Gutzwiller 1991) e l'individuazione di 19 punti su di un itinerario percorribile in auto, che è stato ripetuto con cadenza mensile nei mesi di aprile, maggio e giugno e nei mesi di dicembre, gennaio e febbraio a partire dal 1993 fino al 2000, per un totale di 833 punti. I quattro habitat principali sono stati coperti con le seguenti percentuali: antropico 16.4% dei punti totali, bosco misto 38.4%, prati-pascoli 26.3%, pascoli cespugliati 18.9%.

Sono stati rilevati 3284 contatti/specie relativi a 85 specie, di cui 14 di non Passeriformi e 71 di Passeriformi (rapporto 0.2).

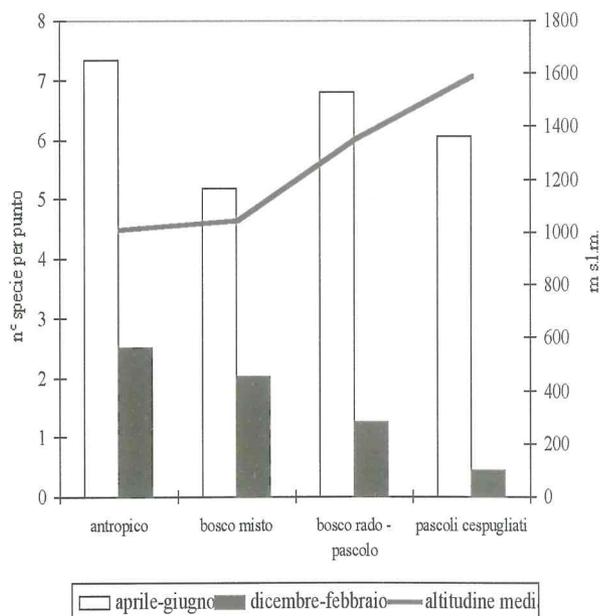


Fig. 1. Valori di ricchezza nelle due stagioni campionate.

A fronte di uno sforzo di 450 punti in periodo riproduttivo e 383 punti in periodo invernale si sono ottenuti rispettivamente 2761 e 613 contatti/specie con una ricchezza totale di 80 e 44 specie; tali valori hanno portato ad una ricchezza specifica media (Caldonazzi *et al.* 1996) per ambiente ($S' =$ numero contatti/specie per punto) compresa fra 7,3 e 5,2 in periodo riproduttivo e fra 2,5 e 0,4 in inverno (Fig. 1).

Analizzando i parametri di ricchezza specifica media e altitudine media di ogni ambiente relativamente alle due stagioni suddette, in periodo riproduttivo la ricchezza specifica media presenta differenze significative fra i vari habitat ($H=53.82$; $df=3$; $n=450$; $p<0.005$) e in particolare la minore ricchezza specifica del bosco misto potrebbe dipendere dalla sua omogeneità rispetto alla maggiore ecotonalità degli altri ambienti; il fattore altitudine non presenta invece differenze significative ($r = -0.001$; $n=450$; $p=0.987$).

In inverno si rileva una differenza significativa fra i vari ambienti ($H=81.55$; $df=3$; $n=383$; $p<0.005$): salendo di quota i valori decrescono, con valori minimi negli ambienti a vegetazione bassa; tale diminuzione è correlata significativamente all'altitudine media ($r = -0.457$; $n=383$; $p<0.01$). L'altitudine influisce direttamente sull'altezza e la persistenza al suolo della neve, fattori che possono diventare limitanti negli ambienti a vegetazione di tipo prato-arbustivo.

E' da tener presente che in periodo riproduttivo alle specie sedentarie si uniscono i migratori, i quali tendono a colonizzare maggiormente gli ambienti a quota più alta e a carattere prativo e arbustivo, aumentandone gli indici di ricchezza specifica, mentre in inverno la quasi totalità delle specie presenta una fenologia stanziale, tutte con una netta preferenza per tipi di vegetazione ad alto fusto e arbustive.

In conclusione, il diverso grado di diversità ambientale sembra influire direttamente sulla ricchezza specifica in periodo riproduttivo, mentre il fattore altitudinale sembra essere discriminante in periodo invernale.

Bibliografia - Blondel J. 1975. *Terre Vie*, 29. ● Caldonazzi M. *et al.* 1996 *Avocetta* 20. ● Fuller J. Langslow D. R., 1984 *Bird Study*, 31. ● Gutzwiller K. 1991. *Auk*, 108. ● Hutto R.L., Pletschet M., Hendrick, 1986. *Auk*, 103.

Attività di inanellamento nel Parco del S. Bartolo (Pesaro)¹

UMBERTO GIUSINI*, PAOLO GIACCHINI**

*Amministrazione Provinciale di Pesaro e Urbino - **Hystrix S.r.l., via Indipendenza, 47, 61032 Fano (PU)

¹ risultati del Progetto Piccole Isole (I.N.F.S.): contributo n. 35.

Dal 1991 la Provincia di Pesaro e Urbino conduce uno studio dell'avifauna migratoria attraverso la tecnica dell'inanellamento, inserito nell'ambito del Progetto Piccole Isole coordinato dall'INFS. Precedenti lavori (Magnani *et al.* 1992; Serra *et al.* 1995; Serra *et al.* 1995a; Giusini e Giacchini 1998; Giusini e Giacchini 1998a) hanno già dimostrato il valore dell'area; in questo contributo si analizza l'attività di inanellamento negli ultimi tre anni di ricerca.

Area di studio e metodi - Lo studio è stato realizzato presso il Centro di Inanellamento del M. Brisighella (m 171) pianoro erboso posto lungo il promontorio del Parco Naturale del Monte San Bartolo, a nord di Pesaro, nel periodo marzo-giugno dal 1998 al 2000. L'inanellamento ha utilizzato reti mist-net a 4 e 6 sacche e reti orizzontali (prodina). Le mist-net sono state montate lungo due transetti perpendicolari alla linea di costa, per uno sviluppo complessivo di circa 600 m. Per le catture di *Coturnix coturnix*, effettuate dal 16 aprile al 31 maggio, è stato utilizzato un impianto a reti mist-net con maglie di mm 28, predisposto a rettangolo (19 x 14 m), di 3,60 m di altezza, con il filo della sacca inferiore adagiato sul terreno; al centro del quadrato viene posto il richiamo acustico che imita il canto della quaglia femmina.

Risultati e Discussione - Durante la ricerca sono stati inanellati 20310 individui appartenenti a 100 specie, delle quali 24 (24%) non Passeriformi e 76 (76%) Passeriformi. La specie maggiormente presente è *C. coturnix* che costituisce 1/4 dell'intero campione. L'inanellamento di questa specie è particolarmente interessante per la notevole quantità degli individui trattati (oltre 5000), che conferma la presenza di individui giovani nati nell'anno in corso, e adulti che migrano verso nord dopo aver già effettuato una riproduzione.

Le altre specie maggiormente inanellate sono *Anthus trivialis* (12%), *Erithacus rubecula* (7%), *Sylvia atricapilla* (7%), *Sylvia communis* (6%), mentre *Hirundo rustica* è scesa dall'8 al 3% negli

ultimi 3 anni.

Di particolare interesse è la segnalazione di specie rare, elusive o difficilmente contattabili, che attraverso l'inanellamento possono essere ascritte con certezza alla fauna marchigiana. Tra queste si segnalano specie legate ad ambienti umidi come *Acrocephalus palustris*, *Locustella luscioides* (due segnalazioni in 10 anni), *Emberiza schoeniclus*, *Locustella naevia* (prime segnalazioni riguardano il 1999 e 2000). Altre specie rare confermano la loro esigua ma costante presenza negli anni come *Sylvia undata*, *Sylvia conspicillata*, *Sylvia curruca* e *Passer hispaniolensis*, mentre nel 2000 è stato segnalato il primo *Sturnus roseus*.

L'analisi dell'attività giornaliera di inanellamento limitata ai mesi di aprile e maggio mostra un andamento sinusoidale, con un picco più elevato nella seconda decade di aprile, quando la resa di inanellamento è maggiore. Dal punto di vista della strategia di migrazione, i 20.310 uccelli inanellati sono così ripartiti: A) migratori transahariani, n.=13552 (66.7%); 48 specie (48%); B) migratori a medio e corto raggio, n.=5625 (27.7%); 32 specie (32%); C) residenti o locali, n.=1133 (5.6%); 20 specie (20%).

Il mese di marzo è caratterizzato da *Erithacus rubecula* e *Sylvia atricapilla*, il mese di aprile da *Anthus trivialis*, *E. rubecula* e *Hirundo rustica*, mentre sia maggio che giugno sono dominati dalla presenza di *C. coturnix*, e solo in minor misura compaiono migratori transahariani come *Sylvia borin*, *Hippolais icterina*, *Streptopelia turtur*.

Ringraziamenti - Ricerca realizzata con finanziamento della Provincia di Pesaro-Urbino, Ufficio Caccia e Pesca. Si ringrazia Goffredo Pazzaglia per il coordinamento tecnico-logistico, il Presidio Militare del 28° Btg "Pavia" di Pesaro e l'Ente Parco Naturale Monte S. Bartolo per la disponibilità dell'area di studio, nonché i numerosi collaboratori che hanno partecipato al progetto.

Bibliografia - Giusini U., Giacchini P. 1998. In Fragomeno (Eds.) Doc. e Ric. Lab. Ecologia "Stagno Urbani" 1: 87-104. ● Giusini U., Giacchini P. 1998a. Riv. ital. Ornit., 68: 100-104. ● Magnani A., Serra L., Giusini U. 1992. Riv. ital. Ornit., 62: 190-191. ● Serra L., Magnani A., Giusini U. 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXII: 543-546. ● Serra L., Magnani A., Giusini U. 1995a. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXII: 547-551.

Confronto tra lo stretto di Messina ed il promontorio del Conero delle osservazioni di Lodolaio *Falco subbuteo*, durante la migrazione primaverile 2000

MARCO GUSTIN*, ANDREA CORSO**, ALBERTO SORACE***, ANNA GIORDANO**,
CARMELA CARDELLI**, DEBORAH RICCIARDI**

*LIPU, Settore Conservazione, via Trento 49, 43100 Parma - **"Campo Primavera sullo Stretto", via della Libertà 10, 98100 Messina
*** S.R.O.P.U., Oasi WWF "Bosco di Palo", via di Palo Laziale 2, 00055 Ladispoli (RM)

Negli ultimi anni c'è stato un aumento delle conoscenze sul transito degli Accipitriformi nel nostro paese (Baghino e Leugio 1990, Agostini *et al.* 1991, Agostini e Logozzo 1998, Giordano 1991), mentre si hanno meno informazioni sul transito dei Falconiformi. Il Lodolaio *Falco subbuteo*, è un migratore trans-sahariano con la migrazione primaverile concentrata tra la metà di aprile ed i primi di maggio (Bogliani 1992). Scopo del presente lavoro è quello di confrontare la migrazione primaverile del Lodolaio sullo stretto di Messina e sul promontorio del Conero.

Area di studio e metodi – Le osservazioni sono state effettuate durante il campo internazionale di protezione dei rapaci sullo stretto di Messina (38°15'N - 15°35'E) (Corso *et al.* 1999, Corso 2001) e sul promontorio del Conero (43°32'N - 12°45'E), in provincia di Ancona. Le osservazioni in quest'ultimo sito sono state effettuate in due località: Pian Grande ed a Gradina del Poggio. I dati si riferiscono pertanto al transito degli individui osservati nelle due località. Le osservazioni sono state condotte in entrambi i siti per confronto dal 20 aprile al 30 maggio 2000 (pentadi 23-29), dalle 8.30 alle 18.00.

Risultati e discussione – Sullo stretto di Messina sono stati osservati complessivamente 180 Lodolai e 153 nello stesso periodo sul promontorio del Conero. La differenza nel numero di individui osservati non è risultata significativa ($\chi^2 = 2.11$, $gl = 1$, NS). La mediana di passaggio è risultata il 25 aprile sullo stretto di Messina ed il 10 maggio sul promontorio del Conero, con una differenza quindi di circa 15 giorni tra i 2 siti. ($\chi^2 = 859.3$, $gl = 6$, $p < 0.001$; Fig. 1). Il 51% delle osservazioni di Lodolaio sullo stretto di Messina si riferiscono alla pentade 21 (21-25 aprile), con un secondo picco nella pentade 23 (1-5 maggio; 26% delle osservazioni). Al contrario, sul promontorio del Conero, il picco del pas-

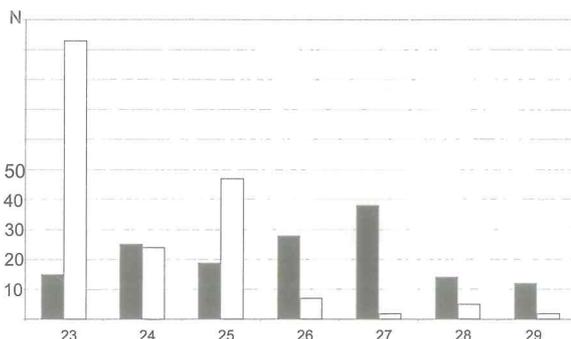


Fig. 1 - Numero di Lodolai osservati tra il 20 aprile ed il 30 maggio 2000 (sono indicate le pentadi) sullo stretto di Messina (bianco) ed il promontorio del Conero (nero).

saggio si osserva nella pentade 27 e 28 (6-10 e 11-15 maggio: 43% delle osservazioni; Fig. 1). Sia lo stretto di Messina che il promontorio del Conero risultano al momento i due siti più importanti nel bacino del Mediterraneo per il transito della specie in primavera. Infatti altri siti come capo d'Otranto ad est (Gustin 1989, max osservati 18), capo Bon al centro del Mediterraneo (Hein e Kisling 1991, max osservati 91), Arenzano in Liguria (Baghino e Leugio 1990, max osservati 41) e lo stretto di Gibilterra ad ovest (Zalles e Bildstein 2000, max osservati 5), contano un numero di individui inferiore. A Malta, al contrario, sono stati osservati Lodolai in numero superiore a 100 durante la migrazione primaverile (Sammut ined. 1999, 130 individui).

Bibliografia – Agostini N., Neri F., Mollicone D. 1991. VI° Conv. Ital. Orn., Torino. ● Agostini N., Logozzo 1998. Riv. Ital. Orn., 68: 153-158. ● Baghino L., Leugio N. 1990. Avocetta, 14: 47-57. ● Bogliani G. 1992. Fauna d'Italia. XXIX. Aves. I. Calderini, Bologna: 651-657. ● Corso A. 2001. Brit. Birds, 94: 196-202. ● Corso A., Giordano a., Ricciardi D., Cardelli C., Celesti S., Romano L. e Ientile R. 1999. Avocetta, 23: 55. ● Giordano A. 1991. Birds of Prey Bulletin, 4: 239-250. ● Gustin M. 1989. Suppl. Ric. Biol. Selv., 17: 457-460. ● Hein, C., Kisling, M. 1991. Der Fruehjarzug von Greifvoegeln und Stoerchen auf der mittleren Zugschiene. Tunisien-Sizilien 1990-1991. DBV. ● Zalles J.I., Bildstein K.L. (eds.) 2000. Raptor Watch. A Global Directory of Raptor migration Sites. BirdLife Conservation Series No.9.

Tendenza delle popolazioni di Aquila reale *Aquila chrysaetos*, Lanario *Falco biarmicus* e Pellegrino *Falco peregrinus* nelle Marche e in Umbria

MAURO MAGRINI*, PAOLO PERNA**, JACOPO ANGELINI*** E LUIGI ARMENTANO^o

*OIKOS Studio naturalistico, via del Seminario 9, 06049 Spoleto (PG) - **Helix snc, Abbazia di Fiastra 2, 62010 Urbisaglia (MC) - ***Via Berti 4, 60044 Fabriano (AN) - ^oVia Toniolo 8, 06083 Bastia Umbra (PG)

Dal 1980 si conducono ricerche sulle popolazioni di Aquila reale *Aquila chrysaetos*, Lanario *Falco biarmicus* e Pellegrino *Falco peregrinus* nelle regioni Marche e Umbria; questo contributo ne aggiorna le conoscenze su consistenza e distribuzione, delineando la tendenza osservata negli ultimi 20 anni. I dati più recenti (2000) relativi al territorio umbro sono stati raccolti da Magrini e Armentano nell'ambito del monitoraggio degli uccelli rupicoli in corso di realizzazione per conto dell'Osservatorio Faunistico della Regione dell'Umbria.

La distribuzione attuale delle tre specie interessa in sostanza le principali dorsali dell'Appennino umbro-marchigiano (da Bocca Trabaria a Forca Canapine). Il Lanario e/o il Pellegrino abitano tuttavia anche rilievi minori più "esterni" (lungo la Valle del Tevere in Umbria, i Monti di Cingoli nelle Marche), il Montefeltro e le propaggini settentrionali dei Monti della Laga; sono inoltre noti due territori di nidificazione di Pellegrino sulle falesie costiere marchigiane. Risulta ad oggi accertata la presenza di 13 coppie di Aquila reale e sono stati rilevati 20 territori di nidificazione di Lanario e 71 di Pellegrino, utilizzati rispettivamente da almeno 18 e 68 coppie. 5 coppie di Aquila reale nidificano nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini (700 km²), dove si verifica anche una particolare concentrazione di Pellegrino (15 coppie); questo risulta relativamente abbondante anche nelle aree Catria - Cucco, Frasassi - Gola della Rossa e Valnerina. Almeno 6 coppie di Lanario nidificano sugli stessi sistemi rocciosi utilizzati dal Pellegrino, a volte a non più di 400 m di distanza.

Nell'area di 4500 km² dei maggiori rilievi calcarei delle due regioni, già trattata da Magrini e Armentano (1994), erano presenti al 1990 10 coppie di Aquila reale (1 coppia/450 km²), 7 di Lanario (1 coppia/643 km²) e 29 di Pellegrino (1

coppia/155 km²). Nella stessa area sono accertate al 2000 le 13 coppie di Aquila reale (1 coppia/346 km²), 14 di Lanario (1 coppia/321 km²) e 52 di Pellegrino (1 coppia/86 km²). La popolazione di Aquila reale, la cui consistenza era rimasta invariata nel periodo 1980-1990, ha così mostrato un incremento reale del 30% nel decennio 1991-2000; 2 nuove coppie hanno occupato aree comprese nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini, la terza un ambito ad esso adiacente; almeno due coppie hanno "preso possesso" di territori e siti di nidificazione utilizzati in passato dalla specie. L'incremento della popolazione di Lanario nel periodo 1991-2000 (+ 100%) potrebbe essere, anche in gran parte, solo apparente; il dato deriva infatti dal rinvenimento di "nuove" coppie in siti precedentemente non visitati. Al contrario l'incremento delle coppie conosciute di Pellegrino nello stesso periodo (+ 80%) è da considerare, almeno in metà dei casi, certamente reale, dovuto cioè all'occupazione di siti in cui precedentemente la specie era risultata assente.

Nonostante l'incremento la consistenza attuale della popolazione di Aquila reale risulta ancora ben lontana da quella potenziale, quest'ultima riconducibile alla situazione di circa 50 anni orsono. La popolazione di Lanario dell'Appennino umbro-marchigiano, la più consistente nella parte centrosettentrionale della penisola e vicina al limite nord dell'areale, sembra mostrare quantomeno una sostanziale stabilità. L'evidente e cospicuo incremento del Pellegrino è ritenuto fenomeno tuttora in atto, sebbene alcune aree possano essere già ritenute pressoché "sature".

Bibliografia - Magrini M., Armentano L. 1994. In: Baldaccini N. E., Mingozzi T., Violani C. (eds) - Atti VI Conv. it. Orn., Mus. reg. Sci. nat. Torino: 482.

Evoluzione della popolazione di Cormorano *Phalacrocorax carbo sinensis* svernante in Campania meridionale

CLAUDIO MANCUSO*, REMIGIO LENZA**, ANTONIO CERUSO°, GABRIELE QUARELLO°°

*Via Zoccoli, 84133 Salerno – **Oasi WWF di Persano – °Via Roma, 84092 Bellizzi (SA) – °°S. Giuseppe al Pennino, 84010 Cava d.T.(SA)

La Campania ospita una frazione marginale della popolazione svernante nazionale di Cormorano *P. c. sinensis* (cfr. Baccetti 1989, Baccetti *et al.* 1997). A Persano le prime presenze invernali sono del dic. 1983, ma uno svernamento completo fu rilevato solo nel 1986-87, (12-14 ind., Fraissinet *et al.*, in Baccetti, 1989). Alla metà degli anni '90 si registra una decisa tendenza all'incremento. Con il presente lavoro intendiamo fornire un quadro aggiornato della consistenza e distribuzione della popolazione svernante locale.

Metodi – Nelle principali zone umide interne delle Province di Salerno e di Avellino, effettuiamo conteggi ai dormitori nei periodi indicati dall'INFS per i censimenti nazionali. La costa del Cilento, da Agropoli a Sapri, è stata percorsa nell'inverno 2000-01, nell'ambito di un progetto MURST, per conto dell'Ente Parco Nazionale del Cilento e Vallo di Diano.

Risultati – In Tab. 1 sono riportati i risultati dei censimenti di metà gennaio, in tutte le zone di presenza della specie, brevemente illustrate di seguito. La popolazione complessiva, in 7 anni, è più che decuplicata, con tassi di incremento decrescenti da 177,5% nel 1995 a 12,2% nel 2001. I siti di svernamento passano da 3 a 9, di cui 4 sulla costa (28 ind.), e 5 in bacini artificiali interni (394 ind.), fino alla quota di 400 m s.l.m. Dei *roosts* noti, 3 sono su alberi, 1 su isola, 1 su manufatto. Si nota la tendenza al livellamento delle presenze nelle aree di più antico insediamento, ed una più capillare distribuzione, anche in ambienti sub-ottimali per la specie, come rilevato in altre aree (Volponi 1997; Brunelli 1998; Bon e Cherubini 1999).

Persano. Invaso sul F. Sele, (sup. 100 ha), in funzione

Tab. 1. Cormorano: individui censiti in gennaio. (*febbraio; **dicembre; °Maurizio Fraissinet e Stefano Piciocchi).

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001
Persano	35	42	124	135	170	230	260	259
Conza	5*	66	98**	42	65	99	102°	120
Salerno	-	3	2	2	7	5	16	9
Alento					1	0	-	14
Costa Cilento				2	1	-	-	19
Sabetta								1
Totali	40	111	224	181	244	334	378	422

dal 1932, Oasi WWF dal 1981. E' sede del principale *roost* della regione, costituito su un gruppo di *Populus nigra* in un lembo di bosco igrofilo ripariale. Dal dormitorio i Cormorani si distribuiscono lungo il F. Sele, ed il F. Tanagro, fino ad una distanza accertata di 15 km. *Fenologia*. I primi ind. si osservano nella I metà di ott., raramente in set. I valori massimi annuali si registrano in nov. e mar. fino al 1996-97. Negli anni successivi, le presenze invernali superano quelle migratorie: aumentano rapidamente nella prima decade di dic., e si mantengono pressoché stabili fino a feb., con picchi nella II metà di gen. Le partenze si hanno da metà mar. alla I decade di apr. Qualche imm. si può osservare nella II metà di apr., a volte fino a mag. Rare le estinzioni: 1 ind. nel 1984, 1990, 1991, 1995; 3 imm. in giu. 2000.

Altri bacini interni. L'invaso sul F. Alento è un sito di nuova occupazione. Il *roost* è situato su una torre di cemento circondata dall'acqua. 15 km più a valle, si trova uno stagno artificiale, di ca. 8 ha, che ha ospitato da 5 a 10 ind., per la prima volta, nell'inverno 2000/01, come zona di foraggiamento e di *roosting*, nonostante la scarsità di alberi lungo le sponde, e la vicinanza alle abitazioni. I 2 nuclei sono interconnessi.

Coste. Il nucleo di Salerno è pressoché stabile intorno ai 10 ind. Essi utilizzano i frangiflutti come posatoi diurni, e si alimentano lungo il litorale sabbioso, entro i 5 m di profondità, spesso alle foci, ed in acque ripariate; il dormitorio, ignoto, è situato in Costiera Amalfitana. Punta Licosa ed il porto di Agropoli vedono presenze regolari di pochi, a volte singoli ind. Un *roost* di 18 ind. è stato localizzato su un isolotto calcareo distante ca 1 km da Capo Palinuro. Questi ind. si distribuiscono lungo la costa (dist. max: 16,5 km), pescando entro i 10 m di profondità, su fondali sabbiosi e ciottolosi.

Bibliografia – Baccetti N. 1989. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XV: 151. ● Baccetti N. *et al.* 1997. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVI: 363-366. ● Bon M., Cherubini G. (eds.) 1999. I censimenti degli uccelli acquatici svernanti in provincia di Venezia. Prov. di Venezia - Associazione Faunisti Veneti: 26 ● Brunelli M. *et al.* 1998. Alula V: 40-41. ● Volponi S. 1997. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVI: 323-332.

Diffusione ed abbassamento altitudinale del Picchio nero *Dryocopus martius* in provincia di Treviso (Colli Asolani)

GIANFRANCO MARTIGNAGO*, GIANCARLO SILVERI**, FRANCESCO MEZZAVILLA*

*Associazione Faunisti Veneti, Museo di Storia Naturale 30135 Venezia - **Sez. LIPU Pedemontana.Pederobba, TV

Il Picchio nero *Dryocopus martius* negli ultimi venti anni ha manifestato in provincia di Treviso una fase di espansione caratterizzata inizialmente dall'occupazione dei rilievi pedemontani (Mezzavilla 1989) e poi anche da quelli collinari (Martignago *et al.* 1992). Attualmente si assiste ad un progressivo insediamento alle quote inferiori con nidificazioni sparse, comprese tra i 100 m circa (Isola dei Morti, F. Piave, Moriago) ed i 480 m circa (Colli Asolani).

Area di studio e metodi – L'area è posta nel settore nord occidentale della provincia di Treviso e comprende i rilievi dei Colli Asolani ed il retrostante Bosco del Fagarè (Cornuda). La massima altitudine viene raggiunta dal Collalto con una quota di 496 m. Gran parte dell'area è coperta da bosco dove dominano le latifoglie (circa 60%) con Carpino nero, Roverella, Rovere e Frassino. Il restante 40% è costituito da rimboschimenti di Pino nero e Pino silvestre che però manifestano un sopravvento delle specie spontanee. Il Picchio nero si è insediato nell'area di circa 500 ha, compresa tra i colli denominati Forcella, Calmoreggio e Collalto. L'indagine è iniziata nel 1996 mediante ascolto dei maschi territoriali e successiva verifica delle varie tipologie di nidificazione. Durante questa ricerca sono stati raccolti solamente alcuni dati relativi all'habitat occupato.

Risultati e discussione – I primi avvistamenti di Picchio nero nei Colli Asolani sono stati fatti nel 1992 (Martignago *et al.* 1992); si trattava di un individuo che occupava assiduamente l'area del Collalto. In seguito, a partire dal 1996, sono state effettuate le seguenti osservazioni: 1996, tentativo di nidificazione su Pino nero, 1997 prima nidificazione certa, 1998 due nidificazioni, 1999 tre, 2000 due. Complessivamente sono stati trovati sette nidi, uno dei quali è stato rioccupato

l'anno successivo. I nidi erano posti ad una altitudine compresa tra 280 e 480 m. Gli alberi utilizzati sono stati Pino nero (6 nidi) e Acero montano (1 nido). Quest'ultimo è stato utilizzato per due anni di seguito. Un tentativo è stato fatto anche su Faggio, specie poco comune nell'area, ma non ha dato esiti positivi. L'altezza media da terra dei fori è stata di 3.96 m (min.3.5 - max. 6 m). Gli alberi utilizzati presentavano diametri compresi tra 41 e 51 cm circa. Quello con diametro minore è stato l'Acero montano. L'esposizione dei fori d'ingresso sembra sia stata scelta in base alla disponibilità di spazio per l'involo. Due nidi erano esposti a est, uno a nord-est, uno a sud e tre ad ovest. La distanza media era di circa 450 m, con estremi tra 300 e 600 m. In fase riproduttiva l'attività di ricerca del cibo veniva svolta soprattutto su alberi morti o deperienti di Pino nero, Roverella e Rovere. Nel confinante bosco del Fagarè le ricerche hanno permesso soltanto di verificare una probabile nidificazione su Pino nero ad una altitudine di 227 m.

Per concludere si ricorda la singolarità di alcuni dati rilevati come l'altitudine di insediamento del nido, l'altezza da terra dei fori, il diametro dell'albero scelto e l'utilizzazione dell'Acero montano che costituiscono parametri nuovi per l'Italia (Bocca e Falcone 1999), mentre riguardo l'Europa si pongono attorno ai valori inferiori (Cramp 1985; Glutz von Blotzheim e Bauer 1980)

Bibliografia – Bocca M., Falcone U.G. 1999. Avocetta, 23: 112.
 ● Cramp S. 1985. BWP, Vol 4, Oxford University Press, Oxford.
 ● Glutz von Blotzheim U., Bauer K. 1980. Handbuch der Voegel Mitteleuropas, Bd 9. Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden. ● Martignago G., Lombardo S., Mezzavilla F. 1992. Boll. C.Or.V.O., 3: 23. ● Mezzavilla F. 1989. Atlante degli Uccelli nidificanti nelle province di Treviso e Belluno. Montebelluna.

La fenologia del Gufo di palude *Asio flammeus* in Italia

MARCO MASTRORILLI*, LUCIANO FESTARI**

*via Carducci 7, 24040 Boltiere (BG), e-mail flammeus@libero.it - **via S.Antonino 12/d, Capergnanica (CR)

Il Gufo di palude *Asio flammeus* è uno Strigiforme a corologia olartica circumpolare. In Italia è considerato migratore regolare e svernante parziale (Brichetti e Massa 1998) e risulta il rapace notturno meno studiato (Benussi 1997); un solo lavoro analizza la fenologia della specie, peraltro a livello locale (Mastrorilli e Festari in stampa).

Materiali e metodi - Le collezioni museali italiane sono un patrimonio informativo ottimale per lo studio di specie rare ed elusive, quali il Gufo di palude. Per la realizzazione di questa ricerca sono stati consultati Musei, e cataloghi di collezioni selezionando complessivamente 295 dati relativi a soggetti presenti in 48 raccolte museali pubbliche e private. Per ogni individuo considerato sono stati rilevati i seguenti parametri: data e località di provenienza, sesso, eventuali note. Le connessioni spazio-temporali emerse dal campione permettono inedite analisi sulla presenza del Gufo di palude in Italia; per ottimizzare lo screening dei flussi migratori le segnalazioni sono divise in decadi come in un recente studio svizzero (Winkler 1999).

Risultati e discussione - Il campione consente di localizzare le aree più frequentate dal Gufo di palude; in 5 regioni (Toscana, Sicilia, Piemonte, Lombardia ed Emilia Romagna) è stato rilevato il 59,8% degli individui considerati. La Sicilia (14,2% dei dati) e la Toscana (12,2%) sono i comprensori con il maggior numero di segnalazioni. In Lombardia (11,5%), la specie risulta più frequente nei primi decenni d'indagine, evidenziando in seguito un decremento eclatante legato presumibilmente alle radicali modifiche ambientali subite dal comprensorio padano.

Il passo autunnale (Fig.1) si concentra tra la prima decade di ottobre e la terza di novembre (50,8% delle segnalazioni), con il picco massimo nell'ultima decade di ottobre

(13,3%). La dilatazione temporale della migrazione autunnale è correlata alla presenza di soggetti che scelgono la nostra penisola per svernare, mentre in primavera il Gufo di palude cerca di raggiungere più rapidamente l'areale riproduttivo. Durante il periodo invernale, la presenza del Gufo di palude è più scarsa (11,5%) e localizzata, mentre a primavera il passo si accentua tra le terza decade di marzo e la seconda di aprile (in questi giorni si rilevano il 17,3% dei dati).

Dopo il 20 aprile la presenza del Gufo di palude subisce un forte decremento, che si protrae sino a Settembre. In Svizzera si osserva una continuità con il passo primaverile italiano (Winkler, 1999), con il picco dei rilievi elvetici nella terza decade di aprile.

I dati raccolti permettono di considerare la presenza del Gufo di palude in Italia regolare durante i passi migratori; in inverno cerca aree con abbondanza di Microtidi, in particolare *Microtus arvalis* (Michelat e Giraudoux 2000) ed il suo nomadismo lo induce a muoversi rendendo difficoltosa la stima degli effettivi, anche se la presenza non è abbondante. Nel periodo riproduttivo il Gufo di palude diviene rarissimo: i dati di giugno, luglio ed agosto risalgono ai primi decenni del periodo indagato: un momento storico nel quale la specie era segnalata come riproduttrice occasionale e localizzata.

Ringraziamenti - Uno speciale ringraziamento a P.Brighetti e P.Galeotti per i dati inediti ed i preziosi suggerimenti. Ringraziamo tutti i conservatori museali, che per problemi di spazio non possiamo citare, ma che gentilmente hanno fornito i dati delle singole collezioni.

Bibliografia - Benussi E. 1997. Avocetta, 21: 86. ● Brichetti P. Massa B. 1998. Riv. Ital. Orn., 68: 129-152. ● Mastrorilli M., Festari L. in stampa. Atti III Conv. Faunisti Veneti. ● Michelat D., Giraudoux P. 2000. Rev Ecol. (Terre vie), 55: 77-92. ● Winkler R. 1999. Nos Oiseaux, Supplement n°3.

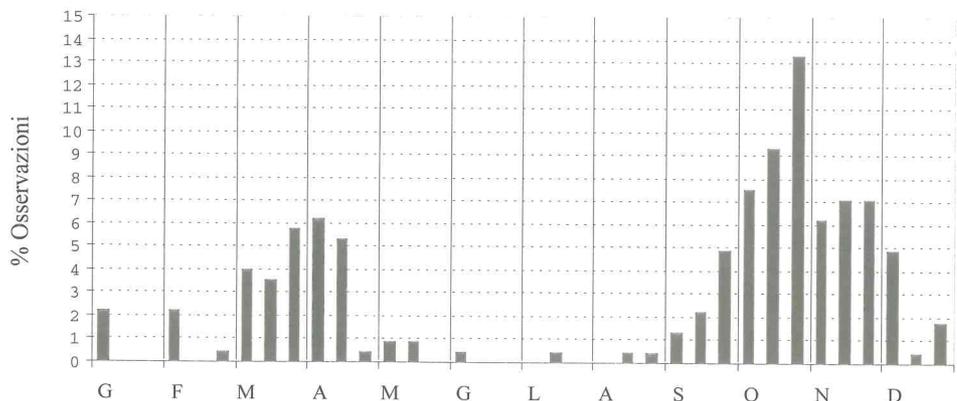


Fig. 1. fenologia stagionale del Gufo di palude in Italia per decadi.

Trend demografico ed ecologia del Gufo di palude *Asio flammeus* nei dati dei Centri di Recupero Rapaci (C.R.R.) in Italia

MARCO MASTRORILLI*, LUCIANO FESTARI**

*via Carducci 7, 24040 Boltiere (BG), e-mail flammeus@libero.it - **via S.Antonino 12/d, Capergnanica (CR)

L'importanza dei Centri di Recupero Rapaci (C.R.R.) per lo studio dell'ecologia del Gufo di palude *Asio flammeus* è già accreditata da Clark (1975); la valenza dei ricoveri assume significato in merito alla conservazione della specie ed alle fluttuazioni demografiche.

Nel bacino del Mediterraneo il Gufo di palude è soggetto a cicliche fluttuazioni e nomadismi tipiche dell'Olartico (Mikkola 1983; Del Hoyo *et al.* 1999) anche se la dinamica di questo fenomeno è poco nota.

Materiali e metodi - Sono stati consultati 19 C.R.R. che hanno permesso di catalogare informazioni su 74 ricoveri di Gufo di palude tra il 1982 e il 1999. Ogni centro ha fornito i seguenti dati: località e data di ricupero, causa, patologia, esito della degenza.

Per valutare le correlazioni con le fluttuazioni demografiche nel Nord Europa, i dati sono stati selezionati (Tab.2), considerando idonei i 53 ricoveri avvenuti nel periodo post-riproduttivo ed invernale (Clark 1975), da settembre sino a febbraio.

Risultati e discussione - I ricoveri di Gufo di palude, ininterrotti nei 18 anni indagati (Tab.1), non evidenziano un trend negativo: l'irregolarità dei recuperi è presumibilmente legata alle cicliche fluttuazioni nordeuropee.

I recuperi in periodo post-riproduttivo rilevano forti concentrazioni e si trovano correlazioni con un censimento dei territori occupati dalla specie in periodo riproduttivo, svolto in Finlandia nel decennio 1986-96 (Saurola,1997). Nel 1989 e nel 1996, in Finlandia, Saurola ha trovato picchi nell'occupazione dei territori da parte del Gufo di palude; in Italia, nei medesimi anni, nei periodi post-riproduttivi si sono avute impennate nei ricoveri (Tab.1): nei due anni citati rileviamo il 35,8% dei dati. Anche nel 1991 è forte la convergenza tra le presenze finniche e quelle italiana che segnano un

picco significativo (15%). La scarsa conoscenza dei flussi migratori e lo spiccato nomadismo di questo Strigide accentuano l'importanza del raffronto tra i cicli demografici nordici e le presenze nelle aree di svernamento.

L'analisi delle cause di ricupero evidenzia per il Gufo di palude una casistica diversa dagli altri Strigiformi. I rapaci notturni non sono minacciati dal bracconaggio (Penteriani 1992; Di Pietro *et al.* 1998; Fraissinet *et al.* 1999), ma il Gufo di palude, che ha abitudini poco crepuscolari e frequenta areali aperti, evidenzia patologie derivanti da attività antropiche. L'analisi delle cause conosciute, relative ai traumi dei soggetti ricoverati, denota un'eclatante presenza di ferite da arma da fuoco (64,5 %), notevole è anche l'impatto con autoveicoli (25,8 %).

L'espansione del Gufo di palude vicino all'Italia (Michelat e Giraudoux 2000; Leskovar 1999) accentua l'importanza dei C.R.R. (anche come potenziali ricoveri di nidificanti); per il futuro è auspicabile un dialogo con queste strutture che garantiscono preziose informazioni, potenziando lo scambio di dati con C.R.R. stranieri.

Ringraziamenti - Ringraziamo per l'aiuto P.Galeotti. Per i dati: A.Rossi (C.R. Malbe), N.Savini (C.R.R.PE), S.Picocchi (C.R.R. WWF Astoni), R.Lenza (C.R.R.WWF Serre Persano), L.Cattini (C.R.R.Lipu PR), G.Memeo (C.R.S.Puglia), M.Fraissinet, C.Bertarelli, D.Michelat, A.Dembeck (Lipu FG), C.R.F.S. LIPU Roma, G.Premuda (Lipu BO), A. Fagan (C.R.VI), S.Raimondi (C.R.R.WWF Vanzago), M. Canziani (Lipu MI), P. Paolillo (WWF Calabria), A. Marinelli (C.R. WWF Bosco Palo), C. Pavesi (C.R.R. WWF Crema).

Bibliografia - Clark R. 1975. Wildlife Monographs, 47: 1-67. ● Di Pietro A., Mastroilli M, Pavesi C., Sangiovanni M. 1998. Pianura, 10: 19-26. ● Fraissinet M., Di Giacomo G., Lenza A., Lenza R. 1999. Picus, 47: 27-34. ● Del Hoyo J., Elliot H., Sargatal J. 1999. Handbook of the birds of the World, Vol. V.Lynx, Barcelona. ● Leskovar K. 1999. Larus, 47: 125-126. ● Michelat D., Giraudoux P. 2000. Rev Ecol. (Terre vie), 55: 77-92. ● Mikkola H. 1983. Owls of Europe. Poyser, London. ● Penteriani V. 1992. Serie WWF, 9: 13-14. ● Saurola P. 1997. USDA Forest Service General Technical Report, NC 190: 363-380.

Tab. 1. *A. flammeus* ricoverati durante l'intero anno e durante la stagione post-riproduttiva ed invernale.

	82	83	84	85	86	87	88	89	90	91	92	93	94	95	96	97	98	99
Intero anno	3	2	1	1	4	6	3	11	4	10	1	2	4	6	10	2	2	2
settembre-febbraio	3	1	1	1	4	1	3	12	4	8	1	2	1	1	7	2	1	1

Feeding activity and population dynamics of Feral pigeons in Rome¹

LIVIO MERCURIO*, UMBERTO AGRIMI*, ALBERTO FANFANI**, GIACOMO DELL'OMO***

* Laboratorio di Medicina Veterinaria, Istituto Superiore di Sanità, Viale Regina Elena 299, I-00161 Rome - ** Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", viale dell'Università 32, I-00185 Rome - *** Division of Neuroanatomy and Behavior, Institute of Anatomy, University of Zurich, Winterthurerstrasse 190, CH-8057 Zurich; e-mail: dellomo@iss.it

¹This study was carried out under experimental protocol dated December 2 1998 as for D.L.vo 116 of January 27, 1992. Supported by Swiss National Science Foundation 3152-058822

Study areas and methods - The study (March 1997-January 2000) was carried out in three squares of Rome: Navona, S. Pietro and S. Maria Maggiore. Pigeons were captured and marked with colour rings. In Navona and S. Pietro birds were also tagged with a ring containing a microchip, which could be detected by an electronic feeder. The e-feeder was installed in Navona and allowed to record time and day of individual visits (Dell'Omo *et al.* 1998). Pigeons were also counted by direct observations. Counts were carried out on a monthly basis and from November 1999 to January 2000 surveys were carried out weekly. The count sessions lasted one hour and were balanced between morning and afternoon. This allowed monitoring the presence of marked pigeons as well as the size (and eventual fluctuations) of the groups under study.

Results and discussion - Overall 838 pigeons were captured and marked, 281, 304, and 253 in Navona, S. Pietro, and S.M. Maggiore, respectively, the estimated number of pigeon/square (no corrections added) being 195 ± 68 , 296 ± 75 and 335 ± 78 . The ratio between captured and estimated pigeons decreased from Navona to S. Pietro and S.M. Maggiore, suggesting that there were more non-resident birds in the former than in the other squares. There were individual differences in the time of visit with pigeons attending the e-feeder only during the morning, the afternoon, or both. The monthly time course of daily visits changes through the year with unimodal profiles during the summer months, and bimodal profiles during the rest of the year. Overall, the year profile was bimodal as shown by other studies (Lefebvre *et al.* 1984). In Navona pigeons were divided in three groups on the basis of their frequency to visit the e-feeder: regular (1-4 days), irregular (4-10 days), and sporadic (>10 days). Among the tagged birds the % of sporadic and

irregular birds decreased with time during the study period. The number of tagged pigeons decreased with time at the e-feeder but with different slopes for regular and for irregular/sporadic birds. Tagged regular birds disappeared from P. Navona in about 33 months. In the other squares direct observations suggested that regular birds showed a similar decline whereas irregular/sporadic birds had different profiles. Between-squares movements were very limited since during the whole study period only four birds from S. Pietro were recorded at the e-feeder in Navona and very few individuals were seen in squares different from the capture sites. The absence of movements between squares was also documented in Barcelona by direct methods (Sol & Senar 1995).

Conclusions - This study is the first which used an automated system for monitoring the feeding activity of feral pigeons. This system proved to be reliable and useful to record the presence of birds with minimum interference by the operators. Apparently, the squares had different dynamics. However, direct counts and automatic monitoring underlined the similarities between squares in the regular component of the local population and pointed out that between-squares differences in population dynamics can be attributed to irregular and sporadic birds. The more likely the square represents a foraging area, the higher the presence of non-resident birds. These findings should be taken into account when planning population control (Mercurio 2000).

References - Dell'Omo G., Shore R.F., Lipp H.P. 1998. *J. Exper. Zool.*, 280: 97-99. ● Lefebvre L., Giraldeau L.A. 1984. *Can. J. Zool.*, 62: 1425-1428. ● Mercurio L. 2000. Attività alimentare del piccione urbano: implicazioni per il controllo farmacologico della riproduzione. Tesi sperimentale, Università di Roma "La Sapienza". ● Sol D., Senar J.C. 1995. *Can. J. Zool.*, 73: 1154-1160.

Dati preliminari sulla tendenza all'estensione verso settentrione degli areali di svernamento di alcune specie ornitiche in Friuli-Venezia Giulia

GIANLUCA RASSATI

Via Udine 9, 33028 Tolmezzo (UD)

Introduzione - Negli ultimi anni, le migliori condizioni climatiche che si verificano nel corso della stagione invernale, hanno permesso lo svernamento, in Friuli-V. G., di specie ornitiche in luoghi normalmente non frequentati (Rassati G. 1999. Uccelli d'Italia 24: 49-50). Si è dunque voluto assumere informazioni riguardo al fenomeno, soprattutto in relazione allo svernamento all'interno del sistema alpino di specie che in precedenza trascorrevano l'inverno al di fuori di esso.

Area di studio e metodi - L'area indagata è costituita dalla Val Tagliamento (da Venzone a Socchieve) e dalla Val Fella (dalla confluenza con il Tagliamento a Chiusaforte). La ricerca è iniziata nell'inverno 1998-1999 e si è protratta fino all'inverno 2000-2001. Pur prendendo come riferimento il periodo in cui l'avifauna viene considerata svernante (I.XII-15.II), le uscite iniziavano nel periodo autunnale e si protraevano fino a che gli individui svernanti delle specie oggetto d'indagine permanevano nei luoghi frequentati.

Risultati - Di seguito, per le diverse specie, vengono indicati: il numero di individui, il sito di svernamento e l'altitudine dello stesso, le date estreme di contatto. *Tachybaptus ruficollis*: 2 indd, Lago Cison (Comune di Amaro), 250 m s.l.m., 27-11-2000/5-3-2001; *Podiceps cristatus*: 1 ind., L. Cison, 27-11/4-12-2000; *Podiceps griseus*: 1 ind., L. Cison, 10-1/12-1-2001; *Phalacrocorax carbo*: presenza costante nei 3 inverni nella zona della confluenza del Fella con il Tagliamento fino a 270 m s.l.m. (max 3 indd.); *Ardea cinerea*: presenza costante nei 3 inverni in v. Tagliamento fino a Tolmezzo (320 m s.l.m.) e in v. Fella fino a Moggio Udinese (300 m s.l.m.) (max 4 indd.); *Circus cyaneus*: durante i 3 inverni è stata notata una presenza irregolare di femmine nelle campagne di Amaro e di Cavazzo Carnico (max 2 indd.); *Rallus aquaticus*: almeno 1 ind. in un'area presso Amaro, 260 m s.l.m., 16-

11-1998/1-3-1999; *Gallinula chloropus*: presenza costante sul L. Cison, durante i 3 inverni (1998-1999: 2 ind.; 1999-2000: 3; 2000-2001: 2); *Fulica atra*: 1 ind., L. Cison, 16-11/9-12-1998; *Saxicola torquata*: Cavazzo, 280 m s.l.m.: 1 m. e due ff., 14-10-1998/1-3-1999, 1 m. e 3 ff., 10-11-2000/26-2-2001; Socchieve, 400 m s.l.m.: una f., 30-11/31-12-2000; *Sylvia atricapilla*: una f. in un giardino a Tolmezzo, 310 m s.l.m., 25/28-1-2001; *Phylloscopus collybita*: 1 ind., in un giardino a Tolmezzo, 310 m s.l.m., 8/10-12-1999 e 13-12-1999; *Lanius excubitor*: Cavazzo, 280 m s.l.m.: 1 ind. nell'inverno 1998-1999, 2 indd. nell'inv. 1999-2000, 1 ind. nell'inv. 2000-2001, date estreme considerando i 4 indd.: 26-10-1998/20-2-1999; camp. di Villa Santina, 355 m s.l.m.: 1 ind. durante ognuno dei 3 inverni, date estreme considerando i 3 ind.: 21-10-1998/21-2-2001; Enemonzo, 380 m s.l.m.: 1 ind., 30-11/5-12-2000; Amaro, 280 m s.l.m.: 1 ind., 11-11-2000/16-2-2001; Socchieve, 400 m s.l.m.: 1 ind., 30-11-2000/3-1-'2001.

Discussione - L'indagine ha permesso di trovare, all'interno del sistema alpino 13 specie che, in precedenza, ad eccezione di *A. cinerea*, di cui era nota l'irregolare presenza invernale lungo il Torrente Slizza ed il Rio Bartolo (Tarvisio), di *S. torquata* e di *L. excubitor*, di cui era nota la presenza invernale in zone montane dell'Alto Friuli solamente dall'inverno 1997-'98 (Rassati 1999), venivano segnalate durante il periodo di svernamento soltanto in aree esterne alle valli dell'Alto Friuli. È inoltre evidente, soprattutto per alcune specie come *L. excubitor* o *S. torquata*, la tendenza ad occupare aree sempre più all'interno delle valli e ad un'altitudine maggiore oltre ad un aumento del numero degli individui svernanti. Per altre entità come *P. cristatus* o *F. atra* si è verificata la presenza prolungata di migratori tardivi. In conclusione, le suddette osservazioni confermano, in Friuli-V. G., la tendenza all'estensione verso settentrione degli areali di svernamento di alcune specie.

Status del Nibbio reale *Milvus milvus* nella Sicilia centro-meridionale

GIOVANNI SALVO
Via Caprera 50, 92020 Racalmuto (AG)

Sin dal 1985 si è notato in Sicilia un declino di alcune specie di rapaci nidificanti, tra cui il Nibbio reale *Milvus milvus*. Nella presente nota vengono riportati i dati sulle osservazioni in un territorio di 5000 km² della Sicilia centro-meridionale, equivalenti al 20% della superficie totale dell'isola.

Risultati e discussione – La ricerca, iniziata nel 1977, ha consentito di censire complessivamente 13 coppie nidificanti. Regolari ricognizioni nei siti hanno rilevato la rarefazione della specie. Nella Tab. 1 è riportato l'andamento della popolazione tra il 1984 ed il 1996, mentre in Tab. 2 sono elencati i siti dai quali la specie è scompar-

Tab. 1. Declino delle coppie di Nibbio reale nella Sicilia centro-meridionale tra il 1984 ed il 1996.

Anno	numero di coppie
1984	13
1987	12
1988	11
1990	9
1992	5
1994	4
1996	3

sa nello stesso periodo.

I periodi più a rischio per la specie sono l'autunno e l'inverno: la prima coppia scomparve tra il 1985 e l'86, la seconda nell'autunno-inverno 1987-88, altre due nel 1989-90, quattro tra l'autunno del 1991 ed il '92, una nel 1993-94 ed una nel 1995-96.

Nell'area di studio il Nibbio reale sopravvive

Tab. 2. Elenco dei siti da dove il Nibbio reale è scomparso e anni delle ultime osservazioni.

territorio di Mussomeli	1984
territorio S. Angelo Muxaro	1987
territorio di Casteltermini	1989
monte Cammarata	1989
Pizzo Rondine	1991
monte Rose	1991
monte Genuardo	1991
monte Colomba	1991
monte San Vitale	1993
bassa valle del Sosio	1995

ancora in tre siti; in uno si riproduce con regolarità, mentre negli altri due sono stati osservati negli ultimi anni adulti in periodo di nidificazione, ma non sono state raccolte prove certe di riproduzione. Singoli individui in erratismo sono stati occasionalmente avvistati in altri ambienti. Analogο declino è stato riscontrato in altri siti siciliani (B. Massa e M. Lo Valvo, com. pers.). Vari elementi indirizzano le cause della rarefazione del Nibbio reale verso il bracconaggio e l'avvelenamento. L'abitudine di alimentarsi spesso di carogne, che sono talvolta avvelenate, o nelle discariche, dove si possono rinvenire anche rifiuti tossici, può risultare oggi fatale per la specie. Una possibilità di sopravvivenza può essere offerta al Nibbio reale, ma anche al Capovaccaio *Neophron percnopterus* (cfr. Salvo, 1994. Riv. Ital. Orn., 63: 230-232), da carni controllati.

Andamento delle popolazioni degli uccelli acquatici svernanti nella Sicilia centro-meridionale

GIOVANNI SALVO

via Caprera 50, 92020 Racalmuto AG

Questo contributo si propone di analizzare la dinamica delle popolazioni delle specie svernanti nella Sicilia centro-meridionale.

Area di studio e metodi – Dal 1980 al 2000 sono state effettuate, nei mesi di dicembre e gennaio, regolari ricognizioni negli ambienti umidi della Sicilia centro-meridionale per censire le specie acquatiche svernanti. Lungo la fascia costiera sono stati privilegiati i porti di Licata, Sciacca e Porto Empedocle e le foci dei fiumi Salso, Naro e Platani; mentre nell'interno sono stati controllati i principali invasi (Fanaco, Pian del Leone, Raia, Gammauta, Castello, Arancio, Gorgo, San Giovanni, Furore, Gibbesi e Soprano), alcuni bacini minori e le principali discariche.

Il ventennio di rilevamenti è stato suddiviso in quinquenni; di ogni specie viene riportato in Tab. 1 il numero medio di individui osservati in ciascun periodo, ad eccezione delle specie osservate una sola volta, delle quali viene riportato il numero reale.

Risultati e discussione – La Tab. 1 mostra le medie per quinquennio; sono stati esclusi *Rallus aquaticus*, *Gallinula chloropus*, *Lymnocyptes minimus*, *Gallinago gallinago*, *Actitis hypoleucos*, che frequentano anche piccoli ruscelli; *Pluvialis apricaria* e *Vanellus vanellus* che svernano in prevalenza nei prati umidi.

Il dato più significativo, emerso nel corso della ricerca, è il notevole incremento del Cormorano; sporadico tra il 1980 e l'85, presente con una media di 319 individui nel quinquennio successivo, di 515 nel 1990-95 e di 1259 tra 1995 ed il 2000.

Apprezzabili incrementi hanno avuto anche lo Svasso maggiore, l'Airone cenerino, il Fischione, l'Alzavola, il Moriglione, la Folaga, il Gabbiano comune ed il Gabbiano reale. In declino sembra invece il Tuffetto; fluttuante il numero di Germani reali, Mestoloni, Zafferani e Beccapesci.

Sporadica risulta la presenza dello Svasso piccolo, della Garzetta, della Volpoca, della Canapiglia, del Codone, della Moretta tabaccata, della Moretta, del Fratino, del Gambecchio, del Piovanello pancianera, del Chiurlo maggiore, del Totano moro, del Gabbiano corallino e del Gabbianello.

Svernanti rari (una sola osservazione) sono risultati: l'Airone bianco maggiore (1 Licata inverno 1996-97),

Tab. 1. Elenco delle specie svernanti negli ambienti umidi della Sicilia centro-meridionale tra il 1980 ed il 2000 e numero medio di individui in ciascun quinquennio. I numeri con l'asterisco indicano invece il numero reale di individui delle specie osservate una sola volta.

specie	80-85	85-90	90-95	95-00
<i>Tachyb. ruficollis</i>	192	237	136	18
<i>Podiceps cristatus</i>	7	20	64	62
<i>Pod. nigricollis</i>	15	24	11	8
<i>Phalacro. carbo</i>	7	319	515	1259
<i>Egretta garzetta</i>	1	0	1	0
<i>Casmerodius albus</i>	0	0	0	1*
<i>Ardea cinerea</i>	6	72	75	61
<i>Platal. leucorodia</i>	0	1*	0	0
<i>Cygnus olor</i>	0	0	0	1*
<i>Anser anser</i>	0	0	0	6*
<i>Tadorna tadorna</i>	2	3	3	7
<i>Anas penelope</i>	101	84	237	219
<i>Anas strepera</i>	1	5	0	2
<i>Anas crecca</i>	89	130	273	476
<i>Anas platyrhynch.</i>	9	27	95	41
<i>Anas acuta</i>	2	3	5	5
<i>Anas clypeata</i>	13	66	133	67
<i>Aythya ferina</i>	13	259	396	564
<i>Aythya nyroca</i>	0	6	0	2
<i>Aythya fuligula</i>	0	3	4	0
Anatidae indet.	10	111	142	12
<i>Fulica atra</i>	861	782	867	1066
<i>Recurv. avosetta</i>	1*	0	0	0
<i>Char. alexandrinus</i>	21	0	25	7
<i>Calidris minuta</i>	0	0	0	4
<i>Calidris alpina</i>	1	0	0	4
<i>Numen. phaeopus</i>	0	8*	0	0
<i>Numenius arquata</i>	0	4	0	0
<i>Tringa erythropus</i>	0	0	1	0
<i>Larus melanoceph.</i>	2	8	3	5
<i>Larus minutus</i>	4	7	4	1
<i>Larus ridibundus</i>	2606	4038	5090	4842
<i>Larus fuscus</i>	160	45	92	162
<i>Larus cachinnans</i>	70	275	625	863
<i>Sterna sandvicens.</i>	36	4	40	109
<i>Sterna albifrons</i>	1*	0	0	0
<i>Chlidonias niger</i>	1*	0	0	0

la Spatola (1 Gorgo inverno 1986- 87), il Cigno reale (1 Licata inverno 1995-96), l'Oca selvatica (6 Gorgo inverno 1995-96), l'Avocetta (1 foce Platani inverno 1980-81), il Chiurlo piccolo (8 Gorgo 17 gennaio 1988), il Fraticello (1 foce Naro 24 gennaio 1982) ed il Mignattino (1 Porto Empedocle 1 gennaio 1984). Il 18 gennaio 1998 nell'invaso Gorgo è stato inoltre osservato 1 Falco pescatore (*Pandion haliaetus*).

Andamento riproduttivo e dinamica della popolazione di Lanario *Falco biarmicus* nella Sicilia centro-meridionale

GIOVANNI SALVO

Via Caprera 50 - 92020 Racalmuto (AG)

Diversi studi hanno consentito di accertare lo status e la biologia del Lanario in Sicilia (Salvo 1984; Mascara 1986; Massa *et al.* 1991). Questo contributo si propone di analizzarne l'andamento riproduttivo e la dinamica della popolazione nella Sicilia centro-meridionale dal 1978 al 2000.

Metodi— La ricerca, iniziata nel 1978, è stata condotta in un territorio di 5000 km² della Sicilia centro-meridionale. Regolari ricognizioni hanno permesso di valutare la fedeltà delle coppie ai siti e la loro evoluzione sino al 2000. I dati sono stati analizzati per periodi per evidenziare le variazioni intervenute.

Dinamica della popolazione — Sono stati individuati 22 siti dove la specie ha nidificato almeno una volta nel periodo 1978-2000. Tra il 1978 ed il 1985 sono stati rinvenuti 12 siti occupati; nel quinquennio successivo, 1986-90, in 2 di essi si sono insediate coppie di Pellegrino *Falco peregrinus*, ma sono state rilevate altre 6 coppie, una delle quali in una parete in precedenza occupata dal Pellegrino. Altre 3 nuove coppie sono state rinvenute tra il 1991 ed il 1995 ed 1 tra il 1996 ed il 2000; ma il sito in precedenza occupato dal Lanario è stato rioccupato dal Pellegrino. Il numero dei siti dove è stata osservata almeno una nidificazione di Lanario è di 22; ma soltanto 13 sono risultati stabilmente occupati, in 6 le coppie hanno nidificato irregolarmente, mentre 3 sono stati alternativamente occupati da lanari e pellegrini, con una netta prevalenza di questi ultimi. Attualmente il numero complessivo di coppie di Lanario nell'area di studio è di 15-18 e non sembra aver subito, nell'ultimo ventennio, significative variazioni.

Andamento riproduttivo - Sono state controllate 142 nidificazioni, in 70 delle quali sono stato rilevati i parametri riproduttivi (Tab. 1). La produttività, il tasso di schiusa ed il *breeding success* del periodo 78-90 risultano maggiori di quelli del decennio successivo, mentre risultano minori la *fledging rate* ed il tasso d'involo.

Nell'ultimo decennio sono pertanto aumentate sia le coppie che non hanno deposto, sia le deposizioni in cui le uova sono risultate sterili; tuttavia, nelle nidificazioni in cui la schiusa è avvenuta regolarmente, è stato allevato un numero maggiore di giovani. Questi parametri risultano inferiori a quelli riportati da Salvo 1984 (tasso d'involo 2.4); Mascara 1986 (tasso d'involo 2.35); Massa *et al.* 1991 (produttività 2.1, *breeding success* 2.2, *fledging rate* 2.3).

Tab. 1. Parametri riproduttivi della popolazione esaminata.

	78-90	91-00	78-00
n. nidificazioni seguite	45	25	70
nidificazioni in cui si è avuta deposizione	44	20	64
nidificazioni in cui sono stati allevati giovani	41	14	55
nidificazioni da cui si sono involati giovani	37	14	51
nidificazioni da cui si è involato 1 giovane	6	2	8
nidificazioni da cui si sono involati 2 giovani	15	7	22
nidificazioni da cui si sono involati 3 giovani	15	3	18
nidificazioni da cui si sono involati 4 giovani	1	2	3
n. totale di giovani involati	85	33	118
produttività (n. juv. involati/n. nidificazioni seguite)	1.89	1.32	1.69
tasso di schiusa (n. nidi in cui sono stati allevati juv./n. nidi in cui si è avuta deposizione)	0.93	0.70	0.86
<i>breeding success</i> (n. juv. involati/n. nidi in cui si è avuta deposizione)	1.93	1.65	1.84
<i>fledging rate</i> (n. juv. involati/n. nidi in cui sono stati allevati juv.)	2.07	2.36	2.15
tasso d'involo (n. juv. involati/n. nidi da cui si sono involati juv.)	2.30	2.36	2.31

Conclusioni - Il dato più significativo emerso è la complessiva stabilità della popolazione nell'ultimo ventennio; al contrario di altre specie di rapaci, come *Neophron percnopterus* e *Milvus milvus*, che sono quasi scomparsi (Salvo 1994). Ciò può essere dovuto alla diversa vulnerabilità all'avvelenamento data dalle differenti abitudini alimentari. Il sensibile decremento delle deposizioni e del tasso di schiusa, progressivamente riscontrato in parecchie coppie, rappresenta tuttavia un allarme da non sottovalutare e potrebbe essere correlato all'assunzione di prede contaminate da diserbanti.

Bibliografia — Massa B., Lo Valvo F., Siracusa M., Ciaccio A. con la coll. di Dimarca A., Falcone S., Lo Valvo M., Salvo G. 1991. Naturalista sicil., XV: 27-63. ● Mascara R. 1986. Riv. ital. Orn., 56: 203-212. ● Salvo G. 1984. Riv. ital. Orn., 54: 244-248. ● Salvo G. 1994. Riv. Ital. Orn., 63: 230-232.

Fat reserves of Little Stint *Calidris minuta* in a stopover site in Southern Italy¹

SERGIO SCEBBA, GIANCARLO MOSCHETTI

Gruppo Inanellamento Limicoli (G.I.L., Naples), c/o Sergio Scebba, Traversa Napoli 58, I-80078 Naples

¹Paper n.39 of Gruppo Inanellamento Limicoli (G.I.L., Naples), Italy.

The present paper provides general information on fat reserves and flight range of Little Stints *Calidris minuta* ringed on a stopover site near the Southern Italian coast during spring migration.

Study area and methods - The work was carried out in the Volturno plain (Caserta), an area with many artificial ponds (Moschetti & Scebba 1999). In total, 2021 Little Stints were mist-netted during April-May 1992-1998. Body mass was measured using Pesola spring balance or digital balance. We carried out a visual method to evaluate the fat deposition in some wader species, using a scale from 0 to 4 (Moschetti & Scebba 1999). To estimate potential flight range were used four models published in Davidson (1984), based on estimates of flight speed and metabolism.

Results and discussion - The mean body mass of Little Stints was 25.0 ± 3.6 g ($n=1991$) and it was similar than that calculated in spring in Sivash, Ukraine ($t\text{-test}=1.8$, $p>0.05$) (mean 24.71 s.d. 3.39 $n=135$, Chernichko *et al.* 1993), but statistically lighter from that of NE Greece ($t\text{-test}=3.1$, $p<0.01$) (mean 25.3 s.d. 2.9 $n=394$, Spiekman 1990). The variation in body mass per pentad showed that the main increase in weight took place before the arrive of big wave of migrants, particularly in pentads 24 and 25 (26 April-5 May). After these date birds with average lower weights were present. The results of the corresponding mean weights per fat score showed that there were significant relationships between the body weight of birds and visually estimated fat deposits: a higher weight corresponds to a higher fat score, with a statistically significant difference between the means of each weight per fat score. Moreover, there is a close correlation between fat scores and means of each weight per fat score (Pearson coefficient= 0.974). Only 25 birds were caught twice within the same period and weighed again: 13 showed a decrease in body

mass of 0.8 g/day (max 5.5 , min 0.2) after 0.5-11 days, while other 12 had gained weight and showed an increase of 0.6 g/day (max 5.9 , min 0.1) after 1-10.5 days. The mean rate of increase was 0.6 g/day; it is very high compared with those estimated for other areas (Meininger & Schekkerman 1994). For the estimation of potential flight range as lean mass and as departure mass we used the main weight calculated respectively for the lower and for the higher class of fat score identified. However, while the lean mass used by Zwarts *et al.* (1990) and Meininger & Schekkerman (1994) is very similar to that calculated with the fat score 0 (22.1 g and 22.4 g, respectively), there is a great difference between the average departure mass calculated by Meininger & Schekkerman (1994) at Lake Manzala (Egypt) and our departure mass (34.6 vs 28.7). At the flight speed of 55 km/h recorded for waders (Zwarts *et al.* 1990), the four models (Davidson 1984) used fields still-air flight ranges of 1045 km, 1192 km, 1293 km and 1651 km for Little Stints leaving the Volturno plain. The resulting potential flight range estimates are lower than those calculated for birds leaving Egypt. However, the distances mentioned above could be underestimated. Anyway, a potential flight range between 1000 and 1700 km would allow Little Stints leaving from Volturno plain to cross the Adriatic Sea and reach other staging areas, as the wetlands along the southern coast of Greece, along the Danube Delta or, at least, the northern coast of the Black Sea.

References - Chernichko I.I. *et al.* 1993. In: Waterbirds in the Sivash, Ukraine, spring 1992. In: van der Have T.M. *et al.* (eds.). WIWO-report 36. Zeist. ● Davidson N.C. 1984. Ringing & Migration, 5: 49-64. ● Meininger P.L., Schekkerman H. 1994. In: Meininger P.L., Atta G.A.M. (eds.). Ornithological studies in Egyptian wetlands 1989/90. WIWO-report 40. Zeist. ● Moschetti G., Scebba S. 1999. Avocetta, 23: 39. ● Spiekman, H. 1990. In: Meininger, P.L. (ed.). Birds of the wetlands in NE-Greece, spring 1987. WIWO-report 20. Zeist. ● Zwarts L. *et al.* 1990. Ardea, 78: 339-364.

Nidificazione della Rondine *Hirundo rustica* presso Spilamberto (Modena)

ENRICO SELMI, LELLA CHECCHI
LIPU Modena, via Schedoni 27, 41100 Modena

Alcune testimonianze indicano che nella provincia di Modena, attorno agli anni '60 si assistette all'abbandono da parte della Rondine della città e alla sua concentrazione nelle campagne. Dopo le indagini condotte nei comuni di Nonantola (Selmi 1982) e Modena (Santini e Selmi 1985), nelle stagioni riproduttive del periodo compreso tra il 1990 ed il 1999 le ricerche hanno interessato il territorio comunale di Spilamberto (MO). La ricerca copre vari aspetti sulla biologia riproduttiva della Rondine, ma in questa sede verrà preso in considerazione solo l'aspetto legato all'andamento del numero dei nidi occupati in relazione alle strutture zootecniche attive.

Area di studio e metodi - Il territorio comunale di Spilamberto si estende per 29,5 km² nella Pianura Padana in provincia di Modena e risulta fortemente antropizzato, tuttavia non sono presenti industrie a rischio ambientale né a grande carico inquinante.

Nel periodo compreso tra il 15 maggio ed il 15 settembre per i bienni 1990-91, 1994-95 e 1998-99 sono state visitate 135 aziende agricole che nel 1989 corrispondevano al numero complessivo di aziende dedite alla zootecnia, suddivise per le seguenti principali tipologie di allevamento: 112 bovino, 23 suino. Nel corso delle visite sono stati contati solo ed esclusivamente i nidi occupati presenti nelle strutture di allevamento.

Risultati e discussione - Il territorio comunale di Spilamberto (MO), naturalmente vocato alla produzione di latticini, contava nel 1978 la presenza di 182 stalle bovine in attività. Attualmente il patrimonio zootecnico spilambertese, che risente della politica comunitaria tesa ad una contrazione nazionale della produzione di latte e carne, conta soltanto 62 allevamenti bovini in attività. L'allevamento suino, seppur influenzato da fluttuazioni di mercato e dall'incidenza di malattie infettive, si è mantenuto abbastanza stabile negli ultimi venti anni. Dal 1990 al 1999, il coefficiente di variazione (C.V.=d.s./media) per la totalità delle strutture zootecniche, registra un calo del 20.27%, tuttavia esistono notevoli differenze tra le varie strutture: stalla moderna C.V. = -12.4%; stalla tradizionale C.V.= -34.5%; porcilaia C.V.= -6.6%, nonostante ciò la distri-

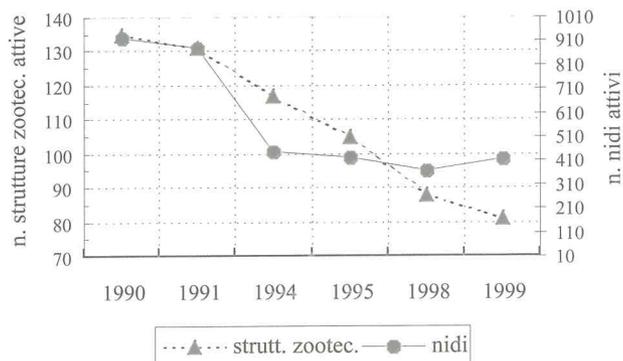


Fig. 1. Andamento delle strutture zootecniche attive e del numero di nidi di Rondine.

buzione nelle varie tipologie non varia significativamente nel corso degli anni ($G=9.03$ n.s.). Il calo di siti idonei alla riproduzione ha comportato, di conseguenza, una notevole diminuzione nel numero di nidi attivi di rondine, che dai 923 contati nel 1990 è arrivato ai 419 del 1999. Un trend negativo che, tuttavia, non segue lo stesso andamento delle strutture zootecniche. Dopo un repentino calo nel numero dei nidi nei primi anni 90, in analogia col calo delle strutture zootecniche, dal 1995 vi è stata una inversione di tendenza e il numero dei nidi contati ha avuto un andamento piuttosto stabile nonostante la continua diminuzione dei siti. Ciò è dovuto all'aumento della densità dei nidi nelle strutture zootecniche ancora in attività, in particolare per le stalle moderne che ha visto aumentare il proprio numero medio di nidi da 6.7 del 1990 a 10.6 nel 1999. Nelle altre tipologie di allevamento il numero medio di rondini non ha registrato variazioni di rilievo. Queste hanno comportato una redistribuzione diversa delle percentuali di nidi tra le varie strutture nel corso degli anni normalizzando i dati con trasformazione in arcoseno, si è testato questa variazione, la quale è risultata essere estremamente significativa: $F_{2,15} = 17.14$, $p=0.0001$. In conclusione, sebbene nelle aziende zootecniche ancora attive sia possibile identificare un aumento nel numero di nidi attivi presenti, nel complesso i nidi di Rondine presenti nella totalità delle strutture zootecniche del comune di Spilamberto (MO) hanno registrato dal 1990 al 1999 una diminuzione del 54.6%, con tendenza all'assestamento.

Reproductive behaviour and success of Red-footed Falcon *Falco vespertinus* in North Italy

STEFANO SPONZA*, DAVIDE LICHERI**, LAURA GRASSI***

* Dipartimento di Biologia, Università degli studi di Trieste, via L. Giorgieri 9, 34127 Trieste - **Via Altaseta 4, 40123 Bologna

***Riserva Naturale "Foce dell'Isonzo", 34079 Staranzano, Gorizia

From literature it appears that research on Red-footed Falcon *Falco vespertinus* has been centred, above all, on monitoring the species and on its ecological demands (Glutz *et al.* 1971, Cramp & Simmons 1980, Hagemeyer & Blair 1997). The behavioural approach has been examined less in detail. Particularly scant is the analysis of breeding behaviour. With this study we want to focus better these aspects through the quantification of two behavioural parameters expressed during reproduction: the presence on nest and the presence on nest tree.

Study area and methods - Study area was an agricultural zone located near Parma. Observations have been carried out, in 1997 and 1998, over three alternate days per week, from 15 April to 15 August. We recorded duration of the presence on nest and on nest tree. We have distinguished pairs with successful fledging (Pairs YES, in total 5) from pairs without success (Pairs NO, in total 5).

Results - Females YES have longer durations of presence on nest than males both in Incubation ($N=60$, $U=282.5$, $P<0.05$) and in Chick Rearing ($N=60$, $U=235$, $P<0.01$) phase. In pairs NO there are no differences. Comparing the categories, we find a similar investment by males in Pre-Incubation and in Incubation phase. Instead females YES invest greater time in the first phase ($N=43$, $U=86.5$, $P<0.05$). This difference is kept only in the first 8 days of incubation ($N=22$, $U=25$, $P<0.05$). Pairs YES brood more in the initial period ($N=24$, $U=25$, $P<0.01$) and in the final one ($N=24$, $U=30$, $P<0.05$). Pairs NO, instead, present a constant trend.

Females NO compared to males have longer durations of presence on nest tree in Pre-Incubation phase ($N=86$, $U=545.5$, $P<0.01$). In the first 8 days of incubation females NO show a

presence level greater ($N=22$, $U=28$, $P<0.05$) than those with success. Temporal trends almost overlap in pairs YES and NO. In pairs YES, parents alternate themselves in a specular way as to the previous parameter; males, in fact, contribute more in the first period ($N=22$, $U=24$, $P<0.05$). In pairs NO there are no trend differences.

Conclusions - Our data highlight strong discrepancies between pairs YES and NO in the expression of reproductive behaviour. We feel confident to put forth two possible explanations of reproductive failure. Considering the results of Incubation phase, we point out the possibility that two different reproductive strategies can be present in Red-footed Falcon biology. The first is identifiable in pairs NO with a greater overlap of roles between parents. The second is shown by pairs YES in which the marked separation of roles takes females to a higher investment in the guard of site and in the incubation of eggs. The ecological and available food conditions can have been determinants in supporting the second strategy. The other hypothesis, more centred on the results of Pre-Incubation phase, is instead linked with the physiological condition of the various individuals. It is possible that some females have not reached a condition suitable to reproduction. The low physiological level would not have consented females to increase incubation durations in the first period which is the moment, as we can see in pairs YES, with the highest level of energetic investment.

References - Cramp S., Simmons K.E.L. 1980. The Birds of the Western Palearctic, Vol. 2. Oxford University Press, Oxford. ● Glutz von Blotzheim U.N., Bauer K.M. & Bezzel E. 1971. Handbuch der Vögel Mitteleuropas, Vol. 4. Akademische Verlagsgesellschaft AULA-Verlag, Wiesbaden. ● Hagemeyer E.J.M. & Blair M.J. 1997. EBCC Atlas of European Breeding Birds: their Distribution and Abundance. T & A D Poyser, London.

Variazioni recenti nella distribuzione di alcune specie nidificanti rare e minacciate nel Parco Nazionale delle Foreste Casentinesi¹

GUIDO TELLINI FLORENZANO, BARBARA CURSANO, MARCO VALTRIANI

D.R.E.A.M. Italia, via dei Guazzi 31, Poppi (AR), e-mail: tellini@elledi.it

¹Lavoro eseguito per conto della Comunità Montana del Casentino su finanziamento della Regione Toscana.

Molte specie di uccelli legate ad ambienti non forestali stanno rarefacendosi in Europa (Tucker e Heath 1994), ed in particolare nelle montagne mediterranee; verosimilmente a causa di modificazioni ambientali legate all'abbandono di attività zootecniche e agricole marginali (cfr. Vos e Stortelder 1992). A partire da una ventennale conoscenza dell'avifauna del versante aretino del Parco, abbiamo verificato le variazioni distributive occorse nel breve periodo a carico di alcune specie selezionate.

Area di studio e metodi - I rilievi (1998-1999) hanno interessato 23 aree, situate sul versante aretino del Parco ed in aree contermini (<1 km dal confine) per le quali erano disponibili dati recenti (1980-1997; per le fonti consultate cfr. Tellini Florenzano 1999) sulla presenza di 15 specie rare e minacciate legate ad ambienti non forestali (Tab. 1). Queste ultime sono state scelte in base a criteri di priorità - definiti su base europea e regionale - adottati a livello regionale (AA. VV. 1999), ed i rilievi sono stati svolti secondo protocolli standard messi a punto per le varie specie (Gilbert *et al.* 1998; Bibby *et al.* 2000).

Risultati e discussione - L'indagine ha rilevato l'estinzione di sette specie (alle quali si aggiunge *Anthus campestris* all'interno del perimetro del Parco), mentre per le altre otto sembra di assistere ad una riduzione locale di areale. Rispetto a quanto riportato da Tellini Florenzano (1998), la situazione appare ulteriormente peggiorata, con la scomparsa di *Sylvia undata*.

I dati raccolti confermano e puntualizzano quindi, sia pure con alcune diversificazioni, il progressivo impoverimento della componente legata ad ambienti non forestali dell'avifauna nidifican-

Tab. 1. Risultati dell'indagine, espressi in termini di n. di siti di presenza delle 15 specie selezionate. Per "siti nuovi" si intendono siti per i quali non era nota la presenza della specie nel periodo 1980-1997.

	n. siti 1980-1997	n. siti riconfermati 1998-1999	n. siti nuovi 1998-1999
<i>Pernis apivorus</i>	7	0	1
<i>Circus pygargus</i>	3	0	0
<i>Falco tinnunculus</i>	7	5	2
<i>Coturnix coturnix</i>	5	2	2
<i>Caprimulgus europaeus</i>	7	6	0
<i>Alcedo atthis</i>	1	0	0
<i>Alauda arvensis</i>	7	4	0
<i>Anthus campestris</i>	5	2	0
<i>Oenanthe oenanthe</i>	4	0	0
<i>Monticola saxatilis</i>	4	0	0
<i>Sylvia undata</i>	1	0	0
<i>Lanius collurio</i>	17	12	1
<i>Lanius senator</i>	1	0	0
<i>Carduelis cannabina</i>	7	6	0
<i>Emberiza hortulana</i>	4	0	0

te nel Parco, componente che conta circa il 50% dell'avifauna dell'area (cfr. Tellini Florenzano 1999), e pressoché la totalità delle specie di interesse per la conservazione (Tellini Florenzano 1998).

Bibliografia - AA. VV. 1999. Approfondimento e riorganizzazione delle conoscenze sulle emergenze faunistiche e floristiche del territorio toscano e predisposizione di cartografie tematiche. Museo di Storia Naturale, Università di Firenze, inedito. ● Bibby C.J., Burgess N.D., Hill D.A., Mustoe S.H. 2000. Bird census techniques. Academic Press, London. ● Gilbert G., Gibbons D.W., Evans J. 1998. Bird Monitoring methods. RSPB, Sandy, UK. ● Tellini Florenzano G. 1998. Riv. Ital. Orn. 68: 193-198. ● Tellini Florenzano G. 1999. Gli uccelli delle Foreste Casentinesi. Monitoraggio degli uccelli nidificanti (1992-1997). Studio della migrazione autunnale (1994-1997). Regione Toscana. Giunta Regionale, Firenze. ● Tucker G.M. e Heath M. F. 1994. Birds in Europe. Their Conservation Status. BirdLife International, Cambridge. ● Vos W. e Stortelder A. 1992. Vanishing tuscan landscapes. Pudoc, Wageningen.

Andamento della popolazione svernante di Folaga *Fulica atra* nel Garda trentino: 1989-2001

CLAUDIO TORBOLI

Albatros s.r.l. Via Fiume 20, 38100 Trento

La Folaga *Fulica atra* è tra gli uccelli acquatici la specie più abbondante del Garda trentino, con una popolazione svernante che è andata crescendo negli ultimi trent'anni. A partire dall'inverno 1989-90 sono stati effettuati regolari censimenti lungo tutta la sponda gardesana, con cadenza quindicinale, nei mesi da ottobre a marzo.

Area di studio - Il Lago di Garda, con i suoi 370 km quadrati di superficie, è il più grande lago italiano. Amministrativamente ricade nelle tre provincie di Brescia, Trento e Verona. L'area di studio interessa quella parte del lago compresa in provincia di Trento e più in particolare i comuni di Riva del Garda e Nago-Torbole. Questo settore si estende per circa 15 km quadrati (4% della superficie totale), con uno sviluppo di circa 7 km di sponda; si riscontrano la minima larghezza di tutto il lago (2250 m) e condizioni di profondità mediamente più elevate rispetto al restante bacino (prof. max circa 350 m).

Risultati - La Folaga ha mostrato un *trend* positivo nel corso dell'ultimo decennio (Fig. 1). Nei primi anni '90 la popolazione svernante di questo rallide ammontava a circa 400 esemplari (Torboli e Barbieri 1993), con una notevole stabilità fino all'inverno 1994-95. A partire dalla stagione 1995-96 si è assistito ad un notevole incremento dei contingenti svernanti, che si sono attestati negli ultimi anni ad oltre 750 individui. La folaga non sembra aver risentito della variabilità climatica degli inverni nel corso dell'ultimo decennio, mostrando sempre un *trend* in crescita senza variazioni significati-

ve. Il numero massimo di folaghe svernanti sul Garda trentino è stato registrato nel corso della stagione 1998-99 con circa 1200 individui.

Discussione - I dati riferiti all'inizio degli anni '70 (Boscaini 1977) quantificano la popolazione svernante di Folaga nell'area studiata in poco meno di 200 esemplari. La tutela garantita alla specie dalla legge provinciale sulla caccia del 1973, nonché la comparsa tra il 1971 e il 1972, nella malacofauna del bacino gardesano, del bivalve *Dreissena polymorpha* (Boscaini 1977, Annoni *et al.* 1978), al quale è legata la crescita delle popolazioni di anatre tuffatrici svernanti in molti laghi alpini. (Suter 1991), hanno favorito il consolidamento della popolazione su valori più elevati, circa 400 folaghe, fino al 1995. L'ulteriore incremento riscontrato negli ultimi anni trova conferma nei dati relativi all'intero bacino gardesano. Infatti da i circa 1000 esemplari del finire degli anni '80 (Brichetti e Cambi 1990) si è passati ad oltre 4000 nella prima metà degli anni '90 (Serra *et al.* 1997). La popolazione gardesana di folaga è attualmente nell'ordine di circa 12000 esemplari (7000-16000; dati relativi agli inverni 1997-2000: F. Barbieri com. pers.).

Ringraziamenti - Un grazie a Francesco Barbieri per il solito prezioso aiuto.

Bibliografia - Annoni D. *et al.* 1978. Quad. Civ. Staz. Idrobiol. Milano, 6: 7-84. ●Boscaini E. 1977. Natura Alpina, 28: 198-204. ●Brichetti P. e Cambi D. 1990. Atlante degli uccelli svernanti in provincia di Brescia. Natura Bresciana, Monografie, n. 14. Brescia. ●Serra L. *et al.* 1997. Biol. Cons. Fauna, 101. ●Suter W. 1982. Orn. Beob., 79: 225-254. ●Torboli C. e Barbieri F. 1993. Atti VII Conv. It. Ornit., Urbino.

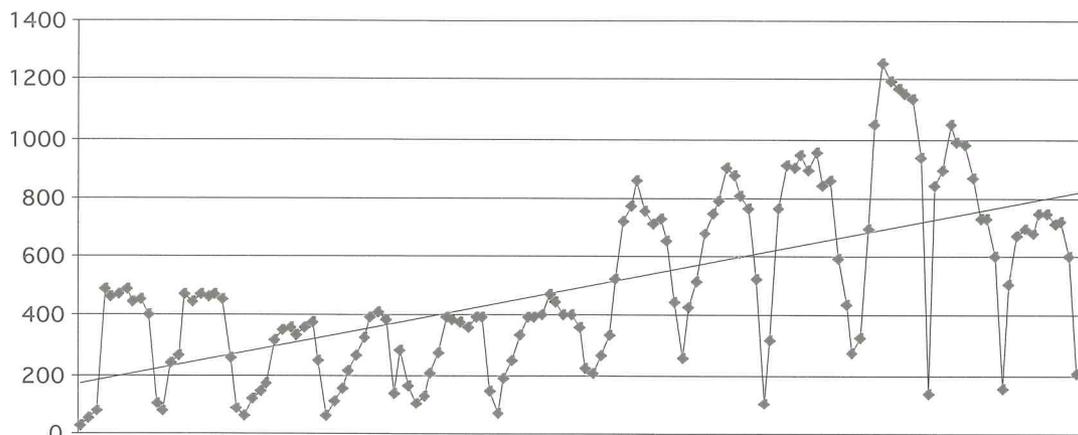


Fig. 1. Andamento della Folaga nel Garda trentino, dall'inverno 1989-90 all'inverno 2000-2001 (le 12 unità modali sono formate dai conteggi da ottobre a marzo di ogni inverno).

Andamento delle popolazioni di Podicipediformes svernanti nel Garda trentino: 1989-2001

CLAUDIO TORBOLI

Albatros s.r.l. Via Fiume 20, 38100 Trento

A partire dall'inverno 1989-90 sono stati effettuati regolari censimenti di svassi lungo tutta la sponda trentina del lago di Garda, con cadenza quindicinale, nei mesi da ottobre a marzo, con rilievi occasionali anche nel resto dell'anno.

Area di studio - Il Lago di Garda ricade dal punto di vista amministrativo nelle provincie di Brescia, Trento e Verona. L'area di studio interessa quella parte del lago compresa in provincia di Trento e più in particolare i comuni di Riva del Garda e Nago-Torbole. Questo settore si estende per circa 15 km quadrati (4% della superficie totale), con uno sviluppo di circa 7 km di sponda.

Risultati e discussione - Il Tuffetto *Tachybaptus ruficollis* sverna regolarmente con una popolazione andata crescendo negli ultimi anni, pur rimanendo nell'ordine della decina di esemplari. La specie ha mostrato notevoli fluttuazioni numeriche con situazioni particolarmente sfavorevoli negli inverni 1990-91, 1992-93 e 1995-96, mentre i valori massimi sono stati raggiunti nell'inverno 1997-98 e in quello 2000-01.

Lo Svasso maggiore *Podiceps cristatus* è il podicipediforme svernante più abbondante del Garda trentino. Sul finire degli anni '70, la specie veniva segnalata come di doppio passo, senza peraltro indicarne un effettivo svernamento (Boscaini 1976). In un censimento del 1988, Bricchetti e Cambi (1990) stimano la popolazione svernante di Svasso maggiore del settore trentino in una quarantina di esemplari, pari a circa un 2% della popolazione dell'intero bacino gardesano. Questi valori sono rimasti pressoché costanti fino all'inizio degli anni '90. In seguito la popolazione svernante ha mostrato una tendenza all'incremento, con il regolare svernamento di circa 100-150 uccelli. Valori particolarmente elevati sono stati riscontrati negli inverni 1998-99 e 1999-00

(punte di oltre 230 individui). Questo marcato incremento numerico, che trova riscontro nell'intero bacino gardesano (periodo 1996-2000: media= 1392, F. Barbieri com. pers.), conferma l'evidente espansione avvenuta in tutto l'areale distributivo a partire dagli anni '80 (Bricchetti, 1992).

Lo Svasso collorosso *Podiceps grisegena* è abbastanza comune all'epoca dei passi, soprattutto in quello autunnale (oltre il 60% delle osservazioni si riferisce al periodo fine ottobre primi di novembre), quando lo si trova facilmente imbrancato con lo Svasso maggiore. Si segnala la presenza di un adulto in abito nell'estate 2000 (10/08-27/08) nei pressi di Torbole.

Le osservazioni di Svasso cornuto *Podiceps auritus* sono molto scarse e si riferiscono ad esemplari in sosta durante le migrazioni. Da segnalare la presenza di un adulto in abito riproduttivo nei pressi di Riva del Garda, nella primavera 2000 (23/04-05/05).

Lo Svasso piccolo *Podiceps nigricollis* sverna con una certa regolarità nel Garda trentino, anche se con contingenti alquanto ridotti. La morfologia della sponda trentina non sembra particolarmente idonea alle esigenze della specie, che nel settore meridionale del bacino raggiunge invece valori assai consistenti (media 1991-95: 1493 esemplari, Serra *et al.* 1997), tali da permettere di considerare il Lago di Garda tra le aree di interesse internazionale per questa specie.

Ringraziamenti - Si ringrazia Francesco Barbieri per il solito prezioso aiuto.

Bibliografia - Boscaini R. 1976. Specie ornitiche osservate nell'Alto Garda, nel periodo 01/01/76-31/08/76. WWF Sez. Trentino - Alto Adige, Bollettino Ornitologico N. 2. ● Bricchetti P. 1992. In: Bricchetti P. *et al.* (eds.). Fauna d'Italia XXIX. Aves I. Calderini, Bologna: 31-41. ● Bricchetti P. e Cambi D., 1990 - Atlante degli uccelli svernanti in provincia di Brescia. Natura Bresciana, Monografie, n. 14. Brescia. ● Serra L. *et al.* 1997. Biol. Cons. Fauna, 101.

Fenologia migratoria del Piro piro culbiano *Tringa ochropus* in un'area del Piemonte

GABRIELLA VASCHETTI, SERGIO FASANO, BRUNO VASCHETTI

Associazione Centro Cicogne e Anatidi, Centro Federato LIPU, via Stramiano 30, 12035 Racconigi (CN)

Nel corso di un monitoraggio durato sei anni, è stata studiata la fenologia migratoria dei Charadriiformes ed in particolare del Piro piro culbiano *Tringa ochropus*: le osservazioni regolari in un'area campione, creata artificialmente in una campagna intensamente coltivata a monocultura di cereali, dimostrano l'importanza delle zone umide.

Area di studio e metodi – Per le caratteristiche ambientali ed avifaunistiche dell'area (44°48'N-7°40'E, comune di Racconigi, CN); si rimanda a Vaschetti *et al.* (1999). Dal marzo 1995 al dicembre 2000 la zona è stata visitata con cadenza pressoché giornaliera, raccogliendo 16476 dati, dei quali 7219 riferiti a Charadriiformes (36 specie) e 1007 riguardanti il Piro piro culbiano. Per valutare l'importanza delle singole specie tra i Charadriiformi, si è calcolata la frequenza percentuale di ogni specie e da questo si è ricavato l'indice di dominanza (Brichetti e Gariboldi 1997), da questo la specie più importante risulta il P. p. culbiano (13.95%). L'andamento generale della migrazione è stato valutato considerando il numero massimo di individui osservati in ogni pentade (Berthold 1973). La migrazione primaverile (dalla 1a alla 34a pentade) è stata distinta da quella autunnale (35a-73a pentade) secondo Schmid *et al.* (1992). Per l'analisi dei trend numerici si è seguito il metodo usato da Owen *et al.* (1986), adattato ai conteggi effettuati per il Censimento Internazionale degli Uccelli Acquatici (Ruger *et al.* 1988). Su tale indice sono stati calcolati la curva di regressione logaritmica ed il coef-

ficiente di determinazione (Tamisier e Dehorter 1999). **Risultati e discussione** – Il Piro piro culbiano è considerato migratore regolare e svernante in Provincia di Cuneo (Toffoli *et al.* 1991). Nel periodo di studio è stato rilevato durante tutti i mesi dell'anno. Dall'andamento generale (Fig. 1) si evidenzia l'importanza della migrazione post-nuziale, con un consistente picco di presenza dalla fine di giugno alla prima metà di settembre, con un massimo di 38 indd. (27/07/97 e 14/08/97). Il passo primaverile è più limitato, con un picco alla fine di febbraio ed uno nella seconda metà di marzo. Le due fasi migratorie sono separate da un intervallo in cui la specie è assente. Dall'analisi di regressione logaritmica sull'indice di tendenza, emergono andamenti lievemente in aumento sia per la migrazione primaverile ($r^2=0.41$) che per l'autunnale ($r^2=0.4095$), sebbene non statisticamente significativi. L'andamento fenologico rispecchia quello dei dati di inanellamento in Italia (Macchio *et al.* 1999).

Bibliografia – Brichetti P., Gariboldi A. 1997. Manuale pratico di ornitologia. Edagricole, Bologna. ● Berthold P. 1973. *Auspicium*, 5 (Suppl.): 49-59. ● Macchio S., Messineo A., Licheri D., Spina F. 1999. *Biol. Cons. Fauna*, 103. ● Owen M., Atkinson-Willes G.L., Salmon D.G. 1986. *Wildfowl in Great Britain*. Second edition, Cambridge, The University Press. ● Ruger A., Prentice C., Owen M. 1988. Risultati del censimento internazionale degli uccelli acquatici 1967-1983 dell'ufficio internazionale di ricerca sugli uccelli acquatici (IWRB). INBS, Documenti tecnici, 3. ● Schmid H., Leuenberger M., Schifferli L., Birrer S. 1992. *Stationnement des limicoles faisant escale en Suisse*. Station ornithologique suisse, Sempach. ● Tamisier A., Dehorter O. 1999. *Camargue: canards et foulques*. Centre Ornithologique du Gard. ● Toffoli R., Pellegrino A., Caula B. 1991. *Riv. Piem. St. Nat.*, 12: 107-119. ● Vaschetti G., Fasano S., Vaschetti B. 1999. *Avocetta*, 23: 89.

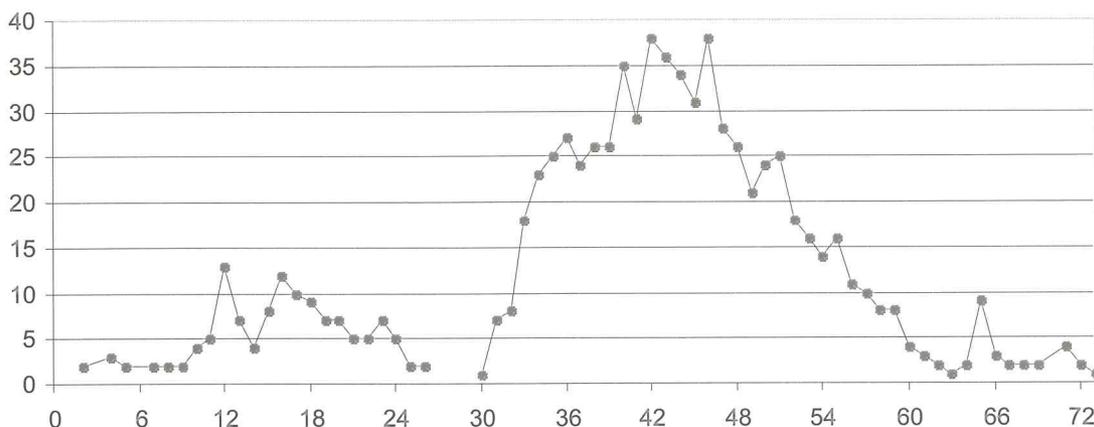


Fig. 1. Piro piro culbiano. Andamento complessivo del numero massimo di individui per pentade. In ascisse è indicata la pentade, in ordinate il numero massimo di individui.

Monitoraggio di alcune specie di uccelli acquatici svernanti al Lago Trasimeno

FRANCESCO VELATTA*, MARIO MUZZATTI**

*Provincia di Perugia, Ufficio Monitoraggio e Gestione della Fauna, via Palermo 21/c, 06100 Perugia

**Legambiente Umbria, via della Viola 1, 06100 Perugia

Introduzione - Questo contributo presenta i dati finora raccolti riguardanti consistenza e dinamica di alcune specie di Uccelli acquatici svernanti al Lago Trasimeno: Anatidae (periodo 1988-2001), *Fulica atra* (1988-2001), Ardeidae (1994-2001), *Podiceps cristatus* (1995-2001), *Phalacrocorax carbo* (1996-2001).

Area di studio - Il Trasimeno (124 km² di superficie) è caratterizzato da una modesta profondità (media 4.5 m). Durante il periodo considerato (1988-2001), è stata registrata una sensibile diminuzione del livello dell'acqua, nell'ultimo anno inferiore di oltre 110 cm rispetto al valore iniziale. Nel lago si sviluppa una rigogliosa vegetazione idrofita riferibile alla classe *Potamogetonalia pectinati*. Più ridotta la fascia di vegetazione elofita (*Phragmites australis*), che orla quasi ininterrottamente le sponde. Inizialmente quasi sprovvisto di aree con divieto venatorio, il Trasimeno si è andato arricchendo di aree protette, fino a giungere, con l'istituzione del Parco regionale (marzo 1995), alla proibizione della caccia sull'intero specchio lacustre.

Metodi - Sono state utilizzate le seguenti tecniche di censimento: *Podiceps cristatus* e *Phalacrocorax carbo*: censimenti da terra con telescopio 20-60X, eseguiti da una serie di stazioni (sempre le stesse) lungo il perimetro lacustre. *Fulica atra* (fino al 1994) ed Anatidae: censimenti da terra con telescopio e da natante, secondo piani di navigazione standardizzati; *Fulica atra* (dal 1995): conta su foto aeree; Ardeidae: censimenti da natante.

Risultati e discussione - I risultati dei censimenti sono sintetizzati in Tab. 1. È stato osservato un netto incremento degli Anatidae e di *Fulica atra*. I due andamenti sono correlati tra loro ($r=0.879$, $t=6.394$, $g.l.=12$, $p<0,01$) e risultano legati all'aumento della superficie a divieto di caccia ed alla diminuzione del livello dell'acqua. I seguenti due modelli di regressione logaritmica descrivono tali relazioni: 1) $\log_n Y = -3.263 * L + 0.0122 * S + 844,1$; 2) $\log_n Z = 2.137 * L + 0.0072 * S + 557,6$; dove: Y=consistenza degli Anatidae; Z=consistenza di *Fulica atra*; L=quota della superficie liquida (metri s.l.m.); S=km² di lago protetti. Per entrambe i modelli sono stati ottenuti elevati valori sia del coefficiente di determinazione ($r^2=0,876$, nel modello 1; $r^2=0,907$, nel modello 2), sia dei test t per il controllo di

significatività dei coefficienti delle variabili indipendenti (modello 1, variabile L: $t=4.155$, $p<0.005$; mod.1, var.S: $t=2.387$, $p<0.025$; mod.2, var.L: $t=5.044$, $p<0.005$; mod. 2, var. S: $t=2.625$, $p<0.025$; $g.l.=11$ in tutti i test).

Anche nel caso degli Ardeidae si nota una tendenza all'incremento. Gli andamenti delle due specie più numerose (*A. cinerea* e *E. garzetta*) sono correlati fra loro ($r=0.812$, $t=3.412$, $g.l.=6$, $p<0.02$). La dinamica osservata è almeno in parte riconducibile all'aumento del grado di protezione dell'area. Per *P. cristatus* e *P. carbo* si nota invece una chiara tendenza alla diminuzione. Anche in questo caso, gli andamenti sono correlati tra loro ($r=0.888$, $t=3854$, $g.l.=4$, $p<0,05$). La spiegazione più probabile del decremento è una possibile riduzione delle popolazioni ittiche; si osservano infatti correlazioni positive fra entità del pescato (dati inediti Azienda Sanitaria dell'Umbria, Serv. Veterinario USL n. 2, Area del Trasimeno) e consistenze delle due specie ($r=0.961$, $t=6.022$, $g.l.=3$, $p<0,01$, nel caso di *P. cristatus*; $r=0.960$, $t=4.818$, $g.l.=2$, $p<0.05$, nel caso di *P. carbo*).

Tab. 1. Sintesi dei risultati dei censimenti.

specie	min	max	media
<i>Podiceps cristatus</i>	490	2460	1148.3
<i>Phalacrocorax carbo</i>	547	2081	1293.2
<i>Botaurus stellaris</i>	0	1	0.5
<i>Ixobrychus minutus</i>	0	1	0.1
<i>Egretta garzetta</i>	7	31	16.4
<i>Casmerodius albus</i>	3	13	7.5
<i>Ardea cinerea</i>	20	116	76.3
Ardeidae (totale)	36	152	100.8
<i>Cygnus olor</i>	0	6	0.6
<i>Anser albifrons</i>	0	1	0.1
<i>Anser</i> sp.	0	18	2.8
<i>Anas penelope</i>	0	3554	1153.2
<i>Anas strepera</i>	0	1629	184.1
<i>Anas crecca</i>	0	700	214.7
<i>Anas platyrhynchos</i>	1	2131	378.2
<i>Anas acuta</i>	0	9	1.3
<i>Anas chlypeata</i>	0	115	35.1
<i>Netta rufina</i>	0	4	0.3
<i>Aythya ferina</i>	0	2116	411.9
<i>Aythya nyroca</i>	0	8	1.9
<i>Aythya fuligula</i>	0	157	26.8
<i>Bucephala clangula</i>	0	1	0.1
<i>Mergus serrator</i>	0	1	0.1
Anatidae non identif.	0	433	98.7
Anatidae (totale)	8	9422	2509.8
<i>Fulica atra</i>	686	54135	17087.8

LO SPAZIO

Dal radio-tracking alla biogeografia; metodologie comuni e problematiche differenziate nei diversi approcci all'analisi spaziale degli individui, delle popolazioni e delle specie

The systematics of the *Larus fuscus-cachinnans-argentatus* complex of forms: a review

PIERRE YÉSOU

ONC-Faune Sauvage, 53 rue Russeil, F-44000 Nantes (p.yesou@onc.gouv.fr)

The various taxa belonging to the 'Herring Gull' group of (sub)species, also known as the 'Large White-headed Gulls' (LWGs), are distributed all around the northern hemisphere. They often are given as an example of 'ring speciation', where various taxa supposedly have evolved following an eastward expansion of *Larus fuscus*: interbreeding can occur between neighbouring taxa (e.g. *heuglini* >< *vegae* = *taymirensis*), but the more geographically distant the taxa are from the ancestral form, the more they diverge, to the point that the form which closes the ring (*Larus argentatus*) has become specifically differentiated from the one at the outset of the ring.

This view, still largely publicised in scholar books, has however been challenged, and by the end of the 1990s genetic studies have clearly shown that the 'ring species' model does not hold in the case of LWGs. Also, the study of climate-induced changes in landscape at the continental scale suggests that isolation at glacial times, followed by (mostly) northward expansions between the ice periods, is a more likely scenario than the eastward expansion proposed for the 'ring species'.

Until now, however, genetics have been unable to sort out all the LWGs taxa, which appear to be closely related, and sometimes interbreed: a confirmation that they have evolved rather recently (which strengthens the importance of ice episodes in the emergence of new forms) and a suggestion that these taxa – at least some of them – may not have completed the speciation process yet. Being the present day limits of genetic approaches, we have to go back to more classical methods when trying to sort the LWGs out: particularly, phenotypic and biological studies can help understanding the relationships between these taxa. Such studies have markedly improved over the last 15 years or so, thanks to the combination of a world-wide infatuation for these birds, improvements in colour ringing techniques and optical equipment, and new access to Asian breeding grounds and magnificent museum collections within the former USSR.

From the recent publications, and unpublished own data, it appears that at least four species, possibly five, can be recognised at northern latitudes: the Herring Gull *Larus argentatus* (including subspecies *argenteus*), the Lesser Black-backed Gull *L. fuscus* (incl.

subspecies *graellsii* and *intermedius*, the later being of disputed value and considered as a synonym for *graellsii* by some), the West Siberian or Heuglin's Gull *L. heuglini*, the East Siberian or Vega's Gull *L. vegae* (the later two species interbreed over a limited area in the upper valley of the Yenissei river, resulting in a hybrid population known as *taymirensis*; the subspecies *birulai* is of weak value and better considered as a synonym for *vegae*). The North American Herring Gull *L.* (?) *smithsonianus* seems to be related to *vegae* (colonisation through the Bering ice bridge ?), and their relationships remain to be studied before it can be decided whether *L. smithsonianus*, which is genetically distant from *L. argentatus*, is a species in its own.

Forms breeding at southern latitudes have often been lumped as subspecies of *L. cachinnans*. It is now clear, however, that most are specifically distinct, and may even be more closely related to another species than to *cachinnans*. It is thus proposed to recognise the Yellow-legged Gull *L. michahellis*, the Caspian Gull *L. cachinnans*, the Armenian Gull *L. armenicus*, the Steppe Gull *L. barabensis* (the later two might be closer to *L. heuglini* than to *L. cachinnans*) and the Mongolian Gull *L. mongolicus* (which is more closely related to *L. vegae* than to *L. cachinnans*). Further studies are needed before to decide if *atlantis* from the Azores is a darker isolate of *L. michahellis*, or is a different species. Also, more studies are needed in order to appreciate the phenotypic variability within *cachinnans* (eastern versus western birds) and its systematic implications. Furthermore, the study of isolated populations (e.g. the 'Cantabrian' component of *L. michahellis*) will help to understand how they diverge from their parent (source) population.

This review, based on a 20-year interest in the LWGs complex of forms, remains one man's view. Some points are debatable, because of a still too poor knowledge, and many opportunities are left for studies (in genetics, phenotypic variability, and biology) to be carried out by both amateur and professional ornithologists, before the debate is closed.

Differenze tra colonie nella dispersione post-natale dei Gabbiani reali *Larus cachinnans michahellis* dell'Arcipelago Toscano

LAURA LEONE*, EMILIANO ARCAMONE, NICOLA BACCETTI, ENRICO MESCHINI
Centro Ornitologico Toscano - * via Romana 156, 55012 Capannori (LU)

Larus cachinnans michahellis è il gabbiano più numeroso nidificante nel bacino del Mediterraneo, dove almeno in parte risiede per tutto il corso dell'anno. Nell'Arcipelago Toscano si riproduce sulla totalità delle isole, con effettivi che già nei primi anni '90 superavano le 10000 coppie (Arcamone et al., questo conv.). Soprattutto in seguito all'aumento cui la popolazione globale è andata incontro negli ultimi decenni, si sono resi evidenti caratteristici e regolari spostamenti stagionali di individui verso zone anche esterne all'areale riproduttivo della specie (Carrera et al. 1993, Geroudet 1989). Questi movimenti, che sarebbero causati soprattutto dalla crisi di produttività che caratterizza nei mesi estivi gli strati superficiali delle acque del Mediterraneo (Margalef 1984, Le Mao e Yésou 1993), si manifestano soprattutto come un esodo a carico della componente giovanile della popolazione, ma nell'arco della vita degli individui si consolidano secondo schemi precisi tali da configurare il fenomeno come vera e propria migrazione (De Mesel 1990). Un totale di oltre 10000 pulli inanellati ha permesso non solo di confermare una forte tendenza alla dispersione postnatale anche per i gabbiani originari dell'Arcipelago Toscano, ma ha anche evidenziato differenze comportamentali legate alla località natale nelle segnalazioni ottenute soprattutto entro il primo anno di vita.

Metodi - Negli anni 1977-89 sono stati effettuati marcaggi di pulli con soli anelli metallici (n= 4098), senza seguire un preciso criterio numerico. Allo scopo di incrementare le segnalazioni, nel quinquennio 1990-94, su un totale di altri 6342 inanellamenti tradizionali, si sono aggiunti anelli di colore azzurro leggibili a distanza a 1588 soggetti equamente ripartiti tra le 5 isole più rappresentative (da Nord a Sud: CA= Capraia, CE= Cerboli, EL= Elba, MO= Montecristo e GI= Giannutri). Le segnalazioni qui analizzate sono state ottenute sia mediante segnalazioni casuali (parametri utilizzati: orientamento in gradi e distanza in km tra isola di origine e sito di segnalazione, frequenze in 5 diversi ambiti geografici europei), sia mediante sessioni di lettura di anelli appositamente organizzate in discariche sparse lungo il litorale toscano.

Risultati e discussione - L'orientamento delle rotte seguite dagli individui segnalati nel loro primo anno di età a partire dalle isole campione è molto marcato per le due isole più settentrionali (CA 323°, r= 0.86; CE 322°, r= 0.95; Rayleigh test p<0.01) mentre lo è più debolmente od in maniera non significativa nei casi restanti, tutti caratterizzati da una più accentuata componente Ovest (max. in GI: 045°, r= 0.52, p< 0.05). Le differenze tra i vettori sono significative non solo nei casi estremi (es. CA vs. GI, Watson U2 test, p< 0.01), ma anche tra le stesse CA e CE (p< 0.01). Le distanze di segnalazione hanno confermato l'esistenza di differenze, con valori mediani variabili tra i 127 km di GI e i 457 di CA. Anche la rappresentatività delle varie isole di origine tra le segnalazioni raggruppate per ampi settori geografici europei e riferite a soggetti di varie età marcati da anelli colorati differisce sostanzialmente, con una dominanza di CA nelle aree nord e centroeuropee (rispettivamente, 55% n= 18 e 35% n= 59) e di GI nel Tirreno centro-meridionale (72% n= 22). Anche a livello delle discariche toscane la rappresentatività delle diverse isole varia notevolmente.

La possibilità che le differenze osservate abbiano origine genetica (componente innata dell'istinto migratorio) andrebbe testata sperimentalmente. Due alternative appaiono peraltro possibili: che le differenze osservate nei giovani originino da tradizioni apprese dagli adulti di ciascuna colonia, o che siano le variabili topografiche e climatiche a indirizzare il percorso in maniera dipendente dalla posizione del sito di origine.

Bibliografia - Carrera E. et al. 1993. Proc. 2° Mediterranean seabird Symp., Calvià, March 21-26, 1989. SEO/ Birdlife, Madrid: 181-194. ● De Mesel D. 1990. De Giervalk, 80: 25-56. ● Geroudet P. 1989. Nos Oiseaux, 40: 153-172. ● Le Mao P. e Yésou P. 1990. Proc. 2° Mediterranean seabird Symp., Calvià, March 21-26, 1989. SEO/ Birdlife, Madrid: 135-145. ● Margalef R. 1984. La Recherche, 15 (158):1082-1094.

Spatial behaviour of the Little Bittern *Ixobrychus minutus*, implications for conservation

FRANCESCO PEZZO*, ANDREA BENOCCHI**

*EGI, Department of Zoology, University of Oxford, South Parks Road, OX1 3PS Oxford UK

**Dipartimento di Biologia Evolutiva, Università di Siena, Via P.A. Mattioli 4, 53100 Siena

The European population of the Little Bittern *Ixobrychus minutus* has shown a dramatic decline in recent years, and due to its scarcity, the difficulties of accessing its habitat and its secretive habits, it is still one of the least studied European birds. Because detailed information is lacking, guidelines for its conservation are broad and generic (Kushlan and Hafner 2000).

The aim of this project was to investigate the ecology of the Little Bittern, focusing on its spatial behaviour in order to describe the way in which the bird selects and uses the marshland habitat and hence to provide specific conservation guidelines.

The research was carried out from 1997-2000 at Montepulciano Lake (Siena), a fresh-water lake characterised by its extensive reed-bed borders and used as a water reservoir for agriculture. The technique used was radio-telemetry, which was thought to be the only technique that could be used to discover the bird's behaviour (Cempulink 1994). Twelve birds (six males and six females) were caught by mist-nets, equipped with a leg-mounted 4g radio tag (Biotrack), and subsequently tracked, by walking and canoeing, throughout the breeding season. Radio-telemetry data was analysed using the software ArcView and its extension Movement (Hooge and Eichenlaub 1999).

The size of the home-ranges ranged from 3.2 to 12.4 ha (Kernel LSCV) and were characterised by multi-modal distribution of the radio-locations with two or more areas intensively used by the birds. Feeding areas were located at the interface between the vegetation and the open water. Nesting areas were away from the feeding areas and were covered with dense vegetation, mostly uncut reeds at least eight years old. Home ranges showed a high degree of overlap between males.

In order to assess whether the Little Bittern was selecting some particular features of the vegetation when establishing the nesting site, a standardised sampling of the reed-bed was performed. By using quadrates of 1m², nine different characteristics of the reed-beds were

measured at 15 points known to be used as singing sites by the male and located in the core of the nesting areas, and at 15 random points in the continuous reed-bed. Data was used to build a logistic regression model that showed a preference for the reed-bed areas characterised by thick reed stems and a large proportion of dead stems.

The dispersion of the Little Bitterns' territories in an area of reed-bed of 30 ha was also monitored for four breeding seasons. During the study period the structure of the vegetation remained unchanged, while changes in water management lead to a lower water level in 1999 and 2000, compared with 1997 and 1998. As a consequence, the total number of breeding pairs decreased and the birds' territories shifted towards the centre of the wetland into positions that were possibly sub-optimal. The density of calling males, was highest in 1997-98 (0.79 ind/ha) and lowest in 2000 (0.31 ind/ha). During the four spring seasons of the census, the Nearest Neighbour Distance between the calling sites ranged from 36 to 232 m (mean 87.5±40.6 m; n=44) and remained fairly constant throughout the years, whereas the distance of the singing sites from the main water body showed significant variation (KW-test=11.52; df=3; P=0.009), decreasing from an average of 235±143 m in 1997 to 62±50 m in 2000.

The results of this research provide the first measures of the Little Bittern's home-range. The data also show that the over-extraction of water from the wet areas in spring and summer affects the presence and the pattern of territory distribution of this species.

We conclude that conservation measures of the wetlands in Southern Europe should be mainly focused on the control of water levels. Indiscriminate cutting of reed-beds should also be avoided.

References - Cempulink P. 1994. Vogelwelt 115:19-27. ● Hooge P.N., Eichenlaub B. 1999. Animal movement extension to Arcview. Ver 2.0. Alaska Biological Science Center, U.S. Geological Survey, Anchorage, AK, USA. ● Kushlan J.A., Hafner H. (Eds.) 2000. Heron Conservation. Academic Press, London & San Diego.

Scelta e qualità del territorio in un migratore neotropicale: l'importanza della struttura spaziale degli habitat

CLAUDIO CELADA

LIPU BirdLife Italia, Settore Conservazione, via Trento 49 - 43100 Parma

Disponibilità trofica (es. Verner 1964), tipo e struttura della vegetazione (es. Holm 1973) e qualità dei siti di nidificazione (es. Zimmerman 1966) sono in genere considerate le principali caratteristiche che influenzano la scelta e la qualità del territorio. L'importanza della struttura spaziale dell'habitat è stata raramente considerata nei precedenti studi su specie ornitiche. Questo studio analizza gli effetti della struttura spaziale dell'habitat – a tre scale spaziali (sito di nidificazione, territorio e paesaggio circostante) – sull'occupazione dei territori, la scelta dei territori e il successo riproduttivo di *Dendroica petechia*. L'area di studio è un paesaggio naturalmente frammentato, ossia composto da "patches" distinti di habitat. Nell'"aspen parkland" della Provincia dell'Alberta, in Canada, *Dendroica petechia* vive in piccoli "patches" di salice e di pioppo tremulo nordamericano (aspen) *Populus tremuloides* circondati dalla prateria. La specie si ciba di insetti che cattura nei "patches" di salice e di pioppo, ma nidifica esclusivamente nei "patches" di salice. La prateria non viene utilizzata da questa specie. Alcuni territori sono costituiti da più "patches" separati da habitat inospitale (la prateria).

Metodi - Nel 1995, 1996 e 1997, dall'inizio della stagione riproduttiva, circa 230 "patches" di salice e pioppo sono stati visitati ad intervalli di tre giorni per ottenere l'ordine cronologico di occupazione e la costanza di occupazione (da 0 a 3 anni) da parte dei maschi di *Dendroica*.

Per ciascun territorio sono state campionate la struttura della vegetazione e l'abbondanza di artropodi presenti nelle chiome. La struttura spaziale degli habitat (area, forma e posizione relati-

va dei "patches" dei diversi habitat) è stata misurata dopo aver ottenuto una mappa elettronica dell'area di studio, grazie all'utilizzo del software ArcView.

Risultati - L'occupazione (territorio occupato/non occupato) e la scelta del territorio sono state influenzate soprattutto dall'area e dalla forma dei "patches" di salice. La struttura della vegetazione e la disponibilità trofica sono risultate di scarsa importanza. Alla scala spaziale del sito di nidificazione, la superficie occupata da salice è risultata in media superiore intorno ai nidi rispetto a punti scelti casualmente, entro 5m, ma non entro 7, 10, 15 e 20 m. La struttura spaziale del paesaggio circostante il territorio non ha influenzato né l'occupazione né la scelta del territorio. Il successo riproduttivo di *Dendroica petechia* non è stato influenzato da alcuna delle variabili misurate. Tuttavia, i "patches" di salice più grandi erano caratterizzati da maggiore densità di artropodi. Si ipotizza quindi, che questi "patches" possano garantire un maggiore successo riproduttivo in anni caratterizzati da clima più rigido di quello registrato durante i tre anni dello studio. In tali condizioni la scarsità di cibo (la disponibilità di artropodi) potrebbe limitare il successo riproduttivo di *Dendroica petechia*.

Bibliografia - ARCVIEW GIS. 1996. Using ARCVIEW GIS. Environmental System research Institute. Inc., Redlands, California, USA. ● Holm, C. H. 1973. Ecology, 54:356-365. ● Verner, J. 1964. Evolution, 18:252-261. ● Zimmerman, J. L. 1966. Auk, 83:534-546.

Territorio ottimale nell'Allocco *Strix aluco*

PAOLO GALEOTTI, ROBERTO SACCHI, ANDREA MICHELI

Laboratorio di Eco-Etologia, Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, P.zza Botta 9 27100, Pavia

In molti uccelli territoriali esiste un'estrema variabilità intraspecifica nelle dimensioni del territorio. Oltre che da caratteristiche individuali, questa variabilità dipende in ultima analisi dalla quantità di risorse e/o dal numero di competitori conspecifici presenti in una data area (Myers *et al.* 1979, Davies 1984). In genere, questi due fattori tendono ad avere lo stesso effetto sul territorio, restringendo l'area difesa (Krebs 1971, Hooper *et al.* 1982, McFarland 1986). Il territorio ottimale dovrebbe comunque avere dimensioni che massimizzano la differenza positiva tra i costi della sua difesa e i benefici in fitness ottenuti con l'uso esclusivo delle risorse contenute. La dimensione ottimale di territorio dovrebbe tuttavia variare tra un'area e l'altra come effetto della variabilità delle risorse e del numero di competitori. Abbiamo pertanto esaminato se in *Strix aluco* esiste una dimensione ottimale di territorio analizzando contemporaneamente benefici e costi connessi alla difesa territoriale in una popolazione di questa specie insediata nel Parco di Monza.

Area di studio e metodi - Il Parco di Monza (Milano, Italia Settentrionale) ha un'estensione di 750 ha e presenta i tipici aspetti di un grande parco urbano: grandi prati alternati a filari di piante ornamentali e appezzamenti boscati di essenze autoctone, frutto di piantumazioni iniziate a metà '800. La naturalità dell'area è elevata e le piante mature dotate di cavità sono numerose. La popolazione di Allocchi presente raggiunge una delle più alte densità europee: 5.6 coppie/km².

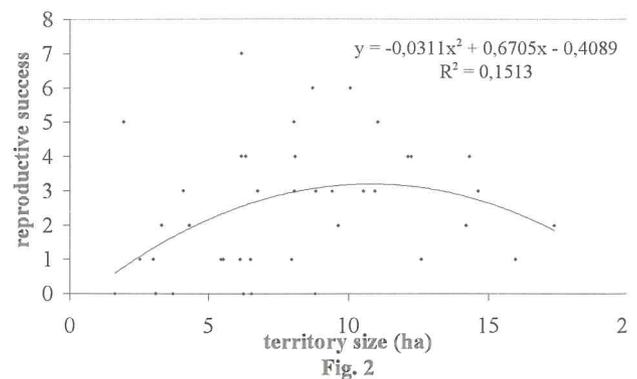
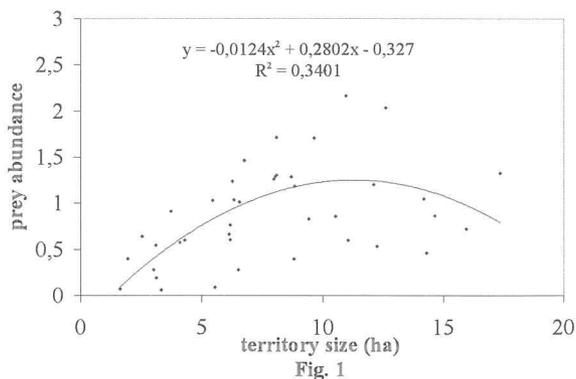
I territori sono stati definiti mediante mappaggio con il playback (Galeotti 1994) nel periodo 1996-2000. Per ogni territorio sono state misurate le seguenti variabili:

superficie (ha), perimetro (m), abbondanza di micromammiferi stimata attraverso trappolaggi stagionali su transetto, successo riproduttivo totale su tre anni (1998-2000), turn-over (cambiamento di proprietario), numero di competitori confinanti per metro lineare di perimetro. L'analisi di regressione è stata usata per investigare le relazioni tra dimensioni del territorio e le variabili sopracitate.

Risultati - La superficie media dei territori era di 8 ± 4.2 ha (range 1.6-17.3 ha). Le dimensioni del territorio aumentavano con l'abbondanza di prede (Fig. 1) e diminuivano con il numero di competitori, ma queste relazioni non erano lineari, bensì quadratiche. Ciò indica che la quantità di cibo era significativamente maggiore e la pressione dei competitori inferiore nei territori di dimensioni intermedie (ca. 11 ha). Inoltre, in questi territori il successo riproduttivo (calcolato come numero di piccoli involati sui tre anni) era massimo (Fig. 2) e il turn-over minimo.

Discussione - I risultati confermano che nella popolazione da noi studiata le dimensioni territoriali dipendono in larga misura dalla quantità di risorse e di competitori e indicano che, nel Parco di Monza, i territori con superficie di 11 ha possono essere considerati ottimali, perché garantiscono il massimo scarto tra costi e benefici della difesa.

Bibliografia - Davies N. B. 1984. Behavioural ecology, an evolutionary approach II: 148-169. ● Galeotti P. 1994. J. Zool., Lond., 234: 641-658. ● Hooper R. G. *et al.* 1982. Auk, 99: 675-682. ● Krebs J. R. 1971. Ecology 52: 2-22. ● McFarland D. C. 1986. Emu 86: 180-185. ● Myers J. P. *et al.* 1979. Auk 99: 551-561.



Spatial distribution of Thrushes *Turdus* spp. ringed abroad and shot in Italy

ALESSANDRO ANDREOTTI, LIONELLO BENDINI, FERNANDO SPINA
I.N.F.S., via Cà Fornacetta 9 - 40064 Ozzano Emilia (BO)

Recoveries of shot birds are strongly influenced by spatial variation in hunting activity and reporting rate; in order to assess the influence of these parameters, a compared analysis of the recoveries of *Turdus merula*, *T. pilaris*, *T. philomelos* and *T. iliacus* has been carried out. In Italy a special need for such analyses originates from the weak links between hunters and hunting areas and the absolute lack of any kind of bag statistics, despite both national and international legislation clearly state the requirement for such basic knowledge.

Methods - The data set stored at the Italian Ringing Scheme refers to 3,272 foreign-ringed thrushes shot or caught in Italy (EURING code finding circumstances 10, 11, 12, 19, 20, 21). Density classes have been calculated using the formula $\ln(n \text{ recoveries/area in ha} \cdot 10^6)$, taking into account the recoveries of the four species for each region. The contribution of each species to the total amount of recoveries has been evaluated in the 11 regions with the largest data sets, while the median co-ordinates for every species-specific data set have been determined following Perdeck and Clason (1982). In the analysis, the Apennine ridge has been considered as the limit between the Tyrrhenian and the Adriatic (Po Valley included) areas.

Results - The distribution of recoveries shows that most ringed Thrushes are killed in Liguria, Lombardia, Veneto and Central Italy, the density of recoveries significantly decreasing further to the south. However, high concentrations of recoveries are observed also at lower latitudes along the western coast. The specific composition of the regional data sets varies considerably

on a geographical basis ($\chi^2=962$, $P<0.01$ d.f.=36, Fig. 2). *T. pilaris* shows the most uneven distribution, with over 89% of recoveries north and east of the Apennines; on the contrary, *T. philomelos* becomes the dominant species in the southern and western regions (70% of in the Tyrrhenian area). *T. iliacus* and especially *T. merula* have a more uniform distribution. Median co-ordinates confirm the observed inter-specific differences.

Discussion - The pattern of recoveries suggests a substantial uniformity of hunting pressure in central and northern Italy, although hot spots (Liguria, Toscana, Prealps of Lombardia and Veneto) alternate with lower intensity areas (Po Plain, Valle d'Aosta and north-western Piemonte) (cf. Toschi, 1933). The complementary distribution of *T. pilaris* and *T. philomelos* can be better explained by different migratory strategies than by different recovery/reporting rates, since no available information suggests a significant difference in hunting pressure between the Tyrrhenian and Adriatic areas. The progressive southward and eastward decrease in the total amount of records could be due to the passage of populations originating from (or migrating through) areas with low ringing activities (Andreotti *et al.* 1999). The scanty recoveries do not allow to identify highest hunting pressure areas in southern Italy.

References - Andreotti A., Bendini L., Piacentini D., Spina F. 1999. Vogelwarte, 29: 33-44. ● Perdeck A.C., Clason C. 1982. Proc. 2nd Tech. Meeting on Western Palearctic Migratory Birds Management: 65-88. ● Toschi A. 1933. Ric. di Zool. Appl. Caccia VII.

Classificazione dei popolamenti di uccelli nidificanti in un mosaico agrario della Toscana

LORETTA LAPINI*, GUIDO TELLINI FLORENZANO* **

*Centro Ornitologico Toscano, **via Borghi 70, I 52011 Bibbiena (AR), tellini@elledi.it

Introduzione, area di studio e metodi - Il comune di Capolona (4740 ha, provincia di Arezzo) comprende aree collinari (230-700m s.l.m.) caratterizzate da un complesso mosaico di boschi, coltivi, vigneti, ecc. In questo territorio abbiamo condotto, nel 1986, un censimento degli uccelli nidificanti con il metodo delle stazioni di ascolto (15' ripetuti due volte). Le 98 stazioni erano localizzate sui centri di una maglia esagonale (750 m l'una dall'altra).

Abbiamo classificato le stazioni mediante Cluster Analysis (metodo UPGMA sull'indice di similarità), eseguita sulla matrice di tutte le specie nidificanti, individuando poi il numero ottimale di cluster secondo Podani (1993). Per individuare le caratteristiche dei popolamenti così ottenuti, abbiamo confrontato le abbondanze delle specie tra i cluster (test di Mann-Whitney), mentre, per individuare le differenze ambientali tra i cluster, abbiamo confrontato parametri ambientali (altitudine, pendenza, esposizione, intensità del rilievo, con il test di Mann-Whitney; litologia e clima, col test chi quadrato) e di uso del suolo (tipologia di uso del suolo e composizione di boschi ed arbusteti, mediante il test chi quadrato), ricavati dall'Inventario Forestale della Toscana (Hofmann *et al.* 1998).

Risultati e discussione - Le stazioni di rilevamento sono state classificate in 8 cluster. Due di questi ("A", 36 stazioni, e "C", 50 stazioni) comprendono la maggior parte (88%) del campione, e presentano tra loro le seguenti differenze:

Il cluster A, rispetto al C, è caratterizzato da maggiori altitudine, pendenza ed intensità di rilievo, esposizioni più fredde, differenze nell'uso del suolo (54% di bosco contro 25%; 28% di arbusteti contro 11%; 3% di olive e vigneti contro 16%; assenza di aree urbanizzate contro 4%) e nella composizione di boschi ed arbusteti (maggiore % di *Castanea sativa*, minore % di *Rubus* sp.). Tutte le differenze citate sono statisticamente significative ($p < 0.01$).

Da un punto di vista ornitologico, nel cluster A sono maggiori le abbondanze di 12 specie (*Picus viridis**; *Troglodytes troglodytes****; *Erithacus rubecula****; *Turdus merula***; *T. viscivorus****; *Sylvia cantillans****; *S. atricapilla**; *Phylloscopus collybita****; *Aegithalos caudatus***; *Parus caeruleus****; *Sitta europaea**; *Garrulus glandarius****; * = $p < 0.05$; ** = $p < 0.01$; *** = $p < 0.001$), mentre sono inferiori quelle di altre 18 (*Streptopelia turtur**; *Apus apus***; *Jynx torquilla****; *Lullula arborea**; *Alauda arvensis**; *Hirundo rustica***; *Motacilla alba**; *Luscinia megarhynchos***; *Saxicola torquata****; *Cettia cetti**; *Lanius senator**; *Corvus c. cornix**; *Passer italiae****; *P. montanus****; *Serinus serinus****; *Carduelis chloris****; *C. carduelis***; *Emberiza cirrus**).

Gli altri sei cluster riguardano situazioni ambientali particolari, e sono localizzati tutti ai margini dell'area studiata.

I cluster A e C individuano, quindi, due tipi di mosaico ambientale: la prima (A) individua un paesaggio più "montano", più boscoso e meno antropizzato, l'altra (C), è caratterizzata, tra l'altro, dalla tipica presenza di oliveti e vigneti. Parallelamente, nella prima, sono più abbondanti le specie ornitiche forestali e meno termofile. Va notato che, da un punto di vista spaziale, le due tipologie sono distribuite in modo regolare sul territorio, individuando aree omogenee, grossolanamente corrispondenti ai versanti contrapposti dei bacini che interessano il comune.

Il metodo di analisi presentato, quindi, sembra in grado di fornire elementi di interpretazione per l'analisi dei popolamenti di uccelli in situazioni ambientali complesse.

Bibliografia - Hofmann A., Goretti D., Merendi G.A., Tabacchi G., Vignoli M. & Bernetti G. 1998. L'inventario forestale. Regione Toscana, Giunta Regionale, Firenze. ● Podani J. 1993. SYN-TAX-pc. Computer programs for multivariate data analysis in Ecology and Systematics. Scientia Publishing, Budapest.

L'orientamento migratorio autunnale del Fringuello *Fringilla coelebs* sulle Prealpi bergamasche

CLAUDIA ADAMO, N. EMILIO BALDACCINI

Dipartimento di Etologia, Ecologia ed Evoluzione, Università di Pisa, Via Volta 6, Pisa

A dispetto di un ampio quadro di studio sull'orientamento degli uccelli migratori notturni, pochi sono i contributi dedicati ai meccanismi di orientamento dei migratori diurni. Tra i problemi a monte, causa di questa differenza, vi è la difficoltà di individuazione dei momenti più opportuni per compiere gli esperimenti, e di conseguenza l'ottenimento di una effettiva risposta orientata. Infatti per uccelli che limitano i propri spostamenti alle ore di luce è difficile individuare una *Zugunruhe*, sovrapponendosi questa alla normale attività locomotoria giornaliera dell'animale. Gli studi finora condotti sui migratori diurni testimoniano un'analogia con i meccanismi bussolari dei notturni, confermando una priorità del campo magnetico rispetto ad altri reperi di natura visiva, quali il sole e la luce polarizzata (Muheim *et al.* 1999). In questo studio si è voluto analizzare in maniera esplorativa l'orientamento del Fringuello, in condizioni di cielo sereno e coperto, per esaminare l'influenza del sole e la validità metodologica dell'utilizzo degli imbuto di Emlen.

Materiali e metodi - I Fringuelli, catturati nel corso della migrazione autunnale presso la stazione ornitologica La Passata (BG), sono stati testati la mattina seguente alla cattura, 1 ora dopo l'alba. Ogni animale è stato saggiato una volta sola in una delle due condizioni sperimentali, per una durata di permanenza nell'imbuto di Emlen di 30 minuti. Per i test statistici utilizzati si rimanda a Batschelet (1981). L'ammontare di grasso degli animali è stato misurato secondo la scala di Kaiser (1993), e l'indice delle condizioni fisiologiche è stato calcolato secondo quanto indicato da Brown (1996).

Risultati e discussione - Sia in condizioni di cielo sereno che coperto, i Fringuelli si orientano in maniera significativa nella direzione opposta a quella attesa per quest'area in autunno (sereno: $n=8$ $a=101^\circ$ $r=0.68^*$; coperto: $n=29$ $a=86^\circ$ $r=0.58^{***}$). Confrontando le distribuzioni degli

animali classificati come magri e grassi non vi sono differenze significative nella scelta della direzione migratoria, ma gli animali grassi si mostrano molto più concentrati ($r=0.96$ vs. 0.56). Da un confronto basato sull'indice di condizioni fisiologiche appare chiaro un gradiente di dispersione che aumenta col peggiorare delle condizioni dell'animale. Non vi sono infine differenze nell'orientamento tra giovani ed adulti.

L'apparente effetto fototattico che emerge nel gruppo saggiato a cielo sereno, non trova riscontro nel comportamento del gruppo testato a cielo coperto, che godeva di omogenee condizioni di luminosità d'orizzonte. La possibilità di un fenomeno di retromigrazione, frequente nei migratori "corti" e giustificato dalle cattive condizioni metereologiche, è da tenere in considerazione per entrambi i casi; la particolare disposizione dell'area (un valico con orientamento E-O) potrebbe inoltre aver fatto coincidere la direzione di retromigrazione con quella del sole nascente, per cui ulteriori esperimenti condotti ad ore successive potranno chiarire se si tratta o meno di un fenomeno fototattico. Il confronto tra animali in differenti condizioni fisiche e di grasso evidenzia come gli animali in migliori condizioni siano più orientati all'interno del cono, indicando una scelta direzionale ben precisa anche se opposta alla rotta autunnale e la conferma di una relazione, più volte riscontrata in letteratura, tra condizioni fisiologiche ed orientamento.

Infine dal punto di vista metodologico sia le scelte temporali che gli imbuto di Emlen risultano validi nell'ottenere una risposta statisticamente orientata.

Bibliografia - Batschelet E. 1981. Circular statistic in biology. ● Brown M.E. 1995. *Curr. Ornithol.* 13:67-121. ● Kaiser A. 1993. *J. Field Ornithol.* 64:246-255. ● Muheim R. *et al.* 1999. *Ethology* 105:97-111.

Il Picchio dorsobianco nell'Appennino: tecniche di ricerca e nuove aree di indagine¹

MAURO BERNONI

Scaletta di Piazza Padella 6 – 00062 Bracciano (Roma) – E-mail mbernoni@inwind.it

¹ Ricerca svolta con il finanziamento del C.S.E.A. del P.N. d'Abruzzo – 67032 Pescasseroli AQ

Introduzione - Le recenti ricerche hanno evidenziato, sia in Italia, sia in altre aree, come la sottospecie meridionale del Picchio dorsobianco (*Picoides leucotos ilfordi*) risulti più diffusa di quanto inizialmente ritenuto e che la sua rarità sia dovuta alla scarsità delle ricerche in aree idonee, ed alla difficoltà di localizzarla. I recenti ritrovamenti nell'area degli Ernici-Simbruini e del Terminillo-Nuria-Giano (Bernoni 1999) confermano che l'areale italiano è più esteso del solo P.N. d'Abruzzo.

Area di studio e metodi - Tra il 1995 ed il 2000 sono state prese in esame una serie di località dell'Appennino e delle Alpi italiane che, per caratteristiche ambientali e distribuzione delle foreste, nonché per le segnalazioni precedenti, suggerivano una possibile presenza della specie. La scelta si è basata, sulla contiguità con le aree occupate del Parco Nazionale d'Abruzzo e dei Monti Ernici-Simbruini e sulle segnalazioni in letteratura per le aree Majella e Velino-Sirente. Tali aree sono, suddivise per area geografica:

Alpi orientali: Foreste Dem. di Tarvisio (contiguità con aree occupate della Slovenia ed Austria)

Appennino settentrionale: P.N. Foreste Casentinesi (segnalazioni dubbie)

Appennino centrale: Gran Sasso-Laga, M.ti Lucretili, Velino-Sirente, Majella, Abetine al confine Abruzzo-Molise

Appennino meridionale: Matese (ambiente favorevole in parte), Gargano (segnalazioni non confermate: Di Carlo 1965), Vulture (segnalazioni dubbie).

Risultati - Le indagini svolte sono risultate del tutto negative, con esclusione di un'unica osservazione di un maschio adulto (aprile 1998) sul versante NE del Velino. Il livello di approfondimento della ricerca non è stato lo stesso in tutte le aree ed in alcuni in casi sono in programma ulteriori indagini (anche in aree ancora non indagate), sia per il limitato impegno profuso, che per le favorevoli condizioni riscontrate (Foreste Tarvisiano, Casentinese, Carnia, Foresta del Consiglio, M.te Sirino), sia per alcune nuove segnalazioni emerse nel frattempo (Calabria).

Discussione - L'aspetto più rilevante è certamente rappresentato dalla messa a punto di una metodologia di

indagine che consente, anche in aree piuttosto vaste, di lavorare con sufficiente attendibilità e precisione. L'elusività della specie, difficile da osservare a causa di densità molto basse e della scarsità di manifestazioni vocali, può essere infatti superata:

1) selezionando per la propria indagine aree campione di faggete mature o quanto meno di alto fusto, situate a quote comprese tra 1100 e 1800 metri (*range* dei nidi reperiti in Italia). Tale operazione può essere fatta anche su base cartografica o esaminando foto aeree ed ortofoto che consentono una lettura attendibile delle caratteristiche boschive;

2) tenendo conto che superfici di bosco isolate o discontinue tra poche decine ed un centinaio di ettari non sono idonee alla riproduzione della specie, che è stata trovata soltanto in complessi boschivi estesi e continui con netta prevalenza di faggete;

3) considerando che la netta maggioranza dei nidi è stata reperita su piante mature, vecchie, marcescenti o comunque su individui arborei che non mostravano condizioni sanitarie perfette;

4) considerando che il periodo migliore per individuare il tipico tambureggiamento della specie, più lungo di quello del picchio rosso maggiore e accelerato sul finire, è collocato tra la seconda metà di marzo e la fine di aprile;

5) tenendo presente che il momento in cui è più facile reperire il nido è comunque la fase che precede l'invollo quando i piccoli ormai cresciuti, sono estremamente chiassosi (fine maggio-metà giugno);

6) essendo in grado di riconoscere le dimensioni (maggiori degli altri picchi rossi), la colorazione (rosso sul vertice esteso e diagnostico nel maschio, assenza del dorso bianco (!) e fitta barratura del dorso presente nei 2 sessi);

Le estese faggete dell'area tra la Campania, la Basilicata e la Calabria, anche in considerazione della presenza della specie in analoghi ambienti Greci e Spagnoli collocati a latitudini simili, unitamente a segnalazioni dubbie ed alla scarsa conoscenza delle aree montane, suggeriscono un approfondimento delle indagini seguendo le indicazioni metodologiche proposte.

Bibliografia - Bernoni M. 1999. Avocetta, 23:103.

Distribuzione di Anatidae e Folaga *Fulica atra* nelle valli da pesca della Laguna di Venezia

MAURO BON, CECILIA SOLDATINI

Museo civico di Storia Naturale di Venezia, S. Croce 1730, 30135 Venezia

I dati raccolti dal 1993 al 2001 durante i censimenti dell'avifauna acquatica svernante nella laguna di Venezia costituiscono una serie storica dalla quale si possono trarre considerazioni indicative per la gestione dell'ecosistema lagunare. I censimenti vengono effettuati secondo le metodologie standardizzate a livello internazionale, utilizzando le unità di rilevamento proposte dall'INFS (Baccetti e Serra 1994; Serra *et al.* 1997). Per le metodologie adottate nei censimenti si veda Bon e Cherubini (1999).

Area di studio e metodi - Le valli da pesca hanno un'estensione totale di 10597 ha, circa 1/5 dell'intera area lagunare. A causa della loro separazione dal bacino lagunare, le variazioni di salinità nelle valli non seguono i regolari ritmi delle maree o dei naturali apporti fluviali; la chiusura delle valli ha infatti portato ad una caratterizzazione di alcuni biotopi con una maggior presenza di ambienti dolci o debolmente salmastri. La modificazione del paesaggio, con scarsità di velme e barene e abbondanza di vasche e ambienti ripariali, porta generalmente un vantaggio per gli uccelli nuotatori e uno svantaggio per i limicoli; infatti le valli ospitano mediamente circa il 97% degli Anatidae svernanti in laguna.

Sono stati analizzati i dati riguardanti *Fulica atra* e le 10 specie di Anatidae più abbondanti in laguna, riportate in ordine di abbondanza: *Anas crecca*, *A. platyrhynchos*, *A. penelope*, *A. clypeata*, *A. acuta*, *Aythya ferina*, *Tadorna tadorna*, *Mergus serrator*, *Bucephala clangula*, *A. strepera*. Per analizzarne la distribuzione, sono state calcolate le densità medie di ciascuna specie nelle singole unità territoriali e su questa base sono stati attuati procedimenti statistici più approfonditi, partendo dai più comuni indici ecologici e terminando con una cluster analysis di tipo gerarchico aggregativo. Per effettuare un'analisi territoriale basata sulla copertura vegetale e sulle caratteristiche morfologiche è stata reperita un'immagine satellitare Landsat 5, risalente all'agosto 1998. Sulla base della classificazione ottenuta, utilizzando la cluster analysis, è stato possibile effettuare un'analisi statistica delle caratteristiche ambientali riscontrate utilizzando un sistema informativo geografico G.I.S., riproducendo poi i risultati delle analisi con carte tematiche.

Risultati e discussione - Si sono ottenute due carte tematiche, la prima sulla base della distribuzione delle specie analizzate, la seconda relativa alla classificazione delle tipologie ambientali. Dall'analisi della prima carta si possono dedurre le scelte operate dalle popolazioni di Anatidae; in base alla densità delle diverse specie si sono distinti 6 gruppi di valli accomunati da caratteristiche ecologiche confrontabili, intese come unione dei fattori: disturbo antropico, tipologie vegetazionali e ambientali, disponibilità alimentare. Comparando però quest'immagine a quella raffigurante il risultato della cluster effettuata sulla base della classificazione delle principali tipologie ambientali, si notano sostanziali differenze che evidenziano l'importanza di altri fattori non considerati. Una spiegazione possibile è da ricercarsi nella forte esigenza di sicurezza avvertita dagli anatidi nel periodo dei censimenti (Tamisier *et al.* 1999). Sarà quindi interessante, in base ai risultati fin qui ottenuti, confrontare le scelte gestionali effettuate nelle singole valli, per la maggior parte gestite da privati e utilizzate per l'attività venatoria. Tenendo comunque presente che la pressione venatoria nelle valli è inferiore a quella nella laguna aperta (Bon e Cherubini 1998) si potranno confrontare valli dalle caratteristiche ambientali simili e densità di anatidi differenti cercando di interpretare le esigenze dell'avifauna e di scorgere suggerimenti per un'oculata gestione.

Bibliografia - Baccetti N., Serra L. 1994. INFS, Doc. tec. 17. ● Bon M., Cherubini G. 1998. Boll. Mus. civ. St. Nat., 48 (suppl.): 37-43. ● Bon M., Cherubini G. (eds.) 1999. I censimenti degli uccelli acquatici svernanti in provincia di Venezia, Provincia di Venezia. ● Serra L., Magnani A., Dell'Antonia P., Baccetti N. 1997. Biol. Cons. Fauna, 101. ● Tamisier A., Dehorter O. 1999. Camargue Canard et Foulques fonctionnement et devenir d'un prestigieux quartier d'hiver. Centre Ornithologique du Gard, Nîmes.

Effetti dell'attività venatoria sull'abbondanza e la distribuzione dell'avifauna acquatica svernante lungo il fiume Po

LAURA BONTARDELLI*, DIEGO RUBOLINI*, GIUSEPPE BOGLIANI**

*ECOS S.A., Via L. Spallanzani 15, 27100 Pavia

**Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, P.zza Botta 9, 27100 Pavia

Le popolazioni di uccelli selvatici possono rispondere in vario modo alle attività antropiche. In particolare, l'attività venatoria può avere svariati effetti sull'avifauna, sia attraverso il prelievo diretto sia attraverso il disturbo legato allo svolgimento dell'attività venatoria stessa (Madsen e Fox 1995). In questo studio abbiamo focalizzato il nostro interesse sugli effetti del disturbo legato all'attività venatoria sulla distribuzione e l'abbondanza delle popolazioni di uccelli acquatici svernanti lungo il corso del fiume Po nel territorio della provincia di Pavia.

Materiali e metodi – Abbiamo censito gli uccelli acquatici mensilmente da imbarcazione nel periodo novembre 1999 - marzo 2000. Il corso del fiume interessato (80 km) è stato suddiviso in tratti da 1 km, nei quali sono state misurate alcune variabili ambientali (ampiezza media del fiume, ampiezza max della fascia di vegetazione naturale, superficie delle acque laterali rispetto al corso principale, superficie delle isole). Gli uccelli acquatici sono stati contati per tratto. I tratti del fiume sono stati classificati in protetti ($n = 11$) e non protetti ($n = 69$) e il periodo di studio è stato suddiviso in stagione venatoria (3 censimenti, nov-gen) e non (2 censimenti, feb-mar). Abbiamo quindi calcolato un conteggio medio per ogni tratto per le 2 stagioni (venatoria-non venatoria). Nell'analisi i conteggi medi per tratto sono stati considerati come indipendenti.

Risultati e discussione – Nelle analisi abbiamo considerato solo alcune specie presenti con una buona consistenza per tutto il periodo delle osservazioni, in particolare *Anas platyrhynchos*, *Phalacrocorax carbo*, *Egretta garzetta* e *Ardea cinerea*. Durante la stagione venatoria, il numero mediano di *A. platyrhynchos* per tratto era significativamente inferiore nei tratti non protetti (mediana = 0) rispetto ai tratti protetti (mediana = 3.3) (M-W U test, $p < 0.0001$), mentre nel periodo successivo alla stagione venatoria non si è riscontrata nessuna differenza (rispettivamente, mediana = 6 e mediana = 12, M-W U test, $p > 0.1$). Il numero mediano di

individui per le altre specie non ha mostrato variazioni significative tra i tratti protetti e non protetti in entrambi i periodi. Nessuna delle variabili ambientali considerate ha influenzato il numero di *A. platyrhynchos* osservato per tratto in entrambi i periodi. La distribuzione delle altre specie sembra essere invece influenzata da alcune delle variabili considerate, in entrambi i periodi. Durante il periodo successivo all'attività venatoria, inoltre, si ha un incremento del numero mediano complessivo di individui per km per *A. platyrhynchos*, una diminuzione per *Ardea cinerea*, mentre le altre specie non hanno subito variazioni numeriche significative.

Apparentemente, tra le specie considerate, solo la distribuzione di *A. platyrhynchos*, sottoposta a un intenso prelievo nell'area di studio (Bontardelli e Bogliani 2000), sembra essere influenzata dall'attività venatoria. Durante la stagione venatoria, *A. platyrhynchos* era concentrata quasi esclusivamente nei tratti protetti (11 km) ($n = 671$ individui in media), con una densità pari a 61 ind/km, mentre nei tratti non protetti (69 km) sono stati censiti in media 53 individui (densità = 0.76 ind/km). L'aumento di individui durante il periodo successivo alla stagione venatoria potrebbe essere legato all'inizio della stagione migratoria della specie: il numero di *A. platyrhynchos* contattati ha avuto un incremento in gennaio e febbraio, per calare poi in marzo, con l'inizio dell'attività riproduttiva. Le altre specie non sembrano invece risentire in modo sensibile dell'attività venatoria.

Ringraziamenti – Si ringrazia il personale di vigilanza della Provincia di Pavia per l'aiuto fornito durante le attività di campo.

Bibliografia - Bontardelli L. e Bogliani G. 2000. Integrazione delle azioni provinciali nelle politiche generali di conservazione faunistica. Amm. Prov. Pavia e Dip. Biol. Animale, Univ. di Pavia. ● Madsen J. e Fox A.D. 1995. J. Wildl. Biol., 1: 193-207.

Fattori ecologici e sociali che influenzano la distribuzione spaziale degli uccelli acquatici in un invaso artificiale

TOMMASO CAMPEDELLI*, GUIDO TELLINI FLORENZANO** ***

*Dipartimento di Ecologia Animale della Specola, via Romana 17, Firenze, e-mail tcamped@tin.it

Centro Ornitologico Toscano - *via Borghi 70, 52011 Bibbiena (AR), e-mail tellini@elledi.it

L'invaso artificiale di S. Barbara (specchio d'acqua circa 90 ha) deriva dall'allagamento di una miniera a cielo aperto abbandonata. Le caratteristiche ambientali che lo caratterizzano, unite al regime di divieto di caccia, ne fanno una delle zone umide di maggior interesse per gli uccelli acquatici nella provincia di Arezzo (Tellini Florenzano *et al.* in stampa).

Per definire in dettaglio l'ecologia dei popolamenti di uccelli acquatici che frequentano questa area, a cadenza quindicinale, a partire dal giugno 2000, abbiamo censito tutti gli uccelli acquatici (*sensu* Serra *et al.* 1997) presenti nell'invaso, riferendo ogni contatto a quadrati di 1 ha, registrando l'attività (alimentazione, *roost* temporaneo, comportamenti riproduttivi) di ciascun individuo o gruppo. Al momento di ciascun rilievo abbiamo rilevato il livello dell'acqua, tramite un'asta graduata fissa impiantata sul terreno.

A partire dalla digitalizzazione di una carta tecnica (scala 1:2.000, equidistanza delle curve di livello 1 m), abbiamo predisposto, per l'intero invaso e per le aree immediatamente limitrofe, un modello digitale del terreno (DTM), ottenendo, per celle di 1 m, la quota sul livello del mare e quella relativa al livello dell'acqua al momento del rilievo. Da questo abbiamo derivato, sempre per celle di 1 m, la pendenza e la distanza dalla sponda.

Abbiamo analizzato le preferenze ambientali mediante regressione multipla ("Stepwise selection"), usando i seguenti parametri ambientali (calcolati per ciascun quadrato di 1 ha): % di acqua libera, livello medio dell'acqua, % di acqua con livello 0-1 m; % acqua livello 1-2 m; % acqua livello >2 m; pendenza del fondo; lunghezza della sponda, distanza media dalla sponda.

In questa sede presentiamo le analisi delle preferenze ambientali eseguite sui dati del gennaio 2001, relativi alle specie più abbondanti (*Anas crecca*, n. = 589; *Anas platyrhynchos*, n. = 234; *Fulica atra*, n. = 211), all'insieme delle anatre di superficie in alimentazione (n. =

532) o in *roosting* (n. = 231), all'insieme degli uccelli acquatici (n. = 1389), ed infine agli uccelli acquatici in alimentazione (n. = 873) ed in *roosting* (n. = 374). Per le tre specie citate abbiamo incluso nel modello, in una seconda analisi, anche il numero di altri uccelli acquatici presenti nel quadrato.

I modelli ricavati dalle analisi dimostrano un effetto positivo della distanza dalle sponde (per *Anas crecca* e per l'insieme degli uccelli acquatici), della lunghezza delle stesse (per uccelli acquatici e anatre di superficie in alimentazione ed in *roosting*) e negativa del livello dell'acqua (per *Fulica atra*). Questi modelli sono in grado di spiegare solo una piccola parte della variabilità (r^2 compreso tra 0.035 e 0.12). Se si considerano le analisi eseguite includendo gli altri uccelli acquatici, questi ultimi sono sempre entrati nei modelli, portando ad un sensibile incremento di r^2 (0.489 per *Anas crecca*; 0.432 per *Anas platyrhynchos*; 0.234 per *Fulica atra*).

All'interno dell'area, quindi, le caratteristiche ecologiche prese in esame non sembrano influenzare molto l'uso dello spazio da parte degli uccelli acquatici, mentre un ruolo decisivo sembra giocato dalla aggregazione interspecifica. Sebbene non abbiamo ancora preso in esame l'effetto delle variabili vegetazionali (che interesseranno le analisi future), parrebbe quindi che, all'interno di un'area piccola e omogenea, la distribuzione spaziale degli uccelli acquatici fosse determinata soprattutto da fattori di tipo sociale, legati all'aggregazione tra specie diverse, più che dalle caratteristiche microambientali.

Bibliografia - Serra L., Magnani A., Dall'Antonia P., Baccetti N. 1997. Biol. Cons. Fauna, 101: 1-312. ● Tellini Florenzano G., Bertocci R., Cursano B., Lapini L., Valtriani M. in stampa. Biol. Cons. Fauna.

Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Naturale del Monte San Bartolo (PS): risultati preliminari

LINO CASINI*, MASSIMO LANDI**, MASSIMO PANDOLFI**

*Via del Ciclamino 10, 47900 Rimini, lino.casini@tin.it

**Istituto di Scienze Morfologiche, Laboratorio di Zoologia, Università degli Studi di Urbino, Via M. Oddi 21, 61029 Urbino (PS)

Scopo della presente indagine è definire la distribuzione delle specie sulla base di unità di rilevamento (u.r.) di 500 m di lato. L'indagine è finalizzata alla definizione delle linee di gestione per l'avifauna prevista dal piano di gestione dell'Ente Parco.

Area di studio e metodi - Il Parco Naturale Regionale del Monte San Bartolo (1597 ha) è situato nella porzione più settentrionale della costa marchigiana ed è interamente compreso nel territorio della provincia di Pesaro-Urbino (43°56'N; 12°48'E). Il territorio è costituito da una fascia costiera, con quote massime di 222 m; l'ambiente comprende relitti di boschi mesofili, boschetti termoxerofili, conifere mediterranee ed estesi cespuglieti a *Spartium junceum* sulle sommità dei rilievi. La fascia interna è occupata da un esteso mosaico di coltivazioni.

La metodologia utilizzata si basa principalmente su quella standardizzata a livello nazionale proposta per il Progetto Atlante Italiano (Meschini e Frugis 1993. Suppl. Ric. Biol. Selv., 20). L'unità cartografica utilizzata per la realizzazione dell'atlante è costituita da moduli di 500 m di lato (suddivisione del reticolo chilometrico Gauss-Boaga della Carta Topografica Regionale 1:25.000). I dati sono stati raccolti nella stagione riproduttiva 2000. Per l'elaborazione dei dati e la realizzazione delle carte di distribuzione è stato realizzato un GIS tramite integrazione tra database e MicroStation 95.

Risultati e discussione- *Copertura*. Il territorio del Parco ricade in 100 moduli di 500 m di lato; di questi, ne sono stati considerati per le ricerche 85 (moduli con almeno il 10% di territorio compreso nel Parco = u.r.). Dopo la prima stagione riproduttiva, l'avifauna è stata rilevata in 60 u.r.

Ricchezza. Sono state rilevate complessivamente 50 specie nidificanti di cui 47 certe (94.0%), 1 probabile (2.0%) e 2 eventuali (4.0%). Le specie di non-Passeriformi sono 15 mentre i Passeriformi sono 35. Il numero massimo di specie per u.r. è 26, il numero minimo è 6, il numero medio è 15.2. 46 u.r. hanno ricchezza compresa tra 10 e 19 specie, 8 u.r. hanno ricchezza compresa tra 20 e 26 specie mentre solo in 6 u.r. si sono rilevate un numero di specie <di 9. Valori inferiori a 10 sono stati rilevati in quadranti con porzioni di territorio minore del 50% e collocati sulla falesia (3 u.r.) o in zone estremamente urbanizzate (3 u.r.).

Dati sulla diffusione delle specie. In Tab. 1 sono riportate le specie nidificanti, in ordine decrescente di diffusione, con indicazione della proporzione di u.r. in cui ciascuna compare. Una diffusione particolarmente ristretta (diffusione compresa da 1,7

a 8,8 % dei moduli indagati) è mostrata da 13 specie. Tra queste ne compaiono alcune relativamente esigenti dal punto di vista ecologico come *C. brachydactyla* e *S. europaea*, ed altre la cui estrema localizzazione è probabilmente da imputare a minore contattabilità e alla necessità di altre ricerche.

Tab. 1. - Elenco delle specie in ordine di diffusione decrescente.

	u.r.	diffusione%
<i>Sylvia atricapilla</i>	53	88.3
<i>Turdus merula</i>	53	88.3
<i>Carduelis carduelis</i>	49	81.7
<i>Serinus serinus</i>	49	81.7
<i>Carduelis chloris</i>	46	76.7
<i>Phasianus colchicus</i>	44	73.3
<i>Luscinia megarhynchos</i>	42	70.0
<i>Parus major</i>	40	66.7
<i>Passer italiae</i>	40	66.7
<i>Emberiza cirulus</i>	40	66.7
<i>Streptopelia turtur</i>	34	56.7
<i>Corvus corone cornix</i>	33	55.0
<i>Troglodytes troglodytes</i>	30	50.0
<i>Fringilla coelebs</i>	27	45.0
<i>Hirundo rustica</i>	26	43.3
<i>Delichon urbica</i>	23	38.3
<i>Jynx torquilla</i>	21	35.0
<i>Apus apus</i>	19	31.7
<i>Sylvia melanocephala</i>	18	30.0
<i>Upupa epops</i>	18	30.0
<i>Sturnus vulgaris</i>	16	26.7
<i>Hippolais polyglotta</i>	14	23.3
<i>Cettia cetti</i>	13	21.7
<i>Passer montanus</i>	12	20.0
<i>Oriolus oriolus</i>	12	20.0
<i>Phoenicurus phoenicurus</i>	11	18.3
<i>Sylvia communis</i>	10	16.7
<i>Lanius collurio</i>	9	15.0
<i>Cisticola juncidis</i>	9	15.0
<i>Cuculus canorus</i>	9	15.0
<i>Pica pica</i>	9	15.0
<i>Streptopelia decaocto</i>	9	15.0
<i>Miliaria calandra</i>	8	13.3
<i>Phalacrocorax collybita</i>	7	11.7
<i>Coturnix coturnix</i>	7	11.7
<i>Erithacus rubecola</i>	6	10.0
<i>Corvus monedula</i>	6	10.0
<i>Parus caeruleus</i>	5	8.3
<i>Athene noctua</i>	5	8.3
<i>Saxicola torquata</i>	5	8.3
<i>Sitta europaea</i>	4	6.7
<i>Muscicapa striata</i>	4	6.7
<i>Buteo buteo</i>	4	6.7
<i>Strix aluco</i>	3	5.0
<i>Falco tinnunculus</i>	3	5.0
<i>Tyto alba</i>	2	3.3
<i>Aegithalus caudatus</i>	2	3.3
<i>Picus viridis</i>	2	3.3
<i>Asio otus</i>	1	1.7
<i>Certhia brachydactyla</i>	1	1.7

Utilizzazione dello spazio aereo nella migrazione di *Hirundo rustica* e *Delichon urbica* lungo le coste del Lazio

AMALIA CASTALDI, GASPARE GUERRIERI

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale), via Carpaccio 60 00147 Roma

Lungo le coste del Lazio, gli spazi aerei usati dalla Rondine *Hirundo rustica* durante la migrazione estivo-autunnale si diversificano da quelli utilizzati in primavera, oltre che per verso di percorrenza, anche per direzione (Castaldi e Guerrieri 1999). Nel contributo analizziamo alcuni aspetti della migrazione del Balestruccio *Delichon urbica* ed evidenziamo le differenze d'uso dello spazio orizzontale e verticale nelle due specie.

Area di studio e metodi - Abbiamo studiato per 5 anni (agosto 1995 - ottobre 2000) la migrazione delle due specie da 8 punti di osservazione aventi caratteristiche non idonee al trofismo e alla riproduzione (foce del Tevere, Terracina). Abbiamo registrato, dall'alba al tramonto, per turni di 30 minuti, il numero e la direzione di volo degli individui in transito entro 200 metri dalla linea di costa. Limitatamente all'estate-autunno dell'anno 2000 e per una profondità di circa un chilometro dalla linea di costa, abbiamo registrato l'altezza di volo di ciascun individuo usando, come riferimento, fabbricati, tralicci e antenne di altezza nota.

Risultati e discussione - Nella migrazione primaverile, il numero medio di individui/30 minuti, osservati da punti fissi, è risultato uguale a 5,7 (D.S. = 3,8; n. turni

= 3035) per *Delichon urbica* e a 6,8 (D.S. = 2,7) per *Hirundo rustica*. In primavera, la direttrice di volo (sud-nord) non sembra differire significativamente e il rapporto numerico tra specie è simile (0.84). Nella migrazione estivo-autunnale, il numero medio di balestrucci/30 minuti sale a 10 (D.S. = 5.8; n. turni = 3014), quello delle rondini a 71 (D.S. = 30.3); il rapporto tra specie, pertanto, scende a 0.14 (Tab. 1). Nella migrazione post-riproduttiva, il 70% dei balestrucci (n = 10763) entra in mare e percorre in verso opposto (nord-sud) i corridoi usati in primavera; il 95% delle rondini (n = 144337) si dirige, invece, verso sudest, seguendo la linea di costa (Castaldi e Guerrieri 1999). In autunno, differenze significative si evidenziano anche rispetto all'uso verticale dello spazio ($\chi^2 = 21.722$; $p < 0.001$; g.l. 5) (Tab. 2). Nella migrazione pre-nuziale, l'impulso a raggiungere rapidamente le aree riproduttive (Turner 1994) indurrebbe una marcata sovrapposizione spaziale. Nella migrazione autunnale, le due specie tendono a segregarsi rispetto allo spazio orizzontale e verticale. In particolare, la migrazione del Balestruccio sembrerebbe più rapida e diretta.

Bibliografia - Castaldi A. e Guerrieri G. 1999. Avocetta, 23: 41. • Turner A. K. 1994. The Swallow. Hamlyn Species Guides, London.

Tab. 1. Numero medio di individui/30 minuti e fasce orarie nella migrazione di *Delichon urbica* e *Hirundo rustica* lungo le coste del Lazio (anni 1995-2000; turni di osservazione di 30 minuti = 6.049; mgr. Pr. = migrazione primaverile; mgr. Est. = migrazione estivo-autunnale; D.u. = *Delichon urbica*; H.r. = *Hirundo rustica*).

fasce orarie	6	7	8	9	10	11	12	13	14	15	16	17	18	19
mgr. Pr. D.u.	0.3	0.5	2.3	2.4	5.8	7.1	4.6	4.7	3.4	11.6	7.2	8.9	9.5	11.7
mgr. Pr. H.r.	0.8	2.8	3.9	5.4	7.2	10	8.4	9.37	7.7	6.7	8.5	9.4	6.1	8.3
mgr. Est. D.u.	0.2	5.6	17.5	13.4	16.3	16.6	12.6	16	8.1	5.5	7.5	14	4.8	2.4
mgr. Est. H.r.	9.1	60.5	92.5	103	77.9	79.4	63.7	54.4	102	98.6	96.7	78	73.1	10.8

Tab. 2. Altezza di volo nella migrazione autunnale di 5895 individui di *Delichon urbica* e 39339 individui di *Hirundo rustica* lungo le coste del Lazio (agosto-ottobre 2000). Valori percentuali raggruppati per fasce altitudinali di 10 metri.

	10 m	20 m	30 m	40 m	50 m	> 50 m
<i>Delichon urbica</i>	2.6	9.1	17.3	29.2	26.5	15.3
<i>Hirundo rustica</i>	59.6	29.8	5.4	3.2	1.1	0.8

Importanza comparata di aree umide di differente estensione per gli uccelli acquatici migratori e per quelli nidificanti¹

LINDA COLLIGIANI*, MICHELE GIUNTI**, GUIDO TELLINI FLORENZANO***, PAOLO SPOSIMO**

*Centro Ornitologico Toscano, e-mail tellini@elledi.it - **NEMO sas, Via Giotto, 33, Firenze - ***DREAM Italia, via dei Guazzi 31, Poppi (AR)

¹ Lavoro svolto su finanziamento del Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio (Castelmartini, Pistoia).

La Toscana è interessata da un vasto sistema di zone umide, che ne fanno una delle regioni di maggiore importanza per gli uccelli acquatici, sia svernanti e migratori (Serra *et al.* 1997), sia nidificanti (Tellini Florenzano *et al.* 1997; Serra e Brichetti 2000). Se, per gli uccelli acquatici svernanti, è possibile giungere ad una valutazione comparativa delle diverse zone umide, in modo da definire quelle di maggiore interesse per la conservazione (cfr. Serra *et al.* 1997), non sono oggi disponibili dati per valutarne l'importanza durante le migrazioni e la nidificazione, a causa della mancanza di standardizzazione nella raccolta dei dati.

Area di studio e metodi - Lo studio qui presentato riguarda sei aree umide protette situate lungo l'asse ovest-est che, da S. Rossore, attraverso Bientina e Fucecchio, giunge alla Piana di Firenze. Le aree indagate hanno caratteristiche ambientali molto diversificate e comprendono due aree di notevole estensione e quattro aree di piccola estensione.

In ciascuna di queste zone abbiamo censito gli uccelli acquatici (*sensu* Serra *et al.* 1997, più *Alcedo atthis*, *Riparia riparia*, *Motacilla flava*, *Cettia cetti*, *Cisticola juncidis*, *Locustella* spp., *Acrocephalus* spp., *Remiz pendulinus* e *Emberiza schoeniclus*) nidificanti e quelli migratori primaverili, secondo un protocollo standard che prevedeva parità di sforzo di censimento in tutte le aree. In particolare, per i migratori abbiamo considerato solo i dati raccolti in tre giornate (11/4; 25/4; 9/5), e per i nidificanti abbiamo coperto tutti i quadrati di 500m di lato che comprendevano ciascuna area.

Risultati e discussione - In totale abbiamo rinvenuto 85 specie di uccelli acquatici migratori e 27 nidificanti. In Tab. 1 riportiamo i valori di ricchezza, diversità ed abbondanza per le sei aree, ordinate in base alla estensione della zona umida.

Dall'analisi della Tab. 1 pare che le aree di maggiore estensione abbiano un'importanza decisiva per la sosta dei migratori primaverili, sia in termini di ricchezza specifica (soprattutto), ma anche di abbondanza per unità di superficie. Il valore delle aree piccole, invece, sembra paragonabile a quello di quelle estese per quanto riguarda la ricchezza specifica in nidificazione, e maggiore quanto ad abbondanza per unità di superficie. Sebbene occorrono ulteriori studi ed approfondimenti, sia per estendere l'indagine ad un più vasto insieme di aree, sia per analizzare nel dettaglio la composizione specifica dei popolamenti, sembrano emergere differenze tra i modelli distributivi degli uccelli acquatici migratori e di quelli nidificanti: i primi sarebbero soprattutto attratti dalle aree vaste, mentre i secondi parrebbero in grado di colonizzare meglio anche le aree piccole. Se confermata, questa tendenza dovrebbe essere tenuta in debito conto in sede di valutazione dell'importanza delle aree umide per le diverse categorie fenologiche dell'avifauna.

Ringraziamenti. Siamo estremamente grati a tutti coloro che hanno collaborato ai censimenti.

Bibliografia - Serra L. e Brichetti P. 2000. Avocetta 24: 133-138. ● Serra L., Magnani A., Dall'Antonia P., Baccetti N. 1997. Biol. Cons. Fauna, 101: 1-312. ● Tellini Florenzano G., Arcamone E., Baccetti N., Meschini E., Sposimo P. 1997. Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno. Monogr. I: 1-414.

Tab. 1. Struttura dei popolamenti di uccelli acquatici rinvenuti nelle sei aree indagate, ordinate in base alla superficie.

Area	Superficie Area Umida (ha)	Migratori			Nidificanti		
		S	H'	indd/ha	S	H'	indd/ha
Fucecchio	1.200	48	2.87	6.3	17	2.27	5.5
S. Rossore	250	52	3.33	7.1	13	1.52	1.2
Sibolla	27	12	2.31	1.1	10	1.75	6.0
Bottaccio - Tanali	22	6	2.00	0.8	11	1.88	7.5
Quarrata	22	15	2.12	3.2	11	1.92	8.1
Sesto Fiorentino	10	17	2.15	19.9	13	2.18	18.2

A GPS data logger for path recording in pigeons and other birds¹

GIACOMO DELL'OMO, ROLF LASCHEFSKI-SIEVERS*, DAVID P. WOLFER, HANS-PETER LIPP

*Institute of Anatomy & Center for Neuroscience, University of Zürich, Switzerland - *GFT-Gesellschaft für Telemetriesysteme mbH, Horst, Germany*

¹Supported by Swiss National Science Foundation 3152-058822; correspondence should be addressed to: dellomo@iss.it

In July 1999, we presented a lightweight GPS datalogger (35 g including battery and casing) for path recording of pigeons. A detailed description of this logger and analysis software is available elsewhere (Steiner *et al.* 2000). A further development of the GPS logger more suitable to be used for homing pigeons and medium-size birds is now available, dimensions are 30 x 30 x 6 mm, a full-operating data logger (including an 11 g battery) being of about 20 g.

Owing to its small size the module can be positioned in different ways, jointly or separated from the battery (one typical attachment is shown in Fig. 1), depending on morphology and aerodynamic requirements of the bird species under study.

Logging can be continuous (1 fix per second) or with intervals to up to 9 seconds, with an accuracy <10 m over distances of up to hundreds km. For short-distance releases, the datalogger can be fitted additionally with a radiotransmitter permitting localisation of lost birds up to 2 km.

Similarly to the previous version, the improved logger provides data that can be analysed with WINTRACK, a public domain software for numerical and graphical analysis of paths available at: <http://www.unizh.ch/anatom/research/neuroanat/neuroanat.htm>. Data can be also transformed in vectorial formats suitable for geo-

graphic analysis. Fig. 2 shows the track (about 80 km) of one male homing pigeon released singly 37 km from the home loft.

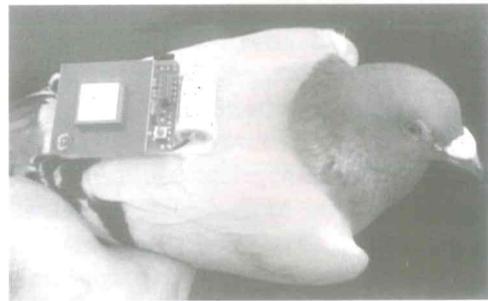


Fig. 1. An example of attachment of the data logger.

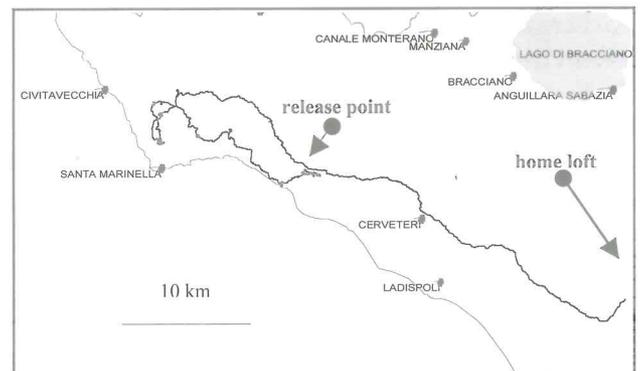


Fig. 2. Track of a male pigeon.

References - Steiner *et al.* 2000. A GPS logger and software for analysis of homing in pigeons and small mammals. *Physiol. Behav.*, 71: 589-596.

Il Progetto Atlante degli uccelli nidificanti nel Parco Nazionale dei Monti Sibillini

ALFREDO FERMANELLI*, MAURO MAGRINI**, FIORENZO NICOLINI***, PAOLO PERNA°, FRANCESCO RENZINI***

*Ente Parco Nazionale dei Monti Sibillini, Largo Antinori 1, 62039 Visso (MC) - **OIKOS Studio naturalistico, via del Seminario 9, 06049 Spoleto (PG)

***Coordinamento Territoriale per l'Ambiente (CFS), via Fumi 2, 62039 Visso (MC) - ° Helix snc, c.a. Abbazia di Fiastra 2, 62010 Urbisaglia (MC)

Il Parco Nazionale dei Monti Sibillini, nell'ambito della propria attività di studio e ricerca scientifica, ha avviato nel 1999, con fondi dell'Obiettivo 5b, la realizzazione del proprio Progetto Atlante degli uccelli nidificanti. Allo scopo ha costituito un gruppo di lavoro formato da due coordinatori scientifici (M. Magrini e P. Perna), da 11 rilevatori (J. Angelini, L. Armentano, E. Cordiner, L. Cucchia, N. Felicetti, P. Forconi, G. Marini, S. Marini, M. Montefameglio, L. Piscini, P. Tancetti) e da personale messo a disposizione dal Coordinamento Territoriale per l'Ambiente (CFS) di Visso. Il coordinamento generale del progetto è curato da A. Fermanelli, Direttore del Parco Nazionale dei Monti Sibillini, dai due coordinatori scientifici, e da F. Nicolini, Responsabile del Coordinamento Territoriale per l'Ambiente (CFS) di Visso. Il progetto prevede anche la realizzazione, affidata a Lorenzo Starnini, di illustrazioni per la pubblicazione di contributi tecnici e divulgativi.

L'area di studio, estesa circa 75000 ettari, è costituita da tutto il massiccio, per lo più calcareo, dei Monti Sibillini, compresa una zona non inclusa nei confini del Parco. L'altitudine varia dai circa 360 m della valle del Chienti ai 2476 del Monte Vettore, massima cima dell'Appennino umbro-marchigiano. Nell'area di studio sono presenti corsi d'acqua montani, bacini artificiali, aree agricole dai fondivalle ai 1500 m di quota, boschi a prevalenza di caducifoglie del piano collinare e montano, rimboschimenti di conifere, pascoli primari e secondari, gole calcaree ed altre formazioni rocciose fino a quote elevate, ghiaioni e detriti; i maggiori centri abitati sono localizzati prevalentemente nei fondovalle e nelle zone periferiche del massiccio.

L'area di studio è stata suddivisa in 206 quadrati di 2 km di lato; il rilevamento viene effettuato secondo i criteri dello *European Ornithological*

Atlas Committee (EOAC) come utilizzati negli atlanti nazionale e regionali italiani. In ciascun quadrato sono state previste in media 3 visite, ciascuna della durata di circa 3 ore. I rilevamenti coinvolgeranno tre stagioni riproduttive, 1999, 2000 e 2001; saranno utilizzati anche dati relativi al periodo 1995-1998.

Fino alla stagione riproduttiva 2000 sono stati raccolti in totale oltre 6000 dati utili; le specie nidificanti finora rilevate sono 107. Specie la cui nidificazione è stata accertata per la prima volta nel corso dei sopralluoghi compiuti per questo progetto sono Passera scopaiola *Prunella modularis*, Sterpazzola di Sardegna *Sylvia conspicillata* e Crociere *Loxia curvirostra*; ripetute osservazioni di Biancone *Circaetus gallicus* negli anni 1999 e 2000 fanno ritenere la specie ormai insediata in alcune aree del Parco. Il numero massimo di specie rilevate in un quadrato di 2 km di lato è 54; in circa il 50% dei quadrati sono già state rilevate almeno 31 specie. La copertura media corrisponde a circa 29 specie per ciascun quadrato. I sopralluoghi della stagione riproduttiva 2001 sono mirati a colmare le più evidenti lacune di rilevamento, spesso relative a quadrati "contenenti" essenzialmente ambienti di alta quota.

La realizzazione del progetto permetterà in primo luogo di acquisire sistematiche conoscenze sulla distribuzione e sull'habitat delle numerose specie di uccelli di interesse conservazionistico presenti; per tale motivo i suoi risultati vengono ritenuti elementi fondamentali per la programmazione di interventi di salvaguardia e gestione da attuare nel territorio del Parco.

l'Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti nel Parco Nazionale del Vesuvio: risultati preliminari

MAURIZIO FRAISSINET, PAOLA CONTI

Parco Nazionale del Vesuvio, Piazza Municipio, 8, I-80040 S. Sebastiano al Vesuvio (NA)

Introduzione - La letteratura sull'avifauna italiana conta pochi atlanti ornitologici relativi alle aree protette. Tale vuoto dovrà essere riempito, in considerazione del ruolo che tali aree naturali possono svolgere in termini di conservazione, monitoraggio e gestione in campo avifaunistico. Con questa convinzione il Parco del Vesuvio sta ultimando l'Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti.

Area di studio - Comprende il territorio del Parco, esteso per 8482 ettari, e il Bosco Gussone, una lecceta all'interno della Reggia di Portici, fuori dal perimetro del Parco, ma per la quale è stata fatta richiesta di annessione. Il Parco ricade in provincia di Napoli, interessa il territorio di 13 comuni e tutela il più importante complesso vulcanico attivo dell'Europa continentale. La struttura più antica è costituita dal Somma, che raggiunge la sua massima altezza con Punta Nasone (1132 m s.l.m.); all'interno di questa antica caldera sorge l'attuale cono del Vesuvio (1281 m), e tra le due vette si stende la depressione della Valle del Gigante. L'area è caratterizzata da clima temperato (inverni miti e siccità estiva) ed ospita diversi ambienti: dalle associazioni delle piante pioniere, colonizzatrici dei suoli lavici, e dalla macchia mediterranea in tutti i suoi stadi sul versante vesuviano, fino alla lecceta ed ai boschi misti di castagno e ricco sottobosco tipici del versante sommano, più umido.

Metodi - La ricerca, tuttora in corso, è iniziata nel 1997. L'area del Parco è stata suddivisa in 100 quadrati di 1 km², all'interno dei quali le specie presenti sono censite sia a vista che attraverso il canto, lungo transetti di lunghezza e dimensione variabili in funzione dell'omogeneità ambientale. I censimenti degli svernanti sono effettuati nei mesi di dicembre, gennaio e febbraio, mentre i nidificanti sono censiti in aprile, maggio e giugno; le osservazioni sono effettuate

principalmente nelle prime ore dall'alba, per sfruttare il periodo di massima attività degli uccelli.

Risultati e discussione - Nonostante la superficie ridotta del Parco ed il relativo isolamento geografico, il numero di specie censite è piuttosto elevato a causa dell'eterogeneità ambientale che vi si riscontra; in particolare, delle 138 specie rinvenute fino ad oggi (Fraissinet e Conti 2000), 63 sono state censite in periodo riproduttivo e 67 in quello invernale, con una media di 13.86 specie per quadrante in periodo riproduttivo e 9.16 in quello invernale. Sono emerse alcune interessanti osservazioni, come le nidificazioni di *Accipiter nisus*, *Pernis apivorus*, *Falco peregrinus*, *Upupa epops*, *Picus viridis* e *Corvus corax*, e le presenze invernali di *Prunella collaris*, *Pyrrhula pyrrhula* e *C. coocothraustes*. Interessanti anche alcuni dati di popolazione: 4 coppie nidificanti di *Buteo buteo*, 5 di *Falco tinnunculus*, 1 di *P. apivorus*, oltre ai trend positivi di alcune specie come *A. nisus* (da 0 a 2 coppie in due anni), *Columba palumbus*, *U. epops* e *Picoides major*, che negli ultimi anni hanno esteso notevolmente il loro areale. Degna di nota la costanza con cui porta all'involo i pulcini la coppia di *F. peregrinus*, due ogni anno, mentre desta preoccupazione, invece, *C. corax*, presente con due soli individui ormai da alcuni anni. In inverno, inoltre, è stato osservato *Plectrophenax nivalis* nell'area del cratere, si è constatata una discreta presenza di *Scolopax rusticola* negli ambienti idonei e lo svernamento di *Asio otus*. Infine, quale annotazione originale, si segnala la nidificazione di una coppia di *Monticola solitarius* all'interno del Cratere.

Bibliografia - Fraissinet M. e Conti P. 2000. L'avifauna del Parco Nazionale del Vesuvio. In Picariello O., Di Fusco N. e Fraissinet M.. Elementi di biodiversità del Parco nazionale del Vesuvio. Ente Parco nazionale del Vesuvio ed., San Sebastiano al Vesuvio.

Effetti delle caratteristiche degli edifici sulla distribuzione dei colombi, *Columba livia* var., in una grande città: l'esempio di Milano

AUGUSTO GENTILI, EDOARDO RAZZETTI, ROBERTO SACCHI, FRANCESCO BARBIERI
Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia. Piazza Botta 9-10 27100 Pavia

Introduzione - La presenza dei colombi (*Columba livia* forma *domestica*) nei centri urbani è in gran parte dovuta ai discendenti inselvaticati di esemplari domestici fuggiti o rilasciati intenzionalmente nel corso di particolari manifestazioni pubbliche. In anni recenti l'eccessivo numero di tali animali all'interno delle città ha comportato l'insorgere di non trascurabili problemi sia di carattere economico-sanitario, sia di carattere etico. Dato che la densità e la disponibilità di ambienti ottimali influenzano la risposta della popolazione agli interventi di gestione e controllo (Sol e Senar 1995), la distribuzione e la selezione dell'habitat in ambito urbano sono informazioni prioritarie per qualunque piano di contenimento. Scopi di questa ricerca sono stati: 1) censire la popolazione di colombi di Milano; 2) studiare le relazioni tra densità di popolazione e caratteristiche architettoniche degli edifici della città.

Area di studio e metodi - Il territorio del comune di Milano si estende per 181 km² (67% edificato, 29% coltivati, 4% parchi urbani). La ricerca si è svolta nel corso del 1999 e si è articolata in due fasi: stima di un coefficiente di correzione tramite metodi di cattura e ricattura per i successivi conteggi (1359 animali contrassegnati con marche alari in plastica) e censimenti a vista tramite transetti (214 km e 195 piazze). Le tipologie architettoniche sono state analizzate tramite carte di Milano risalenti al 1885, 1924, 1936, 1950, 1965, 1972 e 1994 successivamente informatizzate (Vercelloni 1987; Comune di Milano 1990; Regione Lombardia 1994). La percentuale di edifici anteriori al 1936 è stata misurata tramite un GIS nei 27 settori in cui è stata suddivisa la città.

Risultati - I risultati dei censimenti tramite transetti sono stati moltiplicati per il coefficiente di correzione (3.25). La popolazione di colombi è stata stimata in 103.000 individui (247 stormi) di cui il 46% compie quotidiani voli di foraggiamento verso le cascine in periferia. Il 95% delle piazze presenta stormi residenti di colombi. La densità media è risultata di 570 individui/km² diminuendo significativamente dal centro alla periferia ($F_{1,23} = 19.6$, $N = 26$, $p < 0.001$, $r^2 = 0.64$). Non

è stata evidenziata alcuna relazione significativa fra densità di popolazione e percentuale di area urbanizzata nei 27 settori ($F_{1,24} = 3.11$, $p = 0.09$). Al contrario, la densità di popolazione per settore aumenta significativamente all'aumentare della percentuale di edifici antecedenti al 1936 ($F_{1,24} = 16.28$, $p = 0.0005$) (Fig. 1).

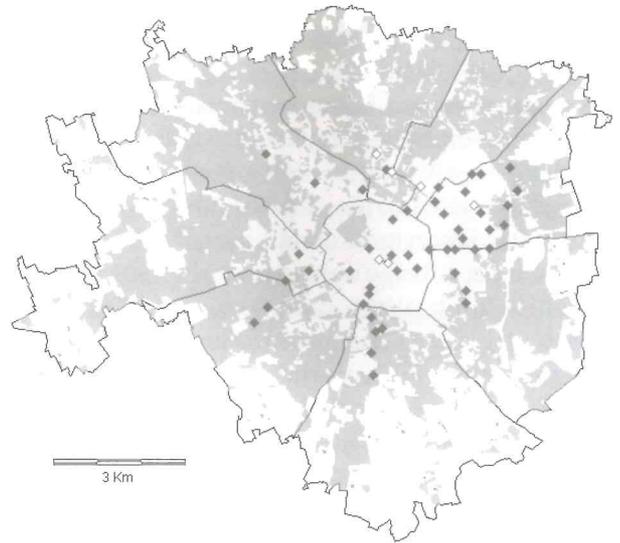


Fig1: Distribuzione degli stormi nel comune di Milano: quadrato nero > di 250 individui, quadrato bianco > 1000. In grigio chiaro le aree edificate prima del 1936.

Discussione - A Milano i colombi sono presenti in tutti i settori della città, ma la loro distribuzione risulta fortemente influenzata dall'età degli edifici e, quindi, dalle loro caratteristiche architettoniche. A partire dagli anni '30 a Milano iniziano sostanziali trasformazioni nelle tecniche e nei materiali dell'edilizia con la progressiva sostituzione dei mattoni con il cemento armato. Questa seconda tipologia è probabilmente meno idonea alla nidificazione a causa della ridotta disponibilità di cavità e fessure.

Bibliografia - Comune di Milano 1990. Marsilio Editore, Milano. ● Regione Lombardia, 1994. Sala Riproduzioni, Servizio Affari Economici. ● Sol D. e Senar J. C. 1995. Can. J. Zool., 73: 1154-1160. ● Vercelloni V., 1987. Officina di Arte Grafica Lucini, Milano.

Comportamento spaziale degli Occhioni *Burhinus oedicnemus* nidificanti nel Parco del Taro

DIMITRI GIUNCHI*, ENRICA POLLONARA**, N. EMILIO BALDACCINI*

*Dipartimento di Etologia, Ecologia ed Evoluzione, Università di Pisa, via Volta 6, 56126 Pisa

**Consorzio del Parco Fluviale Regionale del Taro, strada Giarola 11, 43044 Collecchio (PR)

L'Occhione rappresenta una specie di particolare interesse sia a livello nazionale che europeo a causa del massiccio declino delle sue popolazioni, avvenuto negli ultimi decenni (Tucker e Heath 1994). A fronte di questi problemi di conservazione, informazioni dettagliate sulla sua biologia, necessarie per mettere in atto efficaci piani di gestione, sono tuttora piuttosto scarse, soprattutto a causa dell'elusività e delle abitudini crepuscolari e notturne della specie.

In questa sede viene riportata un'analisi preliminare del comportamento spaziale di alcuni individui adulti nidificanti all'interno del Parco del Taro (PR), ottenuta applicando la tecnica del radiotracking.

Area di studio e metodi - Il Parco si estende lungo il tratto di conoide del fiume Taro (PR) per una superficie di ca. 2230 ha. All'interno dell'area protetta gli Occhioni nidificano prevalentemente nel greto fluviale (Pollonara *et al.* 2000). Gli animali, tutti adulti e nidificanti, sono stati catturati al nido nel periodo compreso tra il 21 aprile ed il 31 maggio degli anni 1999 e 2000, utilizzando trappole a scatto poste sul nido. Le radio-trasmittenti utilizzate, del peso di 4.5 g (pari a ca. 1% - 1.3% del peso dell'animale), venivano incollate alla base di due penne timoniere (R2 ed R3) e fissate attorno al rachide tramite stringhe di nylon (Kenward 1987). Gli individui venivano localizzati di giorno e di notte ad intervalli mai inferiori alle 12 h. Per la stima degli home-range si è utilizzato il metodo di Kernel (K) utilizzando il 50%, il 75% ed il 95% dei fix.

Risultati e discussione - Complessivamente sono stati marcati 13 individui che sono stati seguiti per un periodo variabile tra 14 e 107 giorni, in dipendenza dalla durata di permanenza della trasmittente sull'animale. Il numero totale di fix raccolti per animale è variato tra 11

e 125. L'analisi è stata condotta sui 10 individui, per i quali è stato ottenuto un numero di localizzazioni superiore a 30. L'home-range degli Occhioni è risultato molto variabile e compreso tra i 16 ed i 190 ha (K-95%), sebbene l'area più intensamente sfruttata sia risultata molto inferiore (3-16 ha, K-50%). Questo risultato riflette il diverso comportamento degli animali durante le ore diurne e notturne. Durante il giorno, infatti, gli Occhioni limitano i loro movimenti a poche centinaia di metri attorno al luogo di cattura, mentre dopo il tramonto sono molto più vagili, allontanandosi talora di oltre 3 km dal nido, sebbene ca. il 75% delle localizzazioni notturne si ritrovi entro un raggio di 500 m. Questi dati risultano fondamentalmente comparabili con quelli raccolti in Inghilterra, gli unici riportati in letteratura, e relativi ad animali nidificanti in praterie semi-naturali od in terreni dissodati in primavera (Green *et al.* 2000). Gli spostamenti maggiori sono legati all'utilizzo notturno di aree esterne al greto per il foraggiamento (soprattutto seminativi a foraggio e letamai a cielo aperto). Nel complesso però gran parte dell'attività risulta concentrata entro fasce di greto non vegetate o colonizzate da vegetazione pioniera erbacea o arbustiva oppure nei terrazzi fluviali più recenti, sottolineando quindi l'importanza della dinamica fluviale per la conservazione dell'ambiente idoneo per la specie nel Parco.

Bibliografia - Green R.E. *et al.* 2000. *J. Zool.*, 250: 161-183. ● Kenward R., 1987. *Wildlife Radio Tagging*. Academic Press, London. ● Pollonara E. *et al.* 2000. Monitoraggio della Popolazione di Occhione (*Burhinus o. oedicnemus*) nel Parco del Taro. Consorzio del Parco Fluviale Regionale del Taro, Parma. ● Tucker M., Heath M. F. 1994. *Birds in Europe: Their Conservation Status*. BirdLife Int., Cambridge.

Espansione riproduttiva della Sterpazzola di Sardegna *Sylvia conspicillata* nell'Italia centrale

GASPARE GUERRIERI, BRUNO SANTUCCI

GAROL (Gruppo Attività Ricerche Ornitologiche del Litorale), via Villabassa 45, 00124 Roma

Mediterraneo-macaronese (Brichetti e Gariboldi 1997), la Sterpazzola di Sardegna *Sylvia conspicillata* è diffusa nelle regioni insulari e meridionali della penisola, mentre in Italia centrale (Lazio, Abruzzo, Molise) la distribuzione è solo costiera e le popolazioni risultano localizzate (Gellini 1993; Boano *et al.* 1995). In base a recenti avvistamenti, la riproduzione della Sterpazzola di Sardegna è stata confermata anche in aree dell'interno (Di Carlo e Laurenti 1991; Roma e Rossetti 1991; Guerrieri e Santucci 1995). Nel contributo riportiamo i risultati di un'indagine mirata alla verifica della distribuzione e della continuità riproduttiva della specie nell'Italia centrale.

Area di studio e metodi - Abbiamo effettuato i rilievi da aprile a giugno degli anni 1998-2000 in 5 aree del Lazio e dell'Abruzzo (Monti Ernici, Monti Ausoni e Aurunci, gruppo montuoso Velino-Sirente). Abbiamo accertato la presenza della specie mediante registrazione del canto territoriale emesso lungo transetti percorsi nelle aree ritenute idonee alla riproduzione (Guerrieri e Santucci 1996).

Risultati e discussione - La presenza riproduttiva della Sterpazzola di Sardegna nelle aree considerate (Tab.1) fa supporre che la specie abbia una diffusione molto più ampia di quella conosciuta e che i vuoti distributivi registrabili negli atlanti siano indotti da insufficiente co-

pertura. Nelle aree costiere sottoposte ad indagine, la specie colonizza le praterie ad *Asphodelus microcarpus* (Guerrieri e Santucci 1996) e le garighe ad *Ampelodesmos mauritanicus*. Nei comprensori montani dell'Appennino la specie è associata alle garighe montane e submontane a *Chamaecytisus spinescens*, *Buxus sempervirens* e *Phlomis fruticosa*. Sui versanti meridionali del Monte Velino, la Sterpazzola di Sardegna si riproduce fino a un'altitudine di 1400 metri. In base ai riscontri bibliografici recenti, è ipotizzabile che, in Italia centrale, *Sylvia conspicillata* sia stata sottostimata, perché confusa frequentemente con *Sylvia communis*. Facendo riferimento alla bibliografia storica (Martorelli 1931; Di Carlo 1981) la specie sembrerebbe in espansione, favorita dalle variazioni climatiche degli ultimi decenni (Burton 1995) e dall'eclettismo che la caratterizza (Massa e Lo Valvo 1994).

Bibliografia - Boano A., Brunelli M., Bulgarini F., Montemaggiore A., Sarrocco S., Visentin M. (eds) 1995. Alula II (1-2): 131. ● Brichetti P. e Gariboldi A. (eds) 1997. Manuale pratico di Ornitologia. Edagricole, Bologna. ● Burton J. F. 1995. Birds & climate change. Helm, London. ● Di Carlo E. A. 1981. Acc. Naz. dei Lincei. Quaderno 254. ● Di Carlo E. A. e Laurenti S. 1991. Uccelli d'Italia 16: 69. ● Meschini E. e Frugis S. (Eds) 1993. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XX. ● Guerrieri G. e Santucci B. 1995. Riv. ital. Orn., 64: 159-161. ● Guerrieri G. e Santucci B. 1996. Alauda 64 (1): 17-30. ● Martorelli G. 1931. Gli Uccelli d'Italia. Hoepli, Milano. ● Massa B. e Lo Valvo M. 1994. Anim. Biol., 3: 15-29. ● Roma S. e Rossetti M. 1991. Uccelli d'Italia 16: 11.

Tab. 1. Numero di maschi di *Sylvia conspicillata* contattati in aree campione dell'Italia centrale. A - Monti Ausoni (Monte Leano); B - Monti Aurunci (Redentore); C - Monti Ernici (Porciano); D - Monte Velino (Massa d'Albe); E - M. Velino (Paterno); F - M. Sirente (Pescina).

Località	A	B	C	D	E	F
Superficie km ²	4	15	6	34	20	20
Altitudine in m	200 - 450	350 - 1000	400 - 750	800 - 1400	900 - 1200	850 - 1100
Numero coppie	5	6	12	52	20	45
Coppie/km ²	1,25	0,4	2,0	1,53	1,0	2,25

Home range e uso dello spazio di una coppia di *Aquila chrysaetos* (Accipitriformes) nell'Oasi di Protezione faunistica toscana dell'Orrido di Botri (Lucca)

MONICA LAZZERI*, ROBERTO TURINI**, SILVANO BENVENUTI***

*Via Bustichini 9/c, 50051 Castelfiorentino (FI) - **via U. La Malfa 5, Cascina (PI)

***Dipartimento di Etologia, Ecologia, Evoluzione, Università di Pisa

L'habitat riproduttivo dell'Aquila reale *Aquila chrysaetos* è rappresentato da ambienti aperti montani o collinari con presenza di pareti rocciose adatte alla nidificazione e aree con copertura arborea scarsa o assente situate a quote anche maggiori rispetto a quella del sito riproduttivo. Una recente indagine è stata diretta a determinare le dimensioni dell'*home range* di una coppia di Aquila reale nidificante storicamente nell'Appennino lucchese, a confrontare i risultati ottenuti con più metodi di elaborazione dei dati e ad analizzare l'uso dello spazio individuando le aree dell'*home range* di maggiore rilevanza eco-etologica.

Area e metodi di studio – L'indagine si è svolta nel settore appenninico della Toscana Nord-Occidentale che comprende l'Oasi di Protezione Faunistica (OdPF) detta dell'Orrido di Botri e quei settori appenninici del comprensorio della Media Valle del Serchio delimitati ad ovest dal torrente Ania, ad est dal torrente Scesta, a nord dal M. Giovo e a sud dal M. Pratofiorito. L'Oasi Faunistica (44°4'-44°7' N; 1°49'-1°53' E) è estesa per 20 km² e costituisce circa il 25% dell'area complessiva indagata. La morfologia del territorio è alquanto irregolare, segnata da ripidi pendii e profondi "canyon" calcarei. Le fitocenosi presenti sono: praterie a graminacee e vaccinieti di alta montagna, pascoli, boschi di faggio, di cerro e misti con castagno e carpino nero, coltivati ed ex coltivati, formazioni mediterranee nelle aree rupestri più assolate. L'indagine sul campo è stata condotta applicando il metodo naturalistico (Chiavetta 1987): esame cartografico preliminare del territorio, interviste con il personale di vigilanza, sopralluoghi lungo itinerari prestabiliti e osservazioni da punti fissi. Nel periodo compreso tra febbraio 1997 e agosto 1999 si sono effettuate 56 sessioni di osservazione, di cui il 59% con uno o più contatti di individui della coppia, per uno sforzo di ricerca pari a 293h55'. Per ottenere una stima delle dimensioni dell'*home range* sono stati impiegati il metodo del Minimo Poligono Convesso al 100% (Watson, 1997) e il metodo Kernel (Worton 1989), mentre l'utilizzo interno

dell'*home range* è stato stimato applicando un modello probabilistico ("metodo Kernel") e un modello non probabilistico (*Grid Cells*, in Kenward *et al.* 1996).

Risultati – Sono stati individuati quattro siti riproduttivi utilizzati nell'ultimo decennio dalla coppia, tutti all'interno dell'OdPF, mentre non è stato possibile accertare la nidificazione durante il nostro studio. Le dimensioni stimate dell'*home range* della coppia residente variano, secondo il metodo di elaborazione, da 41 km² (con il MPC100%) a 50 km² (con il metodo Kernel). L'applicazione del metodo delle *Grid Cells* ha permesso di individuare almeno quattro zone di particolare interesse: oltre a quella dei nidi, si sono individuate tre zone lungo il crinale appenninico in corrispondenza delle cime montuose più elevate situate ai confini dell'*home range*. Anche il metodo Kernel ha evidenziato queste stesse aree come centri di attività più intensa. Le osservazioni dei voli a festoni hanno avuto luogo principalmente lungo il confine W e NW dell'*home range* stimato, a testimonianza della loro importanza strategica nei rapporti tra conspecifici. La coppia dell'Orrido di Botri, e in generale la popolazione dell'Appennino settentrionale, risulta adattata a situazioni ambientali intermedie tra quelle delle popolazioni alpine (presenza della marmotta come principale specie-preda) e quelle peninsulari (dimensioni dell'*home range* stimato e bassa densità di coppie). L'interdizione dell'attività venatoria, il maggiore controllo e la regolamentazione della pressione antropica nell'OdPF sono finalizzati alla tutela dell'habitat di riproduzione della coppia di *Aquila chrysaetos* nidificante e più in generale di un ecosistema appenninico di rilevante interesse conservazionistico.

Bibliografia – Chiavetta M. 1987. Atti primo sem. it. cens. Faun.,: 250-254. ● Kenward R.E., Hodder K.H. 1996. Ranges V. War. Inst. Terr. Ecol., Furzebrook. ● Van Winkle W. 1975. J.Wildl.Manage., 39: 118-123. ● Watson J. 1997. The Golden Eagle. Poyser, London. ● Worton B.J. 1989. Ecology, 70: 164-168.

Le comunità ornitiche dei laghi della Piana Fiorentina: applicazione di modelli di distribuzione spaziale in habitat frammentati

MARCO LEBBORONI, GIACOMO SANTINI, CARLO SCOCCIANTI

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università degli Studi di Firenze, Via Romana 17, 50125 Firenze

Introduzione - La comprensione dei quadri di distribuzione spaziale delle specie assume oggi un ruolo fondamentale ai fini della conservazione. Tali tecniche, derivanti dai modelli di distribuzione insulare, sono tuttavia anche applicabili a sistemi caratterizzati dalla presenza di unità ambientali tra loro separate (es. Celada e Bogliani 1993). Nel presente lavoro si è voluto verificare la possibilità di applicazione di alcune recenti metodiche di valutazione.

Area di studio e metodi - L'indagine interessa 37 "laghi" (corpi d'acqua di modesta profondità con superficie variabile da 0,9 a 23,6 ha) presenti nell'area della Piana Fiorentina: alcuni di essi, presenti lungo il fiume Arno, derivano dalle passate attività di escavazione di ghiaia; i rimanenti, costituiti da aree lievemente depresse circondate da arginature, erano, al momento dello studio, destinati esclusivamente all'attività venatoria.

Per ogni lago sono stati effettuati rilievi delle variabili ambientali (profondità media; area canneto; tipologia vegetazionale; arginature; isolotti; etc.) e dell'avifauna nidificante (nel periodo aprile-luglio 1996 tramite transetti perimetrali). Nell'analisi sono state considerate solo le specie generalmente legate ad ambienti allagati, semiallagati e ripariali, mentre altre specie censite ma non esclusive degli ambienti suddetti non sono state incluse.

I dati sono stati analizzati con tecniche di regressione, in particolare logistica, al fine di valutare la superficie minima di comparsa caratteristica di ciascuna specie: il grado di ordine delle comunità è stato valutato con l'indice di *nestedness* di Patterson e Atmarn (1993).

Risultati e discussione - Sono state in tutto rilevate 17 specie nidificanti, tra le quali 5 (*Podiceps cristatus*; *Nycticorax nycticorax*; *Egretta garzetta*; *Anas querquedula*; *Himantopus himantopus*)

attribuite alla categoria C (specie rare) nella Lista Rossa Toscana (Sposimo e Tellini, 1995). L'analisi di corrispondenza specie-laghi ha individuato 5 tipologie dei corpi d'acqua, ai quali sono associate le rispettive specie guida: 1) *Cettia cetti*, 2) *Remiz pendulinus*, 3) Ardeidae, 4) *A. querquedula*, 5) tutte le altre specie. Le tipologie 1 e 2 comprendono ex-bacini di escavazione, con assenza (1) o presenza (2) di fascia ripariale arborea. La tipologia 3 riguarda siti con piccoli nuclei di salici soggetti a periodico allagamento; la 4 riguarda aree con estesa fascia ecotonale fra area allagata e zone agricole circostanti. La tipologia 5 comprende bacini lacustri destinati quasi esclusivamente all'attività venatoria. La probabilità di presenza delle singole specie in funzione delle dimensioni del lago ha permesso di ottenere le superfici minime specifiche di presenza (probabilità di occorrenza fissata a 0.5). La relazione tra l'abbondanza specifica e il rapporto corretto perimetro/area dell'habitat è stata analizzata per alcune specie: in *Acrocephalus arundinaceus*, a differenza di *A. scirpaceus*, si verifica una correlazione positiva significativa ($p < 0.05$). L'analisi di *nestedness* in funzione dell'area evidenzia un grado di ordine significativamente maggiore di quello atteso per effetto del caso, sia nella matrice laghi-specie considerata nel suo insieme ($p < 0.0001$) che separatamente per le tipologie 1-3 e 4-5 ($p < 0.0001$).

Bibliografia - Celada C. e Bogliani G. 1993. Boll. Zool., 60: 73-80. ● Patterson B. D. e Atmar W. 1993. Oecologia, 96: 373-382. ● Sposimo P. e Tellini G. 1995. L'avifauna in Toscana, Lista Rossa degli uccelli nidificanti. Regione Toscana, Giunta Regionale, Firenze.

Aggiornamento della situazione del Lanario *Falco biarmicus feldeggii* al limite dell'areale e considerazioni biogeografiche

DARIO MARTELLI, LORENZO RIGACCI

Provincia di Bologna, Servizio Tutela e Sviluppo Fauna, via Malvasia 4, 40131 Bologna

Con il contributo aggiuntivo di questa indagine, la dinamica di popolazione del Lanario *Falco biarmicus feldeggii* nell'Appennino emiliano, al limite settentrionale della distribuzione, è stata seguita per un periodo di trent'anni a partire dal 1971 (cfr. Chiavetta e Martelli 1991).

Area di studio e metodi - L'area considerata è la stessa descritta in Chiavetta e Martelli (1991) ed è stata monitorata per un'ulteriore decennio (1991-2000). La tendenza di popolazione è stata testata con l'analisi di regressione utilizzando la distribuzione bivariata coppie/tempo (Fowler e Cohen 1993).

Risultati - Il massimo livello storico è stato nuovamente raggiunto dalla popolazione nel 2000, dopo un'assenza di alcuni anni (Tab. 1). L'analisi sull'intero periodo (1971-2000) rivela ancora un andamento fluttuante con tendenza alla stabilità: $\ln(y+1)=1.03-0.02x$, ($t=2.00$; n.s.).

Discussione - La presenza discontinua al margine dell'areale descrive un fenomeno ricorrente, il cui significato rientra in un modello di interpretazione ecogeografica (cfr. Fasola 1985). Trattare perciò i risultati a breve termine e in modo indipendente da questa fenologia prevedibile è concettualmente inesatto o, comunque, poco rilevante. Nonostante le recenti indagini in diverse regioni del centro-sud ed in Sicilia (Massa *et al.* 1991, Bassi e Brunelli 1991, 1995, Sigismondi *et al.* 1995, Pezzo 1997, Magrini e Armentano 1997, De Sanctis *et al.* 1997), la ricostruzione del trend della popolazione nazionale resta tutt'oggi problematica per la mancanza di dati quantitativi a cadenza periodica (cfr. Lambertini 1994). E' possibile che la stabilità riscontrata al margine dell'areale negli ultimi trent'anni sia indicativa

di un equivalente andamento generale con variazioni locali, per cause naturali ed antropiche, complessivamente poco influenti. In effetti, una diminuzione solo apparente della specie in Europa era già stata suggerita da Massa *et al.* (1991). Poiché l'analisi della politipia rivela un gradiente di variabilità «*erlangeri* / *tanypterus* / *feldeggii*» lungo il percorso Magreb-Sinai-Anatolia-Balceni-Appennini, con forme intermedie nelle fasce di transizione (Forsman 1999), è verosimile l'esistenza di un flusso genico circummediterraneo che culmina con l'entrata in Europa da est della ssp. *feldeggii*. Del resto, un collegamento tra la popolazione nordafricana ed europea era già stato ipotizzato da Massa *et al.* (1991) dopo il ritrovamento di giovani «*erlangeri*» in Sicilia. Può essere che la situazione nel bacino mediterraneo non sia ancora del tutto conosciuta e la presenza di buone popolazioni, finora sottostimate, abbia contribuito a mantenere una generale stabilità demografica nell'area dal recente passato ad oggi.

Bibliografia - Bassi S., Brunelli M. 1991. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 17: 421-423. ● Bassi S., Brunelli M. 1995. Avocetta, 19: 111. ● Chiavetta M., Martelli D. 1991. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, 19: 605-608. ● De Sanctis A., Magrini M., Perna P., Angelini J., Armentano L., Di Meo D., Manzi A., Pellegrini M., Spinetti M., 1997. Avocetta, 21: 116. ● Fasola M. 1985. Avocetta, 9: 1-60. ● Fowler J., Cohen L. 1993. Statistica per ornitologi e naturalisti. Muzzio, Padova. ● Lambertini M. 1994. Lanario. In: Tucker G.M., Heath M.F. (eds.), Birds in Europe: their conservation status. BirdLife International, Cambridge. ● Magrini M., Armentano L. 1997. Lanario. Magrini M., Gambaro C. (eds.), Atlante ornitologico dell'Umbria. La distribuzione regionale degli uccelli nidificanti e svernanti (1988-1993). Regione Umbria. ● Massa B., Lo Valvo F., Siracusa M., Ciaccio A., 1991. Naturalista sicil. 15: 27-63. ● Pezzo F., 1997. Lanario. In: Tellini Florenzano G. *et al.* (eds.), Atlante degli Uccelli nidificanti e svernanti in Toscana (1982-1992). Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno, Monogr. 1. ● Sigismondi A., Cassizzi G., Cillo N., Laterza M., Rizzi V., Ventura T., 1995. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 22: 707-710.

Tab. 1. Coppie di Lanario nidificanti nell'Appennino emiliano.

anni	(71-90)	91	92	93	94	95	96	97	98	99	00
coppie	(0-3)	0	0	0	0	0	1	0	1	1	3