



MINISTERO DELL'AMBIENTE
Servizio Conservazione della Natura



ISTITUTO NAZIONALE PER LA FAUNA SELVATICA
"ALESSANDRO GHIGI"

A. Andreotti, N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi, V. Guberti

Mammiferi e Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali



Quaderni di Conservazione della Natura

La collana "Quaderni di Conservazione della Natura" nasce dalla collaborazione instaurata tra il Ministero dell'Ambiente, Servizio Conservazione della Natura e l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "A. Ghigi". Scopo della collana è quello di divulgare le strategie di tutela e gestione del patrimonio faunistico nazionale elaborate dal Ministero con il contributo scientifico e tecnico dell'I.N.F.S.

I temi trattati spaziano da quelli di carattere generale, che seguono un approccio multidisciplinare ed il più possibile olistico, a quelli dedicati a problemi specifici di gestione o alla conservazione di singole specie.

This publication series, specifically focused on conservation problems of Italian wildlife, is the result of a co-operation between the Nature Conservation Service of the Italian Ministry of Environment and the National Wildlife Institute "A. Ghigi". Aim of the series is to promote a wide circulation of the strategies for the wildlife preservation and management worked up by the Ministry of Environment with the scientific and technical support of the National Wildlife Institute.

The issues covered by this series range from general aspects, based on a multidisciplinary and holistic approach, to management and conservation problems at specific level.

COMITATO EDITORIALE

ALDO COSENTINO, ALESSANDRO LA POSTA, MARIO SPAGNESI, SILVANO TOSO

In copertina: Cigni neri (*Cygnus atratus*) in volo sull'Ortazzo, aprile 1999. Foto M. Basso.

A. Andreotti, N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi, V. Guberti

Mammiferi e Uccelli esotici in Italia:
analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità
e linee guida gestionali

TAVOLE

Realizzazione artistica di **Umberto Catalano** (Psittaciformi e Passeriformi) e **Lorenzo Orlandi** (Mammiferi, Uccelli acquatici, Galliformi e Columbiformi); supervisione scientifica di **Nicola Baccetti** e **Piero Genovesi**.

CARTOGRAFIA

Le mappe di distribuzione sono state elaborate da **Anna Maria De Marinis** e **Adriano De Faveri** in base ai dati originali o bibliografici contenuti nel testo della presente opera, utilizzando come base, in alcuni casi, le mappe dell'Iconografia dei Mammiferi d'Italia, quelle dell'Atlante degli Uccelli Nidificanti in Italia e quelle dei Risultati dei Censimenti degli Uccelli Acquatici Svernanti in Italia.

RINGRAZIAMENTI

Silvano Toso e **Valter Trocchi** hanno fornito indicazioni sostanziali sulle schede specifiche relative ai Mammiferi. **Marco Zenatello** ha curato la raccolta dei dati bibliografici sugli Uccelli.

La redazione raccomanda per le citazioni di questo volume la seguente dizione:

Andreotti A., N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi, V. Guberti, 2001 - *Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali*. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Tutti i diritti sono riservati. Nessuna parte di questa pubblicazione può essere riprodotta, memorizzata o trasmessa con qualsiasi mezzo e in qualsiasi forma (elettronica, elettrica, chimica, meccanica, ottica, fotostatica) o in altro modo senza la preventiva autorizzazione del Ministero dell'Ambiente.

Vietata la vendita: pubblicazione distribuita dal Ministero dell'Ambiente e dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "A. Ghigi".

INDICE

INTRODUZIONE	Pag.	7
OBIETTIVI	"	9
DEFINIZIONI	"	11
CAUSE DI INTRODUZIONE	"	12
SPECIE DOMESTICHE INSELVATICHITE	"	13
EFFETTI DELLE INVASIONI BIOLOGICHE	"	13
ASPETTI SANITARI	"	14
OPINIONE PUBBLICA E INFORMAZIONE	"	16
PREVENZIONE	"	17
Principio cautelativo	"	17
Controllo delle importazioni	"	18
Controllo degli allevamenti	"	18
Misure repressive	"	19
ERADICAZIONE E CONTROLLO	"	19
Priorità di intervento	"	21
MONITORAGGIO E RICERCA	"	21
Distribuzione ed ecologia delle specie alloctone	"	21
Analisi del rischio	"	22
Studi di fattibilità	"	22
IMPEGNI FORMALI DELLO STATO ITALIANO	"	22
QUADRO NORMATIVO NAZIONALE	"	24
Ruoli e responsabilità	"	25
Estensione del meccanismo CITES	"	25
Linee guida per una revisione del quadro normativo	"	26
MAMMIFERI E UCCELLI ALLOCTONI IN ITALIA	"	26
Discussione	"	31
Quadro sinottico dei Mammiferi	"	35
Quadro sinottico degli Uccelli	"	37
SCHEDE MAMMIFERI		
Coniglio selvatico	"	47

Lepre sarda	Pag.	50
Silvilago	"	52
Scoiattolo grigio	"	55
Scoiattolo variabile	"	58
Tamia siberiano	"	60
Ondatra o Topo muschiato	"	62
Topo domestico	"	64
Ratto nero o dei tetti	"	66
Ratto delle chiaviche	"	69
Nutria	"	72
Cane procione	"	75
Visone americano	"	77
Daino	"	80
Muflone	"	83

SCHEDA UCCELLI

Pellicano rossiccio	"	99
Airone schistaceo	"	101
Ibis sacro	"	103
Fenicottero cileno	"	105
Cigno reale	"	107
Cigno nero	"	110
Oca indiana	"	113
Oca del Canada	"	115
Oca egiziana	"	118
Anatra sposa	"	120
Anatra mandarina	"	122
Gobbo della Giamaica	"	124
Colino della California	"	127
Colino della Virginia	"	129
Coturnice orientale	"	131
Pernice sarda	"	134
Francolino	"	136
Francolino di Erckel	"	138
Quaglia giapponese	"	140
Fagiano comune	"	142
Fagiano versicolore	"	144
Tortora domestica	"	146
Parrocchetto dal collare	"	148
Parrocchetto monaco	"	151
Amazzone fronte blu	"	154
Usignolo del Giappone	"	156

Becco a cono	Pag.	158
Astrilde becco di corallo	"	160
Astrilde comune	"	162
Bengalino comune	"	164
Maina comune	"	167
EXECUTIVE SUMMARY	"	169
BIBLIOGRAFIA	"	175

INTRODUZIONE

Le invasioni biologiche, cioè l'espansione provocata dall'uomo di specie animali o vegetali al di fuori del loro areale di presenza naturale, rappresentano attualmente una tra le principali minacce alla biodiversità, seconda solo alla distruzione degli habitat (IUCN 2000, Mack *et al.* 2000).

Per molti milioni di anni, le barriere ecologiche costituite da oceani, montagne, fiumi e deserti hanno costituito un elemento fondamentale dei processi biologici. L'isolamento ha reso possibile la creazione di un ampio mosaico di ecosistemi all'interno dei quali le specie si sono differenziate seguendo percorsi evolutivi distinti. La colonizzazione di nuove aree geografiche da parte degli organismi animali e vegetali è avvenuta attraverso processi generalmente lenti di dispersione naturale e questo fenomeno ha rappresentato uno dei motori dell'evoluzione. Tuttavia, a partire dall'inizio dell'Olocene - ma con un'intensità crescente nel corso degli ultimi cinque secoli - l'azione dell'uomo ha profondamente alterato tali processi naturali, sia attraverso il trasporto involontario di piante ed animali (come nel caso dei ratti e di molti invertebrati), sia per la diffusione accidentale o intenzionale di specie allevate o trasportate per gli scopi più vari (Mack *et al.* 2000, McNeely in prep.).

Per fortuna, dell'enorme numero di specie che oggi giungono in nuovi contesti ambientali la gran parte è destinata a non insediarsi stabilmente per fattori sia di tipo demografico (per es. per l'arrivo di un numero troppo basso di individui), sia ecologico (motivi climatici, fenomeni di competizione o predazione determinati da specie autoctone, ecc.). Anche quando l'insediamento avviene, può non determinare alterazioni apprezzabili degli ecosistemi naturali. Una regola empirica indica che su dieci specie alloctone introdotte, solo una in media si insedia in natura, e che su dieci specie che si insediano, solo una determina successivamente impatti negativi sulla biodiversità o sulle attività dell'uomo: su cento specie alloctone che giungono in un paese, quindi, solo una è destinata a diventare invasiva (Williamson 1996). Nel caso degli Stati Uniti si stima che su 4.500 specie animali e vegetali alloctone circa il 20% provochi danni ecologici o economici, mentre le altre si siano inserite senza problemi apparenti (Pimentel *et al.* in prep.).

La cause che possono determinare l'esplosione demografica delle specie introdotte, con conseguente impatto sugli ecosistemi, sono da ricercarsi nelle

differenze ecologiche tra l'area di origine e le aree di nuovo insediamento; in queste ultime vengono infatti a mancare importanti fattori limitanti, quali la presenza di competitori o di predatori. Numerosi sono gli esempi di invasioni biologiche che hanno provocato cambiamenti nelle relazioni all'interno delle comunità naturali, con una conseguente alterazione dei processi evolutivi, e che hanno determinato profondi effetti sulle popolazioni autoctone e l'estinzione totale di alcune specie (Honegger 1981, Ebenhard, 1988, cfr. Atkinson 1989 e 1996, Case *et al.* 1998, Mack *et al.* 2000). A tale riguardo si stima che il 20% dei Vertebrati considerati in pericolo di estinzione nel mondo sia minacciato da specie alloctone introdotte dall'uomo; tale percentuale sale al 31% nelle isole, dove l'impatto delle introduzioni è particolarmente grave (Ruesink *et al.* 1995, Cox 1999). L'introduzione di specie alloctone invasive comporta quindi il rischio della perdita di un elevato numero di specie, con una conseguente progressiva omogeneizzazione delle biocenosi e l'alterazione profonda degli ecosistemi (Mack *et al.* 2000).

Oltre ad enormi effetti ecologici, l'introduzione di specie esotiche può determinare anche un consistente impatto di carattere economico (McNeely in prep.). Negli Stati Uniti si stima che le specie alloctone provochino perdite superiori a 138 miliardi di dollari ogni anno (Pimentel *et al.* in prep.).

L'accresciuta intensità degli scambi commerciali derivante dalla globalizzazione dell'economia, nonché il costante sviluppo dei trasporti e degli spostamenti dell'uomo stanno determinando una crescita esponenziale delle invasioni biologiche, per cui si può ritenere che questa già grave minaccia sia destinata ad assumere in futuro dimensioni ancor più preoccupanti.

Arginare questo problema rappresenta una delle priorità di conservazione riconosciute a livello internazionale (si vedano ad esempio le raccomandazioni contenute nella Convenzione sulla Biodiversità, nella Convenzione di Berna e le linee guida pubblicate dall'IUCN nel 2000).

A fronte di tali raccomandazioni va sottolineato come una politica di prevenzione e controllo delle invasioni biologiche richieda un approccio olistico (Mack *et al.* 2000) che miri:

- a ridurre il rischio di nuove introduzioni, attraverso un controllo delle fonti nei paesi d'origine, del trasporto e dell'importazione;
- ad adeguare il quadro normativo in modo che vengano contemplate efficaci misure di prevenzione e repressione delle introduzioni non autorizzate e programmi di controllo ed eradicazione;
- a pianificare e a realizzare programmi di eradicazione e/o di controllo delle popolazioni o dei nuclei di specie alloctone presenti in natura;
- a sensibilizzare l'opinione pubblica circa i rischi rappresentati dall'intro-

duzione di specie alloctone.

Parallelamente risulta prioritario avviare un'attenta analisi del fenomeno, che presenta ancora alcuni aspetti oscuri: i vettori delle introduzioni, le caratteristiche ecologiche che determinano la trasformazione di una specie alloctona in invasiva, le leggi che regolano l'espansione cronologica e geografica di tali specie sono noti solo in parte e attualmente non si è ancora in grado di predire quali siano le situazioni in cui una specie possa diventare invasiva (Ebenhard 1988, Mack *et al.* 2000). Analogamente, non si sono ancora comprese appieno le cause che determinano la durata dell'intervallo temporale esistente tra l'introduzione di un *taxon* e la sua successiva espansione (Williamson 1996).

L'inadeguata comprensione dei meccanismi che sono alla base delle invasioni biologiche non deve tuttavia indurre a limitare gli sforzi volti a fronteggiare tale minaccia; al contrario, deve essere adottato un approccio cautelativo che può essere sintetizzato nella regola secondo la quale tutte le specie alloctone devono essere considerate "colpevoli fino a che non si prova la loro innocenza" (Ruesink *et al.* 1995).

Nel caso dei Vertebrati esiste una sola eccezione a questa regola generale, rappresentata dalle specie alloctone a rischio di estinzione nel proprio areale di origine. All'estero in più occasioni sono state effettuate immissioni di specie minacciate in aree poste al di fuori dell'areale originario, allo scopo di aumentarne le probabilità di sopravvivenza (cfr. IUCN 1987, Towns *et al.* 1997). In Italia risulta emblematico il caso di un Passeriforme appartenente al genere *Paradoxornis*, presente con una popolazione apparentemente naturalizzata nella Riserva Naturale della Palude Brabbia (Varese: Boto *et al.* 1999). Tale Passeriforme non sembra appartenere ad alcuna entità tassonomica fino ad ora descritta e non è impossibile che si tratti di un *taxon* non ancora conosciuto, del quale al momento non sono noti né la distribuzione, né lo *status* delle popolazioni naturali. Effettuare l'eradicazione del nucleo insediatosi in Italia senza prima aver chiarito l'entità e lo stato di conservazione dei contingenti presenti allo stato naturale appare una scelta rischiosa, dal momento che le popolazioni naturali potrebbero risultare estinte o fortemente minacciate.

OBIETTIVI

Il presente studio si pone gli obiettivi di fornire un inquadramento generale delle problematiche legate alla presenza di specie selvatiche alloctone di Mammiferi ed Uccelli, produrre una lista delle specie presenti in Italia e

fornire sintetiche linee guida gestionali che consentano di intervenire sia sul fenomeno generale, sia per ciascuna delle specie considerate.

Nel contempo si vuole stimolare la creazione di una specifica banca dati ove archiviare le informazioni relative alle specie alloctone presenti in Italia e che dovrà fornire in futuro una fonte di informazioni per i diversi operatori faunistici, la cui collaborazione risulta peraltro indispensabile per permettere il costante aggiornamento dei dati.

La scelta di focalizzare l'indagine sui Mammiferi e sugli Uccelli è stata legata da un lato al particolare risalto che l'attuale quadro normativo nazionale dà a questi due gruppi tassonomici, dall'altro all'esigenza di circoscrivere la trattazione nell'affrontare un problema di per sé eterogeneo e complesso. In futuro sarà comunque opportuno estendere l'indagine ad altri *taxa* animali e vegetali, in modo da ottenere un quadro più completo del fenomeno.

Anche solo restando nell'ambito dei Vertebrati, sono infatti noti diversi casi di vere e proprie catastrofi ecologiche dovute all'introduzione di Anfibi e Rettili (per es. Serpente bruno degli alberi *Boiga irregularis*: Rodda *et al.* 1992) e le attuali conoscenze sulla dimensione del fenomeno in Italia e sulle problematiche ad esso connesse risultano largamente inadeguate. Anche l'immissione di pesci esotici di interesse commerciale, amatoriale o ornamentale ha già provocato in varie parti del mondo la perdita di numerosi endemismi e l'alterazione profonda di molti importanti ecosistemi, in particolare nelle acque interne (per es. Perca del Nilo *Lates niloticus* nel Lago Vittoria: Goldschmidt 1996); anche nel contesto nazionale la situazione non è meno grave (cfr. Gandolfi *et al.* 1991).

Nel presente lavoro si è scelto di escludere dalla trattazione le introduzioni di quelle specie che sono autoctone solo in una parte del territorio italiano, effettuate al di fuori dell'areale originario. È questo ad esempio il caso della Pernice rossa *Alectoris rufa* o della Lepre europea *Lepus europaeus*, specie originarie dell'Italia settentrionale ed introdotte a scopo venatorio in diverse aree dell'Appennino centrale e meridionale. La decisione di escludere le "introduzioni locali" dalla presente indagine non rappresenta una sottovalutazione della gravità delle problematiche ad esse legate, ma risponde piuttosto alla necessità di fornire uno strumento valido su scala nazionale e di univoca interpretazione, anche in relazione agli obblighi internazionali del nostro Paese, che prevedono una specifica attenzione all'introduzione delle specie alloctone. Nell'indagine infine si è considerato solo il livello tassonomico specifico e non si è affrontato quindi il fenomeno dell'introduzione di sottospecie alloctone, che pure possono costituire una minaccia non trascurabile per popolazioni locali geneticamente ben differenziate.

DEFINIZIONI

Specie autoctona (o indigena): specie naturalmente presente in una determinata area nella quale si è originata o è giunta senza l'intervento diretto (intenzionale o accidentale) dell'uomo.

Specie alloctona (o esotica): specie che non appartiene alla fauna originaria di una determinata area, ma che vi è giunta per l'intervento diretto (intenzionale o accidentale) dell'uomo.

Specie naturalizzata: specie alloctona per una determinata area ove è rappresentata da una o più popolazioni che si autosostengono.

Specie acclimatata: specie alloctona per una determinata area ove è rappresentata da uno o più nuclei non naturalizzati.

Specie invasiva: specie naturalizzata che determina un impatto rilevante sulle biocenosi.

Introduzione: trasferimento e rilascio (intenzionale o accidentale) di una entità faunistica in un'area posta al di fuori del suo areale di documentata presenza naturale in tempi storici. Nelle introduzioni devono essere comprese anche le immissioni di *taxa* che, pur appartenendo alla fauna originaria di una determinata area, acquisiscono in seguito all'intervento di immissione uno *status* fenologico diverso da quello originario (per esempio introduzione di ceppi sedentari di *taxa* naturalmente presenti solo come migratori o svernanti).

Controllo: insieme di azioni condotte allo scopo di diminuire la consistenza delle popolazioni di una specie per limitarne l'impatto sugli ecosistemi o sulle attività antropiche, o per impedirne la diffusione su aree più vaste. Per quest'ultimo caso a livello internazionale è stato proposto il termine di **contenimento**.

Eradicazione: completa e permanente rimozione di una specie da un'area geografica, realizzata attraverso una campagna condotta in un tempo definito.

Per un maggiore approfondimento della terminologia relativa alle immissioni faunistiche si veda: "Documento sulle immissioni faunistiche: linee guida per le introduzioni, reintroduzioni e ripopolamenti di Uccelli e Mammiferi" (AA.VV. 1997).

CAUSE DI INTRODUZIONE

I motivi per cui diversi *taxa* di Mammiferi e Uccelli sono stati introdotti in varie parti del mondo sono molteplici (per una sintesi relativa ai soli Uccelli si veda Lever 1996). In Italia la presenza di specie esotiche in natura può essere ricondotta essenzialmente a tre fattori principali: introduzioni accidentali (per es. Ratto delle chiaviche *Rattus norvegicus*), introduzioni operate proprio al fine di ottenere popolazioni naturalizzate (per es. Cigno reale *Cygnus olor*, Fagiano comune *Phasianus colchicus*), fuga di specie importate per il mantenimento in cattività (per es. Nutria *Myocastor coypus*). Relativamente a quest'ultimo caso, alcune specie sono state introdotte in Italia allo scopo di creare allevamenti per la produzione di pellicce (oltre alla Nutria, anche il Visone americano *Mustela vison* e l'Ondatra *Ondatra zibethicus*) o di carne (come l'Anatra muta *Cairina moschata*). Altre sono state importate a fini ornamentali o amatoriali (è il caso, ad esempio, del Tamia *Tamias sibiricus* e del Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*) e quindi rilasciate volontariamente in natura o sfuggite accidentalmente alla cattività. A questo proposito va sottolineato come la diffusa presenza di specie detenute a scopo amatoriale o per finalità commerciali determini quasi inevitabilmente episodi di introduzioni, intenzionali o accidentali. Analogo rischio è da segnalare per le specie esotiche usate in falconeria.

Tra i *taxa* importati per essere rilasciati in natura è molto frequente il caso di specie introdotte a fini venatori (per es. Silvilago *Sylvilagus floridanus*, Colino della Virginia *Colinus virginianus*, Fagiano comune). In questo caso gli animali vengono immessi intenzionalmente in natura, talvolta con il rilascio di ingenti quantitativi di soggetti, con l'obiettivo di consentire un prelievo pressoché immediato oppure di creare popolazioni naturalizzate sulle quali operare un prelievo in una fase successiva. Talora si tratta di *taxa* strettamente affini a specie autoctone, per cui si può determinare il rischio di un inquinamento genetico delle popolazioni locali; si consideri a tal riguardo la facilità con cui avviene l'ibridazione tra la Coturnice orientale *Alectoris chukar* e la Pernice rossa *A. rufa* o la Coturnice *A. graeca*, entrambe autoctone per l'Italia.

Un'ulteriore categoria di specie alloctone, infine, è quella costituita da *taxa* introdotti in origine in aree esterne ai confini italiani ed in seguito giunte autonomamente all'interno del nostro Paese (introduzione secondaria); ne sono un esempio il Cane procione *Nyctereutes procyonoides* e numerosi Uccelli migratori, quali il Fenicottero cileno *Phoenicopterus chilensis*. L'introduzione secondaria è spesso particolarmente pericolosa, perché legata a specie che già hanno evidenziato capacità di insediamento in natura e di successiva espansione dell'areale.

SPECIE DOMESTICHE INSELVATICHITE

Nuclei inselvatichiti di specie domestiche (per es. cane, gatto, capra, maiale, piccione) possono in alcuni casi causare impatti particolarmente rilevanti sugli ecosistemi naturali. Il gatto domestico, ad esempio, ha determinato l'estinzione di almeno 6 specie di Uccelli endemici e la scomparsa di oltre 70 popolazioni ornitiche insulari in Nuova Zelanda (King 1985), mentre in Australia ha rappresentato una delle cause di estinzione per 6 specie di Marsupiali (Dickman 1996 in Mack *et al.* 2000). Anche il cane esercita rilevanti impatti per predazione su numerose specie selvatiche e costituisce una delle principali minacce per la conservazione del Lupo *Canis lupus* per competizione ed ibridazione (Boitani e Ciucci 1992).

Ridurre gli effetti negativi delle specie domestiche inselvatichite dovrebbe pertanto rappresentare una priorità di conservazione; va però sottolineato come notevoli limiti alla capacità di intervento in questo senso siano determinati dall'inadeguatezza del quadro normativo nazionale e dalla scarsa percezione da parte dell'opinione pubblica di tale problema specifico.

EFFETTI DELLE INVASIONI BIOLOGICHE

In particolari situazioni, l'introduzione di specie esotiche può portare benefici di natura economica (si pensi alla diffusione di animali da pelliccia sfruttati a fini commerciali o di specie di interesse venatorio); in altri casi invece può rappresentare un importante strumento per la conservazione di *taxa* minacciati, qualora negli areali di origine siano venute meno le condizioni necessarie per garantirne la sopravvivenza (cfr. IUCN 1987). Alcuni Autori hanno anche evidenziato come le invasioni biologiche possano rappresentare un'opportunità per comprendere la struttura delle biocenosi e gli effetti delle singole specie sulle proprietà degli ecosistemi (si veda ad esempio Nummi 1996). Nella maggioranza delle situazioni, tuttavia, la traslocazione di specie animali e vegetali al di fuori dell'areale di origine determina conseguenze negative a livello economico e ambientale. I danni di natura economica si ripercuotono sulle produzioni agricole e forestali, sugli allevamenti ittici o, più in generale, sulla zootecnia; tali danni sono dovuti sia ad una riduzione degli utili legati ad una perdita di guadagno (per es. perché parte del raccolto viene danneggiato o distrutto), sia ai costi necessari per prevenire la diffusione della specie invasiva (quarantene, attività di controllo e di eradicazione) (Mack *et al.* 2000, Pimentel *et al.* in prep.). Gli effetti sugli

ambienti naturali spesso risultano difficili da determinare per la complessità delle interrelazioni che esistono all'interno delle comunità viventi. Secondo Ebenhard (1988), si possono distinguere sei differenti modalità attraverso cui le specie invasive appartenenti alle classi degli Uccelli e Mammiferi possono alterare gli ecosistemi: pascolamento, predazione, competizione, introduzione di malattie e parassiti, ibridizzazione con specie autoctone, incremento della disponibilità trofica di specie predatrici autoctone e alterazione della struttura delle biocenosi e degli habitat. L'intensità delle modificazioni indotte nei nuovi ambienti attraverso tali meccanismi può risultare estremamente variabile e può comportare effetti a livello di singole popolazioni di *taxa* autoctoni, o può riguardare l'alterazione di intere biocenosi e la completa modificazione di ecosistemi (Mack *et al.* 2000). Nell'ambito del presente lavoro non si è ritenuto opportuno includere una trattazione dettagliata delle modalità attraverso cui gli ambienti possono subire alterazioni in seguito alla diffusione di specie invasive, preferendo rimandare alla consultazione di bibliografia specifica (si vedano ad esempio Ebenhard 1988, Atkinson 1989 e 1996, Gebhardt 1996, Kauhala 1996, Parkin 1996, Simberloff 1996, Mack *et al.* 2000). Solo nel caso degli aspetti sanitari si è ritenuto utile prevedere un approfondimento a livello generale per dare risalto a un tipo di problematiche tendenzialmente sottovalutate, ma che potenzialmente possono determinare gravi impatti di natura economica, ambientale e sociale.

ASPETTI SANITARI

In natura non esistono popolazioni animali o singoli individui completamente esenti da agenti eziologici di malattia e, di conseguenza, ogni organismo andrebbe considerato come un ecosistema contenente una sua specifica biocenosi parassitaria (Cunningham 1996). Dal punto di vista generale è necessario sottolineare come ogni alterazione dell'habitat debba essere giudicata negativamente anche sotto il profilo sanitario (Lanfranchi e Guberti 1997).

La relazione ospite-parassita-ambiente è regolata da meccanismi demografici ed ecologici dai quali dipende la sopravvivenza sia dell'ospite, sia del parassita. L'introduzione di specie alloctone può determinare un'alterazione di tali sistemi con possibili conseguenze anche sul piano epidemiologico. In una accezione non antropocentrica (che quindi non parteggi né per il parassita, né per l'ospite) appare regola semplice e corretta minimizzare le possibili alterazioni delle relazioni ospite-parassita (per es. un'epidemia costituisce uno sbilanciamento a favore del parassita).

Le introduzioni possono determinare alterazioni sia qualitative (numero di specie), sia quantitative (densità delle popolazioni) degli ecosistemi naturali, con possibili rilevanti ripercussioni anche sul piano sanitario. Infatti, ogni agente eziologico necessita di una popolazione di ospiti per il proprio mantenimento: tale popolazione rappresenta il serbatoio epidemiologico dell'agente, cioè quel gruppo di animali appartenente ad una o più specie in grado di mantenere l'agente eziologico nell'ambiente in modo autonomo e continuativo. In termini ecologici la capacità portante di un parassita è costituita principalmente dalla sua popolazione serbatoio, di conseguenza esiste una densità dell'ospite (soglia di trasmissione) al di sotto della quale l'agente eziologico si estingue, non avendo risorse sufficienti per il proprio mantenimento (Nokes 1992). Questo meccanismo è la base biologica per cui un patogeno si estingue prima del proprio serbatoio. Viceversa quando la specie serbatoio è abbondante e vive simpatica o sintopica con altre, il ruolo dei patogeni nell'estinzione di altre specie recettive è ampiamente documentato (Scott 1988, Gulland 1997). Un semplice esempio può essere rappresentato da una piccola popolazione di Lupo, numericamente non in grado di mantenere le infezioni, ma in simpatia con una grande popolazione di cani; la specie selvatica subisce indefinitamente le infezioni del cane senza alcuna dipendenza dalla sua densità e quindi, possibilmente, fino all'estinzione.

Nell'ecologia della relazione ospite-parassita-ambiente le possibili azioni svolte dalle specie alloctone sono:

- l'introduzione di un nuovo patogeno nell'ecosistema, come avvenuto con l'introduzione del parassita *Fascioloides magna* in seguito all'immissione del Wapiti *Cervus elaphus canadensis*, alloctono per l'Italia, nella tenuta La Mandria (Torino);
- la costituzione di un serbatoio epidemiologico per patogeni presenti in modo occasionale nell'ambiente e che quindi, successivamente, possono permanere indefinitamente nell'ecosistema (Uccelli migratori alloctoni e autoctoni ed emoprotozoi nelle Hawaii);
- la formazione del substrato per una virulentazione di organismi scarsamente patogeni (ricombinazione genetica dei virus influenzali);
- il contributo numerico, insieme a specie autoctone, alla costituzione di un più abbondante serbatoio epidemiologico per agenti eziologici presenti nell'ecosistema, cui consegue una maggiore diffusione spazio-temporale delle infezioni (Volpe *Vulpes vulpes*, autoctona, Cane procione, alloctono, e rabbia).

Infine, dal punto di vista più strettamente sanitario, l'introduzione di specie alloctone può comportare:

- l'introduzione e/o la persistenza di agenti patogeni trasmissibili all'uomo

(per es. psittacosi/ornitosi legate a diverse specie di Uccelli ed in particolare agli Psittacidi);

- l'introduzione e/o la persistenza di agenti patogeni che a norma UE non devono essere presenti sul territorio (per es. determinati sierotipi di influenza aviaria presenti negli Anatidi alloctoni);

- l'introduzione e/o la persistenza di agenti patogeni che possono indurre decrementi di popolazione nelle specie ospiti autoctone recettive (per es. *Parapoxvirus* dello Scoiattolo grigio, altamente patogeno per lo Scoiattolo rosso *Sciurus vulgaris*).

OPINIONE PUBBLICA E INFORMAZIONE

La gravità della minaccia costituita dalla diffusione di specie esotiche è sconosciuta o molto sottovalutata non solo dall'opinione pubblica, ma anche da molte persone che operano in settori collegati alla conservazione. Tale inadeguata comprensione del problema, insieme alla limitata accettazione degli interventi di controllo, in particolare se operati su specie d'affezione o comunque accattivanti, rappresenta spesso il principale fattore limitante per affrontare efficacemente le invasioni biologiche (per es. Scoiattolo grigio: Genovesi e Bertolino 2000).

Un'adeguata informazione sia sugli effetti della diffusione di specie alloctone invasive, sia sulla necessità ed opportunità di intervenire per mitigare gli impatti che ne derivano, rappresenta pertanto un elemento chiave per la prevenzione di future immissioni, per una rapida segnalazione dei nuclei di specie alloctone di nuova formazione, per una tempestiva ed efficace programmazione di eventuali misure di controllo ed eradicazione. Va tuttavia sottolineato che uno sforzo mirato unicamente ad una corretta informazione può spesso risultare insufficiente; occorre piuttosto promuovere un cambiamento culturale nell'opinione pubblica. In particolare è importante che si diffonda la consapevolezza di come la conservazione degli ecosistemi, delle specie e delle popolazioni naturali sia prioritaria rispetto alla protezione dei singoli individui (McNeely in prep.).

Oltre ad un impegno di informazione e sensibilizzazione dell'opinione pubblica nel suo complesso, dovrebbero essere previsti specifici programmi di informazione mirata, rivolta a importatori, allevatori e commercianti di specie di interesse ornamentale, zootecnico e venatorio, focalizzando l'attenzione in particolare sulle tecniche di prevenzione degli episodi di fuga dalla cattività.

PREVENZIONE

La prevenzione di nuove introduzioni rappresenta indubbiamente la misura più efficace ed economica per limitare i rischi complessivi legati alla diffusione di specie invasive (Ebenhard 1988). Per questo fine è necessario controllare l'importazione delle specie alloctone potenzialmente invasive legando tale possibilità ad una procedura autorizzativa; al tempo stesso, occorre impedire, o comunque ridurre il più possibile, il rilascio in natura, intenzionale o accidentale, delle specie già importate nel nostro Paese.

È opportuno adottare misure di prevenzione anche nel caso di specie non ancora presenti in Italia, ma con popolazioni naturalizzate in aree prossime ai confini nazionali. Per quanto riguarda i Mammiferi, particolare attenzione va prestata alla possibile espansione del Cervo sika *Cervus nippon* e del Cane procione, entrambi segnalati in Svizzera ed Austria (il primo può comportare gravi rischi di ibridazione con le popolazioni autoctone di Cervo europeo *Cervus elaphus*, il secondo può rappresentare un ospite della rabbia silvestre).

Per le specie ornitiche risulta molto più arduo indicare tutte le specie alloctone che potrebbero colonizzare l'Italia a partire da nuclei naturalizzati in altri paesi, data la maggiore capacità degli Uccelli di effettuare movimenti di dispersione. In questo caso si reputa opportuno sensibilizzare gli ornitologi, anche non professionisti, affinché nuovi avvistamenti di specie estranee alla fauna italiana vengano tempestivamente segnalati, prestando particolarmente attenzione ai *taxa* più problematici (si veda l'esempio del Gobbo della Giamaica *Oxyura jamaicensis* per la minaccia di ibridazione con il Gobbo rugginoso *O. leucocephala*).

Principio cautelativo

Nell'affrontare a livello preventivo le diverse problematiche connesse alla gestione delle specie alloctone è necessario tenere conto che:

- le attuali conoscenze nel campo della biologia non permettono di prevedere con sufficiente precisione se una specie alloctona sia destinata a divenire invasiva;
- raramente è possibile prevedere quali alterazioni vengano indotte negli ecosistemi dalle specie alloctone una volta che queste si siano naturalizzate in nuovi contesti ambientali;
- a volte può trascorrere un considerevole intervallo di tempo dal momento in cui una specie viene introdotta in un nuovo ambiente al momento in cui vengono rilevati i primi effetti negativi sugli ecosistemi;
- gli interventi di eradicazione spesso risultano efficaci solo se attuati prima

che le popolazioni introdotte si espandano.

Per questi motivi è indispensabile adottare un principio cautelativo che: a) leghi la possibilità di importazione o di allevamento di specie alloctone ad un adeguato processo autorizzativo basato sulla valutazione dei rischi; b) sancisca il divieto di introduzione in natura esteso a tutti i Vertebrati alloctoni, anche nel caso in cui non siano noti i possibili effetti sugli ecosistemi; c) preveda, ove possibile, l'immediata eradicazione di nuclei acclimatati o naturalizzati di specie alloctone una volta identificati, qualora l'introduzione non abbia ricevuto adeguata autorizzazione. Eventuali deroghe al divieto generale di introduzione in natura possono essere previste solo eccezionalmente, sulla base di una rigorosa valutazione di ogni singolo caso (per es. introduzione a fini di conservazione di una specie in via di estinzione: IUCN 1987).

Controllo delle importazioni

Per una effettiva prevenzione dei rischi di introduzione di specie alloctone, andrebbe previsto un processo autorizzativo per le importazioni basato su un sistema di tre liste (cfr. Sjöberg e Hokkanen 1996):

- “lista bianca”, specie la cui importazione è permessa;
- “lista grigia”, specie la cui importazione è permessa solo dietro una specifica autorizzazione, rilasciata dopo un'attenta valutazione dei possibili rischi di insediamento in natura e di espansione, o per specifiche finalità (ricerca, didattica, ecc.);
- “lista nera”, specie la cui importazione è proibita.

Il sistema di tre liste copre tutti i possibili casi, perché ogni specie rientra necessariamente in una di esse. L'inserimento di una specie in una delle tre liste andrebbe basato su una rigorosa valutazione delle informazioni scientifiche disponibili e sull'elaborazione di strumenti predittivi degli impatti potenziali. Per funzionare adeguatamente tale sistema dovrebbe essere dinamico, permettendo il passaggio di una specie da una lista all'altra qualora si rendessero disponibili nuove informazioni.

L'autorizzazione all'importazione per il mantenimento in cattività, inoltre, andrebbe subordinata ad una verifica dell'adeguatezza delle strutture di captivazione onde ridurre il rischio di fughe accidentali.

Controllo degli allevamenti

Come già sottolineato, diversi esempi (Nutria, Visone americano, Gobbo della Giamaica, Cigno nero *Cygnus atratus*, ecc.) confermano che la fuga (o il rilascio) di animali da strutture di allevamento rappresenta una delle

più frequenti cause di diffusione di specie alloctone. Per questo motivo, oltre a regolamentare rigorosamente l'importazione a fini di allevamento, andrebbero verificate le strutture di detenzione esistenti per prevenire il rischio di nuove fughe. Soprattutto nel caso di specie che determinano gravi impatti sulla biodiversità (inserite quindi nella "lista nera") è necessario realizzare un catasto degli allevamenti, prevedere la marcatura con contrassegni inamovibili degli individui detenuti in modo da permettere di risalire alla fonte di introduzione in caso di rinvenimento in natura e la tarpatura degli Uccelli acquatici mantenuti in strutture a cielo aperto (cfr. Jones 1996).

Misure repressive

Al fine di limitare efficacemente nuove introduzioni in natura, è importante definire adeguate misure di repressione per chi rilasci, intenzionalmente o accidentalmente, soggetti estranei alla fauna selvatica autoctona. L'attuale quadro normativo italiano, anche se proibisce l'immissione di specie alloctone in natura, non prevede infatti sanzioni. Oltre all'effetto deterrente che le sanzioni possono esercitare, l'introduzione di specifici strumenti finanziari potrebbe contribuire al reperimento delle risorse necessarie alle azioni di prevenzione e di controllo delle invasioni biologiche.

Per affrontare il problema in modo adeguato si ritiene possibile adottare tre diverse soluzioni che prevedano:

- l'obbligo di polizze assicurative per quelle attività - come l'allevamento in cattività o il commercio di specie a fini ornamentali - che comportano il rischio di introduzioni accidentali;
- la definizione di nuove imposte sulle attività che comportino rischi di ulteriori introduzioni intenzionali o accidentali;
- l'introduzione, per i responsabili di introduzioni non autorizzate accidentali o intenzionali, di sanzioni commisurate al danno economico prodotto, secondo il *Polluter Pays Principle* (PPP), principio in base al quale chi determina un danno ambientale ne deve anche pagare le conseguenze.

ERADICAZIONE E CONTROLLO

Qualora le misure di prevenzione non siano risultate efficaci e una nuova specie alloctona venga segnalata in natura, è necessario valutare l'opportunità di avviare programmi di eradicazione o di controllo (AA.VV. 1997, Genovesi 1999).

Programmi di eradicazione motivati dalla necessità di preservare la

diversità biologica in una determinata area sono stati messi a punto per la prima volta intorno al 1950; nel decennio successivo tali azioni si sono ulteriormente sviluppate, imponendosi come efficace strumento di conservazione soprattutto a partire dagli anni '80 (Pascal e Chapuis 1999).

Fino al 1995 vengono riportati in letteratura, solo per la Nuova Zelanda, 161 tentativi di eradicazione, dei quali 113 (70%) coronati da completo successo (Veitch 1995). Esempi di interventi di completa eradicazione realizzati in Europa sono quelli relativi alla totale rimozione dell'Ondatra e della Nutria dalla Gran Bretagna (Baker 1999) o della capra domestica recentemente realizzato nel Parco Naturale di Madeira (Oliveira 1999), mentre è attualmente in corso di realizzazione un piano di eradicazione del Gobbo della Giamaica a livello europeo (Hughes 1999, Hughes *et al.* 2000). Le tecniche di eradicazione sono state notevolmente affinate negli ultimi anni e ciò ha reso possibile la realizzazione di interventi che in precedenza sarebbero risultati di difficile attuazione.

L'eradicazione rappresenta il metodo più efficace per rimediare agli squilibri ambientali causati dall'introduzione di un *taxon* alloctono, in quanto rimuove la causa stessa dei problemi in modo definitivo. Al contrario gli interventi di controllo - cioè azioni volte a contenere numericamente una popolazione senza poterne determinare la totale scomparsa - possono solo limitare l'impatto di una specie invasiva per un arco temporale limitato e pertanto implicano la necessità di essere ripetuti periodicamente. Il controllo comporta quindi la soppressione nel tempo di un numero molto più elevato di individui, senza essere risolutivo.

In linea generale, dunque, i programmi di eradicazione sono da preferirsi rispetto a quelli di controllo delle popolazioni; questi ultimi sono consigliabili solo nel caso di specie che abbiano raggiunto consistenze tali per cui ne risulta impossibile l'eradicazione (come avviene per la Nutria nell'Italia centro-settentrionale), o nel caso di specie la cui espansione può essere facilmente contenuta (come il Muflone *Ovis [orientalis] musimon*). Qualora si renda necessario programmare il controllo di una specie alloctona, occorre innanzitutto definire chiaramente gli obiettivi dell'intervento; in questo senso è necessario sottolineare che il controllo non deve essere mirato a ridurre il numero di individui di una specie in sé, bensì a limitare l'impatto della specie alloctona sulla biodiversità o a prevenire rischi di diffusione.

Le tecniche di eradicazione e controllo devono essere scelte in modo da assicurare adeguata efficacia: nel caso di un'eradicazione, l'intera popolazione deve risultare vulnerabile alle tecniche impiegate. Inoltre, sia quando si programma la rimozione di una popolazione, sia quando se ne vuole ridurre la consistenza, il tasso di rimozione deve superare il tasso di incremento

della popolazione stessa. Per questa ragione, prima di avviare qualunque tipo di intervento è necessario conoscere i principali parametri demografici che regolano la dinamica della specie, onde scegliere le tecniche più opportune (Hone 1994). Inoltre, le metodologie impiegate non devono determinare inaccettabili effetti sulle specie autoctone o sull'uomo e devono essere le più selettive ed eticamente corrette possibili, in modo da favorirne l'accettazione dal punto di vista sociale e culturale.

Le probabilità di successo dei programmi di eradicazione sono molto più elevate nella prima fase dell'insediamento, e cioè quando i nuclei sono ancora piccoli e localizzati; questa fase può durare abbastanza a lungo (anche molti anni) a seconda della specie e delle condizioni locali, ma spesso persiste per un periodo molto breve. È pertanto importante mettere a punto efficaci meccanismi di rapida identificazione dei nuovi nuclei di specie alloctone in natura. Quando una nuova specie alloctona viene rilevata occorre pertanto agire rapidamente, mobilitando adeguate risorse umane e finanziarie, senza sottovalutare i rischi connessi ad una possibile espansione della specie.

Priorità di intervento

La definizione di “liste nere”, cioè liste di specie potenzialmente capaci di insediarsi in natura e in grado di determinare impatti sulla biodiversità, oltre a favorire la prevenzione di nuove introduzioni di specie invasive può anche rappresentare un supporto per permettere una rapida messa in atto di interventi di contenimento o eradicazione. Una prima “lista nera” provvisoria a livello europeo è quella recentemente approvata dalla Convenzione di Berna (Raccomandazione n. 77, 2/12/99), che elenca alcuni esempi di specie il cui ruolo di minaccia per la biodiversità è ampiamente provato.

MONITORAGGIO E RICERCA

Distribuzione ed ecologia delle specie alloctone

Per individuare le strategie di intervento più opportune per fronteggiare le invasioni biologiche, è necessario acquisire informazioni il più possibile approfondite sulla distribuzione, ecologia e demografia dei nuclei acclimatati o naturalizzati delle specie alloctone (Mack *et al.* 2000). La realizzazione di un costante monitoraggio delle popolazioni di specie alloctone è espressamente raccomandata al punto 2 della Raccomandazione n. 77,

2/12/99, della Convenzione di Berna.

Per ottenere un quadro della distribuzione delle specie alloctone appare indispensabile sensibilizzare naturalisti e *birdwatcher* circa l'opportunità di segnalare l'avvistamento in natura di soggetti estranei alla fauna autoctona (si veda Marchant 1996 per le problematiche inerenti l'acquisizione dei dati relativi alla presenza di Uccelli introdotti o fuggiti alla cattività). Una specifica banca dati è in allestimento presso l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS) ed è disponibile ad accogliere fin d'ora le segnalazioni di Uccelli e Mammiferi esotici relative al territorio italiano.

Analisi del rischio

Il processo autorizzativo per l'importazione di specie selvatiche andrebbe basato su una rigorosa valutazione dei rischi (*Risk Assessment*), che includa anche un'analisi dell'ampiezza e natura dei potenziali effetti sull'ambiente (*Environmental Risk Analysis*). Tale valutazione dovrebbe anche definire la probabilità che gli effetti negativi si verifichino, basandosi sulle caratteristiche intrinseche della specie, sulla sua ecologia nell'areale originario, sulle similitudini tra le condizioni ecologiche delle aree di presenza con quelle dell'area di rilascio e su precedenti casi di naturalizzazione che l'hanno vista coinvolta (Mack *et al.* 2000).

Studi di fattibilità

Prima di programmare interventi di eradicazione o controllo, risulta necessario realizzare studi di fattibilità, basati su un rigoroso approccio scientifico, volti a verificare l'efficacia delle tecniche di intervento in relazione agli obiettivi che ci si propone. La realizzazione di studi di fattibilità è di conseguenza espressamente raccomandata al punto 3 della Raccomandazione n. 77, 2/12/99, della Convenzione di Berna, come azione preventiva alla realizzazione di campagne di eradicazione.

IMPEGNI FORMALI DELLO STATO ITALIANO

Le problematiche connesse con l'introduzione di fauna alloctona sono note da tempo; per questo a livello internazionale già da diversi anni sono state predisposte misure coordinate per limitare il dilagare del fenomeno e per contenere i danni causati dalle specie invasive. Alcune Direttive comunitarie e Convenzioni ratificate dall'Italia prevedono espressamente che

ciascuno Stato adotti azioni specifiche a tale riguardo. In particolare:

- la *Convenzione di Bonn*, all'art. 3, c. 4, lett. c), richiede agli Stati firmatari di porre in essere ogni sforzo per prevenire, ridurre o controllare i fattori che minacciano o che possono aumentare il livello di minaccia alle specie autoctone, attraverso misure che includono il blocco delle introduzioni, nonché il controllo o l'eliminazione delle specie esotiche introdotte;
- la *Convenzione di Berna*, all'art. 11, c. 2, lett. b), impegna gli Stati firmatari a controllare rigorosamente l'introduzione di specie alloctone;
- la *Convenzione di Rio sulla Biodiversità*, all'art. 8, lett. h), impegna gli Stati firmatari ad avviare misure per prevenire l'introduzione, controllare o eradicare le specie alloctone che minaccino gli ecosistemi, gli habitat o le specie autoctone;
- la *Direttiva Uccelli (79/409/CEE)*, all'art. 11, richiede agli Stati membri di controllare che l'eventuale introduzione di specie ornitiche non presenti in natura nel territorio europeo non pregiudichi la conservazione della flora e della fauna locali;
- la *Direttiva Habitat (92/43/CEE)*, all'art. 22, lett. b), richiede agli Stati membri di assicurare che l'introduzione deliberata in natura di specie non originarie dei rispettivi territori sia regolata in modo da non danneggiare gli habitat naturali, la fauna e la flora selvatiche e, se necessario, di proibire tali introduzioni;
- la *Risoluzione n. 57 del Comitato Permanente per la Convenzione di Berna* sull'introduzione di organismi appartenenti a specie non indigene nell'ambiente, approvata in data 5 dicembre 1997, raccomanda agli Stati firmatari di: a) proibire la deliberata introduzione all'interno dei propri confini o in parte del loro territorio, di organismi alloctoni al fine di stabilire popolazioni naturalizzate; b) prevenire l'introduzione accidentale di specie alloctone; c) produrre una lista delle specie alloctone invasive già presenti in natura;
- la *Risoluzione n. 77 del Comitato Permanente per la Convenzione di Berna* sull'eradicazione dei Vertebrati terrestri alloctoni, approvata in data 2 dicembre 1999, raccomanda agli Stati firmatari azioni di prevenzione, monitoraggio ed eradicazione delle specie alloctone invasive e l'attivazione di meccanismi di coordinamento e collaborazione transfrontaliera.

QUADRO NORMATIVO NAZIONALE

L'attuale quadro normativo nazionale appare del tutto inadeguato sia per prevenire la diffusione di specie alloctone nel nostro Paese, sia per promuovere interventi di monitoraggio ed eradicazione delle popolazioni introdotte.

La legge 11 febbraio 1992, n. 157, che rappresenta il principale strumento normativo nazionale per la tutela e la gestione della fauna selvatica, non fa alcun riferimento esplicito alle problematiche legate alla diffusione di specie alloctone. Malgrado ciò il dettato di due articoli di tale legge consente, sia pure con strumenti non adeguati alla gravità del problema, di limitare l'importazione di specie alloctone e di eradicare o controllare le popolazioni già insediate nel territorio nazionale.

L'art. 20, c. 1, dettando norme per l'importazione delle specie selvatiche a fini di ripopolamento o miglioramento genetico, contempla la possibilità di introdurre nel Paese solo specie autoctone; ogni importazione di specie alloctone a fini di introduzione in natura deve pertanto essere considerata non permessa. Per la violazione delle norme sull'importazione è prevista una sanzione da lire 150.000 a lire 900.000 per ogni capo importato (art. 31 c. 1, lett. l). Si sottolinea peraltro che la legge n. 157/92 non contempla l'importazione a fini di allevamento, né proibisce il rilascio in natura di specie esotiche già ospitate in territorio italiano.

Le attività di eradicazione e controllo delle specie naturalizzate di Mammiferi ed Uccelli possono essere condotte solo in ottemperanza al dettato dell'art. 19 della legge n. 157/92, che delega alle Regioni la programmazione di piani di abbattimento, formulati sulla base di un parere dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Tali piani di abbattimento devono essere attuati dalle guardie venatorie dipendenti dalle Amministrazioni provinciali eventualmente coadiuvate da altri soggetti (ovvero dalle guardie forestali, dalle guardie comunali, dai proprietari o conduttori dei fondi agricoli su cui si attuano gli interventi stessi). Non è prevista la possibilità di intervento diretto da parte di organismi nazionali (Ministero dell'Ambiente, Ministero per le Politiche Agricole, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica), neanche in casi di rilevante interesse nazionale o per popolazioni la cui distribuzione si estenda a livello sovra-regionale.

Le norme sopra citate non si applicano comunque nel caso dei ratti e dei topi, in quanto tali animali non rientrano nel campo di applicazione della legge n. 157/92.

Il D.P.R. n. 357 dell'8 settembre 1997 di recepimento della Direttiva Habitat ha introdotto l'obbligo di una specifica autorizzazione da parte

del Ministero dell'Ambiente per l'immissione in natura di specie alloctone (art. 12, c. 3). Tale autorizzazione viene rilasciata, sentito per quanto di competenza l'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, sulla base di uno specifico studio che escluda ogni pregiudizio per gli habitat naturali, la fauna e la flora selvatiche locali di interesse comunitario.

Poiché il campo di applicazione del D.P.R. n. 357 riguarda la conservazione di numerosi habitat naturali e specie animali e vegetali selvatiche e considerando che l'introduzione di una specie alloctona può determinare impatti spesso imprevedibili sull'ambiente, risulta evidente che tale *iter* autorizzativo si estende a tutte le specie di Vertebrati ed invertebrati, sia terrestri che acquatici, rappresentando di fatto una generale proibizione di introduzione in natura di specie non autoctone. Tuttavia il citato D.P.R. non prevede sanzioni nel caso di inottemperanza delle norme e il divieto risulta pertanto di difficile applicazione.

Ruoli e responsabilità

Per quanto riguarda le procedure autorizzative, la valutazione degli effetti sugli ecosistemi, il costante monitoraggio, la programmazione degli interventi di controllo ed eradicazione, sarebbe necessario definire con chiarezza responsabilità e ruoli, indicando gli organismi preposti alla valutazione tecnica di ogni singolo caso. A tal proposito potrebbe essere utile identificare un solo soggetto istituzionale (*Biosecurity Agency*) cui affidare compiti autorizzativi, di monitoraggio e di sperimentazione.

Estensione del meccanismo CITES

Il meccanismo autorizzativo e di distribuzione delle competenze per l'applicazione della convenzione di Washington (CITES) si è rivelato particolarmente efficace per controllare le importazioni di specie selvatiche minacciate. A livello internazionale esistono varie proposte per estendere questo meccanismo anche alla prevenzione delle introduzioni di specie alloctone. L'eventuale applicazione di meccanismi di blocco alle frontiere dovranno necessariamente prevedere programmi di costante aggiornamento del personale delle dogane.

Si sottolinea comunque come ogni regolamentazione del commercio può entrare in conflitto con le norme internazionali dell'Organizzazione Mondiale del Commercio (WTO) ed un adeguamento del quadro normativo non può non considerare un'attenta valutazione di tali norme.

Linee guida per una revisione del quadro normativo

Sulla base di quanto sopra esposto, risulta evidente che una revisione del quadro normativo, in applicazione del principio cautelativo, dovrebbe prevedere:

- la proibizione, tranne particolari eccezioni, dell'immissione in natura di Vertebrati alloctoni;
- la definizione di un meccanismo autorizzativo per le importazioni di Vertebrati alloctoni per i quali non si hanno informazioni certe in merito alla possibilità di una loro naturalizzazione in Italia;
- la definizione di norme per garantire la corretta detenzione degli animali importati (strutture di stabulazione adeguate, marcaggio, tarpatura, ecc.);
- l'introduzione di strumenti di assicurazione o tassazione per le attività che comportano il rischio di determinare o favorire nuove introduzioni;
- l'introduzione di sanzioni per i responsabili dell'immissione intenzionale o accidentale di specie alloctone in natura, eventualmente attraverso l'applicazione del *Polluter Pays Principle*;
- l'adeguamento delle norme relative al controllo della fauna selvatica (legge n. 157/92, art. 19), con definizione dell'*iter* autorizzativo, dei ruoli e delle responsabilità per la realizzazione degli interventi di controllo ed eradicazione dei Vertebrati alloctoni.

Per favorire l'applicazione delle misure sopra indicate risulta opportuno formalizzare il sistema a tre liste precedentemente descritto e individuare un unico soggetto istituzionale cui affidare compiti autorizzativi, di monitoraggio e di sperimentazione in materia (cfr. capitolo "Prevenzione").

MAMMIFERI E UCCELLI ALLOCTONI IN ITALIA

L'individuazione delle specie selvatiche alloctone presenti in Italia è avvenuta sulla base della bibliografia disponibile e di informazioni acquisite direttamente dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica o fornite da collaboratori. I risultati complessivi sono sintetizzati in due quadri sinottici relativi ai Mammiferi e agli Uccelli. Come precedentemente accennato, non sono state considerate le specie autoctone su una parte dell'Italia ed introdotte fuori dall'areale originario ed i casi di introduzione di *taxa* differenziati a livello solo sottospecifico (cfr. capitolo "Obiettivi"). Analogamente non sono state considerate quelle entità tassonomiche solo di recente proposte per un'elevazione al rango specifico, come ad esempio il Wapiti (*Cervus elaphus canadensis* o *C. canadensis*; Randi *et al.* 2000), o il Pollo sultano asiatico (*Porphyrio porphyrio poliocephalus* o *P. poliocephalus*; Sangster *et al.* 1999).

Nei due quadri sinottici che seguono sono sintetizzati i dati di presenza, gli strumenti normativi internazionali, i motivi di introduzione, i danni alle attività dell'uomo, gli effetti sulla biodiversità (classificati secondo tre livelli crescenti di impatto) e le principali azioni di intervento proposte. La valutazione dell'impatto causato dalle diverse specie è stata effettuata considerando i danni reali o potenziali relativi al contesto italiano. Nel caso dei *taxa* ritenuti più problematici si è ritenuto opportuno predisporre apposite schede descrittive che ne illustrano le principali caratteristiche (sistematica, geonemia, preferenze ambientali, *status* e impatto). La bibliografia più significativa è di regola riportata in dettaglio in ciascuna scheda, mentre, per le specie trattate solo nel quadro sinottico, un'apposita colonna espone i riferimenti in base ai quali ciascuna specie è stata inserita nella lista.

Poiché uno degli obiettivi del lavoro è quello di fornire uno strumento per l'identificazione di nuovi nuclei di specie alloctone, nelle schede sono stati anche inseriti i principali caratteri identificativi di ciascuna specie, ed è stata inoltre realizzata una sezione iconografica volta a facilitare il riconoscimento, sia tramite osservazione in natura, sia nel caso di rinvenimento di spoglie.

Nella sezione iconografica si è ritenuto di privilegiare le specie solitamente assenti nelle guide di identificazione della fauna europea e quelle che comunque presentano problemi di identificazione. Tale scelta ha portato ad illustrare un diverso numero di *taxa* rispetto a quelli trattati sulle schede, includendo anche tre specie non espressamente segnalate in Italia ma naturalizzate o acclimatate in paesi limitrofi (Cane procione, Fenicottero dei Caraibi *Phoenicopterus ruber* ed Astrilde guancearancio *Estrilda melpoda*) e quattro specie europee (Garzetta *Egretta garzetta*, Fenicottero rosa *Phoenicopterus roseus*, Gobbo rugginoso, Tortora dal collare orientale *Streptopelia decaocto*) facilmente confondibili con congeneri alloctoni.

Nell'ambito dei Mammiferi, i *taxa* domestici (per es. capra, cane, gatto, furetto) e gli ibridi tra forme domestiche e selvatiche ("cinghiali" derivanti da incroci con maiali domestici, casi di ibridazione cane-lupo) non sono stati considerati nell'indagine. In riferimento agli obiettivi generali del presente lavoro si è anche ritenuto di non considerare le numerose segnalazioni di individui recentemente fuggiti dalla cattività e senza possibilità di insediamento in natura (grandi felini esotici, ecc.). Sono state escluse anche quelle specie, come il Procione *Procyon lotor* o il Cervo sika, che sono presenti in aree molto prossime all'Italia con popolazioni naturalizzate, ma per le quali non esistono al momento segnalazioni per il nostro Paese, né una chiara tendenza all'espansione.

Nelle schede descrittive sono state trattate tutte le specie presenti con nuclei stabili in Italia, o segnalate aneddoticamente, ma presenti in paesi limitrofi con popolazioni naturalizzate e in espansione (Cane procione).

Si è scelto di non riservare una trattazione dettagliata ai *taxa* introdotti in passato e successivamente estinti (*Mangusta* grigia indiana *Herpestes edwardsi*) o a quelli di alloctonia incerta, come la Crocidura rossiccia *Crocidura russula* (introdotta anticamente in Sardegna e per la quale non esistono dati certi di presenza per il resto d'Italia), la Crocidura di Pantelleria *Crocidura cosyrensis* (originaria dell'Africa settentrionale e forse introdotta dall'uomo a Pantelleria), la Genetta *Genetta genetta* (specie di incerta autoctonia in Europa e per la quale si conosce una sola segnalazione per l'Italia, relativa alla Val d'Aosta).

Più complesso si è dimostrato il processo di individuazione delle specie di Uccelli, a causa del loro numero più elevato, della maggiore mobilità e, soprattutto, a causa della maggior frequenza con cui specie esotiche vengono mantenute in cattività per fini amatoriali (per es. Anatidi, Psittacidi), con conseguenti rischi di fuga accidentale. Nel presente lavoro si sono considerate le specie segnalate almeno una volta in natura sul territorio nazionale, individuandole in base ai risultati di una precedente indagine (Baccetti *et al.* 1997), alla loro presenza nella *check-list* ufficiale degli Uccelli italiani (Brichetti e Massa 1998), ai successivi rapporti del Comitato di Omologazione Italiano delle specie rare del Centro Italiano Studi Ornitologici (CISO) (Brichetti *et al.* 1998, 1999), ad altre segnalazioni pubblicate, nonché sulla base di dati inediti di varia origine. Ad eccezione di tre casi - Anatra muta, Faraona *Numida meleagris* e Tortora domestica *Streptopelia roseogrisea* - non si sono considerate le forme domestiche (frutto di selezione artificiale); ciò a causa del difficile riconoscimento di alcune di esse rispetto alle forme selvatiche conspecifiche ed autoctone in Italia (Germano reale *Anas platyrhynchos* e Piccione selvatico *Columba livia*) e del basso rischio di inselvaticimento delle altre (forme domestiche di *Gallus gallus*, *Anser cygnoides*, ecc.). Benché teoricamente appartenenti all'avifauna autoctona, sono stati inclusi nella trattazione il Cigno reale, per il quale le introduzioni hanno determinato modifiche allo *status* fenologico, come pure alcune specie accidentali per le quali si ritiene che solo una parte significativa delle segnalazioni non abbia carattere di naturalità (per es. Airone schistaceo *Egretta gularis*). Si è preferito invece escludere dalla trattazione l'Airone testanera *Ardea melanocephala* e il Gufo delle nevi *Nyctea scandiaca*, in quanto le singole segnalazioni italiane esistenti, se attendibili, non paiono imputabili ad interventi antropici (Gaini 1958, Vallon 1914).

L'alto numero di specie di Uccelli segnalate (110) e la scarsa rilevanza

di molte di esse ai fini del presente lavoro hanno suggerito l'opportunità di limitare maggiormente rispetto a quanto fatto per i Mammiferi la trattazione approfondita attraverso le schede specifiche. Tale scelta ha privilegiato le specie naturalizzate, acclimatate o ad incerta autoctonia; ad esse sono state aggiunte solo le specie più di frequente rilevate in natura tra quelle appartenenti alle restanti categorie di *status*. Complessivamente sono state redatte le schede relative a 31 specie.

Per le specie ornitiche introdotte in Italia sono state definite diverse categorie di *status* (n= 8), sulla base del diverso grado di radicamento nelle biocenosi; si va da specie di dubbia alloctonia, forse introdotte dall'uomo in epoca storica e ormai inserite all'interno degli ecosistemi naturali, fino ad arrivare a specie introdotte in passato in Italia e mai acclimatate. L'importanza relativa di ciascuna categoria di *status* è mostrata in figura 1.

Categoria '*Status 0*' - Tot. 2 specie di incerta alloctonia: Pernice sarda, Francolino. Entrambe risultano incluse a pieno titolo nella *check-list* degli Uccelli italiani (Brichetti e Massa 1998).

Categoria '*Status 1*' - Tot. 8 specie naturalizzate in Italia: Cigno reale, Colino della Virginia, Coturnice orientale, Fagiano comune, Parrocchetto dal collare, Parrocchetto monaco, Becco a cono, Bengalino comune. Risultano incluse nella *check-list* degli Uccelli italiani, con le sole eccezioni della Coturnice orientale, che figura in appendice alla stessa, e del Becco a cono, che è stato segnalato solo di recente, successivamente alla redazione della *check-list*.

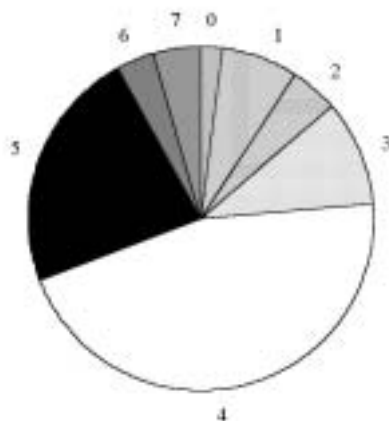


Fig. 1 - Importanza relativa delle diverse categorie di *status* fra le specie di Uccelli esotici segnalate in libertà in Italia; i numeri si riferiscono alla classificazione delle categorie riportata nel testo.

Categoria 'Status 2' - Tot. 5 specie acclimatate in Italia: Ibis sacro, Cigno nero, Francolino di Erckel, Quaglia giapponese, Usignolo del Giappone. Tutte hanno ripetutamente nidificato in natura sul territorio italiano e sono presenti con continuità; manca la certezza della capacità di auto-sostentimento delle popolazioni a causa del basso numero complessivo di individui presenti (Cigno nero, Francolino di Erckel), della loro elevata longevità (Ibis sacro, Cigno nero), o dell'incompletezza delle conoscenze disponibili (Francolino di Erckel, Quaglia giapponese, Usignolo del Giappone). Nella *check-list* degli Uccelli italiani figurano solo in appendice.

Categoria 'Status 3' - Tot. 11 specie ripetutamente segnalate, non acclimatate in Italia, ma naturalizzate o acclimatate altrove in Europa. Manca per l'Italia, in particolare, l'evidenza di ripetute nidificazioni in situazioni naturali (*= specie per le quali esistono indizi di nidificazione). Si tratta di: Fenicottero cilen, Oca indiana, *Oca del Canada, Oca egiziana, *Anatra sposa, Anatra mandarina, Gobbo della Giamaica, Colino della California, Fagiano versicolore, *Astrilde comune, *Maina comune. Nella *check-list* degli Uccelli italiani figurano solo in appendice, a parte tre specie che risultano inserite a pieno titolo; tutte le specie aventi abitudini migratrici appaiono in realtà egualmente meritevoli di prossima inclusione nella lista principale, qualora l'Italia venga interessata dal transito di soggetti naturalizzati in Europa (per es. Fenicottero cilen).

Categoria 'Status 4' - Tot. 50 specie ripetutamente segnalate, non acclimatate in Italia né altrove in Europa. Manca per l'Italia, in particolare, l'evidenza di ripetute nidificazioni in situazioni naturali (*= specie che hanno occasionalmente nidificato in Italia). Si tratta di: Pellicano rossiccio, *Airone schistaceo, Tantalò africano, Ibis scarlatto, Spatola africana, Fenicottero minore, Anatra fischiatrice indiana, Anatra fischiatrice facciabianca, Oca delle nevi, Anatra muta, Fischione americano, Anatra falcata, Alzavola asiatica, Marzaiola americana, Fistione beccorosa, Falco laggar, Girfalco, Penelope jacupemba, Gru coronata, Tortora domestica, Parrocchetto ondulato, Parrocchetto alessandrino, Inseparabile d'Abissinia, Inseparabile facciarosa, Pappagallo cenerino, *Amazzone fronte blu, *Bulbul mustacchi rossi, *Cardinale ciufforosso, Canarino, Verzellino groppone bianco, Canarino del Mozambico, *Amaranto beccorosso, *Astrilde becco di corallo, Diamante mandarino, Domino, Cappuccino tricolore, Golatagliata, Vedova paradisea, *Tessitore dorato, *Gendarme, Quelea beccorosso, *Vescovo dorato, *Vescovo rosso di Zanzibar, *Vescovo rosso, Vescovo arancio, Storno splendente purpureo, Gracula religiosa, Ghiandaia occhidorati, Ghiandaia siberiana, Gazza azzurra. Figurano solo nelle appendici della *check-list* degli Uccelli italiani, a parte cinque uccelli acquatici migratori che risultano inseriti a

pieno titolo in considerazione di segnalazioni di accidentali ritenute genuine. I dati su alcuni Ploceidi nidificanti sono apparsi al momento insufficienti a porre queste specie in categoria 2, ma è comunque probabile che ciò avverrà in un prossimo futuro.

Categoria 'Status 5' - Tot. 25 specie segnalate una sola volta in Italia, non naturalizzate né acclimatate altrove in Europa. Si tratta di: Pollo delle Pampas, Martinetta dal ciuffo, Cicogna collolano, Marabù asiatico, Spatola rosa, Anatra fischiatrice vagabonda, Anatra fischiatrice fulva, Casarca sudafricana, Avvoltoio collorosso, Quaglia tridattila barrata, Colomba di Guinea, Piccione alibronzate crestato, Cacatua ciuffogiallo maggiore, Cacatua delle Molucche, Calopsitta, Tordo migratore, Zigolo ardesia, Beccogrosso pettorosa, Ittero alirose, Gracchio comune americano, Verdone dello Yunnan, Cappuccino groppone bianco, Padda, Gazza vagabonda, Corvo bianconero. Nella *check-list* degli Uccelli italiani figurano solo in appendice o mancano a causa della più recente data di segnalazione.

Categoria 'Status 6' - Tot. 4 specie in passato acclimatate in Italia e quindi eradicate o estinte per cause naturali. Si tratta di: Starna asiatica, Pernice dei bambù, Fagiano di Kalij, Faraona comune. Nella *check-list* degli Uccelli italiani figurano solo in appendice.

Categoria 'Status 7' - Tot. 5 specie in passato introdotte in Italia e mai acclimatate. Si tratta di: Tacchino comune, Francolino di Clapperton, Quaglia delle piogge, Quaglia della giungla, Grandule ventrecastano. Nella *check-list* degli Uccelli italiani figurano solo in appendice.

Discussione

Delle 73 specie terrestri appartenenti alla mammalofauna italiana (non considerando Chiroteri, Pinnipedi e Cetacei: Spagnesi e Toso 1999), 15 risultano certamente alloctone; ciò significa che la naturalizzazione di *taxa* esotici nel caso dei Mammiferi ha comportato un incremento pari al 26% rispetto al numero totale di specie autoctone. Undici di queste specie sono state introdotte in tempi storici o recenti, mentre le rimanenti quattro sono state introdotte in tempi molto antichi. Tra i *taxa* di recente introduzione, sei presentano popolazioni naturalizzate ampiamente diffuse sul territorio nazionale, mentre tre risultano localizzati o numericamente poco abbondanti; per questi ultimi appare auspicabile avviare rapidamente programmi di controllo o di eradicazione a scala nazionale. Delle due rimanenti specie di recente introduzione, una si è estinta (*Mangusta grigia indiana*) mentre l'altra (*Cane procione*) è stata segnalata in Italia solo

aneddoticamente, anche se la presenza di popolazioni naturalizzate in aree limitrofe al nostro Paese ne lascia ipotizzare una prossima espansione entro i confini nazionali.

Un elemento rilevante emerso nel corso della presente indagine è rappresentato dal fatto che gran parte dei Mammiferi alloctoni è potenzialmente in grado di esercitare impatti significativi sugli ecosistemi continentali e/o insulari, per alterazione degli habitat provocata principalmente dalle attività di alimentazione o di scavo (come nel caso di Nutria, Ondatra e Coniglio selvatico *Oryctolagus cuniculus*), per predazione (Visone americano, Cane procione, Ratto nero *Rattus rattus* e Ratto delle chiaviche) o per competizione con specie autoctone (Scoiattolo grigio). L'impatto esercitato da cinque specie è tale da determinare una concreta minaccia per la sopravvivenza di specie autoctone almeno in una parte del proprio areale, con conseguente rischio di una perdita irrimediabile di biodiversità. È questo il caso dello Scoiattolo grigio, la cui espansione sta determinando la scomparsa dell'autoctono Scoiattolo rosso da tutte le aree di simpatria. I ratti sono ritenuti responsabili dell'estinzione di diverse specie ornitiche da alcune piccole isole e di predazione massiccia nei confronti di specie nidificanti in ecosistemi palustri. Il Coniglio selvatico ha provocato un pesante impatto sulla vegetazione di diverse aree, soprattutto in situazioni insulari. Il Visone americano, considerato uno dei principali fattori di minaccia per il Visone europeo *Mustela lutreola*, può esercitare una forte competizione nei confronti delle ultime popolazioni di Lontra *Lutra lutra* presenti nel nostro Paese e può causare un impatto predatorio non trascurabile su diversi elementi delle zoocenosi proprie degli ecosistemi fluviali.

A conferma del fatto che le invasioni biologiche sono un fenomeno recente e destinato ad assumere dimensioni crescenti nel prossimo futuro, è degno di nota il fatto che la maggior parte dei Mammiferi alloctoni presenti in Italia è stata introdotta negli ultimi cinquant'anni (9 specie su 15) e che per ben quattro di questi *taxa* l'introduzione sia avvenuta negli ultimi vent'anni. Infine, occorre evidenziare come diverse specie non considerate nel presente studio, come ad esempio il Cervo sika e il Procione, siano naturalizzate in aree molto prossime ai confini nazionali, per cui una loro espansione in Italia nei prossimi anni risulta comunque possibile.

Per quanto riguarda gli Uccelli, si rileva come a fronte della *check-list* ufficiale italiana (Brichetti e Massa 1998) comprensiva di 500 specie - ma da ridurre a 484 per la presenza di 16 specie alloctone già formalmente inserite nella stessa - il totale di *taxa* esotici fino ad ora segnalati sia estremamente consistente (n= 110, corrispondente ad un incremento del 23% rispetto al totale delle specie autoctone); ciò senza dubbio può rappresentare un segnale

Legenda del quadro sinottico dei Mammiferi

Lista Consiglio d'Europa: specie che con certezza rappresentano una minaccia per la biodiversità (Council of Europe, 1999. T-PVS(99) 26).

Appendice CITES: specie iscritta in una delle appendici (**I**, **II** e **III**) della Convenzione di Washington. Il Paese in relazione al quale la specie è inserita nell'appendice **III** è indicato da un'abbreviazione: **IN** (India).

Status: **1**= naturalizzata; **2**= acclimatata; **3**= segnalata sporadicamente in Italia, non acclimatata, che presenta popolazioni naturalizzate in Europa; **4**= segnalata sporadicamente in Italia, ma non acclimatata; **5**= introdotta intenzionalmente, acclimatata in passato e ora estinta; **6**= alloctonia incerta; **7**= introdotta in tempi protostorici (paleointroduzione *sensu* Amori e Lapini 1997).

Fonti bibliografiche: **1**= Spagnesi e Toso 1999; **2**= Amori e Lapini 1997; **3**= Baratti 1988; **4**= Carpaneto 1990.

Interesse antropico: **a**= ornamentale o amatoriale o per allevamento in giardini zoologici; **b**= venatorio; allevata per la produzione di carne (**c**) o di pellicce (**d**); **e**= introdotta per il controllo di altre specie.

Impatto sulle attività dell'uomo: **Da**= danni alle attività agricole; **Dz**= danni alla zootecnia e all'itticoltura; **R**= recettiva ad infezioni ad eradicazione obbligatoria (lista "A" OIE); **Z**= possibile serbatoio di agenti zoonosici; **Ar**= danni alle arginature.

Impatto sulla biodiversità: **H**= impatto sulle piante e sugli habitat; **P**= impatto dovuto al comportamento predatorio; **C**= impatto dovuto alla competizione; **Ib**= rischio di ibridazione con specie autoctone; **S**= possibile serbatoio per gravi infezioni di specie autoctone. Le sigle sono riportate in tre distinte colonne in relazione al crescente impatto: 1) effetti significativi su singole componenti degli ecosistemi; 2) effetti estesi anche alla funzionalità stessa degli ecosistemi; 3) estinzione di specie animali.

Azioni proposte: **M**= monitoraggio; **B**= blocco delle importazioni; **N**= controllo; **C**= contenimento dell'espansione; **E**= eradicazione totale dall'Italia; **El**= eradicazioni locali; **Uc**= regolamentazione/divieto di caccia.

Quadro sinottico dei Mammiferi

N.	Ordine	Nome comune	Nome scientifico	Lista Consiglio d'Europa	Appendice CITES	Status	Fonti	Interesse antropico	Impatto sulle attività dell'uomo	Impatto sulla biodiversità			Azioni proposte	Tavola
1	Insectivora	Crocidura rossiccia	Crocidura russula			6,7?	1,2							
2	Insectivora	Crocidura di Pantelleria	Crocidura coszyrensis			6,7?	1							
3	Lagomorpha	Coniglio selvatico	Oryctolagus cuniculus			1	v. Scheda	b	Da				El	
4	Lagomorpha	Lepre sarda	Lepus capensis			1,7	v. Scheda	b					C	
5	Lagomorpha	Silvilago	Sylvilagus floridanus		III	1	v. Scheda	b	Da				M, N, C, El, Uc	I
6	Rodentia	Sciattolo grigio	Sciurus carolinensis	X		1	v. Scheda	a	Da, Z				M, B, N, C, El	I
7	Rodentia	Sciattolo variabile	Callosciurus finlaysonii			2	v. Scheda	a	Da				M, B, E	I
8	Rodentia	Tamia siberiano	Tamias sibiricus			1	v. Scheda	a					M, B, E	I
9	Rodentia	Ordatra	Ondatra zibethicus	X		2	v. Scheda	d	Da, Ar				M, C, E	II
10	Rodentia	Topo domestico	Mus domesticus			1,7	v. Scheda		Da, Z				El	
11	Rodentia	Ratto nero	Rattus rattus			1,7	v. Scheda		Da, Dz, R, Z				El	
12	Rodentia	Ratto delle chiaviche	Rattus norvegicus			1	v. Scheda		Da, Dz, R, Z				El	
13	Rodentia	Nutria	Myocastor coypus	X		1	v. Scheda	d	Da, Z, Ar				N, C, El	II
14	Carnivora	Cane procione	Nyctereutes procyonoides	X		3	v. Scheda	d	Dz, Z				M, C, E?	II
15	Carnivora	Visone americano	Mustela vison	X		2	v. Scheda	d	Dz				B, M, E	II
16	Carnivora	Genetta	Genetta genetta			4,6	2, 3	e	Dz				B	
17	Carnivora	Mangusta grigia indiana	Herpestes edwardsii		III IN	5	2, 4	e	Da, Dz?				B	
18	Artiodactyla	Daino	Dama dama			1,6	v. Scheda	a, b, c	Da, R				N, C, El	
19	Artiodactyla	Mulifone	Ovis [orientalis] musimon			1,7	v. Scheda	a, b	Da?, R				C, El	

Legenda del quadro sinottico degli Uccelli

Appendice CITES: specie iscritta in una delle appendici (**I**, **II** e **III**) della Convenzione di Washington. Il Paese in relazione al quale la specie è inserita nell'appendice III è indicato da un'abbreviazione: **GH** (Ghana), **HN** (Honduras) **TH** (Thailandia).

Status: **0**= alloctonia incerta; **1**= naturalizzata; **2**= acclimatata; **3**= segnalata sporadicamente in Italia, non acclimatata, che presenta popolazioni naturalizzate in Europa; **4**= segnalata sporadicamente in Italia ma non acclimatata (anche se occasionalmente nidificante); **5**= un'unica segnalazione riferibile a un individuo sfuggito alla cattività; **6**= introdotta intenzionalmente, acclimatata in passato e ora estinta; **7**= introdotta intenzionalmente ma mai acclimatata.

Fenologia originaria: **M**= migratrice regolare; **W**= svernante; **A**= accidentale; **A?**= di possibile comparsa accidentale; **B**= nidificante con popolazioni di dubbia autoctonia; **E**= estinta, nidificante nel passato con popolazioni di dubbia autoctonia.

Fonti bibliografiche: **1**= Brichetti e Massa 1998; **2**= Baccetti *et al.* 1997; **3**= Arrigoni degli Oddi 1929; **4**= Gatto 1988; **5**= Nicoli 1994; **6**= Serra *et al.* 1997; **7**= Pezzo e Morellini 1999; **8**= Zanetti 2000; **9**= Alessandria *et al.* 1994; **10**= Fasciolo 1979; **11**= Brichetti *et al.* 1998; **12**= Brichetti *et al.* 1999; **13**= Pratesi 1975; **14**= Fraticelli e Rocchi 1999; **i**= informazioni inedite.

Interesse antropico: **a**= ornamentale o amatoriale o per allevamento in giardini zoologici; **b**= venatorio; **c**= zootecnico (l'assenza di indicazioni implica una mancanza di informazioni).

Impatto sulle attività dell'uomo: **D_a**= danni alle attività agricole; **D_z**= danni alla zootecnia e all'itticoltura; **M_s**= minaccia alla sicurezza dei voli nelle zone aeroportuali; **R**= recettiva a infezioni ad eradicazione obbligatoria (lista "A" OIE); **Z**= possibile serbatoio di agenti zoonosici.

Impatto sulla biodiversità: **H**= impatto sulle piante e sugli habitat; **P**= impatto dovuto al comportamento predatorio; **C**= impatto dovuto alla competizione; **I_b**= rischio di ibridazione con specie autoctone; **S**= possibile serbatoio per gravi infezioni di specie autoctone. Le sigle sono riportate in tre distinte colonne in relazione al crescente impatto: 1) effetti significativi su singole componenti degli ecosistemi; 2) effetti estesi anche alla funzionalità stessa degli ecosistemi; 3) estinzione di specie animali.

Azioni proposte: **M**= monitoraggio; **B**= blocco delle importazioni; **N**= controllo delle popolazioni; **E**= eradicazione dei soggetti presenti in natura; **T**= tarpatura permanente degli individui allevati a cielo aperto (riproduttori e nuovi nati); **Mi**= marcaggio inamovibile; **Uc**= regolamentazione/divieto di caccia.

Quadro sinottico degli Uccelli

N.	Ordine	Nome comune	Nome scientifico	Appendice CITES	Status	Fenologia	Fonti	Interesse antropico	Impatto sulle attività dell'uomo	Impatto sulla biodiversità	Azioni proposte	Tavola
										Alterazioni profonde degli ecosistemi	Estinzione di altre specie animali	
										Impatto su componenti degli ecosistemi		
1	Tinamidae	Pollo delle Pampas	Rhynchotus rufescens		5		1, 2	a, b?				
2	Tinamidae	Martinetta dal ciuffo	Eudromia elegans		5		1, 2	a				
3	Pelecanidae	Pellicano rossiccio	Pelecanus rufescens		4	A?	v. Scheda	a	Dz?	P?	M, B, T?, Mi	III
4	Ardeidae	Airone schiacciato	Egretta gularis		4	A	v. Scheda	a			M, B, T?, Mi	IV
5	Ciconiidae	Tantalo africano	Mycteria ibis		4		1	a			M, B, T?, Mi	III
6	Ciconiidae	Ciconia collanoso	Ciconia episcopus		5		1	a			Mi	
7	Ciconiidae	Marabù asiatico	Leptoptilos dubius		5		3	a			Mi	
8	Threskiornithidae	Ibis sacro	Threskiornis aethiopicus	III GH	2		v. Scheda	a			M, B, T?, Mi	III
9	Threskiornithidae	Ibis scarlatto	Eudodinus ruber	II	4		1, 3, i	a			Mi	
10	Threskiornithidae	Spatola africana	Platalea alba		4	A?	1, 2, i	a			M, Mi	III
11	Threskiornithidae	Spatola rosa	Platalea ajaja		5		1	a			Mi	
12	Phoenicopteridae	Fenicottero oltano	Phoenicopterus chilensis	II	3		v. Scheda	a	Da?	H?, C?	M, B, T, Mi	IV
13	Phoenicopteridae	Fenicottero minore	Phoeniconaias minor	II	4	A?	1, 2, 6, i	a			M, T, Mi	IV
14	Anatidae	Anatra fischiatrice fulva	Dendrocygna bicolor	III GH/HN	5	A?	1	a	R	S?	T?, Mi	V
15	Anatidae	Anatra fischiatrice vagabonda	Dendrocygna arcuata		5		1, 9	a	R	S?	T?, Mi	V
16	Anatidae	Anatra fischiatrice indiana	Dendrocygna javanica		4	A?	1, 3	a	R	S?	T?, Mi	
17	Anatidae	Anatra fischiatrice facciabianca	Dendrocygna viduata	III GH	4	A?	1	a	R	S?	T?, Mi	
18	Anatidae	Cigno reale	Cygnus olor		1	Mreg, W	v. Scheda	a	Ms?, R	C, S?	M, T, Mi	
19	Anatidae	Cigno nero	Cygnus atratus		2		v. Scheda	a	R	H, C, S?	M, B, T, Mi	
20	Anatidae	Oca indiana	Anser indicus		3		v. Scheda	a	R	S?	M, T, Mi	III
21	Anatidae	Oca delle nevi	Anser caerulescens		4	A	1, 2	a	R	S?	M, T, Mi	III
22	Anatidae	Oca del Canada	Branta canadensis		3	A?	v. Scheda	a	Da, Ms, R	C, S?	M, T, Mi	III
23	Anatidae	Oca egiziana	Alopochen aegyptiacus	III GH	3	A?	v. Scheda	a	Da, Ms, R	H, C, S?	M, B, T, Mi	III
24	Anatidae	Casarca sudaficana	Tadorna cana		5		1	a	R	S?	M, T, Mi	
25	Anatidae	Anatra mulla	Carina moschata	III HN	4		1, 3, i	c	R	C?, S?	M	V

N.	Ordine	Nome comune	Nome scientifico	Appendice CITES	Status	Fenologia	Fonti	Interesse antropico	Impatto sulle attività dell'uomo	Impatto sulla biodiversità	Azioni proposte	Tavola
										<div>Estinzione di altre specie animali</div> <div>Alterazioni profonde degli ecosistemi</div> <div>Impatto su componenti degli ecosistemi</div>		
26	Anatidae	Anatra sposa	Aix sponsa		3	A?	v. Scheda	a	R	S?	M, Mi	V
27	Anatidae	Anatra mandarina	Aix galericulata		3		v. Scheda	a	R	S?	M, Mi	V
28	Anatidae	Fischione americano	Anas americana		4	A	1	a	R	S?	M, T, Mi	
29	Anatidae	Anatra falcata	Anas falcata	II	4	A?	1, 2	a	R	S?	M, T, Mi	
30	Anatidae	Alzavola asiatica	Anas formosa		4	A	1, 2	a	R	S?	M, T, Mi	
31	Anatidae	Marzaiola americana	Anas discors		4	A	1	a	R	S?	M, T, Mi	
32	Anatidae	Fischione beccorosa	Nettion peeposaca		4		Mus. INFS	a	R	S?	M, T, Mi	
33	Anatidae	Gobbo della Giamaica	Oxyura jamaicensis		3		v. Scheda	a	R	S?	M, B, E, T, Mi	VI
34	Cathartidae	Avvoltoio collaroso	Cathartes aura		5		1	a				
35	Falconidae	Falco laggar	Falco jugger	I	4		1, 2	a			M, B, Mi	
36	Falconidae	Girfalco	Falco rusticolus	I	4	A?	1	a		Ib, S	Mi	
37	Cracidae	Penelope jacupemba	Penelope superciliaris		4		1, 2	a				
38	Meleagrididae	Tacchino comune	Meleagris gallopavo		7		1, 2	a?, b?				
39	Odontophoridae	Colino della California	Callipepla californica		3		v. Scheda	a, b			M, B, Mi	VII
40	Odontophoridae	Colino della Virginia	Colinus virginianus		1		v. Scheda	b			M, Uc, B, N?	VII
41	Phasianidae	Coturnice orientale	Alectoris chukar		1		v. Scheda	b		Ib	M, Uc, B, N?	VII
42	Phasianidae	Pernice sarda	Alectoris barbara		0	B?	v. Scheda	b		Ib?	M, B, Mi	
43	Phasianidae	Francolino	Francolinus francolinus		0	EB?	v. Scheda	b			M, Mi	
44	Phasianidae	Francolino di Clapperton	Francolinus clappertoni		7		1, 2	b			M	
45	Phasianidae	Francolino di Erckel	Francolinus erckeli		2		v. Scheda	b				
46	Phasianidae	Starna asiatica	Perdix dauurica		6		1, 2	b				
47	Phasianidae	Quaglia giapponese	Coturnix japonica		2		v. Scheda	b, c			M, Uc, Mi	
48	Phasianidae	Quaglia delle piogge	Coturnix coromandelica		7		1, 2	b		Ib		
49	Phasianidae	Quaglia della giungla	Perdula asiatica		7		1, 2	b				

N.	Ordine	Nome comune	Nome scientifico	Appendice CITES	Status	Fenologia	Fonti	Interesse antropico	Impatto sulle attività dell'uomo	Impatto sulla biodiversità	Azioni proposte	Tavola
										Alterazioni profonde degli ecosistemi Estinzione di altre specie animali Impatto su componenti degli ecosistemi		
50	Phasianidae	Pernice dei bambù	Bambusicola thoracica		6		1, 2	b				
51	Phasianidae	Fagiano di Kalij	Lophura leucomelanos		6		1, 2	b				
52	Phasianidae	Fagiano comune	Phasianus colchicus		1		v. Scheda	b	Da?	C?, S?		
53	Phasianidae	Fagiano versicolore	Phasianus versicolor		3		v. Scheda	b	Da?	C?, S?		
54	Numididae	Faraona comune	Numida meleagris		6		1, 2	b, c				
55	Gruidae	Gru coronata	Balearica pavonina	II	4		1, 2, 8	a			Mi	
56	Turnicidae	Quaglia tridattila barrata	Turnix susinator		5		3	a?, b?				
57	Pteroclididae	Grandule ventrecastano	Pterocles exustus		7		1, 2	b				
58	Columbidae	Colomba di Guinea	Columba guinea	III GH	5		1	a, b?				
59	Columbidae	Tortora domestica	Streptopelia roseogrisea		4		v. Scheda	a, c	R		M	VIII
60	Columbidae	Piccione albronzate crestato	Geophaps lophotes		5		1	a, b?				
61	Cacatuidae	Cacatua ciuffogiallo maggiore	Cacatua galerita		5		1	a	R, Z			
62	Cacatuidae	Cacatua delle Molucche	Cacatua moluccensis	I	5		1	a	R, Z			
63	Cacatuidae	Calopsitta	Nymphicus hollandicus		5		1	a	R, Z			
64	Psittacidae	Parrochetto ondulato	Melopsittacus undulatus		4		13	a	R, Z			IX
65	Psittacidae	Parrochetto alessandrino	Psittacula eupatria	II	4		4	a	R, Z		M, Mi?	IX
66	Psittacidae	Parrochetto dal collare	Psittacula krameri	III GH	1		v. Scheda	a	Da, R, Z	C		IX
67	Psittacidae	Inseparabile d'Abissinia	Agapornis taranta	II	4		4	a	R, Z			IX
68	Psittacidae	Inseparabile facciarosa	Agapornis roseicollis	II	4		1	a	R, Z			IX
69	Psittacidae	Pappagallo cenerino	Psittacus erithacus	II	4		1	a	R, Z	C?	M, Mi?	IX
70	Psittacidae	Parrochetto monaco	Myiopsitta monachus	II	1		v. Scheda	a	Da, R, Z		M, Mi?	IX
71	Psittacidae	Amazzone fronte blu	Amazona aestiva	II	4		v. Scheda	a	R, Z			IX

N.	Ordine	Nome comune	Nome scientifico	Appendice CITES	Status	Fenologia	Fonti	Interesse antropico	Impatto sulle attività dell'uomo	Impatto sulla biodiversità	Azioni proposte	Tavola
									Impatto su componenti degli ecosistemi	Alterazioni profonde degli ecosistemi	Estinzione di altre specie animali	
72	Pycnonotidae	Bulbul mustacchi rossi	Pycnonotus jocosus		4		1	a				
73	Turdidae	Tordo migratore	Turdus migratorius		5	A?	1	a				
74	Timalidae	Usignolo del Giappone	Leiothrix lutea		2		v. Scheda	a	Da?	C, S?	M, E?	X
75	Timalidae	Becco a cono	Paradoxornis cfr. alphonisianus		1		v. Scheda	a		C?	M	X
76	Emberizidae	Zigolo ardesia	Junco hyemalis		5	A?	1, 3	a				
77	Emberizidae	Cardinale diuorosso	Paroaria coronata		4		13	a				
78	Emberizidae	Beccegrosso pettorosa	Pheucticus ludovicianus		5	A?	1, 11	a				
79	Icteridae	Ittero alirosse	Agelaius phoeniceus		5	A?	1, 3	a				
80	Icteridae	Gracchio comune americano	Quiscalus quiscula		5		11					
81	Fringillidae	Canarino	Serinus canaria		4		3	a				X
82	Fringillidae	Verzellino groppone bianco	Serinus leucopygus	III GH	4		1	a				
83	Fringillidae	Canarino del Mozambico	Serinus mozambicus	III GH	4		1	a				
84	Fringillidae	Verdone dello Yunnan	Carduelis ambigua		5		11	a				
85	Fringillidae	Amaranto beccorosso	Lagonosticta senegal		4		14	a		C?		
86	Estrildidae	Astrilde becco di corallo	Estrilda troglodytes	III GH	4		v. Scheda	a			M, E?	XI
87	Estrildidae	Astrilde comune	Estrilda astrild	III GH	3		v. Scheda	a			M, E?	XI
88	Estrildidae	Bengalino comune	Amandava amandava		1		v. Scheda	a			M, N?	XI
89	Estrildidae	Diamante mandarino	Poephila guttata		4		1	a				XI
90	Estrildidae	Cappuccino groppone bianco	Lonchura striata		5		1	a				
91	Estrildidae	Domino	Lonchura punctulata		4		1	a				XI
92	Estrildidae	Cappuccino tricolore	Lonchura malacca		4		1, 2, i	a				XI
93	Estrildidae	Padma	Padda oryzivora		5		1	a				XI
94	Estrildidae	Golatagliata	Amaдина fasciata	III GH	4		1, 13	a	Da?			XI

N.	Ordine	Nome comune	Nome scientifico	Appendice CITES	Status	Fenologia	Fonti	Interesse antropico	Impatto sulle attività dell'uomo	Impatto sulla biodiversità	Azioni proposte	Tavola
95	Ploceidae	Vedova paradisea	Steganura paradisea		4		5	a				XII
96	Ploceidae	Tessitore dorato	Ploceus subaureus		4		1	a	Da		M	XII
97	Ploceidae	Gendarme	Ploceus cucullatus	III GH	4		1, 7	a	Da		M	XII
98	Ploceidae	Quelea beccorosso	Quelea quelea		4		1, 2, i	a	Da		M	XII
99	Ploceidae	Vescovo dorato	Euplectes afer	III GH	4		1, 2, 12, i	a	Da		M	XII
100	Ploceidae	Vescovo rosso di Zanzibar	Euplectes nigroventris		4		1	a	Da		M	XII
101	Ploceidae	Vescovo arancio	Euplectes franciscanus	III GH	4		1, 2, i	a	Da		M	XII
102	Ploceidae	Vescovo rosso	Euplectes orix		4		1, 2	a	Da		M	XII
103	Sturnidae	Sturno splendente purpureo	Lamprolornis purpureus		4		1	a				X
104	Sturnidae	Maina comune	Acridotheres tristis		3		v. Scheda	a	Da		M	X
105	Sturnidae	Gracula religiosa	Gracula religiosa	III TH	4		1, 2, i	a		P?, C P, C		X
106	Corvidae	Ghiandaia ochidiorati	Cyanocorax chrysops		4		1	a			Mi	X
107	Corvidae	Ghiandaia siberiana	Perisoreus infaustus		4	A?	1, 2	a			Mi	
108	Corvidae	Gazza azzurra	Cyanopitta cyanus		4	A?	1, 10	a				
109	Corvidae	Gazza vagabonda	Dendrocitta vagabunda		5		1	a				
110	Corvidae	Corvo bianconero	Corvus albus		5	A?	1	a		P?		

Schede Mammiferi



1) *Sylvilagus Sylvilagus floridanus*; 2) Scoiattolo grigio *Sciurus carolinensis*; 3) Scoiattolo variabile *Callosciurus finlaysonii*; 4) *Tamias Tamias sibiricus*.

Tav. II



1) Cane procione *Nyctereutes procyonoides*; 2) Visone americano *Mustela vison*; 3) Ondatra *Ondatra zibethicus*; 4) Nutria *Myocastor coypus*.

CONIGLIO SELVATICO

Oryctolagus cuniculus (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Lagomorpha*

Famiglia: *Leporidae*

Sottospecie: in Italia sono state introdotte due sottospecie diverse, *O. c. cuniculus* e *O. c. huxleyi* (Spagnesi e Toso 1999).

Identificazione

Di dimensioni inferiori a quelle delle lepri, con orecchie più corte della lunghezza della testa. Il mantello varia superiormente dal bruno al bruno-grigiastro ed è inferiormente grigio. Apici delle orecchie bordati da una stretta striscia nerastra o bruna. La coda, con una banda nerastra nella parte superiore e più chiara inferiormente, è tenuta verso l'alto a ridosso del corpo quando l'animale corre. Misure lineari (mm): testa-corpo= 340-500; coda= 40-80; padiglione auricolare= 65-73; piede posteriore= 72-95; lunghezza condilo-basale= 68-75. Peso adulti (g)= 1000-2500. Formula dentaria: 2/1, 0/0, 3/2, 3/3= 28 (Toschi 1965, Macdonald e Barrett 1993).



Distribuzione del Coniglio selvatico in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

L'areale originario coincide con la Penisola Iberica (Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Distribuzione ecologica

Vive in ambienti di prateria alternati a zone di macchia, soprattutto su substrati sabbiosi, dove può scavare complesse gallerie. In seguito ad introduzioni al di fuori dell'areale originario, si è adattato a vivere anche in luoghi a clima continentale o su isole rocciose con scarsa copertura erbacea.

Manca oltre i 1.500-1.800 m s.l.m., nei boschi montani di conifere ed in generale nelle aree caratterizzate da clima freddo e umido (Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Status

Popoli antichi, tra cui Fenici, Romani e Normanni, hanno ampiamente operato introduzioni, spesso seguite da diffusione naturale, che hanno portato il Coniglio selvatico a colonizzare molte parti dell'Europa meridionale prima e di quella centrale e settentrionale nel Medioevo. L'interesse zootecnico ha stimolato i primi allevamenti da cui poi hanno avuto luogo introduzioni e/o fughe e la conseguente diffusione (Corbet e Harris 1991, Amori e Lapini 1997). Nelle isole venivano lasciati individui con lo scopo di rifornire di carne fresca gli equipaggi delle imbarcazioni che vi sarebbero approdate; per questo motivo è stato diffuso su isole dei mari di tutto il mondo, soprattutto in seguito alle grandi esplorazioni iniziate nel XV secolo (Lever 1994). Successivamente la specie è stata introdotta anche per scopi cinegetici in aree più estese come l'Australia, la Nuova Zelanda e il Cile (Lever 1985). A partire dalla metà del XX secolo epidemie di mixomatosi hanno provocato il crollo numerico di numerose popolazioni in tutto il mondo, che in molti casi si sono successivamente riprese.

In Italia non esistono testimonianze di presenza storica della specie precedenti l'epoca romana. Le popolazioni appaiono stabili, anche se la mixomatosi provoca periodicamente fluttuazioni a livello locale. Esiste inoltre un notevole interesse venatorio che porta spesso ad immissioni in natura; a volte durante queste operazioni vengono utilizzati soggetti ibridi tra forme domestiche e selvatiche (Spagnesi e Toso 1999).

Impatto sulla biodiversità

Nel mondo è probabilmente tra i Mammiferi che hanno direttamente o indirettamente creato i maggiori danni all'ambiente e all'economia nei territori di introduzione. In diversi contesti biogeografici la specie ha provocato effetti erosivi in zone acclivi e con terreni poco profondi. Per quanto riguarda l'impatto sulla vegetazione, è stato spesso osservato un cambiamento della composizione specifica a favore di essenze poco appetite (per esempio cardi e ortiche), estinzione di alcune specie vegetali, blocco della successione ecologica attraverso la brucatura selettiva di plantule di alberi e arbusti (si veda Lever 1994 per i riferimenti bibliografici).

In Italia continentale, pur mancando studi specifici, non sono noti impatti paragonabili a quelli riscontrati altrove, anche perché questa specie

è ormai naturalizzata da molti secoli; è tuttavia possibile che, come rilevato in altre aree geografiche, la presenza in alcune isole costituisca un fattore limitante per la riproduzione degli Uccelli marini che nidificano in tane a terra (Procellariiformi), a causa dei fenomeni erosivi creati dal comportamento di scavo. Potenzialmente gli effetti erosivi sui delicati substrati insulari e il blocco della successione ecologica possono compromettere in maniera grave l'insediamento della vegetazione arborea e causare l'estinzione di *taxa* endemici a limitata geonemia (cfr. Lever 1994, Orueta e Aranda 1998). In tali situazioni sono probabilmente da consigliare interventi di eradicazione; questi, con relative metodologie, sono descritti da Orueta e Aranda (1998).

Dal punto di vista sanitario molte popolazioni di Coniglio selvatico rappresentano il serbatoio epidemiologico del virus responsabile della mixomatosi (infezione soggetta a denuncia obbligatoria in Italia a norma del Regolamento di Polizia Veterinaria) che colpisce anche i conigli allevati, mentre il ruolo svolto dalla specie nel mantenimento del virus RHDV (*Rabbit Haemorrhagic Disease Virus*) non è ancora definito.

LEPRE SARDA

Lepus capensis Linnaeus, 1758

Sistematica

Ordine: *Lagomorpha*

Famiglia: *Leporidae*

Sottospecie: complessivamente sono state descritte 78 sottospecie; in Sardegna sembra sia stata introdotta *L. c. mediterraneus*, tuttavia risultano indispensabili ulteriori studi genetici per chiarire la posizione sistematica della popolazione sarda (Spagnesi e Trocchi 1992, Spagnesi e Toso 1999).



Identificazione

Ha dimensioni minori della Lepre europea *Lepus europaeus*. Di colorazione nera e fulva sulla parte superiore del corpo, più nerastra sul capo; sull'orlo esterno delle orecchie è presente un orlo chiaro, mentre sono poco evidenti i segni biancastri attorno agli occhi caratteristici della Lepre europea. La parte superiore della coda è nera mentre i lati e la parte inferiore sono bianchi. Il cranio possiede bulle timpaniche più grandi di quelle della Lepre europea. Misure lineari (mm): testa-corpo= 400-500; coda= 80-100; padiglione auricolare= 97-114; piede posteriore= 93-103; lunghezza condilo-basale= 71 circa. Peso adulti (g)= 1.500-2.500. Formula dentaria: 2/1, 0/0, 3/2, 3/3= 28 (Kowalaski e Rzebiak-Kowalaska 1991, Spagnesi e Trocchi 1992).

Distribuzione della Lepre sarda in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

Le conoscenze sulla situazione tassonomico-distributiva delle lepri africane sono ancora largamente lacunose; l'areale originario di *Lepus capensis* comprende formalmente le aree non forestate di tutta l'Africa e, secondo alcuni autori, anche di parte dell'Asia, tra il Medio Oriente e la Cina (Wilson e Reeder 1993, Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Distribuzione ecologica

In Africa vive in un'ampia gamma di ambienti aperti che vanno dalle praterie, alle steppe e ai semi-deserti, spingendosi nella stagione favorevole fino ad un'altitudine di 4.000 m s.l.m. (Mitchell-Jones *et al.* 1999). In Sardegna frequenta molte tipologie ambientali, ma pare raggiunga le massime densità in zone di media collina con aree coltivate frammiste a siepi, macchia mediterranea e pascoli (Spagnesi e Toso 1999).

Status

Allo stato attuale delle conoscenze la Lepre sarda è da considerare una paleointroduzione (*sensu* Amori e Lapini 1997); infatti la si ritiene introdotta in Sardegna in tempi storici a partire da popolazioni nord-africane (Vigne 1992, Spagnesi e Toso 1999). Non esistono stime dell'entità della popolazione sarda ma è stato ipotizzato un declino negli ultimi anni (Spagnesi e Trocchi 1992). Inoltre, anche nelle aree più adatte, il successo riproduttivo appare piuttosto basso e la specie non raggiunge mai le densità raggiunte dalla Lepre europea (rispettivamente 20-25 in autunno *vs.* 80 individui e più per 100 ha) (Spagnesi e Toso 1999). È una specie di interesse venatorio ed esistono limitate esperienze di riproduzione in cattività (Trocchi com. pers.).

Impatto sulla biodiversità

Benché non si disponga di informazioni circostanziate, si può ipotizzare che la Lepre sarda, essendo adattata al clima mediterraneo, possa entrare in competizione con la Lepre italica *Lepus corsicanus* o con altre lepri ecologicamente affini. A tale riguardo dati di archeo-zoologia indicano che dopo l'arrivo dell'uomo i pochi *taxa* di Mammiferi terrestri autoctoni della Sardegna e della Corsica (*Prolagus*, *Tyrrhenicola*, *Rhagamys*, *Episoriculus* e *Megaloceros*) si sono estinti proprio a causa della competizione interspecifica con la fauna introdotta, oltre che per la caccia e le modificazioni dell'habitat causate dall'uomo (Vigne 1987 e 1992). Ogni ulteriore introduzione di questa specie andrebbe pertanto evitata ed appare quindi giustificata la proibizione all'esportazione prevista dall'attuale legge regionale sarda.

SILVILAGO

Sylvilagus floridanus (J. A. Allen, 1890)

Sistematica

Ordine: *Lagomorpha*

Famiglia: *Leporidae*

Sottospecie: sono state descritte molte forme diverse di incerto valore sistematico, ma sembra che i soggetti introdotti in Italia, provenienti dagli Stati Uniti, appartenessero alle sottospecie *S. f. mearnsii* e *S. f. similis* (Spagnesi e Toso 1999).



Distribuzione del *Sylvilagus* in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Identificazione

TAV. I - Più simile al Coniglio selvatico *Oryctolagus cuniculus* che alle lepri, se ne distingue per le dimensioni leggermente inferiori, per la coda più piccola, le orecchie più corte, le zampe posteriori più lunghe e quelle anteriori più sottili. Mantello folto, da marrone a grigio, con presenza di peli neri; bianco ventralmente. La testa posteriormente è rossiccia, mentre i lati sono di colore più bruno. Le orecchie sono brune con un leggero bordo nero. Coda grigio-bruna. Misure lineari (mm): lunghezza totale= 440-500; lunghezza coda= 25-61; padiglioni auricolari= 50-70; piede posteriore= 83-107; lunghezza condilo-basale= 56 circa. Peso adulti (g)= 900-1.800. Formula dentale: 2/1, 0/0, 3/2, 3/3= 28 (Chapman *et al.* 1982, Arthur 1983, Macdonald e Barrett 1993).

Geonemia

Sylvilagus floridanus è una specie nearctica ed il suo areale si estende tra le regioni meridionali del Canada, gli Stati Uniti centrali e occidentali fino ad alcune porzioni settentrionali del Sud America (Chapman *et al.* 1980 e 1982).

Distribuzione ecologica

Il Silvilago vive in un'ampia gamma di habitat che vanno dalle zone semi-desertiche ai boschi misti, spingendosi occasionalmente fino ai 1.500 m s.l.m., preferendo, tuttavia, gli ambienti erbacei e cespugliati ove trova numerose possibilità di rifugio. Nel suo areale originario il Silvilago diventa progressivamente meno comune nelle zone umide e nelle foreste mature, spesso a favore di altre specie congeneri (Chapman *et al.* 1982). In Italia ambienti ottimali sono rappresentati da aree agricole con colture diversificate, con radure, margini di boschi e terreni cespugliati in situazioni planiziali e collinari ove frequenta spesso anche le massicciate stradali e ferroviarie (Spagnesi e Toso 1999). Scarse sono le informazioni circa le densità raggiunte nel nostro Paese; a titolo di esempio si riporta il dato di 25-28 individui per 100 ha rilevato per la provincia di Alessandria (Silvano *et al.* 2000).

Status

Il Silvilago è stato introdotto a fini venatori, oltre che in diversi stati del Nord America, in Spagna, Francia, Svizzera e Italia. La specie risulta attualmente estinta in tutti gli altri paesi europei, mentre in Italia si è naturalizzata e presenta un areale relativamente esteso (Lever 1985, Mitchell-Jones *et al.* 1999). In Piemonte e in alcune località lombarde sono presenti popolazioni consistenti, mentre in Veneto, Emilia-Romagna e Toscana vi sono solo pochi nuclei acclimatati. In Piemonte è stato introdotto nel 1966 a Pinerolo e in pochi anni, a partire da una decina di individui (pare tre maschi e nove femmine), la specie si è diffusa seguendo le arginature del Torrente Pellice ed ha raggiunto le colline del Monferrato ed i roeri del basso Cuneese. In tale area, sia in seguito alle ripetute immissioni, sia per la presenza di un habitat particolarmente favorevole, si è ulteriormente diffuso raggiungendo il suo areale attuale (Mussa *et al.* 1996, Silvano *et al.* 2000).

Impatto sulla biodiversità

In Nord America *Sylvilagus floridanus* è ritenuto responsabile del declino di *S. transitionalis* (Probert e Litvaitis 1996); in Italia la specie potrebbe entrare in competizione con altri Lagomorfi autoctoni, ma al momento non esistono dati che confermino questa ipotesi. In situazioni di elevata densità è stato rilevato un impatto negativo a carico di alcune colture agrarie, in particolare soia, frumento e giovani piante di mais, pioppo e vite. D'inverno può inoltre produrre scortecciamenti in frutteti maturi (Chapman *et al.* 1982, Chapuis *et al.* 1985, Spagnesi e Toso 1999).

Il Silvilago in Nord America rappresenta un serbatoio epidemiologico per diverse patologie, tra le quali la mixomatosi, un'infezione soggetta a denuncia obbligatoria in Italia a norma del Regolamento di Polizia Veterinaria. Recentemente è stato riconosciuto anche come possibile serbatoio sia di RHDV (*Rabbit Haemorrhagic Diseases Virus*), sia di EBHS (*European Brown Hare Syndrome*) (Meneguz *et al.* 2000). La prima costituisce un'importante patologia soggetta a denuncia obbligatoria del Coniglio (sia selvatico, sia domestico), la seconda rappresenta una delle infezioni con maggiore impatto sulle popolazioni di Lepre europea *Lepus europaeus* e di Lepre italiana *L. corsicanus*. In relazione ai possibili rischi sopra esposti, si ritiene prioritaria l'attuazione di un attento monitoraggio delle popolazioni di Silvilago; una totale eradicazione di tale specie appare di difficile realizzazione, ma interventi locali di rimozione o contenimento possono risultare auspicabili. Ogni ulteriore espansione dell'areale andrebbe prevenuta; in tal senso un possibile strumento di intervento è rappresentato dall'esclusione del Silvilago dalla lista delle specie cacciabili, in modo da ridurre il rischio di ulteriori immissioni a scopo venatorio (Spagnesi e Toso 1999).

SCOIATTOLO GRIGIO

Sciurus carolinensis Gmelin, 1788

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Sciuridae*

Sottospecie: in Nord America sono state descritte cinque sottospecie (Flyger e Gates 1982); non è nota la sottospecie introdotta in Italia.

Identificazione

TAV. I - Il colore è in generale grigio, con toni giallastri e rossastri su dorso e fianchi. Ciuffi auricolari sempre assenti. È più grande e massiccio dello Scoiattolo rosso *Sciurus vulgaris*, che tende ad avere un pelame molto più scuro e ciuffi auricolari spesso ben evidenti. Il colore grigio del mantello è simile a quello del

Ghiro *Glis glis*, che ha però dimensioni molto inferiori. Misure lineari (mm): testa-corpo= 240-285; coda= 195-240; piede posteriore= 60-75; lunghezza condilo-basale= 56-64. Peso adulti (g)= 400-700. Formula dentaria: 1/1, 0/0, 2/1, 3/3= 22 (Flyger e Gates 1982, Corbet e Harris 1991, Macdonald e Barrett 1993).



Distribuzione dello Scoiattolo grigio in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

Lo Scoiattolo grigio è originario della parte sud-orientale della regione nearctica (Flyger e Gates 1982).

Distribuzione ecologica

Legato agli habitat forestali, preferisce boschi di latifoglie puri o misti, ma può colonizzare anche boschi di conifere. È confidente nei confronti dell'uomo e frequenta spesso parchi e giardini (Gurnell 1987). La densità delle popolazioni dipende sostanzialmente dalla disponibilità alimentare;

negli habitat ottimali per la specie, varia tra 2 e 8 individui per ettaro (Gurnell 1987).

Status

Lo Scoiattolo grigio è stato introdotto in Australia (dove ora è estinto), Sud Africa, Gran Bretagna, Irlanda e Italia (Lever 1985, Gurnell 1987).

Nel nostro Paese sono noti tre nuclei naturalizzati. Il primo di questi nuclei deriva dall'immissione di due coppie effettuata a Candiolo (Torino) nel 1948 (Currado *et al.* 1987); da qui lo Scoiattolo grigio si è diffuso progressivamente fino ad occupare un areale di alcune centinaia di kmq ed ora è presente con una popolazione costituita da diverse migliaia di individui (Bertolino *et al.* 2000, Genovesi e Bertolino 2000). L'espansione registrata negli ultimi anni ha portato questa popolazione a colonizzare alcune aree delle Prealpi; attualmente è ritenuta molto probabile una progressiva espansione lungo l'arco alpino (Genovesi e Amori 1999, Genovesi e Bertolino 2000, Lurz *et al.* in stampa). Il secondo nucleo si è costituito a Genova Nervi a seguito del rilascio di 5 soggetti avvenuto nel 1966; la popolazione attualmente presente è stimata nell'ordine di alcune centinaia di individui e l'areale occupato si estende tra Nervi e Bogliasco (Currado *et al.* 1997, Bertolino *et al.* 2000). Il terzo nucleo ha un'origine più recente, essendosi costituito a partire da tre coppie liberate nel 1994 a Trecate (Novara); segnalazioni relative al territorio lombardo all'interno del Parco Regionale del Ticino lasciano ritenere che anche questa popolazione si stia già diffondendo seguendo l'asta fluviale del Ticino (Currado *et al.* 1997, Bertolino *et al.* 2000).

Impatto sulla biodiversità

Lo Scoiattolo grigio rappresenta una grave minaccia per la conservazione dello Scoiattolo rosso in un'ampia porzione del continente euro-asiatico (Wauters *et al.* 1997, Genovesi e Amori 1999). La sostituzione di *S. vulgaris* da parte di *S. carolinensis* sembra principalmente legata ad una maggiore capacità di quest'ultimo di sfruttare ed accumulare le risorse trofiche, ma si sospetta anche che lo Scoiattolo grigio sia responsabile della diffusione di *Parapoxvirus*, altamente patogeno per *S. vulgaris* (si veda Bertolino *et al.* 2000 per una discussione sui rapporti di competizione esistenti).

In Piemonte nel 1970 lo Scoiattolo grigio era ancora confinato al parco di Stupinigi, dove conviveva con lo Scoiattolo rosso; in quest'area l'ultima osservazione di Scoiattolo rosso si è avuta nell'inverno 1979-80, mentre nel 1990 lo Scoiattolo grigio aveva enormemente ampliato il proprio areale di

presenza, al punto che *S. vulgaris* era scomparso da Stupinigi e dalla gran parte dei frammenti di bosco delle estremità settentrionali, occidentali e centrali dell'areale di *S. carolinensis*. *S. vulgaris* era presente solo lungo alcune aste fluviali al limite sud ed est dell'area occupata da *S. carolinensis*, dove era ancora segnalato in 67 maglie di 1 kmq, con un areale pari a solo il 54% di quello occupato nel 1970. Tra il 1991 e il 1997 il tasso di estinzione locale dello Scoiattolo rosso è stato molto pronunciato, con un calo del 55% dell'areale rispetto al 1990; nel 1997 la specie rimaneva solo in due località di presenza di *S. carolinensis*, in corrispondenza delle aree più recentemente colonizzate dalla specie alloctona: il parco di Racconigi e Borgo Cornalese, dove lo Scoiattolo grigio era arrivato solo nel 1996 (Wauters *et al.* 1997).

Oltre a causare l'estinzione dello Scoiattolo rosso, lo Scoiattolo grigio può arrecare danni agli alberi (Rowe e Gill 1985) ed è un abile predatore di uova e nidiacei; l'espansione della specie comporta quindi il rischio di notevoli alterazioni degli ecosistemi forestali (Currado e Scaramazzino 1989). Lo Scoiattolo grigio può inoltre provocare danneggiamenti ai raccolti di alcune colture specializzate (noccioleti) (Currado *et al.* 1997). Appare prioritario programmare un attento monitoraggio dell'espansione dei nuclei attualmente presenti e degli effetti sull'ambiente.

Il Comitato Permanente per la Convenzione di Berna ha adottato in data 2 dicembre 1999 la Risoluzione n. 78 che raccomanda all'Italia di eradicare lo Scoiattolo grigio senza ulteriori indugi. Ad oggi, tuttavia, l'eradicazione totale dello Scoiattolo grigio, avviata nel 1996, ma bloccata in seguito alle forti opposizioni del mondo animalista, è considerata non più realizzabile, come conseguenza dell'ampliamento dell'areale registrato negli ultimi anni. L'attuale strategia nazionale di intervento, pertanto, dovrebbe basarsi sul contenimento dell'espansione sia verso le Alpi sia verso l'Appennino e sul controllo numerico e l'eradicazione locale in aree chiave per la conservazione dello Scoiattolo rosso (Genovesi e Bertolino 2000).

SCOIATTOLO VARIABILE

Callosciurus finlaysonii (Horsfield, 1823)

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Sciuridae*

Sottospecie: sono state descritte sedici sottospecie (Corbet e Hill 1992); probabilmente in Italia è stato introdotto *C. f. bocourti* originario della Tailandia centrale (Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Identificazione

TAV. I - *Callosciurus finlaysonii* presenta un'altissima variabilità di colorazione tra le diverse sottospecie. Nell'area di origine il mantello può variare dal bianco, al nero, al rosso, fino a presentare combinazioni diverse di questi colori. Misure lineari (mm): lunghezza testa-corpo= 212-218; coda= 225-240; padiglione auricolare= 19-23; piede posteriore= 46-49; lunghezza condilo-basale= 55 circa. Il peso medio rilevato in soggetti acclimatati in Italia è di 234,4 g ($\pm 7,8$ dev. st.) (Mazzoglio com. pers.). Formula dentaria: 1/1, 0/0, 2/1, 3/3= 22 (Lekagul e McNeely 1977).

Geonemia

L'areale originario di questa specie si estende tra Birmania, Tailandia, Laos, Cambogia e Vietnam del sud (Lekagul e McNeely 1977).

Distribuzione ecologica

Nell'areale d'origine lo Scoiattolo variabile frequenta un'ampia gamma di tipologie ambientali, purché caratterizzate dalla presenza di alberi d'alto fusto: è in grado di occupare foreste dense, ma anche boschi radi e piantagioni di palma da cocco (Lekagul e McNeely 1977). In Italia l'unico nucleo acclimatato vive in un parco urbano con conifere e latifoglie (Bertolino *et al.* 1999 e 2000).

Status

L'unica popolazione attualmente presente nel nostro Paese si è originata da due coppie rilasciate all'inizio degli anni '80 (Bertolino *et al.* 2000) in corrispondenza di un parco urbano ad Acqui Terme (AT); l'area occupata è

di soli due ettari, e la consistenza stimata è di circa 40-50 animali (Bertolino *et al.* 1999 e 2000).

Impatto sulla biodiversità

Non si hanno dati sull'impatto che lo Scoiattolo variabile può determinare diffondendosi nel nostro Paese. Ad Acqui Terme si osservano estesi fenomeni di scortecciamento (Bertolino *et al.* 1999); in base ad una recente analisi si è ipotizzato che il rischio che questa specie arrechi danni alle biocenosi naturali ed alle attività selvicolturali sia elevato (Bertolino 1999b). Indicativo a questo riguardo il caso del congenere *C. erythraeus*, che negli anni '40 è stato introdotto in Giappone, dove si è espanso sino a raggiungere una consistenza di circa 20.000 animali; questa specie causa rilevanti danni per scortecciamento e si ritiene eserciti una competizione con alcune specie di Passeriformi per la scelta dei siti riproduttivi (Lever 1985). Per prevenire danni alle biocenosi, il nucleo di *C. finlaysonii* presente in Piemonte dovrebbe essere costantemente monitorato e dovrebbe esserne prevista l'eradicazione; allo stesso tempo si dovrebbe prevedere il blocco delle importazioni per evitare il rischio di nuovi rilasci.

TAMIA SIBERIANO

Tamias sibiricus (Laxmann, 1769)

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Sciuridae*

Sottospecie: è una specie con una notevole variabilità morfologica su base geografica e le quattro sottospecie formalmente descritte hanno una validità dubbia. In Europa centrale e in Italia è stata introdotto *T. s. lineatus* (Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Identificazione

TAV. I - Piccolo Roditore di colore giallo-ocra, con testa e parti posteriori tendenti al rossiccio. Facilmente riconoscibile per le cinque evidenti strisce scure sul dorso e sui fianchi.

Misure lineari (mm): testa-corpo= 120-170; coda= 80-115 (75% della lunghezza testa-corpo); padiglione auricolare= 13-18; piede posteriore= 31-38; lunghezza condilo-basale= 38-42. Peso adulti (g)= 50-120. Formula dentaria: 1/1, 0/0, 2/1, 3/3= 22 (Vinogradov e Argiropulo 1968, Krapp 1978, Macdonald e Barrett 1993).

Geonemia

L'areale originario della specie si estende dalla Russia europea settentrionale fino alla Cina ed al Giappone (Isola di Hokkaido) (Vinogradov e Argiropulo 1968, Wilson e Reeder 1993).

Distribuzione ecologica

Il *Tamias* vive in aree forestali ricche di sottobosco. Le popolazioni introdotte in Italia e, più in generale, in Europa abitano giardini e parchi urbani (Mitchell-Jones *et al.* 1999, Spagnesi e Toso 1999). È noto anche il caso di un nucleo insediatosi lungo l'asta fluviale del Piave in corrispondenza



Distribuzione del *Tamias sibiricus* in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

di ambienti caratterizzati dall'alternanza di boschetti e di campi coltivati ricchi di siepi; tale nucleo si è spinto fino ai 960 m s.l.m. e sembra tutt'ora in fase di espansione (Dal Farra *et al.* 1996).

Status

Il *Tamia* è detenuto come animale da compagnia e quindi le probabilità che avvengano rilasci intenzionali o accidentali sono elevate. Tale circostanza giustifica l'attuale distribuzione della specie in Europa, caratterizzata dalla presenza di numerosi nuclei in Francia, Olanda, Belgio e Germania, fortemente isolati tra loro (Mitchell-Jones *et al.* 1999). In Italia la popolazione che si è stabilita lungo l'asta del Piave nei pressi di Belluno si è originata nel 1969-70 dalla fuga di 70-100 individui detenuti da un commerciante di animali. Da allora tale popolazione si è espansa entro un raggio di almeno 3 km dall'area di rilascio (Dal Farra *et al.* 1996). Il *Tamia* risulta segnalato anche in alcune località del Piemonte, della Liguria, del Friuli-Venezia Giulia, del Trentino e del Lazio (Amori e Gippoliti 1995, Dal Farra *et al.* 1996). Le informazioni sullo *status* delle popolazioni sono molto scarse, tuttavia è stato stimato che quella presente nei pressi di Verona conti circa 100 individui e quella diffusa lungo il fiume Piave possa raggiungere i 1.000 individui (Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Impatto sulla biodiversità

Lungo la valle del Piave in corrispondenza dei sottotetti è stata segnalata la sporadica coesistenza della specie con individui di Ghiro *Glis glis* svernanti, mentre durante la riproduzione si è osservato l'utilizzo delle stesse aree frequentate dallo Scoiattolo comune *Sciurus vulgaris* e dal Ghiro (Dal Farra *et al.* 1996). Non sono noti fenomeni di competizione con specie autoctone, né sono stati registrati danni alla vegetazione naturale o ai coltivi. Anche in assenza di prove evidenti di impatti provocati da questo Roditore, il principio cautelativo suggerisce l'attento monitoraggio dei nuclei presenti in natura e l'eradicazione dell'intera popolazione qualora tale forma di intervento fosse considerata realizzabile. Per evitare rischi di ulteriori casi di immissione in natura andrebbe anche introdotto il divieto delle importazioni.

ONDATRA O TOPO MUSCHIATO

Ondatra zibethicus (Linnaeus, 1766)

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Muridae*

Sottospecie: sono state descritte quindici sottospecie; in Italia risulta presente *O. z. zibethicus*, originario del Canada orientale (Perry 1982, Spagnesi e Toso 1999).

Identificazione

TAV. II - Corpo massiccio, con testa larga, orecchie ed occhi piccoli, coda appiattita lateralmente e scarsamente pelosa. Le zampe sono corte, parzialmente palmate quelle posteriori. Mantello morbido, di colore molto variabile, da quasi nero a fulvo. Si distingue dagli altri Roditori acquatici presenti nel nostro Paese anche per le dimensioni che risultano decisamente maggiori rispetto a quelle dell'Arvicola terrestre *Arvicola terrestris*, di poco superiori a quelle del Ratto delle chiaviche *Rattus norvegicus* e nettamente inferiori a quelle della Nutria *Myocastor coypus*. Inoltre sono differenti i modi di emergere dall'acqua durante il nuoto (si veda la scheda relativa alla Nutria). Misure lineari (mm): testa-corpo= 250-400; coda= 190-280; piede posteriore= 65-80; lunghezza condilo-basale= 60-66. Peso adulti (g)= 600-1.700. Formula dentaria: 1/1, 0/0, 0/0, 3/3= 16 (Toschi 1965, Macdonald e Barrett 1993).

Geonemia

L'area di distribuzione naturale dell'Ondatra si estende attraverso gran parte del continente nord-americano, dal nord dell'Alaska e del Canada fino al Messico settentrionale (Perry 1982, Wilson e Reeder 1999).

Distribuzione ecologica

È una specie legata alle zone umide con acque sia ferme che correnti, ma comunque caratterizzate da folta vegetazione; si trova, pertanto, soprattutto lungo gli argini e le rive di canali, fiumi, laghi e nelle paludi. Di solito frequenta aree pianeggianti e collinari, ma lungo le aste fluviali colonizza anche zone montane. Può scavare la tana negli argini, talora con ingresso sommerso, o costruire nidi di giunchi e canne all'aperto, caratterizzati da una

o più camere con volta a cupola alta fino ad un metro. La dieta è in prevalenza vegetariana, ma occasionalmente può comprendere anche Molluschi (Perry 1982, Pietsch 1982). La densità di popolazione è normalmente di 1-2 coppie riproduttive per ettaro, ma può arrivare a 50 e più individui per ettaro in situazioni favorevoli (Perry 1982, Pietsch 1982).

Status

L'Ondatra ha rivestito notevole interesse come animale da pelliccia ed è stato ampiamente allevato a questo scopo. Popolazioni naturalizzate si sono formate in molti paesi europei, asiatici e nella parte meridionale del Sud America, sia in seguito alla fuga accidentale da allevamenti, sia per rilasci intenzionali. Come conseguenza, a partire dall'inizio del XX secolo, questo Roditore si è progressivamente espanso tanto che il suo attuale areale euroasiatico risulta più esteso di quello naturale (Lever 1985, Danell 1996). In Gran Bretagna l'Ondatra è stata eradicata negli anni '30 (Gosling e Baker 1989).

In Italia le notizie sulla presenza dell'Ondatra sono frammentarie e risalgono agli inizi degli anni '50 (Toschi 1965), ma è possibile che le prime segnalazioni si riferissero a piccoli nuclei non naturalizzati. Attualmente questo Roditore è presente in alcuni siti del Friuli-Venezia Giulia, dove è giunto dalla vicina Slovenia attraverso l'asta fluviale del Natisone (Lapini e Scaravelli 1993).

Impatto sulla biodiversità

L'attività di alimentazione dell'Ondatra può provocare alterazioni delle fitocenosi acquatiche e, in alcuni casi, la scomparsa locale di macrofite acquatiche e dei canneti; in seguito ad interventi di eradicazione si sono registrate nette riprese delle biocenosi naturali. In Germania la comparsa di questo Roditore ha determinato il declino di Molluschi dulciacquicoli del genere *Unio*. In alcuni paesi europei la specie si rende responsabile di danni agli argini dei corsi d'acqua per l'attività di scavo delle tane, al punto da minacciare la stabilità delle opere di difesa e favorire l'inondazione di aree coltivate. Sono inoltre segnalati danni a colture cerealicole (Perry 1982, Pietsch 1982, Lever 1994, Danell 1996, Gebhardt 1996).

Fino ad ora in Italia non si sono riscontrati problemi apprezzabili, a causa dell'areale ridotto e della limitata consistenza numerica dell'unica popolazione presente, ma l'esperienza acquisita in altri contesti geografici fa prevedere un rilevante impatto su aree di particolare valore naturalistico a seguito dell'espansione di tale nucleo. Per questo è auspicabile avviare rapidamente un programma di eradicazione della popolazione friulana e prevenire ulteriori introduzioni.

TOPO DOMESTICO

Mus domesticus Schwarz et Schwarz, 1943

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Muridae*

Sottospecie: in Italia è presente *M. d. domesticus*. Classicamente venivano descritte tre sottospecie (*M. d. domesticus*, *M. d. brevirostris*, *M. d. prae-texus*), ma lo studio dei cariotipi ha evidenziato circa 35 differenti forme. È possibile che in Italia nord-orientale sia presente anche *Mus musculus*, che ha un areale esteso a gran parte del Palearctico settentrionale e che fino ad anni recenti si riteneva includesse anche la forma *M. d. domesticus* (Mitchell-Jones *et al.* 1999).



Identificazione

Caratteristico per le piccole dimensioni e la classica forma murina, presenta padiglioni auricolari, occhi e muso ben evidenti. Superiormente il pelo è grigio o grigio-bruno uniforme, mentre ventralmente è più chiaro, da grigio a bianco. Coda nuda, anulata, dall'aspetto relativamente squamoso. Il profilo inferiore interno degli incisivi superiori ha una marcata intaccatura (diversamente da quanto avviene nel genere *Apodemus*). Misure lineari (mm): testa-corpo= 75-103; coda= 70-95 (100% della lunghezza testa-corpo); padiglione auricolare= 12-15; piede posteriore= 14-19; lunghezza condilo-basale= 20-25. Peso adulti (g)= 12-25. Formula dentaria: 1/1, 0/0, 0/0, 3/3= 16 (Santini 1983, Macdonald e Barrett 1993, Locatelli e Paolucci 1998).

Distribuzione del Topo domestico in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

L'areale originario coincideva con la distribuzione delle steppe aride del Palearctico meridionale, giungendo forse ad interessare anche la regione mediterranea (Lever 1985, Blondel e Aronson 1999).

Distribuzione ecologica

Con ogni probabilità l'habitat originario del Topo domestico era costituito dalle steppe primarie; in seguito allo sviluppo dell'agricoltura, ed in particolare delle coltivazioni cerealicole, questo Roditore ha sviluppato abitudini sinantropiche (Macdonald e Barrett 1993), diffondendosi anche in ambienti fortemente modificati dall'uomo. Negli ecosistemi naturali o semi-naturali frequenta i margini dei campi, le dune sabbiose, le coste rocciose, le paludi salmastre o anche le radure dei boschi. Vive sul terreno, ma è anche un ottimo arrampicatore; come nido utilizza spesso buchi di alberi o di muri, e costruisce tane a terra o utilizza tane preesistenti. Sembra eviti sia ambienti estremamente aridi sia boschi chiusi (Mitchell-Jones *et al.* 1999), tuttavia in aree dove mancano piccoli Mammiferi competitori, come alle Hawaii e in Nuova Zelanda, si trova anche nelle foreste dense (Tomich 1986, King 1990).

Status

Le abitudini commensali e la grande plasticità ecologica hanno permesso al Topo domestico di raggiungere tutti i continenti del mondo (Lever 1985). Evidenze archeozoologiche e genetiche fanno ritenere che la colonizzazione del Mediterraneo occidentale e meridionale da parte di *M. domesticus* sia avvenuta essenzialmente attraverso il trasporto navale in un periodo molto breve nell'età del Bronzo, circa 4.000 anni fa (Blondel e Aronson 1999). I primi resti rinvenuti in Italia sono di epoca romana, ma è probabile che la diffusione del Topo domestico risalga a periodi anteriori e rappresenti quindi una paleo-introduzione (*sensu* Amori e Lapini 1997). Attualmente questo Roditore è diffuso in tutta la penisola ed in molte isole (Spagnesi e Toso 1999).

Impatto sulla biodiversità

La predazione esercitata dal Topo domestico può determinare notevoli effetti sulle popolazioni di diverse specie di invertebrati (Atkinson e Atkinson 2000). Inoltre, essendo presente su molte isole, è probabile determini un impatto predatorio anche sulle uova ed i nidiacei di specie ornitiche di piccole dimensioni, come gli uccelli delle tempeste (*Hydrobatidae*) (Moors e Atkinson 1984); per questa ragione, in alcuni contesti insulari può essere opportuno prevedere azioni volte ad eradicare localmente questa specie.

I danni alle coltivazioni agrarie e alle scorte di derrate alimentari possono essere molto rilevanti; la specie costituisce inoltre un serbatoio, anche se meno efficace del Ratto nero *Rattus rattus* e del Ratto delle chiaviche *Rattus norvegicus*, di molte patologie trasmissibili all'uomo e agli animali domestici (Lever 1994).

RATTO NERO O DEI TETTI

Rattus rattus (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Muridae*

Sottospecie: in passato sono state descritte tre distinte sottospecie (*R. r. rattus*, *R. r. alexandrinus* e *R. r. frugivorus*), caratterizzate da diversa colorazione del mantello. Sulla base di studi carilogici, si è dimostrato che tale suddivisione non riveste valore sistematico, mentre si sono evidenziati due tipi ben distinti fra loro, al punto da poter essere considerati specie distinte: uno a più vasta distribuzione (*R. rattus*) e l'altro presente in Asia (*R. tanezumii*) (Wilson e Reeder 1993).



Distribuzione del Ratto nero in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Identificazione

Di taglia inferiore rispetto al Ratto delle chiaviche *Rattus norvegicus*, se ne distingue per i fini peli che non si estendono oltre il margine superiore dei padiglioni auricolari, per gli orecchi più lunghi, il muso e gli occhi più prominenti. Il colore del mantello è completamente nero o grigio-bruno dorsalmente e bianco ventralmente. Coda di solito più lunga del corpo e uniformemente scura, anulata e con peli radi e corti. Un buon carattere diagnostico è costituito dall'assenza di evidenti rilievi delimitanti la zona superiore della scatola cranica, che risulta più tondeggiante. Misure lineari (mm): testa-corpo= 150-240; coda 115-260 (100-130% della lunghezza testa-corpo); padiglione auricolare= 24-27; piede posteriore= 30-38; lunghezza condilo-basale= 38-43. Peso adulti (g)= 140-280 (raramente sopra i 200). Formula dentaria: 1/1, 0/0, 0/0, 3/3= 16 (Santini 1983, Macdonald e Barrett 1993, Locatelli e Paolucci 1998).

Geonemia

Specie di origine asiatica; l'areale originario secondo alcuni Autori è collocabile nell'Asia sud-orientale (Mitchell-Jones 1999), secondo altri nella Penisola Indiana (Wilson e Reeder 1993).

Distribuzione ecologica

Il Ratto nero è una specie che si adatta ad ambienti diversi. Può vivere sia a stretto contatto con l'uomo (soprattutto nei paesi a clima rigido), sia in habitat più naturali (nelle aree temperate, tropicali ed in molte isole). In generale preferisce ambienti forestali o le loro immediate vicinanze, ma colonizza anche ambienti ruderali e le coste marine rocciose. Si arrampica facilmente sugli alberi dove costruisce un nido sferico simile a quello dello Scoiattolo *Sciurus vulgaris*. Può tuttavia frequentare anche il terreno, dove scava tane sotterranee. È probabilmente il Mammifero terrestre con la più elevata capacità di insediamento negli ambienti insulari ed è in grado di colonizzare isole di superficie inferiore all'ettaro e caratterizzate dalla presenza di tre sole specie vegetali utilizzate per l'alimentazione (Cheylan 1988).

Status

Nell'ultimo periodo post-glaciale, a seguito di introduzioni passive operate dall'uomo, il Ratto nero si è ampiamente distribuito in tutto il mondo (limiti latitudinali compresi tra 61° N e 54° S) (Lever 1985, Mitchell-Jones *et al.* 1999). In anni recenti alcune popolazioni europee si sono fortemente ridotte (Isole Britanniche) o sono praticamente estinte (Scandinavia) per cause non pienamente comprese (Mitchell-Jones *et al.* 1999); attualmente risulta assente anche a Venezia (Bon *et al.* 1995), benché fosse molto diffuso nel XIX secolo (Ninni 1882).

In Italia è considerato come una paleointroduzione (*sensu* Amori e Lapini 1997) e le prime testimonianze sono relative a giacimenti olocenici; i reperti archeologici più antichi che testimoniano la presenza di questa specie sono rappresentati dai ritrovamenti sardi di 5.000 anni fa (Spagnesi e Toso 1999). Nel Mediterraneo il Ratto nero presenta una distribuzione più ampia rispetto a quella del Ratto delle chiaviche, per la superiore capacità di colonizzazione delle piccole isole (Cheylan 1984 e 1988, Perfetti dati inediti). Le densità di popolazione in condizioni naturali variano molto, anche in rapporto ai diversi ambienti utilizzati: per esempio da 0,2 a 30 individui per ettaro negli ambienti insulari (Cheylan e Granjon 1987) fino a oltre 50 individui per ettaro in contesti continentali (Macdonald e Barrett 1993).

Impatto sulla biodiversità

Anche per il Ratto nero sono stati dimostrati effetti negativi sia sulla vegetazione sia sulla fauna vertebrata ed invertebrata, in terraferma come sulle isole. Può predare uova e nidiacei non solo degli Uccelli che nidificano a terra, ma anche di quelli che si riproducono sugli alberi (si veda Lever 1994 per approfondimenti bibliografici). Nelle isole mediterranee tali effetti negativi sono stati dimostrati sia sperimentalmente, sia attraverso analisi basate sui dati relativi alla distribuzione o al successo riproduttivo della Berta maggiore *Calonectris diomedea*, dell'Uccello delle tempeste *Hydrobates pelagicus*, del Rondone pallido *Apus pallidus*, del Piccione selvatico *Columba livia* e del Molosso del Cestoni *Tadarita teniotis* (Thibault 1992 e 1994, Penloup *et al.* 1997, Amengual e Aguilar 1998). La presenza del Ratto nero negli ambienti insulari può inoltre favorire il mantenimento di densità particolarmente elevate di predatori autoctoni (es. gabbiani e rapaci) o introdotti (gatti, cani ecc.), con conseguente squilibrio delle zoocenosi locali (Lever 1994, Orueta e Aranda 1998). Il Ratto nero in molte situazioni può determinare un considerevole impatto economico, causando danni agli edifici, inquinamento delle derrate alimentari e decorticazione di piante; può provocare inoltre perdite economiche rilevanti alimentandosi di frutti e parti verdi di piante di interesse commerciale (Santini 1983). Fin da epoche remote, esercita il ruolo di serbatoio epidemiologico di importanti infezioni sia per l'uomo, sia per gli animali domestici (Lever 1994).

Insieme al Ratto polinesiano *Rattus exulans* e al Ratto delle chiaviche, è la specie sulla quale, a livello mondiale sono stati operati più interventi di eradicazione; anche nell'area mediterranea operazioni di questo tipo sono divenute progressivamente più diffuse (Thibault 1992, Amengual e Aguilar 1998, Orueta e Aranda 1998, Vidal e Zotier 1998).

RATTO DELLE CHIAVICHE

Rattus norvegicus (Berkenhout, 1769)

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Muridae*

Sottospecie: in Europa è presente *R. n. norvegicus*. In Asia è stata descritta anche la sottospecie *R. n. caraco*.

Identificazione

Di aspetto tipicamente murino; presenta una taglia leggermente superiore a quella del Ratto nero *Rattus rattus*, dal quale si distingue anche per i padiglioni auricolari meno pronunciati e per l'aspetto più peloso. Il colore del mantello è dorsalmente grigio-bruno e inferiormente biancastro; la coda è più corta del corpo, anulata e quasi glabra, scura sopra e chiara sotto. Osservando il cranio sono evidenti due creste che ne delimitano la parte superiore. Nei giovani la determinazione specifica sulla base delle caratteristiche somatiche risulta molto difficile. Misure lineari (mm): testa-corpo= 214-290; coda= 170-230 (80-100% della lunghezza testa-corpo); padiglione auricolare= 19-22; piede posteriore= 40-45; lunghezza condilo-basale= 43-54. Peso adulti (g): 250-520. Formula dentaria: 1/1, 0/0, 0/0, 3/3= 16 (Santini 1983, Macdonald e Barrett 1993, Locatelli e Paolucci 1998).



Distribuzione del Ratto delle chiaviche in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

Il Ratto delle chiaviche è originario della Siberia sud-orientale e della Cina settentrionale (Wilson e Reeder 1993).

Distribuzione ecologica

Vive molto spesso vicino a corpi idrici di varia natura, sulle arginature, nei sistemi fognari, ma anche in abitazioni, magazzini, stalle e campi

coltivati. È un ottimo nuotatore e scava spesso tane nel terreno. La sua dieta è tendenzialmente onnivora (Santini 1983).

Status

Diffuso involontariamente dall'uomo in Europa fin dal Medioevo, la maggiore espansione del Ratto delle chiaviche si è avuta a partire dal XVIII secolo (Lever 1985), quando, divenuto assai frequente sulle imbarcazioni, è stato accidentalmente trasportato attraverso gli oceani di tutto il mondo. Conseguentemente, le isole e le regioni costiere ospitarono i primi insediamenti (Atkinson 1985), a cui poi in molti casi seguì la progressiva colonizzazione dell'entroterra.

La specie è presente in Italia almeno dalla metà del XVIII secolo e attualmente è considerata molto abbondante. Nell'area mediterranea (es. Arcipelago Toscano, isole sardo-corse e della Provenza), al contrario del Ratto nero, vive di rado in isole medio-piccole e disabitate (Cheylan 1984 e 1988, Perfetti dati inediti).

Impatto sulla biodiversità

Non esistono studi dettagliati relativi alle alterazioni degli ecosistemi provocate dal Ratto delle chiaviche in Italia, ma sono moltissimi i lavori condotti in altri paesi che hanno evidenziato rilevanti impatti negativi sia sullo sviluppo della successione vegetale attraverso il consumo di plantule e organi sotterranei delle essenze pluriennali (Allen *et al.* 1994), sia sulla fauna vertebrata e invertebrata per predazione (Lever 1994).

Il Ratto delle chiaviche può determinare un notevole impatto sul successo riproduttivo dell'avifauna acquatica che nidifica a terra o sulla vegetazione flottante (Møller 1983, Fasola e Canova 1996), impatto che diventa particolarmente rilevante sulle isole ove questo Roditore ha determinato numerose estinzioni di *taxa* endemici (King 1985, Atkinson 1989, Lever 1994).

Oltre ai rilevanti impatti sulla biodiversità, il Ratto delle chiaviche determina gravi problemi socio-sanitari ed economici. Infatti distrugge ed inquina le derrate alimentari ed è vettore di numerose malattie virali, batteriche e protozoarie pericolose sia per l'uomo sia per gli animali (Twigg 1975, Lever 1994). Talora provoca danni alle coltivazioni e agli allevamenti di animali da cortile (Twigg 1975, Santini 1983).

Per ridurre gli effetti negativi connessi alla sua presenza negli ultimi decenni sono state sviluppate tecniche di eradicazione sempre più efficaci (Orueta e Aranda 1998), che attualmente assicurano ottime probabilità di successo, almeno nel caso di ambienti insulari non troppo estesi. Ad

esempio, Veitch (1995) ha calcolato che su 60 interventi di eradicazione di Roditori (appartenenti soprattutto al genere *Rattus*) realizzati su isole della Nuova Zelanda fino al 1995, 58 sono stati coronati da successo (96,7%). Sulla base delle esperienze acquisite in diverse aree geografiche, l'eradicazione dei ratti da isole di dimensioni uguali o inferiori ai 200 ettari risultano relativamente rapide e semplici (Orueta e Aranda 1998), mentre interventi su isole più grandi (al massimo 3.000 ettari a Langara Island in Canada) risultano più impegnativi, possono dar luogo a problemi di avvelenamento secondario e richiedono pertanto una programmazione particolarmente attenta. In alcuni casi può risultare necessario intervenire seguendo un approccio integrato: per esempio trappolamenti e applicazione di rodenticidi per ridurre al minimo gli avvelenamenti su specie non bersaglio (Hone 1994, Kaiser *et al.* 1997, Orueta e Aranda 1998).

NUTRIA

Myocastor coypus (Molina, 1782)

Sistematica

Ordine: *Rodentia*

Famiglia: *Myocastoridae*

Sottospecie: sono state descritte cinque sottospecie; quella introdotta in Europa è probabilmente *M. c. bonariensis*, proveniente dall'Argentina settentrionale, anche se a riguardo non esistono studi specifici sulle popolazioni italiane. Va comunque sottolineato che negli allevamenti sono stati realizzati incroci tra razze diverse per migliorare la qualità delle pellicce (Reggiani *et al.* 1993).



Identificazione

Distribuzione della Nutria in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

TAV. II - Assomiglia ad un grosso ratto; il corpo è massiccio e tozzo, la testa è larga e la coda rotonda, scagliosa e scarsamente pelosa. Possiede grandi vibrisse bianche ed evidenti incisivi gialli. Le zampe posteriori sono palmate. Il colore è variabile, da quasi nero a grigio-bruno, e non sono rari i casi di albinismo. È il più grande Roditore acquatico attualmente presente in Italia e si distingue dall'Ondatra *Ondatra zibethicus* per la coda cilindrica (non lateralmente appiattita) ed il corpo meno massiccio. Indipendentemente dalle dimensioni, la *silhouette* di emersione durante il nuoto può rappresentare un utile parametro discriminante rispetto agli altri Roditori acquatici: la Nutria emerge di solito con la testa e la parte posteriore del corpo; l'Ondatra con la sola parte anteriore; l'Arvicola terrestre *Arvicola terrestris* e il Ratto delle chiaviche *Rattus norvegicus*, infine, appaiono solitamente fuori dall'acqua per tutta la lunghezza del corpo e possono a volte essere tra loro confusi, anche se l'Arvicola terrestre ha una linea d'emersione più bassa e i padiglioni auricolari pochissimo visibili. Misure lineari (mm): testa-corpo= 400-600; coda= 250-450 (75% circa della lunghezza testa-corpo); piede posteriore= 125-140; lunghezza condilo-basale= 110-120. Peso adulti (kg)= 6-9. Formula dentaria: 1/1, 0/0, 1/1, 3/3= 20 (Corbet e Harris 1991, Macdonald e Barrett 1993, Riga e Cocchi 1997).

Geonemia

L'areale originario della Nutria si estende dal Brasile, dalla Bolivia e dal Paraguay fino alle zone più meridionali del Sud America (Argentina e Cile) (Lever 1985, Wilson e Reeder 1993).

Distribuzione ecologica

La Nutria vive in biotopi umidi dolci o salmastri ad acque ferme o debolmente correnti: paludi, laghi, canali di drenaggio, fiumi ed estuari. I corpi idrici utilizzati da questo Roditore sono in genere caratterizzati da abbondante vegetazione, basse altitudini e limitata pendenza delle rive (Reggiani *et al.* 1993). Sugli argini e le sponde scava tane ipogee complesse dove si riproduce e piattaforme (alte fino a un metro) fatte di canne e giunchi sui letti di vegetazione palustre. Su tali strutture la Nutria può svolgere buona parte delle sue attività, come ad esempio l'alimentazione, la cura del mantello, il riposo ecc. La dieta di questo Roditore è composta da molte specie vegetali (Stubbe 1982, Santini 1983, Reggiani *et al.* 1993).

Status

In Sud America questa specie riveste un interesse diretto per l'uomo, sia per la carne, sia per la pelliccia. Soprattutto a partire dagli anni '20-'30 del XX secolo, la Nutria è stata importata in Nord America, Asia, Africa ed Europa per creare allevamenti destinati alla produzione di pellicce (Lever 1985 e 1994). Negli anni '30-'40, come conseguenza del crollo dei prezzi delle pelli dovuto alla grave crisi economica e allo scoppio della II Guerra Mondiale, in Europa molti allevamenti sono stati chiusi e ciò ha favorito numerosi episodi di rilascio in natura, che hanno portato alla formazione di popolazioni selvatiche che successivamente hanno espanso in modo assai rapido il proprio areale. In Italia la specie è stata importata alla fine degli anni '20 a scopo di allevamento, ma la crisi registrata negli anni '60 e '70 ha determinato un progressivo abbandono delle strutture di stabulazione e la conseguente immissione in natura degli esemplari stabulati (Reggiani *et al.* 1993). Le prime segnalazioni di Nutria si sono avute in Campania, Lazio, Toscana e Veneto (Santini 1983); in seguito la specie si è progressivamente espansa fino a colonizzare buona parte dell'Italia centro-settentrionale. Attualmente nelle regioni meridionali, in Sicilia e in Sardegna sono presenti solo piccoli nuclei isolati tra loro (Spagnesi e Toso 1999).

Per l'Italia si riportano valori di densità variabili tra 0,7 e 3,6 individui per ettaro (Velatta e Ragni 1991, Reggiani *et al.* 1993 e 1995), anche se in ambienti sub-tropicali la Nutria può raggiungere densità molto superiori fino

a valori massimi di 24,7 ind./ha (Reggiani *et al.* 1993). La consistenza delle popolazioni può subire decrementi rilevanti dopo inverni particolarmente rigidi (Lever 1985, Reggiani *et al.* 1995, Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Impatto sulla biodiversità

In molti casi è stato riscontrato un deterioramento qualitativo dei biotopi umidi dovuti al sovrapascolamento attuato dalle nutrie che si nutrono delle parti sia epigee che ipogee delle piante. Talora l'attività di alimentazione può arrivare a determinare la scomparsa locale di intere stazioni di Ninfee *Nymphaea* spp., di Canna di palude *Phragmites* spp. e di Tifa *Thypha* spp. Tali effetti hanno provocato profonde alterazioni degli ecosistemi di diverse zone umide, con la drastica riduzione di alcune idrofite e l'estinzione locale della fauna associata a tali ambienti, come ad esempio il Tarabuso *Botaurus stellaris*, il Falco di palude *Circus aeruginosus* e il Basettino *Panurus biarmicus* (si veda Lever 1994 per riferimenti bibliografici specifici). In Italia è stata segnalata la distruzione dei nidi e/o la predazione di uova e pulli del Mignattino piombato *Chlidonias hybridus*, del Tuffetto *Tachybaptus ruficollis*, della Gallinella d'acqua *Gallinula chloropus* e del Germano reale *Anas platyrhynchos* (Gariboldi 1993, Tinarelli 1999, Tocchetto 1999). La Nutria può inoltre provocare l'indebolimento degli argini in seguito alla sua attività fossoria, con conseguente rischio di esondazioni. Inoltre sono stati registrati danni localmente elevati ad alcune colture agricole come barbabietola da zucchero, grano, mais, ecc. Alla luce delle informazioni attualmente disponibili, il ruolo svolto dalla Nutria come serbatoio di *Leptospira* spp. sembra debba essere ridimensionato (Arcangeli *et al.* 1997) rispetto a quanto precedentemente ipotizzato (Farina e Andreani 1970).

L'eradicazione totale della specie, che è stata ottenuta con pieno successo in Gran Bretagna negli anni '80, non appare attualmente realizzabile in Italia, data l'ampia diffusione, le notevoli capacità di dispersione e l'alto potenziale riproduttivo di questo Roditore. L'eradicazione dei nuclei isolati, ed in particolare di quelli presenti in Sardegna e Sicilia, al contrario, non solo è possibile, ma rappresenta una misura urgente e necessaria. Nelle regioni centro-settentrionali, il controllo delle popolazioni va attentamente valutato caso per caso, anche sulla base delle risorse economiche disponibili.

CANE PROCIONE

Nyctereutes procyonoides (Gray, 1834)

Sistematica

Ordine: *Carnivora*

Famiglia: *Canidae*

Sottospecie: sono state descritte diverse sottospecie nell'areale originario; in Europa è presente *N. p. ussuriensis* (Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Identificazione

TAV. II - Piccolo Canide con un folto mantello grigio-brunastro e coda folta. Per l'accumulo di grassi e i lunghi peli di giarra, in inverno ha un aspetto particolarmente tondeggiante. Possiede una caratteristica maschera facciale nera interrotta tra gli occhi (particolare visibile solo a breve distanza). Misure lineari (mm): testa-corpo= 550-800; coda= 150-260; piede posteriore= 90-120; altezza alla spalla= 200 circa; lunghezza condilo-basale= 11 circa. Peso adulti (kg)= 5-10. Formula dentaria: 3/3, 1/1, 4/4, 2/3= 42 (Macdonald e Barrett 1993).



Distribuzione del Cane procione in Europa (da Mitchell-Jones *et al.* 1999).

Geonemia

L'areale originario comprende un'ampia porzione della Cina, la Corea, la Russia sud-orientale, l'Indocina nord-orientale e il Giappone (Tate 1947, Lever 1985, Wilson e Reeder 1993).

Distribuzione ecologica

Molto adattabile, vive soprattutto in ambienti rivieraschi, lungo le rive di fiumi e laghi. Abita boschi sia di latifoglie, sia di conifere, occupando di preferenza boschi misti con sottobosco denso. In Ucraina è segnalato anche in ambienti aperti privi di vegetazione arborea, presso margini di lagune salmastre, stagni, canneti e, talvolta, persino su isolette poco distanti dalla

costa (Macdonald e Barrett 1993, Mitchell-Jones *et al.* 1999). La dieta del Cane procione è principalmente basata su piccoli Roditori, lepri, Uccelli ed altri piccoli Vertebrati (Kauhala 1996).

Status

Tra il 1929 ed il 1955 il Cane procione è stato introdotto diffusamente nella parte europea dell'ex Unione Sovietica, dove si calcolano siano state rilasciate svariate migliaia di individui per la produzione di pellicce. A partire dall'area di introduzione in Ucraina, Bielorussia, Russia ed Estonia questa specie si è successivamente espansa con una velocità media di 40 km all'anno ed attualmente il suo areale si estende dalla Finlandia e dalla Svezia alla Serbia e alla Romania. Più ad ovest, avvistamenti occasionali sono riportati anche in Norvegia, Danimarca, Olanda, Francia, Svizzera, Austria, Slovenia e Bosnia (Lever 1985, Kauhala 1996, Mitchell-Jones *et al.* 1999). In Italia si ricordano solo due segnalazioni aneddotiche (Amori e Lapini 1997), ma l'attuale distribuzione europea della specie rende molto probabile una colonizzazione del nostro Paese nel prossimo futuro.

Impatto sulla biodiversità

Il Cane procione può determinare un notevole impatto sulle colonie di alcune specie di Uccelli acquatici, arrivando in alcune aree a predare l'85% dei nidi. Negli ambienti insulari può rappresentare una minaccia significativa per alcune specie di Anfibi (Kauhala 1996).

Fenomeni di competizione con il Tasso *Meles meles* e la Volpe *Vulpes vulpes* sono ritenuti possibili, ma probabilmente con limitatissimi effetti sulle popolazioni di queste specie (Kauhala 1996).

Dal punto di vista sanitario il Cane procione è un vettore della rabbia silvestre e, ove l'infezione è endemica, rappresenta, dopo la Volpe, la seconda specie colpita in ordine d'importanza (Kauhala 1996). Poiché l'espansione del Cane procione avviene da zone infette, il suo arrivo nel nostro Paese può rappresentare un reale rischio sanitario dato che ormai da diversi anni non si registrano casi di rabbia a sud dell'arco alpino.

Appare prioritario un attento monitoraggio di questa specie in modo da permettere la tempestiva eradicazione degli eventuali nuclei di presenza.

VISONE AMERICANO

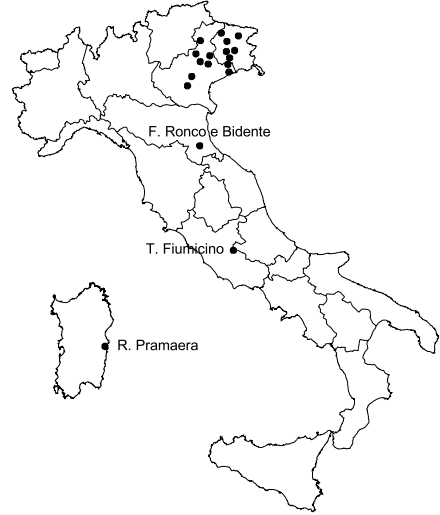
Mustela vison Schreber, 1777

Sistematica

Ordine: *Carnivora*

Famiglia: *Mustelidae*

Sottospecie: sono state descritte 15 distinte sottospecie sulla base di differenti caratteristiche morfologiche; tali suddivisioni andrebbero però riconfermate sulla base di analisi genetiche. Le popolazioni introdotte in Europa sono riferibili all'incrocio di individui di *M. v. vison* (forma originaria del Quebec), *M. v. melampus* e *M. v. ingens* (sottospecie presenti in Alaska) (Dunstone 1993).



Identificazione

TAV. II - Tipica struttura da Mustelide, con corpo allungato, zampe corte, orecchie piccole. Mantello morbido e folto, di colore generalmente marrone scuro uniforme, quasi nero in inverno, ma con notevoli variazioni cromatiche nei ceppi di allevamento; piccole macchie bianche sono presenti sulla mandibola e, talvolta, sulla gola. Più scuro e piccolo della Faina *Martes foina* e della Martora *Martes martes*, che hanno coda più lunga, può essere confuso con la Puzzola *Mustela putorius*, che presenta però sottopelo giallastro e mascherina facciale con macchie bianche sul muso, tra gli occhi e le orecchie. Misure lineari (mm): testa-corpo= 300-470 (femmine leggermente più corte); coda= 135-220; piede posteriore= 50-60; lunghezza condilo-basale= 58-73. Peso adulti (g)= κ 840-1800; \jmath 450-810. Formula dentaria: 3/3, 1/1, 3/3, 1/2= 34 (Corbet e Harris 1991, Dunstone 1993, Macdonald e Barrett 1993).

Distribuzione del Visone americano in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

Specie nord-americana; l'areale originario si estende dall'Alaska e dal Labrador fino ad includere la parte meridionale degli Stati Uniti (Dunstone 1993, Linscombe *et al.* 1982).

Distribuzione ecologica

Il Visone americano è legato essenzialmente alla presenza di zone umide ed ai territori ad esse circostanti; le tipologie ambientali frequentate possono essere molto varie, dalle rive di fiumi, torrenti, laghi e canali fino ad includere paludi e zone di tundra (Linscombe *et al.* 1982). Una buona copertura di vegetazione arborea ed arbustiva lungo le rive dei corpi idrici rappresenta comunque un requisito importante per la specie (Dunstone 1993).

Status

Allevato come animale da pelliccia sin dalla fine dell'Ottocento, è stato importato in Eurasia e in Sud America a partire dal secondo decennio del XX secolo. Data la grande abilità con cui riesce a superare le recinzioni, la sua attuale distribuzione ricalca fedelmente quella dei paesi che si sono dedicati all'allevamento commerciale della specie (Dunstone 1993, Linnet 1999). In alcuni casi, inoltre, il Visone americano è stato introdotto deliberatamente per creare popolazioni selvatiche a fini di prelievo commerciale (tra il 1930 ed il 1960 nelle sole Lettonia e Lituania vennero rilasciati oltre 16.000 visoni) (Dunstone 1993, Kauhala 1996, Linnet 1999). Attualmente popolazioni introdotte dall'uomo sono presenti in Argentina (Dunstone 1993) e in gran parte dei territori dell'ex URSS (Lever 1985). In Europa occupa un vasto areale che comprende Islanda, Gran Bretagna, Scandinavia, Finlandia, stati Baltici, Polonia, Germania centro-settentrionale, Olanda e Belgio; popolazioni isolate sono presenti anche in Spagna e Francia. Da alcuni decenni è in forte espansione e si sta rapidamente diffondendo verso l'Europa sud-occidentale (Mitchell-Jones *et al.* 1999). In Italia è stato segnalato soprattutto nel nord-est (Lapini 1991, Bon *et al.* 1995, Spagnesi e Toso 1999), anche se non mancano segnalazioni per le regioni del centro (Angelici *et al.* 1998, Spagnesi e Toso 1999) e per la Sardegna (Deiana com. pers.); sembra comunque che non si tratti, almeno per ora, di nuclei in grado di autosostenersi e che dipendano ancora dalla fuga di soggetti dagli allevamenti (Bon *et al.* 1995). L'unico nucleo per il quale si hanno notizie di riproduzione in natura è quello presente sui Monti Prenestini in provincia di Roma (Angelici *et al.* 1998).

Impatto sulla biodiversità

In Europa il Visone americano rappresenta una delle principali minacce per la sopravvivenza dell'autoctono Visone europeo *Mustela lutreola* sia per ibridazione sia per competizione (Kauhala 1996). Il Visone americano è inoltre ritenuto da alcuni Autori un potenziale competitore della Lontra

Lutra lutra e della Puzzola (Dunstone 1993, Lever 1994), specie caratterizzate da uno stato di conservazione sfavorevole in Italia (Spagnesi e Toso 1999).

Questo predatore può inoltre minacciare le popolazioni di Anatidi e di altri Uccelli nidificanti al suolo (Kauhala 1996), come dimostrano le numerose estinzioni locali verificatesi in diverse situazioni insulari in Europa settentrionale (Dunstone 1993, Andersson 1999, Hersteisson 1999). Anche alcune specie di Mammiferi possono risentire negativamente della predazione di questo Mustelide, come rilevato per l'Arvicola terrestre *Arvicola terrestris* in Gran Bretagna e per il Desman dei Pirenei *Galemys pyrenaicus* in Spagna (Dunstone 1993). Infine, in alcuni casi sono stati registrati danni ad allevamenti zootecnici, compresi gli impianti di itticoltura (Dunstone 1993).

Eradicazioni del Visone americano sono state realizzate in molte isole del Baltico, sia al fine di proteggere le locali colonie ornitiche, sia per rendere possibile la reintroduzione del Visone europeo, specie minacciata di estinzione a livello globale (Mitchell-Jones *et al.* 1999, Genovesi 2000). In Italia appare prioritario rimuovere rapidamente i nuclei attualmente segnalati e mettere a punto un protocollo d'intervento per l'eradicazione di eventuali nuclei che venissero rilevati in futuro. A questo fine risulterebbe utile prevedere un sistema di monitoraggio delle aree limitrofe agli allevamenti esistenti. Misure precauzionali particolarmente utili sono rappresentate anche dal controllo severo delle importazioni e dall'attenta e costante verifica dell'adeguatezza delle strutture di stabulazione.

DAINO

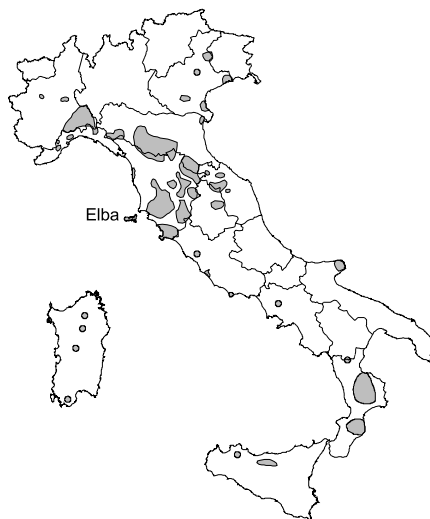
Dama dama (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Artiodactyla*

Famiglia: *Cervidae*

Sottospecie: in Italia è presente la sottospecie europea (*D. d. dama*), mentre una seconda sottospecie è descritta per l'area mesopotamica o persiana (*D. d. mesopotamica*); recentemente diversi Autori hanno proposto una differenziazione di tali *taxa* a livello specifico (*D. dama* e *D. mesopotamica*).



Identificazione

Struttura robusta, tronco allungato, collo di media grandezza, testa allungata, orecchie grandi. Mantello estivo generalmente bruno-rossiccio con piccole macchie biancastre su fianchi, cosce e spalle. In inverno grigio-bruno con parti inferiori più chiare. Il lungo processo di allevamento e manipolazione operato dall'uomo ha determinato la presenza di altre tre colorazioni del mantello, con frequenze molto variabili da popolazione a popolazione: isabellino, melanico e bianco (non albino). I palchi, presenti solo nei maschi, possono raggiungere notevoli dimensioni (lunghezza fino a 75 cm). Misure lineari (cm): testa-corpo= 120-160; coda= 15-25; altezza alla spalla: κ = 75-95; j = 70-80. Lunghezza condilo-basale= 23-28. Peso adulti (kg): κ = 46-80; j = 35-52. Formula dentaria: 0/3, 0/1, 3/3, 3/3= 32 (con possibili variazioni) (Perco 1981, Macdonald e Barrett 1993).

Distribuzione del Daino in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

L'areale originario del genere *Dama* si estendeva, all'inizio del tardo Pleistocene, dall'intera Europa continentale al Medio Oriente fino all'attuale Iraq. In Europa, durante l'ultima glaciazione la specie si è progressivamente

ritirata nella porzione più meridionale dell'areale (Mediterraneo settentrionale). L'attuale distribuzione di *Dama dama* appare radicalmente influenzata dalle introduzioni operate dall'uomo, mentre nell'areale originario è probabilmente presente un'unica popolazione residua, localizzata a Düzlerçami in Turchia (Termessos National Park) (Chapman e Chapman 1980, Masseti 1996).

Distribuzione ecologica

Il Daino è particolarmente adattato all'ambiente mediterraneo, ma presenta una notevole plasticità trofica (può comportarsi sia come pascolatore che come brucatore) e comportamentale, che permette alla specie di colonizzare un gran numero di ambienti, specialmente se caratterizzati dalla presenza di praterie e radure. Evita in genere le zone molto aride e gli ambienti montani, soprattutto in presenza di periodi prolungati di innevamento (Chapman e Putman 1988, Ueckermann e Hansen 1994).

Status

Il Daino è diffuso e comune in molte aree dell'Europa occidentale. Molte delle popolazioni attualmente presenti hanno avuto origine da mandrie allevate a scopo ornamentale e venatorio: in molti casi la fuga di individui dalla cattività ha dato origine a popolazioni selvatiche. A Rodi è presente una popolazione caratterizzata da nanismo insulare, mentre in Sardegna il Daino, introdotto in tempi remoti, risulta ora estinto. Popolazioni sono presenti anche nell'ex-URSS, negli USA, in Argentina, in Sud Africa, in Australia e in Nuova Zelanda (Lever 1985).

Le attuali conoscenze sull'origine delle popolazioni di Daino in Italia non permettono di definire con sicurezza la specie come alloctona (Masetti 1996). In passato si riteneva infatti che il genere *Dama* si fosse estinto in tutta l'Europa occidentale durante la glaciazione Würmiana e che la presenza della specie fosse esclusivamente dovuta a immissioni avvenute a partire dal VI-V secolo a. C. Recenti ricerche archeozoologiche hanno tuttavia mostrato che le prime introduzioni sono state effettuate già nel periodo Neolitico ed alcuni graffiti rupestri rinvenuti nel Lazio, Puglia e Sicilia sembrano confermare la permanenza di popolazioni residue durante tutto il tardo Glaciale. La presenza di popolazioni di Daino in Italia durante il periodo romano non è documentata, mentre la specie era sicuramente presente nel Medio Evo. Le popolazioni italiane più antiche potrebbero essere quelle di Castelporziano (documentata dall'XI secolo) e San Rossore (nota dal XIV secolo).

Impatto sulla biodiversità

L'organizzazione sociale e la plasticità trofica del Daino determinano una limitata capacità di dispersione che porta la specie a raggiungere localmente densità estremamente elevate (più di 30 individui per 100 ha) con conseguenti danni notevoli alle fitocenosi naturali ed artificiali; esso può inoltre provocare considerevoli danni alle colture agricole e a quelle arboree per brucatura degli apici in germinazione e scortecciamento (Ueckerman e Hansen 1994). Il Daino può entrare in competizione con il Capriolo *Capreolus capreolus* e con il Cervo *Cervus elaphus*, determinando in alcuni contesti notevoli contrazioni delle popolazioni di queste specie (Tosi e Toso 1992). Infine, la specie risulta recettiva a molte delle infezioni soggette a denuncia nel bestiame domestico e la presenza di popolazioni selvatiche di Daino complica quindi i piani di eradicazione di tali infezioni (Guberti e Cucchi 1996).

Per questi motivi appare necessario definire una organica strategia nazionale per questa specie, probabilmente già presente nel Paese in tempi antichi, ma la cui diffusione può determinare rilevanti impatti sugli ecosistemi naturali. Soprattutto nelle aree di presenza del Capriolo e del Cervo possono rendersi necessarie drastiche operazioni di controllo del Daino; deve inoltre essere previsto un contenimento della possibile espansione della specie verso aree di particolare interesse conservazionistico (Spagnesi e Toso 1999).

MUFLONE

Ovis [orientalis] musimon Gmelin, 1774

Sistematica

Ordine: *Artiodactyla*

Famiglia: *Bovidae*

Sottospecie: *Ovis [orientalis] musimon* Gmelin, 1774. La sistematica di questo gruppo resta ancora da chiarire (Bon *et al.* 1991). Il Muflone è geneticamente e morfologicamente prossimo a *Ovis orientalis* ed è attualmente ritenuto una sottospecie di quest'ultimo.

Identificazione

Bovide di piccole dimensioni, è simile alla pecora ma presenta mantello corto e non lanuginoso e coda scura che contrasta con lo specchio anale chiaro. Il colore delle femmine e dei giovani maschi è bruno scuro o rossiccio sulle parti superiori e bianco in quelle ventrali; i maschi maturi hanno muso, parti inferiori e sella biancastri, mentre il collo, le spalle e le parti superiori delle zampe sono bruno molto scuro. I maschi maturi, inoltre, hanno grandi corna fortemente ricurve che aumentano di dimensioni con l'età. Misure lineari (cm): testa-corpo= 110-130; altezza alla spalla: $k= 75$; $j= 65$; coda= 6-10; padiglione auricolare= 6,5-7,5; piede posteriore= 21,5-24,5; lunghezza condilo-basal= 23 circa. Peso adulti (kg): $k= 35-50$; $j= 30-40$. Formula dentaria: 0/3, 0/1, 3/3, 3/3= 32 (Toschi 1965, Macdonald e Barrett 1993).



Distribuzione del Muflone in Italia (da Spagnesi e Toso 1999).

Geonemia

Originario dell'Asia orientale, questo ungulato si è progressivamente espanso verso ovest, arrivando in Medio Oriente 9-10.000 anni fa ed in Europa verso la metà del VII millennio a. C. (Bon *et al.* 1991). La presenza in Sardegna e Corsica è probabilmente legata ad introduzioni operate

dall'uomo nel Neolitico, forse con animali già sottoposti ad una prima fase di domesticazione (Bon *et al.* 1991, Spagnesi e Toso 1999).

Distribuzione ecologica

L'habitat preferito dal Muflone è rappresentato da altopiani e grandi spazi aperti con modesti rilievi, ricoperti di praterie alternate a formazioni forestali che vengono solitamente abbandonati, in favore di territori rocciosi e scoscesi, in presenza di fattori di disturbo. Il Muflone è particolarmente adattato agli ambienti mediterranei collinari e di bassa montagna, ma può abitare anche aree di notevole altitudine; in occasione di lunghi periodi di innevamento e di abbondanti nevicate tende a spostarsi ad altitudini inferiori. Preferisce in genere terreni aperti, ma può utilizzare zone boscate soprattutto se caratterizzate dalla presenza di estese aree rocciose (Spagnesi e Toso 1999).

Status

A partire dal XVIII secolo il Muflone è stato in più occasioni introdotto in varie aree dell'Europa (soprattutto in Germania, Repubblica Ceca, Slovacchia, Ungheria, Slovenia e Austria) dove si stima attualmente una consistenza complessiva di circa 60.000 capi. Popolazioni sono state anche introdotte in Texas e nelle isole Hawaii (Lever 1985).

In Italia il Muflone è presente in Sardegna, dove è stato introdotto probabilmente in tempi protostorici (paleointroduzione *sensu* Amori e Lapini 1997), ed in varie aree della penisola, dove le introduzioni sono avvenute più di recente. La popolazione sarda supera i 2.000 esemplari e si presenta frazionata in numerosi nuclei (Monte Albo, Massiccio di Supramonte, area del Gennargentu-Monte Tonneri, Monte Fenalbu-Monte Orosei). Due popolazioni sono state anche introdotte a Capo Figari (Olbia) e nell'Isola dell'Asinara. Il Muflone è stato recentemente introdotto anche all'Elba e sulle Isole del Giglio, Capraia, Zannone e Marettimo. Nell'Italia peninsulare si stima una presenza di circa 5.200 esemplari, mentre sull'arco alpino, dove questo ungulato è stato introdotto a partire dagli anni '55-'60, sono attualmente presenti 40 colonie con una consistenza complessiva di circa 3.800 capi (Pedrotti e Dupré in stampa).

Impatto sulla biodiversità

Esistono diverse situazioni locali ove sono stati osservati fenomeni di competizione spaziale, e in parte trofica, tra il Muflone ed il Camoscio alpino *Rupicapra rupicapra* (Pfeffer e Settimo 1973, Rossi *et al.* 1987).

L'impatto sulle fitocenosi naturali ed artificiali è possibile, ma in genere poco significativo. Danni rilevanti possono essere registrati su piccole isole e ambienti ad elevata aridità. Il Muflone può inoltre determinare limitati danni da cimatura alle essenze forestali (Tosi e Toso 1992). La specie risulta recettiva a tutte le infezioni degli ovicapri e la sua presenza ne complica i piani di eradicazione. Appare urgente definire una strategia nazionale per questa specie: in relazione al rischio di impatto sulle popolazioni di Camoscio risulta indispensabile evitare nuove introduzioni e contenere l'espansione dei nuclei già introdotti in tutte le aree di presenza reale o potenziale sia del Camoscio alpino che di quello appenninico *Rupicapra pyrenaica ornata* (Spagnesi e Toso 1999).

Schede Uccelli



1) Pellicano rossiccio *Pelecanus rufescens*; 2) Tantalo africano *Mycteria ibis*; 3) Spatola africana *Platalea alba*; 4) Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus*; 5) Oca egiziana *Alopochen aegyptiacus*; 6) Oca delle nevi *Anser caerulescens*; 7) Oca indiana *Anser indicus*; 8) Oca del Canada *Branta canadensis*.

Tav. IV



1) Fenicottero rosa *Phoenicopterus roseus*; 2) Fenicottero dei Caraibi *Phoenicopterus ruber*; 3) Fenicottero cileno *Phoenicopterus chilensis*; 4) Fenicottero minore *Phoeniconaias minor*; 5) Garzetta *Egretta garzetta*; 6) Airone schistaceo *Egretta gularis schistacea*, a) fase chiara, b) fase scura.



1) Anatra fischiatrice facciabianca *Dendrocygna viduata*; 2) Anatra fischiatrice indiana *Dendrocygna javanica*; 3) Anatra muta *Cairina moschata* maschio; 4) Anatra mandarina *Aix galericulata*, a) maschio, b) femmina; 5) Anatra sposa *Aix sponsa*, a) maschio, b) femmina.

Tav. VI



1a



1b



2a



2b



1c



2c



3a



3b

1) Gobbo rugginoso *Oxyura leucocephala*, a) maschio adulto, b) femmina adulta, c) giovane; 2) Gobbo della Giamaica *Oxyura jamaicensis*, a) maschio adulto, b) femmina adulta, c) giovane; 3) ibrido *jamaicensis* x *leucocephala*, a) maschio adulto, b) femmina adulta.



1) Colino della Virginia *Colinus virginianus*, a) maschio, b) femmina; 2) Colino della California *Callipepla californica*; 3) Coturnice orientale *Alectoris chukar*; 4) Francolino di Erckel *Francolinus erckelii*.

Tav. VIII



1) Tortora domestica *Streptopelia roseogrisea* var. *domestica*, a) adulto con colorazione normale, b) individuo albino e particolari della coda; 2) Tortora dal collare *Streptopelia decaocto*, adulto e particolari della coda.



1) Parrocchetto alessandrino *Psittacula eupatria*, maschio; 2) Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*, a) maschio, b) femmina; 3) Inseparabile d'Abissinia *Agapornis taranta*; 4) Inseparabile facciarosa *Agapornis roseicollis*; 5) Pappagallo cenerino *Psittacus erythacus*; 6) Amazzone fronte blu *Amazona aestiva*; 7) Parrocchetto monaco *Myopsitta monachus*.

Tav. X



1) Becco a cono golacenerina *Paradoxornis alphonsianus*; 2) Usignolo del Giappone *Leiothrix lutea*; 3) Maina comune *Acridotheres tristis*; 4) *Gracula religiosa* o Merlo indiano *Gracula religiosa*; 5) Storno splendente purpureo *Lamprotornis purpureus*; 6) Ghiandaia occhidorati *Cyanocorax chrysops*; 7) Canarino del Mozambico *Serinus mozambicus*.



1) Bengolino comune *Amandava amandava*, a) maschio adulto in abito riproduttivo, b) femmina adulta; c) giovane;
 2) Diamante mandarino *Poephila guttata castanotis*, a) femmina, b) maschio; 3) Domino *Lonchura punctulata*; 4) Cap-puccino tricolore *Lonchura malacca*; 5) Gola tagliata *Amadina fasciata* maschio; 6) Estrilda becco di corallo *Estrilda troglodytes* maschio adulto;



1) Vedova paradisea *Steganura paradisea*; 2) Tessitore dorato *Ploceus subaureus*; 3) Gendarme *Ploceus cucullatus* s.str.; 4) Quelea beccorosso *Quelea quelea*; 5) Vescovo dorato *Euplectes afer*; 6) Vescovo arancio *Euplectes franciscanus*; 7) Vescovo rosso di Zanzibar *Euplectes nigroventris*; 8) Vescovo rosso *Euplectes orix*: a) maschio adulto in abito riproduttivo, b) femmina adulta.

PELLICANO ROSSICCIO

Pelecanus rufescens Gmelin, 1789

Sistematica

Ordine: *Pelecaniformes*

Famiglia: *Pelecanidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. III - Lunghezza 125-132 cm; apertura alare 215-290 cm. Di facile riconoscimento, si distingue dalle specie congeneri europee per le minori dimensioni, per la colorazione tendente al grigiastro e, in volo, per il debole contrasto tra remiganti scure e copritrici chiare. Regione preoculare glabra e nerastra, becco privo di parti scure, zampe chiare da rosa grigiastro a giallo aranciato, con tendenza al rosso in periodo riproduttivo (Harrison 1989, del Hoyo *et al.* 1992, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Africa tropicale e sub-tropicale dal Senegal e dall'Etiopia al Natal (Sud Africa) e al Botswana; nel passato anche in Madagascar e di recente in Arabia sud-occidentale (del Hoyo *et al.* 1992).

Distribuzione ecologica

Frequenta un ampio spettro di ambienti. Predilige i laghi d'acqua dolce, le paludi, i fiumi e gli stagni stagionali; talvolta lungo le coste, specialmente nelle baie, e anche in laghi alcalini. Occasionalmente in territori secchi in zone ricche di locuste. Nidifica in colonie su alberi prossimi a corpi idrici, su isole sabbiose, sulle mangrovie o anche nei pressi di aree antropizzate; gli alberi possono morire in seguito a nidificazioni ripetute, a causa delle deiezioni. Forma dormitori su scogliere, barriere coralline, dune sabbiose e talvolta anche su frangiflutti o altre strutture artificiali nelle aree dove il cibo è abbondante (del Hoyo *et al.* 1992).

Status

Alcune segnalazioni per l'Italia dei primi anni '90 (Friuli-Venezia Giulia, Alto Adige, Lombardia, Toscana, Emilia-Romagna, Puglia) sono state giudi-

cate riferibili a individui direttamente sfuggiti alla cattività (Parodi e Perco 1993, Tout 1994, Baccetti *et al.* 1997, Brichetti 1999); per tale motivo, la specie non è stata inclusa nell'avifauna italiana. Peraltro, il crescente numero di osservazioni di soggetti selvatici effettuate in Egitto e Israele (Snow e Perrins 1998a) fanno ritenere possibile che essa possa giungere accidentalmente anche più a nord. Tale fenomeno di dispersione naturale potrebbe spiegare almeno una parte delle segnalazioni registrate in Europa meridionale.

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto al di fuori dell'areale di origine. È ipotizzabile che un eventuale insediamento permanente possa determinare conseguenze sulla composizione del popolamento ittico, almeno in bacini di limitata estensione, e suscitare lamentele da parte di itticoltori e pescatori sportivi.

AIRONE SCHISTACEO

Egretta gularis (Bosc, 1792)

Sistematica

Ordine: *Ciconiiformes*

Famiglia: *Ardeidae*

Sottospecie: *E. g. schistacea*, *E. g. gularis*; secondo taluni Autori, l'Airone schistaceo non sarebbe da considerarsi specie a se stante e le due sottospecie sopra riportate dovrebbero essere attribuite a *E. garzetta* (Hancock e Kushlan 1984, del Hoyo *et al.* 1992).

Identificazione

TAV. IV - Lunghezza 55-65 cm; apertura alare 86-104 cm. Presenta due distinte fasi di colore: quella bianca è simile per forma e dimensioni alla Garzetta *Egretta garzetta* e se ne distingue per il becco più massiccio e tendente al giallastro e per le zampe talora più chiare in inverno; la forma scura è inconfondibile per la colorazione nera del piumaggio su cui spicca la gola bianca (Hancock e Kushlan 1984, Lewington *et al.* 1992, del Hoyo *et al.* 1992, Harris *et al.* 1996, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Coste dell'Africa sub-sahariana e Asia sud-occidentale, dal Mar Rosso fino all'India. Le colonie riproduttive più vicine all'Europa sono quelle egiziane del Mar Rosso (*E. g. schistacea*) e quelle della Mauritania (*E. g. gularis*) (Hancock e Kushlan 1984).

Distribuzione ecologica

Occupi quasi esclusivamente i litorali marini, soggetti e non ad escursioni di marea ed aventi substrati variabili, da sabbia a formazioni rocciose coralligene; frequente nei mangrovi, ove di regola nidifica. Ha abitudini riproduttive coloniali (del Hoyo *et al.* 1992).

Status

Osservato occasionalmente in Italia a partire dagli anni '70, con frequenza progressivamente crescente e non soltanto in aree costiere. Elenchi

non aggiornati delle segnalazioni (Brichetti *et al.* 1992, Grussu 1993) comprendono circa 30 dati, riferiti a 10 regioni italiane; alcune segnalazioni più recenti sono citate da Baccetti *et al.* (1997). Le presenze note sembrano essere per lo più da riferire alla sottospecie *E. g. schistacea*. Tutte, in ogni caso, riguardano la varietà con piumaggio nero (*black morph*); è estremamente probabile che eventuali soggetti a piumaggio bianco sfuggano al rilevamento essendo confusi con la Garzetta. È noto almeno un caso di nidificazione in natura, all'interno di una garzaia toscana dell'entroterra (Brichetti *et al.* 1992).

La specie è stata inserita nell'avifauna italiana, essendo ritenuto possibile che almeno una parte dei soggetti osservati giunga in seguito a spostamenti naturali dall'areale di origine. Sono tuttavia noti anche recenti episodi di fughe massicce da giardini zoologici europei, che sono probabilmente responsabili dell'aumento delle segnalazioni in natura. Una situazione analoga a quella italiana è stata rilevata anche in altri paesi europei, Francia in particolare (cfr. Grussu 1993 per una discussione approfondita del problema dell'origine dei soggetti osservati).

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto; è ipotizzabile che questa specie possa ibridarsi facilmente con la Garzetta, con conseguenti problemi di inquinamento genetico.

IBIS SACRO

Threskiornis aethiopicus (Latham, 1790)

Sistematica

Ordine: *Ciconiiformes*

Famiglia: *Threskiornithidae*

Sottospecie: *T. ae. aethiopicus*, *T. ae. bernieri*, *T. ae. abboti*

Identificazione

TAV. III - Lunghezza 65-89 cm; apertura alare 112-124 cm. Inconfondibile per la colorazione bianca del corpo e delle ali contrastante con il nero della testa, del collo (entrambi glabri), delle zampe e della punta delle remiganti. Piume ornamentali nere sul groppone. Regione ascellare nuda, rosso sangue in periodo riproduttivo, altrimenti rosa-grigiastro, che si prolunga in una striscia lungo l'ala. Gli immaturi presentano testa e collo ricoperto da piume nere punteggiate di bianco e terziarie marrone-nerastre. Di dimensioni maggiori rispetto al Mignattaio *Plegadis falcinellus* e con becco più spesso (del Hoyo *et al.* 1992, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

T. ae. aethiopicus, un tempo abbondante in Egitto, dove oggi risulta estinto, è ampiamente distribuito in Africa sub-sahariana; inoltre è presente in Iraq sud-orientale. *T. ae. bernieri* e *T. ae. abboti* presentano un areale più circoscritto, essendo localizzati rispettivamente in Madagascar e sull'Isola di Aldabra (del Hoyo *et al.* 1992).

Distribuzione ecologica

Occupava una notevole varietà di ambienti tropicali e sub-tropicali. Lo si incontra principalmente in corrispondenza di ampie distese di fango lungo i margini delle zone umide d'acqua dolce dell'entroterra, ma frequenta anche aree caratterizzate dalla presenza di pascoli, campi coltivati, lagune costiere, zone di marea e isole distanti dalla costa. Non di rado viene segnalato in ambienti antropizzati, come aziende agricole, mattatoi e discariche di rifiuti alla periferia delle città. Talvolta si spinge lontano dall'acqua in particolare nelle aree recentemente percorse da incendio. In genere nidifica in colonie

su alberi, anche se in situazioni particolari protette da predatori terrestri può costruire i nidi al suolo (Cramp e Simmons 1977, del Hoyo *et al.* 1992).

Status

Diffusamente importato per giardini zoologici e collezioni di Uccelli acquatici. Localmente naturalizzato in Europa (Francia, 280 coppie in due aree nel 1994: Snow e Perrins 1998a); da alcuni anni nidifica anche in Italia all'interno di colonie di Ardeidi. Segnalazioni occasionali di individui sfuggiti alla cattività (Lazio, Veneto, Emilia-Romagna, Piemonte, Lombardia, Toscana) sono note a partire dal XIX secolo (Arrigoni degli Oddi 1929, Baccetti *et al.* 1997, Brichetti 1999, Arcamone e Brichetti 2000). Nel Parco delle Lame del Sesia (Vercelli) l'Ibis sacro nidifica dal 1989 (Brichetti *et al.* 1989); nel 1998 sono state individuate almeno 9 coppie che hanno portato all'involo 25 giovani e sono stati conteggiati fino a 48 individui diversi (cfr. Carpegna *et al.* 1999, anche per la situazione degli anni precedenti e per dati di fenologia e successo riproduttivo). La nidificazione si è regolarmente ripetuta anche nel 1999 (Re 1999), quando la specie è stata rilevata per la prima volta anche presso una garzaia del Veneziano (Panzarin com. pers., Zanetti 2000). Le ripetute nidificazioni in Piemonte e l'incremento numerico osservato farebbero pensare a un processo di naturalizzazione in atto (Bertolino 1999a). Non è chiaro se gli insediamenti italiani abbiano avuto origine dalla popolazione francese o da individui sfuggiti localmente. La comparsa accidentale di soggetti di origine naturale, rilevata in passato sul Mar Nero e sul Mar Caspio, appare oggi una possibilità molto remota, dal momento che le popolazioni più settentrionali (Egitto) si sono estinte (cfr. Snow e Perrins 1998a).

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto.

FENICOTTERO CILENO

Phoenicopterus chilensis Molina, 1782

Sistematica

Ordine: *Phoenicopteriformes*

Famiglia: *Phoenicopteridae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. IV - Lunghezza 105 cm; apertura alare 130-150 cm. Dimensioni leggermente inferiori rispetto al Fenicottero rosa *Phoenicopterus roseus*; l'adulto differisce da questa specie soprattutto per le zampe grigiastre con "ginocchia" e piedi rossi. Becco con estesa macchia nera contrastante con la parte prossimale molto chiara; copritrici alari di un rosso più acceso rispetto al congenere europeo, sulle quali spicca la regione carpale chiara (del Hoyo *et al.* 1992, Snow e Perrins 1998a). Gli ibridi *chilensis* x *roseus*, una volta adulti, sono riconoscibili per il colore delle zampe, rosa con "ginocchia" rosse, e per forma e colore del becco intermedi tra le due specie (Cezilly e Johnson 1992).

Geonemia

Dal Perù centrale a sud attraverso le Ande fino alla Terra del Fuoco; a est fino al Brasile meridionale (del Hoyo *et al.* 1992).

Distribuzione ecologica

Frequenta ampie distese costiere di fango, estuari, lagune e laghi salati dal livello del mare fino a 4.500 m. Tende ad evitare laghi con popolamenti ittici, mentre predilige quelli caratterizzati da elevate concentrazioni saline e periodicamente soggetti a disseccamento. Di norma si riproduce su isole di fango o ghiaia, ma anche su isole rocciose e ai margini di grandi iceberg coperti di sedimento (del Hoyo *et al.* 1992).

Status

Casi ripetuti di nidificazione allo stato selvatico sono stati osservati in Francia all'interno della colonia riproduttiva di Fenicottero rosa della Camargue (Cezilly e Johnson 1992) ed in Germania a Zwillbrocker Venn, una

riserva naturale nel nord della Westfalia prossima al confine olandese. Quest'ultimo nucleo riproduttivo, insediatosi oltre 1.000 km a nord dell'areale proprio della specie europea, è aumentato negli anni passando da 6 adulti nel 1983 ad almeno 36 nel 1994; la produttività locale non è considerata sufficiente a giustificare l'aumento osservato per la popolazione, per cui è probabile che negli anni essa abbia continuato ad attrarre nuovi soggetti sfuggiti alla cattività (Treep 1995 e 1998, Sangster 1997). Nella colonia della Camargue sono stati contati negli anni 1987-'92 fino a 8 adulti e sono nati pulcini almeno nel 1988 e 1991 (Cezilly e Johnson 1992).

Per l'Italia si hanno sporadiche segnalazioni di singoli individui, che tuttavia indicherebbero una parziale fedeltà al sito di svernamento: si tratta di osservazioni avvenute a distanza di tempo, ma in anni consecutivi e nella stessa località (Orbetello 1986-1990; cfr. riferimenti bibliografici in Baccetti *et al.* 1997). Di recente un soggetto è stato osservato nell'Oristanese (Piras com. pers.). Gli individui segnalati in Italia sono stati ritenuti semplicisticamente sfuggiti dalla cattività (Brichetti 1999); più probabilmente le osservazioni italiane sono riferibili a spostamenti migratori dei soggetti acclimatati in Camargue, effettuati al seguito degli stormi del congenere Fenicottero rosa. Per i soggetti originari della colonia tedesca sono noti spostamenti stagionali verso i Paesi Bassi e probabilmente verso la Danimarca (Christensen 1992, Treep 1995); i sette individui nati nel 1995 a Zwillbrocker Venn sono individualmente riconoscibili in natura, in quanto marcati con anelli rossi recanti una sigla numerica bianca preceduta dalla dicitura 'ZV'; anche in anni precedenti erano stati marcati pulcini con anelli di vario colore, mentre nel 1996 e 1997 non sono stati effettuati marcaggi in quanto non si sono registrate nascite (Treep 1995 e 1998, Johnson 1998).

Impatto sulla biodiversità

Non ben conosciuto. Qualora nuclei acclimatati di Fenicotteri cileni raggiungano elevate consistenze è possibile che essi entrino in competizione con diverse specie ornitiche autoctone o contribuiscano a danneggiare le colture di riso. La nidificazione di alcuni individui entro colonie di specie congeneri può portare a fenomeni di inquinamento genetico di popolazioni autoctone, dal momento che coppie miste di *P. roseus* e *P. chilensis*, o ibridi (fertili), sono stati segnalati ripetutamente in Francia e Spagna; l'entità di questo problema non appare tuttavia particolarmente allarmante (Cezilly e Johnson 1992, Sangster 1997).

CIGNO REALE

Cygnus olor (Gmelin, 1789)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: specie monotypica



Areale di nidificazione del Cigno reale in Italia (modificato da Meschini e Frugis 1993).



Popolazione svernante del Cigno reale in Italia nel quinquennio 1991-1995 (da Serra *et al.* 1997).

Identificazione

Lunghezza 125-160 cm; apertura alare 260 cm. Facilmente riconoscibile. Colorazione del piumaggio interamente bianca e becco arancione con protuberanza frontale nera; coda relativamente lunga e appuntita. In volo differisce dalle specie congeneri soprattutto per il caratteristico suono prodotto dal battito alare e per l'assenza di vocalizzazioni. Nel giovane il piumaggio screziato di bruno è più scuro rispetto alle altre specie di cigni europei, ma più chiaro rispetto al Cigno nero *Cygnus atratus*; la protuberanza sul becco è meno accentuata che nell'adulto, ma la base nera resta un carattere diagnostico importante (del Hoyo *et al.* 1992, Beaman e Madge 1998, Madge e Burn 1988, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Specie propria della Regione Palearctica, nidificante in Europa centrale, sulle Isole Britanniche, in Scandinavia meridionale, Danimarca, Russia, Asia Minore, Iran ed in modo discontinuo più a oriente, dal Turkestan alla Mongolia. Migratore a corto e medio raggio, è prevalentemente sedentario nelle parti più meridionali dell'areale, mentre le popolazioni nordiche tendono a svernare in alcune regioni dell'Europa sud-orientale e dell'Asia meridionale (Madge e Burn 1988).

Distribuzione ecologica

Il Cigno reale nidifica principalmente in fragmiteti ripariali, anche di ridotta estensione, situati in corrispondenza di bacini lacustri, zone costiere con acqua salmastra anche soggette a marea, nonché di canali e fiumi a corso lento. Frequenta pure aree antropizzate o artificiali e, nella stagione non riproduttiva, lagune aperte e tratti di mare (Madge e Burn 1988).

Status

Specie naturalizzata in Nord America, Sud Africa, Giappone, Australia e Nuova Zelanda (Lever 1987, Madge e Burn 1988).

Nel contesto europeo, a causa delle immissioni effettuate dall'uomo, il Cigno reale occupa attualmente un areale ben più ampio di quello storico; inoltre è diffusamente allevato in parchi e giardini.

In Italia è nidificante, svernante e migratore. I soggetti che si riproducono nel nostro Paese derivano da immissioni compiute sui laghi svizzeri prima del 1950 e da analoghi interventi effettuati in seguito anche internamente al territorio nazionale (Brichetti *et al.* 1992, Baccetti *et al.* 1997, Bertolino 1999a); la popolazione nidificante è pertanto da considerare di origine totalmente artificiale. Ad essa si aggiunge regolarmente in inverno, almeno lungo l'alto Adriatico, un numero apparentemente ristretto di soggetti provenienti dall'Europa centro-orientale, come attestato da segnalazioni di anelli o collari apposti in Lituania, Repubblica Ceca e Polonia (Serra *et al.* 1997); il recente recupero di un anello svizzero sul Lago di Garda (De Franceschi 1991) attesta il permanere di connessioni con una delle popolazioni artificiali che hanno originato lo *stock* nidificante. Soprattutto negli inverni freddi si assiste a periodiche invasioni nelle regioni meridionali italiane di soggetti che hanno abitudini più spiccatamente migratrici e che appartengono verosimilmente alle popolazioni di solito svernanti in Mar Nero e nei Balcani (Serra *et al.* 1997): un soggetto svernante in Puglia, marcato con collare, è stato segnalato nel corso della successiva migrazione primaverile in Bulgaria (Nankinov com. pers.).

La popolazione nidificante in Italia ha abitudini sedentarie e l'areale riproduttivo consolidato non scende a sud del Po. Si possono identificare tre aree principali di nidificazione: i laghi Maggiore e di Como (più altri bacini lacustri minori della Lombardia nord-occidentale), il Lago di Garda e le lagune costiere dell'alto Adriatico (Meschini e Frugis 1993). Per le regioni centro-meridionali ed insulari si hanno dati frammentari. Una coppia liberata in una zona umida toscana (Lago di Burano) si è riprodotta con successo dal 1994 in poi, originando una piccola popolazione che dal 1998 si è estesa anche alla non distante Riserva Naturale delle Saline di Tarquinia. Un'analoga situazione si è verificata ancor più di recente sul Lago di Alviano (Laurenti com. pers.). Un tentativo di nidificazione in Puglia (qualora il dato sia attendibile) non risulta dovuto ad immissioni, ma potrebbe essere attribuibile a svernanti debilitati rimasti in zona (Baccetti *et al.* 1997, Serra *et al.* 1997). Nidificazioni irregolari di soggetti immessi localmente avrebbero avuto luogo in Sardegna (Grussu 1996). Mancano stime aggiornate sulla consistenza della popolazione nidificante; si può tuttavia ritenere che questa specie abbia avuto un consistente incremento numerico, dato che attualmente si ritiene nidifichino 150-200 coppie nelle sole lagune di Venezia e Caorle (Bon *et al.* 2000) a fronte di una stima complessiva di meno di 50 coppie riferita all'intero territorio nazionale negli anni '80 (Brichetti *et al.* 1992). Le indagini svolte nella prima metà degli anni '90 permettono di stimare una popolazione svernante media di 1.058 individui presenti su 63 zone umide (Serra *et al.* 1997), comprensiva sia di migratori, sia (soprattutto?) di soggetti locali. La facile censibilità della specie fa ritenere che la situazione descritta rispecchi fedelmente quella reale, anche se le presenze invernali in Italia meridionale risultano probabilmente sottostimate.

Impatto sulla biodiversità

In confronto ai Mammiferi, relativamente poche specie naturalizzate di Uccelli erbivori hanno determinato un impatto significativo sui nuovi ambienti che vanno ad occupare; una di queste specie è il Cigno reale (Lever 1994). Negli Stati Uniti Cobb e Harlin (1980) hanno dimostrato, attraverso l'esclusione sperimentale della specie, che le abitudini alimentari del Cigno reale possono ridurre la densità di alcune piante acquatiche radicate, come ad esempio *Potamogeton*, e modificare la composizione delle fitocenosi. Il comportamento estremamente aggressivo, soprattutto dei maschi adulti, può avere impatto negativo anche su altre specie di avifauna acquatica.

CIGNO NERO

Cygnus atratus (Latham, 1790)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

Lunghezza 110-140 cm; apertura alare 160-200 cm. Adulto inconfondibile: becco rosso con barra trasversale bianca, zampe e piumaggio nero, alula, primarie e secondarie esterne bianche, in genere non visibili ad ali chiuse. Giovane più chiaro dell'adulto, tendente al grigio, con penne più chiare all'apice e becco più pallido; si riconosce dalle altre specie di cigni per essere più scuro e per avere toni di colore meno tendenti al marrone (Madge e Burn 1988, del Hoyo *et al.* 1992, Snow e Perrins 1998a).



Località di svernamento nel quinquennio 1991-1995 (cerchi vuoti; da Serra *et al.*, 1997) e di nidificazione (cerchi pieni).

Geonemia

Specie sedentaria o erratica, è originaria dell'Australia e della Tasmania (Madge e Burn 1988, del Hoyo *et al.* 1992).

Distribuzione ecologica

Il Cigno nero nidifica in corrispondenza di laghi, paludi e lagune, caratterizzati da acque relativamente poco profonde; al di fuori del periodo riproduttivo frequenta anche campi allagati, estuari e baie costiere. Specie altamente gregaria, nidifica in dense colonie formate da centinaia di coppie; in Australia forma enormi stormi che possono contare fino a 50.000 individui (Madge e Burn 1988, del Hoyo *et al.* 1992).

Status

Naturalizzato in Nuova Zelanda e sulle Isole Chatham (Lever 1987), in Europa il Cigno nero è stato importato a scopi ornamentali sin dalla fine del '700 ed è stato diffusamente liberato in ambienti semi-artificiali come parchi e giardini. La specie si è acclimatata in Inghilterra a partire dalla metà del XIX secolo, e dal 1902 ha nidificato in libertà sul Tamigi sia pure in modo irregolare (Lever 1987). Attualmente si riproduce saltuariamente nei Paesi Bassi e in Germania, mentre è presente in Slovenia con un nucleo apparentemente capace di auto-sostenersi (Cramp e Perrins 1994, Gebhardt 1996, Snow e Perrins 1998a). Avvistamenti occasionali sono stati effettuati in Corsica (Thibault e Bonaccorsi 1999).

In Italia esistono segnalazioni anche storiche di soggetti rinvenuti in natura (Arrigoni degli Oddi 1929) e notizie circa immissioni o detenzioni in semi-libertà, ma la presenza della specie risulta ancora localizzata. Iniziano tuttavia ad essere disponibili indicazioni di insediamento soprattutto per le regioni nord-orientali, in prossimità della costa adriatica. Sono noti dati di presenza relativi a diverse province (Treviso, Venezia, Padova, Ferrara, Ravenna, Firenze, Livorno, Oristano, Cagliari, Trapani); soprattutto dopo il 1980, gruppi di individui sono stati osservati anche per periodi prolungati (oltre 6-7 anni). Nelle zone umide costiere dell'alto Adriatico sono stati constatati inoltre movimenti locali dell'ordine della cinquantina di chilometri (Baccetti *et al.* 1997, Serra *et al.* 1997). Raramente, e in piccolo numero, la specie è stata contattata nel corso dei censimenti invernali degli Uccelli acquatici: il massimo numero di individui ($n=11$) è stato censito nel gennaio 1994 in corrispondenza di cinque zone umide dell'Adriatico, della Sardegna e della Toscana (Mocci Demartis e Murru 1995, Serra *et al.* 1997), sebbene recentemente (dicembre 1999) tale valore sia stato superato anche solo a livello delle zone umide ravennati (Serra, com. pers.). Sono noti casi di nidificazione presso Padova, fallito a causa del maltempo (Basso com. pers., Baccetti *et al.* 1997), in un parco cittadino di Bologna (Serra com. pers.) e all'Ortazzo (Ravenna), con successo almeno nel 1999 (Serra com. pers.).

Impatto sulla biodiversità

Sebbene nell'Europa continentale la specie non sia ancora da considerare naturalizzata, il caso della Nuova Zelanda deve essere considerato come esempio di quanto potrebbe accadere qualora la specie riuscisse ad insediarsi e a diffondersi. Qui infatti, in seguito ad una serie di immissioni iniziate intorno al 1864, si è assistito ad una rapida acclimatazione della specie e ad una vera e propria esplosione demografica, tanto che già nel 1906 erano presenti

migliaia di individui ampiamente distribuiti su laghi ed estuari; nel 1980 sono stati stimati 60.000 soggetti (Marchant e Higgins 1990).

Considerato l'elevato livello di gregarismo della specie, il problema principale che si può riscontrare in seguito alla naturalizzazione del Cigno nero è soprattutto la competizione con altri *taxa* di Anseriformi autoctoni (Lever 1994). L'osservazione di coppie miste con *Cygnus olor* lascia ipotizzare anche l'insorgenza di problemi di inquinamento genetico delle popolazioni di Cigno reale presenti in Europa (Snow e Perrins 1998a).

Come tutti gli Uccelli appartenenti all'ordine degli Anseriformi, rappresenta un ospite naturale, asintomatico, di influenza aviaria, importante infezione soggetta ad eradicazione a norma U.E. nel pollame domestico.

OCA INDIANA

Anser indicus (Latham, 1790)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. III - Lunghezza 71-76 cm. Adulto facilmente riconoscibile per il piumaggio grigio, più scuro sui fianchi e sul collo, e per il disegno del capo, caratterizzato dal bianco della testa che si prolunga in una linea lungo i lati del collo, in contrasto con la parte posteriore del collo e con due strisce nere sulla nuca. Becco e zampe gialle, tendenti all'arancione. Sessi simili; giovane con guancia e gola bianche che risaltano con il vertice, la nuca ed il collo grigio nerastri. In volo si riconosce per il grigio chiaro del corpo e delle copritrici dell'ala che contrasta con le remiganti scure; tale colorazione assomiglia solo a quella dell'Oca selvatica *Anser anser*, che tuttavia presenta toni marroni del piumaggio e manca del caratteristico contrasto tra il collo nerastro e la testa bianca (Madge e Burn 1988).

Geonemia

Specie migratrice, nidifica in corrispondenza dei laghi d'alta quota dell'Asia centrale, in un'area compresa tra la Mongolia, la Manciuria, il Tibet e l'Afganistan nord-orientale. I quartieri di svernamento sono ubicati principalmente nella parte centro-settentrionale del sub-continente indiano e si estendono dalla Birmania fino al Pakistan. Soggetti accidentali sono stati segnalati nella Russia europea e in Ungheria (Madge e Burn 1988, Cramp e Perrins 1994).

Distribuzione ecologica

L'Oca indiana nidifica in dense colonie, in aree aperte in corrispondenza di laghi d'alta quota, spesso anche salati, e di paludi, spingendosi fino a 5.000 metri di altitudine. Durante l'inverno la si incontra in laghi, paludi e fiumi di pianura (Madge e Burn 1988, del Hoyo 1992).

Status

Frequentemente detenuta in cattività, l'Oca indiana viene regolarmente osservata in Nord America ed in Europa a seguito di occasionali fughe. È considerata specie in fase di naturalizzazione in Europa centro-settentrionale; nuclei nidificanti sono stati segnalati in Cecoslovacchia, Germania, Olanda, Gran Bretagna e Norvegia (Jonsson 1992, Delany 1993, Vinicombe *et al.* 1993, Cramp e Perrins 1994, Snow e Perrins 1998a). Per l'Italia è nota qualche osservazione in natura e la ricattura di un soggetto inanellato in Germania (Baccetti *et al.* 1997).

Impatto sulla biodiversità

Come tutti gli Uccelli appartenenti all'ordine degli Anseriformi rappresenta un ospite naturale, asintomatico, di influenza aviaria, importante infezione soggetta ad eradicazione a norma U.E. nel pollame domestico.

OCA DEL CANADA

Branta canadensis (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: l'Oca del Canada è suddivisa in 10-12 sottospecie sulla base della distribuzione, delle dimensioni e della colorazione. La razza più piccola (*B. c. minima*) nidifica a latitudini molto elevate dell'Alaska occidentale; la sottospecie di maggiori dimensioni (*B. c. moffitti*) si riproduce nel Canada centrale e negli Stati Uniti centro-settentrionali; la sottospecie nominale, anch'essa di considerevoli dimensioni, è quella a distribuzione più orientale ed anche quella che più verosimilmente può raggiungere spontaneamente l'Europa. Le popolazioni introdotte in Europa, a parte alcuni individui riferibili a *B. c. minima*, sono tradizionalmente attribuite alla sottospecie nominale, ma per la grossa taglia si avvicinano maggiormente alle popolazioni di prateria (*B. c. moffitti*): per una discussione al riguardo, cfr. Palmer (1976) e Kirby (in Madsen *et al.* 1999). Due adulti recentemente catturati presso Ozzano dell'Emilia (Bologna) appaiono anch'essi riferibili a *B. c. moffitti*.

Identificazione

TAV. III - Lunghezza 55-110 cm; apertura alare 122-183 cm. Inconfondibile, anche se le diverse sottospecie variano molto per dimensioni, proporzioni e colorazioni. Piumaggio del corpo marrone, testa e collo neri, evidente macchia bianca su gola e guancia. Bruno del corpo con toni di colore variabili; petto dello stesso colore dei fianchi o quasi bianco. In volo si nota il bianco delle parti ventrali e delle copritrici superiori della coda. Giovane simile all'adulto (Madge e Burn 1988, del Hoyo *et al.* 1992, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Specie migratrice a distribuzione neartica, nidifica in Alaska, Canada e Stati Uniti settentrionali; l'areale di svernamento si spinge a sud fino a comprendere parte del Messico (Madge e Burn 1988).

Distribuzione ecologica

Nell'areale di origine, l'uso dell'habitat varia notevolmente a seconda della sottospecie e della stagione. In estate predilige acquitrini, praterie, boschi umidi, tundra e zone costiere; in inverno frequenta aree aperte di vario genere, spesso nutrendosi ai margini delle zone umide o dei boschi (Palmer 1976). In Europa nidifica di preferenza su isole all'interno di laghi, invasi artificiali, fiumi e paludi; in inverno si sposta di regola su terreni agricoli adiacenti a paludi costiere, cibandosi preferibilmente di germogli di cereali invernali e rape, nonché degli scarti che restano sui campi di barbabietola e patata (Madsen *et al.* 1999).

Status

Specie introdotta in Europa e in Nuova Zelanda, da tempo naturalizzata in Europa settentrionale e in fase di espansione, attualmente l'Oca del Canada è la specie di oca più abbondante nel mondo. Importata per la prima volta a scopo ornamentale in Gran Bretagna nel XVII secolo, la sua distribuzione è rimasta limitata fino alla metà del '900, quando, nel tentativo di ridurre locali danni all'agricoltura, cospicui contingenti di oche del Canada vennero traslocati in nuove località; tale intervento non solo si è rivelato inefficace ma ha anche contribuito a diffondere ulteriormente la specie. In Scandinavia le prime immissioni hanno avuto luogo più tardivamente, intorno al 1930 (Lever 1987, Madsen *et al.* 1999). Delany (1993) ha accertato la presenza in Gran Bretagna di circa 61.000 oche del Canada, una cifra che rappresenta più di tre volte il totale accertato nella precedente stima del 1976. Con l'attuale tasso di accrescimento si calcola che la popolazione britannica di Oca del Canada tra breve sarà raddoppiata. L'altra popolazione naturalizzata in Europa, svernante in Scandinavia e sul Mar Baltico, alla fine degli anni '80 ammontava a quasi 30.000 individui, mentre intorno al 1994 era prossima ai 50.000 (Madsen *et al.* 1999). Ad oggi, l'attuale areale riproduttivo europeo interessa anche diversi paesi dell'Europa centro-occidentale, spingendosi a sud fino alla Francia centrale e alla Baviera (Hagemeijer e Blair 1997).

In Italia esistono segnalazioni per le province di Cagliari, Gorizia, Pescara, Ravenna, Rovigo, Trieste, Treviso, Udine, Venezia, Verona; tra queste, è interessante il dato di un soggetto inanellato da giovane in Svezia il 17.7.1965 e abbattuto il 10.12.1970 in provincia di Pescara (archivio INFS). Negli anni '80 sono stati immessi sul Piave presso Noventa di Piave (Venezia) oltre trenta soggetti con ala intera, almeno 12 dei quali risultavano ancora presenti nel 1995. Tale nucleo si è riprodotto sporadicamente in natura, anche ibridandosi con oche domestiche; solitamente le uova hanno dovuto essere raccolte ed

incubate in maniera artificiale (Baccetti *et al.* 1997). Altre osservazioni realizzate in Veneto, anche di una certa consistenza, sono riportate da Stival (1999). Alcune coppie (formate da individui appartenenti ad almeno due sottospecie diverse) hanno vagato nei pressi di Ozzano Emilia (Bologna) negli anni 1993 e 1994; i soggetti erano in grado di volare ed hanno effettuato tentativi di riproduzione anche a distanza dall'allevamento di origine (Baccetti *et al.* 1997).

Impatto sulla biodiversità

Esistono numerose segnalazioni, sia invernali che estive, di gravi danni alle colture agricole (principalmente dovute alle abitudini alimentari e al calpestio delle plantule di mais), di inconvenienti causati dall'eccessivo accumulo di escrementi nell'ambiente, nonché di problemi per la sicurezza aerea (Wattola *et al.* 1996). Sembra inoltre che l'Oca del Canada possa danneggiare zone umide di notevole importanza conservazionistica provocando la distruzione della vegetazione ripariale con il conseguente impoverimento delle comunità animali. A questo proposito, è stato accertato che essa consuma i germogli ed i rizomi sommersi di *Phragmites*, al punto che alcuni Autori sostengono che il comportamento alimentare dell'Oca del Canada potrebbe spiegare l'attuale impoverimento dei canneti in alcune aree del Norfolk (Lever 1987, Gebhardt 1996, Madsen *et al.* 1999). In Europa settentrionale è stata di frequente osservata la competizione tra l'Oca del Canada e specie autoctone di oche e cigni (Madsen *et al.* 1999); sono noti inoltre casi di ibridazione con l'Oca selvatica *Anser anser* (Gebhardt 1996).

Come tutti gli Uccelli appartenenti all'ordine degli Anseriformi rappresenta un ospite naturale, asintomatico, di influenza aviaria, importante infezione soggetta ad eradicazione a norma U.E. nel pollame domestico.

OCA EGIZIANA

Alopochen aegyptiacus (Linnaeus, 1766)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. III - Lunghezza 63-73 cm; apertura alare 130-155 cm. Di forma simile ad una grossa Volpoca *Tadorna tadorna*, ma con lunghe zampe rosa e corpo color camoscio di tonalità variabile dal grigio al rossastro. Dorso, collare, macchia facciale e ventrale marrone scuro; parti ventrali più chiare. In volo le copritrici alari inferiori e superiori bianche contrastano con le remiganti nerastre. Sessi simili. Giovane privo delle macchie scure sul ventre e sulla faccia; nuca e vertice marrone. In tutti gli abiti si riconosce dalla Casarca *Tadorna ferruginea* soprattutto per il maggior contrasto tra le parti dorsali scure e quelle ventrali chiare e per il becco e le zampe rosate anziché nere (Madge e Burn 1988, del Hoyo *et al.* 1992, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Valle del Nilo e Africa sub-sahariana. Occasionalmente presente in inverno, almeno in passato, anche in Tunisia, Algeria settentrionale, Cipro, Palestina e Siria (Lever 1987, del Hoyo *et al.* 1992, Snow e Perrins 1998a). Evita le foreste dell'Africa occidentale, anche se può essere presente in corrispondenza dei principali corsi fluviali (Soothill e Whithead 1996).

Distribuzione ecologica

Predilige le zone umide interne, ma abita anche le praterie e le aree a pascolo, nonché gli altipiani dell'Etiopia fino a 4.000 m di quota (del Hoyo *et al.* 1992). La popolazione introdotta in Europa si è ben adattata a vivere in ambienti caratterizzati dalla presenza di zone umide d'acqua dolce gestite artificialmente, pascoli e coltivi (Snow e Perrins 1998a).

Status

La specie è attualmente naturalizzata nelle Isole Britanniche, nei Paesi

Bassi e in Belgio, con casi di nidificazione anche in Francia e Germania (Lever 1987, Hagemeyer e Blair 1997, Snow e Perrins 1998a).

Introdotta in Gran Bretagna fin dal XVII secolo, l'Oca egiziana si è progressivamente acclimatata formando nuclei in libertà che mostrano abitudini sedentarie. Un censimento eseguito nell'estate del 1991 rivelava la presenza di quasi 1.000 individui distribuiti in prevalenza nella regione del Norfolk (Delany 1993); la popolazione nidificante è stimata in 380-400 coppie (Hagemeyer e Blair 1997).

La naturalizzazione dell'Oca egiziana nei Paesi Bassi, e successivamente anche in Belgio, è invece più recente e si può ricondurre alla fuga, nel 1967, di otto individui che originarono la prima popolazione selvatica dell'Europa continentale. Tale popolazione già nel 1977 ammontava a 30-50 coppie, giunte nel 1994 a 1.300 nei Paesi Bassi e 50-100 in Belgio; nel periodo invernale non di rado sono stati avvistati gruppi costituiti fino da 200 individui (Lever 1987, Hagemeyer e Blair 1997, Snow e Perrins 1998a). Francia e Germania sono attualmente interessate dalla presenza di qualche coppia (Hagemeyer e Blair 1997, Snow e Perrins 1998a).

Per l'Italia, esistono una ventina di segnalazioni di presenze occasionali in Piemonte, Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Emilia-Romagna, Toscana, Umbria, Marche, Abruzzo, Molise, Sicilia (Baccetti *et al.* 1997, Bricchetti 1999); mancano indicazioni di un reale insediamento ed anche semplici casi di nidificazione in natura. La specie, malgrado sussistano possibilità non troppo remote di arrivi spontanei dall'Africa e dalle popolazioni naturalizzate europee, risulta ancora esclusa dall'avifauna italiana, in quanto le presenze notificate sono state sempre interpretate come fughe locali di individui mantenuti in cattività (Serra *et al.* 1997). Si suppone però che soprattutto in futuro, qualora la popolazione europea continui ad accrescersi, possa verificarsi anche una colonizzazione spontanea a partire dai nuclei naturalizzati all'estero. Uno stormo di 8-9 soggetti di origine ritenuta non locale, segnalato tra la Salina di Cervia (Ravenna) e il Parco di Levante di Cesenatico (Forlì) nel dicembre 1999 (Brina com. pers.), appare significativo in questo senso.

Impatto sulla biodiversità

Anche se in alcune regioni dell'Africa l'Oca egiziana ha provocato considerevoli danni all'agricoltura, in Inghilterra la popolazione presente è ancora troppo ridotta e dispersa per causare un impatto tangibile. L'Oca egiziana può in ogni caso essere estremamente aggressiva nei confronti di altre specie di Uccelli acquatici (Lever 1987).

Come tutti gli Uccelli appartenenti all'ordine degli Anseriformi rappresenta un ospite naturale, asintomatico, di influenza aviaria, importante infezione soggetta ad eradicazione a norma U.E. nel pollame domestico.

ANATRA SPOSA

Aix sponsa (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. V - Lunghezza 43-51 cm. Maschio adulto in abito riproduttivo inconfondibile soprattutto per la caratteristica colorazione della testa e del collo. Maschio in eclissi, femmina, giovane e pulcino simili a quelli dell'Anatra mandarina *Aix galericulata* (per il riconoscimento vedere le note riportate nella scheda relativa a quest'ultima specie).

Geonemia

Ampiamente distribuita in Nord America in due areali distinti che si affacciano rispettivamente sulla costa pacifica e su quella atlantica e che si estendono dal Canada meridionale fino al sud degli Stati Uniti. I quartieri di svernamento coincidono con le porzioni più meridionali dei territori di nidificazione, anche se piccoli contingenti possono spingersi a sud fino a raggiungere il Messico centrale. È possibile che qualche individuo erratico giunga in Europa occidentale, tuttavia la frequenza con cui questa specie viene detenuta per fini amatoriali impedisce di avere la certezza che i soggetti osservati in natura siano effettivamente di origine selvatica (Madge e Burn 1988).

Distribuzione ecologica

Specie tipicamente legata alla compresenza di acque dolci e di aree forestali, frequenta di preferenza laghi, paludi e fiumi a corso lento caratterizzati da rive alberate e boschive. Una buona copertura arborea risulta importante soprattutto in periodo riproduttivo, dato che i siti di nidificazione elettivi sono rappresentati dalle cavità degli alberi; in inverno può essere osservata anche in ambienti più aperti, come ad esempio le risaie, ma sempre in corrispondenza di zone umide d'acqua dolce (Madge e Burn 1988).

Status

Introdotta in Europa, è segnalata con piccolissimi nuclei nidificanti in Inghilterra ed in Germania (Hagemeijer e Blair 1997). Immissioni non coronate da successo sono avvenute in Nuova Zelanda e a Tahiti (Lever 1987). In Italia sono note osservazioni occasionali di individui in natura (Biondi *et al.* 1995, Baccetti *et al.* 1997) ed un tentativo fallito di introduzione intenzionale intrapreso nella seconda metà degli anni '70 in Val Campotto (Ferrara) (Brichetti *et al.* 1992).

Impatto sulla biodiversità

Come tutti gli Uccelli appartenenti all'ordine degli Anseriformi rappresenta un ospite naturale, asintomatico, di influenza aviaria, importante infezione soggetta ad eradicazione a norma U.E. nel pollame domestico.

ANATRA MANDARINA

Aix galericulata (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. V - Lunghezza 41-51 cm; apertura alare 70 cm. Maschio adulto in abito riproduttivo inconfondibile; in eclisse simile alla femmina. Femmina con colorazione leggermente più grigiastra dell'Anatra sposa *Aix sponsa*, con fini striature lungo i lati della testa e del collo; stretto anello bianco attorno all'occhio che si prolunga con una sottile linea verso la nuca. Ala bruno uniforme; dorsalmente si notano sulle secondarie un bordo bianco, alcune barre bianche ed un piccolo specchio blu metallico; inferiormente toni grigio scuri. In confronto l'Anatra sposa ha lo specchio blu più esteso ed è priva delle barre bianche; l'ala, vista da sotto, presenta un maggiore contrasto tra parti chiare e scure. Giovane simile alla femmina, ma con disegni facciali meno distinti e con le parti inferiori più striate. I pulcini assomigliano a quelli dell'Anatra sposa, ma hanno colorazione tendente al giallo-oro anziché al grigio-argento (Shurtleff e Savage 1996, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Distribuita nell'estremo oriente sovietico (Ussuri), Cina nord-orientale e Giappone settentrionale. Ha abitudini migratrici; sverna soprattutto in Cina e Giappone meridionale, spingendosi occasionalmente fino in Thailandia, in Vietnam e a Formosa (del Hoyo *et al.* 1992).

Distribuzione ecologica

Frequenta stagni, laghi, fiumi, paludi e acquitrini circondati da dense foreste decidue. Ha una preferenza per le piccole isole e i corpi d'acqua con abbondante vegetazione emergente; nidifica entro cavità degli alberi (del Hoyo *et al.* 1992, Shurtleff e Savage 1996, Snow e Perrins 1998a).

Status

In Nord America l'Anatra mandarina è stata introdotta nel 1977 in diverse zone umide della California e si è rapidamente acclimatata formando una popolazione che nel 1987 ammontava a 550 individui. Tale popolazione però non può essere considerata del tutto naturalizzata poiché durante l'intero corso dell'anno vengono regolarmente condotti interventi di foraggiamento artificiale, alterando in questo modo i normali modelli comportamentali della specie e contribuendo a mantenere densità anormalmente elevate (Lever 1987, Shurtleff e Savage 1996).

In Europa venne importata per la prima volta in Inghilterra già prima del 1745; la popolazione attualmente presente nel Paese si è formata però nell'ultimo secolo, sia a seguito di immissioni intenzionali, sia per la fuga di soggetti inizialmente mantenuti in parchi e giardini (Lever 1987). Mentre nell'areale originario l'Anatra mandarina è in rapido declino a causa della distruzione degli habitat e dell'eccessiva pressione venatoria, la popolazione naturalizzata in Gran Bretagna sta mostrando una marcata tendenza all'accrescimento ed il totale delle coppie presenti nel 1988 (pari a 3.500) è tale da rivestire – paradossalmente – una certa importanza per la conservazione della specie in quanto equivalente alle dimensioni dell'intera popolazione svernante in Giappone (Hagemeijer e Blair 1997). Anche in altri paesi europei (Francia, Belgio, Paesi Bassi, Germania, Danimarca, Austria e Svizzera) sono presenti piccole popolazioni acclimate o naturalizzate, nessuna delle quali superiore alle 100 coppie (Snow e Perrins 1998a).

Anche se la specie risulta inclusa nell'avifauna italiana, in realtà non esistono prove concrete né di naturalizzazione locale, né dell'arrivo spontaneo di soggetti appartenenti a popolazioni naturalizzate altrove; al contrario sono da considerare sempre altamente probabili le fughe recenti dalla cattività (Serra *et al.* 1997). Solo la consistenza di alcuni stormi contattati in Piemonte e, in particolare, in Liguria deporrebbe a favore di un'origine non locale di una parte dei soggetti osservati, considerata anche la mobilità dimostrata dalla popolazione inglese (Brichetti *et al.* 1992). Le segnalazioni italiane conosciute riguardano nove diverse regioni; le presenze invernali rilevate nel corso dei censimenti annuali degli Uccelli acquatici sono state, nei primi anni '90, decisamente irrilevanti (Serra *et al.* 1997).

Impatto sulla biodiversità

Come tutti gli Uccelli appartenenti all'ordine degli Anseriformi rappresenta un ospite naturale, asintomatico, di influenza aviaria, importante infezione soggetta ad eradicazione a norma U.E. nel pollame domestico.

GOBBO DELLA GIAMAICA

Oxyura jamaicensis (Gmelin, 1789)

Sistematica

Ordine: *Anseriformes*

Famiglia: *Anatidae*

Sottospecie: *O. j. jamaicensis*, *O. j. andina*, *O. j. ferruginea*

Identificazione

TAV. VI - Lunghezza 35-43 cm; apertura alare 53-62 cm. Possibile confusione con il Gobbo rugginoso *Oxyura leucocephala*, da cui si distingue in ogni livrea per la base del becco meno rigonfia. Maschio adulto con nero sulla parte posteriore del collo e sul vertice del capo che si estende fino all'occhio e alla base del becco; colorazione rossiccia e sottocoda bianco. Femmine e giovani

simili a *O. leucocephala* ma generalmente di dimensioni inferiori, con testa meno massiccia, fronte più alta e profilo del dorso meno arrotondato. Parti superiori nel complesso più scure; striscia sotto l'occhio meno spessa e meno curva, tendente al grigio. Piumaggio ventrale e fianchi grigio-argento con barratura marrone; sottocoda bianco. Il pulcino si riconosce per la colorazione più chiara e per il becco privo della base rigonfia, in genere con la mandibola inferiore tendente al rosa-giallastro anziché al nero (Madge e Burn 1988, del Hoyo *et al.* 1992, Gantlett 1993, Urdiales e Pereira 1993, Johnsgard e Carbonell 1996, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a). Riconoscimento degli ibridi particolarmente complesso, anche a causa della variabilità di piumaggio nel maschio giovane di *O. leucocephala*. In generale maschi in abito che, pur assomigliando a *O. leucocephala*, presentino profilo del becco concavo o base del becco non rigonfia, parti superiori nocciola-rossastro uniforme, parti inferiori grigio-argento o sottocoda bianco devono essere considerati ibridi con *O. jamaicensis*. Analogamente vanno considerati femmine, giovani o maschi in piumaggio



Località di avvistamento del Gobbo della Giamaica in Italia.

non riproduttivo (da giugno ad ottobre), qualora mostrino un aspetto più grigio e fianchi molto chiari (Gantlett 1993, Urdiales e Pereira 1993).

Geonemia

Specie originaria delle regioni neartica e neotropica, dal Canada sud-occidentale attraverso il Centro America, le Antille ed il Sud America occidentale, fino alla Terra del Fuoco. La sottospecie naturalizzata sulle Isole Britanniche (*O. j. jamaicensis*), all'interno del suo areale originario, nidifica diffusamente in Nord America e sverna a sud fino in California, Messico, Florida e Carolina; è residente anche nelle Indie Occidentali (del Hoyo *et al.* 1992, Beaman e Madge 1998).

Distribuzione ecologica

Durante la stagione riproduttiva predilige le paludi e gli acquitrini d'acqua dolce, mentre durante la migrazione sfrutta maggiormente zone umide più estese, anche salmastre, con acqua poco profonda e con abbondante vegetazione acquatica. Sverna in lagune costiere e baie, ma è comune anche nelle zone umide dell'entroterra purché la superficie resti priva di ghiaccio (del Hoyo *et al.* 1992, Beaman e Madge 1998).

Status

Il Gobbo della Giamaica è stato introdotto accidentalmente in Europa a partire da nuclei mantenuti in cattività, principalmente in Gran Bretagna; l'attuale popolazione britannica si ritiene derivi da tre sole coppie importate dagli USA dopo la seconda guerra mondiale (Hughes *et al.* 2000). Probabilmente si sono verificate fughe dalla cattività anche in altri paesi europei fra i quali Belgio e Paesi Bassi, ma la progressiva colonizzazione dell'Europa appare imputabile in larga misura allo *stock* inglese. In Gran Bretagna i primi individui sfuggirono nel 1953, mentre la prima nidificazione in natura è stata rilevata nel 1960; nel 1991 sono state stimate circa 570 coppie e circa 20 in Irlanda, passate a 900 complessive nel 1994; nidificazioni più o meno regolari sono avvenute di recente anche in Islanda, Francia, Belgio, Paesi Bassi, Germania, Spagna e Portogallo (Snow e Perrins 1998a, Hughes *et al.* 2000). La presenza di ibridi con il Gobbo rugginoso è stata riscontrata in Spagna, Portogallo, Francia e Marocco (Hughes *et al.* 2000), probabilmente già a partire dagli anni 1987-88 (Urdiales e Pereira 1993). Sebbene in Italia non sia ancora stata documentata la nidificazione del Gobbo della Giamaica, non si può escludere che essa sia sfuggita al rilevamento o possa avvenire in un prossimo futuro. Per il momento sono state segnalate solo presenze di singoli

individui, a partire dalla fine degli anni '80, in Lazio e Sardegna (Brichetti *et al.* 1992, Serra *et al.* 1997), nonché recentemente in Campania (Cavaliere com. pers.) e Veneto (Sighele com. pers.).

Impatto sulla biodiversità

Il problema dell'ibridazione del Gobbo della Giamaica con il Gobbo rugginoso rappresenta una delle principali minacce per la sopravvivenza a lungo termine di quest'ultima specie il cui *status* globale di conservazione appare già fortemente precario (Green e Hughes 1996, Hughes 1996, Hughes *et al.* 2000). Vista la rilevanza di tali problematiche e l'urgenza di un intervento immediato, il Comitato Permanente per la Convenzione di Berna ha approvato una Raccomandazione (n. 61, del 5 dicembre 1997, che richiede agli Stati firmatari di sviluppare ed applicare senza ulteriori ritardi programmi nazionali di controllo del Gobbo della Giamaica finalizzati all'eradicazione della specie da tutti i paesi del Paleartico occidentale. Finora solo la Spagna ha provveduto ad effettuare con il necessario impegno misure di controllo numerico sul Gobbo della Giamaica, ma interventi analoghi hanno avuto inizio anche in Francia, Portogallo, Marocco e Inghilterra. Al fine di arrestare la diffusione del Gobbo della Giamaica è ormai necessario che tutti i paesi d'Europa agiscano in modo coordinato fra loro; qualora i necessari provvedimenti non vengano adottati al più presto, il Gobbo della Giamaica finirà inesorabilmente per colonizzare moltissime delle zone umide presenti in Europa ed il destino del Gobbo rugginoso, a partire dalla porzione occidentale del continente europeo, sarà segnato.

Come tutti gli Uccelli appartenenti all'ordine degli Anseriformi rappresenta un ospite naturale, asintomatico, di influenza aviaria importante infezione soggetta ad eradicazione a norma U.E. nel pollame domestico.

COLINO DELLA CALIFORNIA

Callipepla californica (Shaw, 1798)

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Odontophoridae*

Sottospecie: sono note in totale 8 sottospecie. La popolazione introdotta in Europa (Corsica) deriva probabilmente dal rilascio di soggetti appartenenti a più sottospecie diverse (Thibault e Bonaccorsi 1999).

Identificazione

TAV. VII - Lunghezza 22-28 cm; apertura alare 38-43 cm. Simile ad una piccola pernice a dorso marrone con fianchi castani barrati di bianco e ventre giallo-camoscio su cui spicca l'orlatura scura delle penne; in entrambi i sessi si nota una piuma sul capo rivolta in avanti. Coda grigia visibile anche in volo, becco nero e zampe grigie. Maschio con petto grigio, gola nera bordata di bianco, fronte gialla e vertice mattone. Femmina con capo, gola e petto grigio-bluastrò uniforme. Giovane simile alla femmina, con colori più sbiaditi sulle parti ventrali e sui fianchi; sul dorso si nota il bordo più chiaro delle penne (del Hoyo *et al.* 1994, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Specie neartica distribuita negli Stati Uniti occidentali, dallo Stato di Washington alla Baia di California (del Hoyo *et al.* 1994).

Distribuzione ecologica

Originario di regioni caldo-aride, occupa ambienti molto diversi che vanno dai margini di foresta ai terreni steppici e desertici (del Hoyo *et al.* 1994). In Corsica è presente soprattutto al di sotto dei 200 m di quota, in ambienti di macchia, bosco rado e coltivi; la sua presenza probabilmente è favorita dagli incendi della macchia mediterranea (Thibault e Bonaccorsi 1999).

Status

Introdotta in Cile, Argentina, Nuova Zelanda, Isola del Re (Australia) e Hawaii (Lever 1987, del Hoyo *et al.* 1994). In Italia tra la fine degli anni

'20 ed i primi anni '50 del XX secolo furono effettuati, con risultati negativi, alcuni tentativi di acclimatazione a scopo venatorio almeno in Piemonte, Lazio, Umbria e Sicilia, compresa l'Isola di Marettimo (Baccetti *et al.* 1997); l'insuccesso delle introduzioni è stato in genere imputato alla scarsa resistenza della specie in periodi di clima umido (Ghigi 1958). Non si conoscono casi di riproduzione in natura avvenuti in Italia (*contra* Cramp e Perrins 1994). Ripetute immissioni avvenute tra il 1960 e il 1970 hanno invece portato alla naturalizzazione della specie in Corsica, dove nell'ultimo decennio risulta diffusa soprattutto nella piana di Aleria, con una consistenza stimata tra le 100 e le 300 coppie (Snow e Perrins 1998a); su quest'isola attualmente si sono osservati anche segnali di una leggera tendenza all'espansione (Dubray e Roux 1989, Thibault e Bonaccorsi 1999). La situazione còrsa lascia supporre che il fallimento degli interventi sperimentati in Italia non sia dovuto a cause climatiche o ambientali e che la specie sia tra quelle a maggiori probabilità di insediamento qualora vengano effettuate nuove immissioni.

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto.

COLINO DELLA VIRGINIA

Colinus virginianus (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Odontophoridae*

Sottospecie: sono note in totale circa 20 sottospecie; i soggetti attualmente presenti in Italia apparterrebbero a quella nominale (Brichetti *et al.* 1992), malgrado almeno le prime immissioni siano state effettuate con esemplari provenienti dall'areale proprio di altre razze.

Identificazione

TAV. VII - Lunghezza 20-26 cm; apertura alare 33-40 cm. Considerevolmente più piccolo di una pernice, con coda corta, grigiastra, visibile soprattutto in volo.

Maschi delle sottospecie *C. v. virginianus* e *C. v. floridanus* inconfondibili per gola e sopracciglio bianchi che contrastano con il disegno nero e marrone-nocciola del capo e del petto. Parti inferiori screziate di bianco, nero e marrone, con tendenza a formare una barratura. Femmina con colorazione simile al maschio ma meno contrastata, con camoscio e marrone al posto del bianco e del nero; giovane ancora più sbiadito, con parti inferiori solo debolmente barrate (del Hoyo *et al.* 1994, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).



Areale di nidificazione del Colino della Virginia in Italia (da Meschini e Frugis 1993).

Geonemia

Specie neartica ampiamente diffusa negli Stati Uniti centro e sud-orientali e nel Messico orientale, a sud fino al Guatemala (del Hoyo *et al.* 1994).

Distribuzione ecologica

Nell'areale originario frequenta una grande varietà di ambienti: pinete,

margini di foreste, boscaglie, incolti e coltivi (del Hoyo *et al.* 1994). In Italia occupa soprattutto aree planiziali e collinari con buona copertura erbaceo-arbustiva o caratterizzate dalla presenza di bosco rado, frutteti e pioppeti; osservato anche in ambienti di brughiera (Brichetti *et al.* 1992, Meschini e Frugis 1993).

Status

Introdotta nelle Indie Occidentali, Nuova Zelanda, Isole Britanniche, Francia e Germania (Lever 1987).

Le prime immissioni in Italia, conseguenti ad un'importazione dal Messico di 40 individui, furono effettuate in Toscana nel 1927-'28 per scopi venatori, ma non ebbero esito positivo. Nel dopoguerra interventi analoghi hanno avuto luogo in maniera più intensa, non solo in Toscana (Isola d'Elba inclusa), ma in quasi tutte le regioni italiane, comprese Sicilia e Sardegna (per quest'ultima regione, cfr. Grussu 1996). Le ultime immissioni certe risalgono al 1984 in provincia di Alessandria, benché sia in quest'area sia nel Torinese la pratica pare non essere stata ancora del tutto dismessa; anche in Sicilia sono stati effettuati rilasci fino ad anni recenti (Brichetti *et al.* 1992, Baccetti *et al.* 1997).

Oggi il Colino della Virginia risulta naturalizzato in Italia ed è presente in Piemonte e Lombardia con discrete popolazioni e un areale abbastanza continuo nella valle del Ticino e nelle baragge biellesi (Novara), mentre nuclei più limitati si segnalano anche nelle zone pianeggianti e pedecollinari dell'Astigiano e dell'Alessandrino. La specie è presente forse anche in Sicilia sull'Isola di Mozia (Trapani). L'esistenza di una popolazione in Istria suggerisce possibili future presenze anche nel Friuli-Venezia Giulia orientale, dove alcune immissioni effettuate negli anni '70 non hanno portato alla creazione di nuclei stabili (Brichetti *et al.* 1992, Meschini e Frugis 1993, Baccetti *et al.* 1997, Bertolino 1999a,).

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto.

COTURNICE ORIENTALE

Alectoris chukar (Gray, 1830)

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Fasianidae*

Sottospecie: sono note in totale 15 sottospecie; *A. c. cypriotes* (isole dell'Egeo) e *A. c. kleini* (Tracia, Bulgaria) sono le uniche autoctone in Europa, mentre la sottospecie nominale è propria di Afghanistan e Nepal (del Hoyo *et al.* 1994, Handrinos e Akriotis 1997). Non è nota l'appartenenza sottospecifica dei soggetti naturalizzati in Italia.

Identificazione

TAV. VII - Lunghezza 32-39 cm; apertura alare 47-52 cm. Molto simile alla Coturnice *Alectoris graeca*, se ne distingue facilmente per il canto che ricorda il verso di una gallina. Difficile osservare i caratteri distintivi del piumaggio in soggetti in natura. La banda nera anteriormente all'occhio è più stretta e non raggiunge la base della mandibola superiore, mentre dietro l'occhio è interrotta da una macchia bruno rossastra; il sopracciglio bianco è più ampio; il collare, meno marcato, forma una "V" più appuntita; la gola tende al crema o al camoscio; le penne dei fianchi hanno meno barrature, più ampie e più spaziate, e quelle posteriori appaiono spezzate. Talora parti superiori e petto tendono al marrone. Gli ibridi con la Coturnice e con la Pernice rossa *Alectoris rufa* presentano caratteristiche intermedie tra le specie (del Hoyo *et al.* 1994, Harris *et al.* 1996, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

L'areale originario della specie si estende dalla Grecia orientale e dalla Bulgaria attraverso l'Asia Minore, l'Arabia, l'Iran e l'India nord-occidentale, fino a raggiungere la Mongolia occidentale e la Manciuria meridionale (Cina) (del Hoyo *et al.* 1994).

Distribuzione ecologica

Presente in zone aride e semi-aride dal livello del mare fino a 4.500 m di quota (2.000 m in Europa: Creta). Occupa soprattutto pendii rocciosi ter-

moxerofili, ma anche boscaglie, steppe, pascoli, praterie, vigneti e altre aree agricole (del Hoyo *et al.* 1994, Hagemeyer e Blair 1997, Handrinos e Akriotis 1997). In Italia si è insediata in ambienti rocciosi coperti da con gariga e macchia mediterranea, ai margini di pinete ed anche in coltivi semi-abbandonati.

Status

È stata introdotta sulle Isole Britanniche, in Oman, negli Emirati Arabi Uniti, in Sud Africa, sull'Isola di Sant'Elena, negli Stati Uniti, in Messico, in Canada, nelle Indie Occidentali, sulle Hawaii e in Nuova Zelanda (Lever 1987); piccoli nuclei alloctoni sono noti anche per la Francia (Hagemeyer e Blair 1997). In Grecia i nuclei insulari autoctoni sono in allarmante declino; peraltro, in questo Paese 60-70.000 individui di varia origine e sottospecie vengono immessi ogni anno a scopo venatorio, anche in aree esterne all'areale originario (Handrinos e Akriotis 1997).

In Italia, a parte alcuni dati incerti su immissioni che sarebbero state condotte in Lombardia e Liguria già nell'Ottocento (Giglioli 1907), il primo tentativo accertato di acclimatazione venne effettuato all'inizio degli anni '30 sulle isole di Salina e Vulcano (Messina); gli esemplari immessi, tuttavia, non sopravvissero a lungo a causa del comportamento confidente. A seguito di questo insuccesso, il rilascio di consistenti quantitativi di Coturnici orientali fu temporaneamente sospeso e riprese solo a partire dagli anni '50 (Baccetti *et al.* 1997). Le immissioni vennero effettuate per fini venatori, utilizzando sia soggetti puri sia ibridi con *A. rufa* e *A. graeca* e interessarono soprattutto le aree alpine e appenniniche del Paese, anche se non mancarono rilasci su isole, a Montecristo (1955-'70), Giannutri (1970-'80) e Giglio (1970-'90?) (Brichetti *et al.* 1992, Baccetti *et al.* 1997). Malgrado regolari casi di nidificazione riscontrati in natura, tali immissioni nella maggior parte dei casi non portarono alla formazione di popolazioni naturalizzate, verosimilmente a causa dell'eccessiva confidenza con l'uomo dei soggetti rilasciati e dell'elevata pressione venatoria (Baccetti *et al.* 1997). Solo a Montecristo e al Giglio la Coturnice orientale è riuscita ad insediarsi stabilmente; la popolazione di Montecristo, oggi comprendente certamente diverse decine di maschi cantori e non interessata da immissioni negli ultimi trent'anni, dimostra che in zone protette da qualsiasi interferenza antropica (l'isola è riserva naturale dal 1971) la specie si adatta perfettamente a situazioni ambientali non rare nell'Italia centro-meridionale. Il valore conservazionistico che potrebbero teoricamente rivestire i nuclei introdotti sulle isole italiane, a fronte del declino degli *stock* autoctoni di *A. c. cypristes* della Grecia, è purtroppo annullato dall'origine incerta dei fondatori delle popolazioni.

Impatto sulla biodiversità

La Coturnice orientale può creare problemi di inquinamento genetico per le popolazioni autoctone di Pernice rossa e Coturnice (Lucchini *et al.* 1999, Lucchini e Randi 1999). Per le due popolazioni di Coturnice orientale attualmente naturalizzate in Italia il rischio di ibridazione con altre pernici è inesistente a causa della diffusione limitata ad isole dove attualmente non sono presenti specie congeneri e dell'incapacità di questi uccelli di attraversare a volo ampi tratti di mare. Peraltro, il rischio di nuove immissioni di soggetti spacciati per coturnici, in altre aree del territorio nazionale, è tuttora concreto, come testimoniano soggetti appena lanciati osservati nella pianura bolognese nella primavera del 2000.

PERNICE SARDA

Alectoris barbara (Bonnaterre, 1792)

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Phasianidae*

Sottospecie: *A. b. barbara*, *A. b. spatzi*, *A. b. koenigi*, *A. b. barbata*; in Sardegna è presente la sottospecie nominale (Cramp e Simmons 1980).

Identificazione

Lunghezza 32-34 cm; apertura alare 46-49 cm. Simile alle specie congeneri presenti in Europa, se ne distingue facilmente per la diversa colorazione della testa e della gola, caratterizzata da un netto contrasto tra il marrone scuro del vertice e del collare ed il grigio chiaro del sopracciglio, delle guance e della gola. Barratura dei fianchi meno evidente rispetto alle altre specie del genere *Alectoris* e colorazione del corpo tendente maggiormente al rosa e al giallo-sabbia. La sottospecie *A. b. barbata* si riconosce da quella nominale per il vertice ed il collare più chiaro, tendente al camoscio, il grigio-bluastro delle guance, la barratura dei fianchi più marcata e le parti superiori più rossastre. Maschio leggermente più grande della femmina; giovane con piumaggio uniforme, privo della barratura sui fianchi e della tipica colorazione del capo (Cramp e Simmons 1980, Beaman e Madge 1998).



Areale di nidificazione della Pernice sarda in Italia (da Meschini e Frugis 1993).

Geonemia

La distribuzione naturale della Pernice sarda si estende dalle coste atlantiche del Marocco meridionale fino all'Egitto nord-occidentale; presente anche alle Canarie ed in Sardegna, con popolazioni probabilmente non autoctone (Snow e Perrins 1998a).

Distribuzione ecologica

Specie adattabile, occupa ambienti desertici e sub-desertici, dune costiere, garighe, zone cespugliate, aree boschive aperte e zone coltivate, spingendosi dal livello del mare fino a 3.300 metri di quota (Cramp e Simmons 1980). In Sardegna frequenta di preferenza ambienti collinari caratterizzati dalla presenza di macchia mediterranea e di gariga, spesso in prossimità di campi coltivati (Brichetti *et al* 1992). Abita anche ambienti prevalentemente rocciosi, sia in corrispondenza dei principali massicci montuosi, sia su alcune piccole isole circum-sarde (per es. Tavolara almeno fino al 1993: Baccetti dati inediti).

Status

Le popolazioni attualmente presenti a Gibilterra, alle Canarie ed in Sardegna sono forse da considerarsi di origine artificiale; immissioni non coronate da successo sono state tentate in Inghilterra, in Francia, a Madeira, negli USA, in Australia ed in Nuova Zelanda (Lever 1987, del Hoyo *et al.* 1994). Sulle Isole Hawaii tra la fine degli anni '50 e i primi anni '60 sono state liberate diverse centinaia di individui e forse alcuni sopravvivono ancora (Lever 1987).

La presenza della specie in Sardegna è da tempo oggetto di interpretazioni controverse, tra cui l'immigrazione miocenica dall'Africa e l'immissione artificiale in epoca romana (Baccetti 1964, Spanò 1975); recenti indagini di carattere genetico hanno evidenziato tra ceppo sardo e ceppo nord-africano differenze molto modeste (Randi 1996), incompatibili con una separazione risalente al tardo Miocene. La popolazione sarda appare tuttora ben diffusa, anche se in declino soprattutto a causa della caccia e del bracconaggio e, in minor misura, per l'uso dei pesticidi e per gli incendi (Brichetti *et al.* 1992, Hagemeyer e Blair 1997). Osservazioni avvenute già a partire dal XIX secolo in Toscana, Liguria, Lombardia, Emilia e Calabria sono state imputate alla fuga di individui detenuti in cattività o a immissioni per fini venatori (Brichetti *et al.* 1992); quest'ultima ipotesi trova conferma in Ghigi (1958).

Impatto sulla biodiversità

La popolazione presente in Sardegna appare ben inserita nel contesto ambientale dell'isola; tale circostanza, unita al pur tenue margine di incertezza circa l'introduzione artificiale della specie ed in ogni caso al suo valore storico-culturale, induce a considerare questa unità tassonomica meritevole di essere tutelata al pari di una forma autoctona. L'immissione della Pernice sarda in altre realtà regionali italiane potrebbe determinare problemi per la conservazione delle specie autoctone congeneri, sia legati all'instaurarsi di rapporti di competizione (cfr. Spanò 1975), sia per il rischio di ibridazioni.

FRANCOLINO

Francolinus francolinus (Linnaeus, 1766)

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Phasianidae*

Sottospecie: sono ritenute valide almeno 6 sottospecie, tra le quali *F. f. francolinus* è quella indigena nel Mediterraneo orientale e *F. f. asiae* quella artificialmente immessa in Toscana da qualche decennio; poco chiara l'appartenenza sottospecifica dell'estinta popolazione siciliana (Brichetti *et al.* 1992).

Identificazione

Lunghezza 33-36 cm; apertura alare 50-55 cm. Maschio inconfondibile per le parti inferiori nere con punteggiatura bianca sui fianchi e macchia bianca auricolare; ampio collare rosso-mattone. Femmina marrone con evidente screziatura scura e nuca nocciola-rossastra. Giovane più sbiadito della femmina; parti inferiori più chiare e barratura meno evidente. Canto facilmente riconoscibile (del Hoyo *et al.* 1994, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Specie diffusa dal Mediterraneo orientale attraverso gran parte dell'Asia centro-meridionale, fino all'Assam. L'areale era in passato più ampio a livello del Mediterraneo, probabilmente anche per effetto dell'immissione di popolazioni in seguito estinte (Brichetti *et al.* 1992, del Hoyo *et al.* 1994).

Distribuzione ecologica

Occupi tipicamente aree con vegetazione a mosaico e strato arbustivo ben sviluppato, spesso in vicinanza di corsi d'acqua; presente anche in coltivi, mentre evita di regola ampie zone aperte. Nell'area mediterranea frequenta soprattutto ambienti di macchia e zone umide con tamerici e giunchi (Brichetti *et al.* 1992).

Status

Presente nel Medio Evo attraverso gran parte del Mediterraneo, a ovest fino alla Spagna, anche in seguito ad accertate immissioni artificiali; la stessa

popolazione siciliana, estintasi intorno al 1870 dalla zona di Caltagirone, Gela e Licata e prima ancora dal resto dell'isola, potrebbe essere stata localmente introdotta in epoca romana o all'inizio del Medio Evo. La popolazione siciliana fu certamente all'origine di immissioni effettuate anche nel resto d'Italia in epoca tardo-medioevale, dalle quali scaturirono nuclei perdurati fino almeno a tutto il Settecento in Toscana. In quest'ultima regione furono effettuate nuove introduzioni intorno al 1930 e al 1960, utilizzando esemplari di provenienza asiatica. Dovrebbe essere tuttora esistente una singola popolazione naturalizzata presso Miemo, nell'entroterra pisano (Brichetti *et al.* 1992). La specie è stata introdotta anche in zone ben distanti dall'areale di origine e dal Mediterraneo: negli USA, a Guam e alle Hawaii (Lever 1987).

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto. In merito ad eventuali prospettive di nuove immissioni sul territorio nazionale, si rimanda al commento sulla conservazione della specie formulato da Brichetti *et al.* (1992).

FRANCOLINO DI ERCKEL

Fringilla erckelii (Rüppel, 1835)

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Phasianidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. VII - Lunghezza 39-43 cm. Caratteristico per le grandi dimensioni (simili a quelle della femmina di Fagiano comune *Phasianus colchicus*), per il vertice nocciola e per la striatura del piumaggio bruno-oliva. Becco, fronte e striscia sopra l'occhio neri; macchia bianca posteriormente all'occhio. Zampe giallastre. Femmina simile al maschio, ma più piccola e priva del doppio sperone. Giovane come la femmina ma con barrature più evidenti sulle parti superiori, che sono di un grigio più chiaro (Johnsgard 1988, del Hoyo *et al.* 1994).

Geonemia

Africa orientale, dal Sudan sud-orientale all'Etiopia settentrionale ed Eritrea (del Hoyo *et al.* 1994).

Distribuzione ecologica

Occupi i margini di zone boscate e gli arbusteti, soprattutto nei pressi di corsi d'acqua, anche a quote molto elevate (del Hoyo *et al.* 1994).

Status

Specie originariamente montana, introdotta alle isole Hawaii (Lever 1987). È stata importata in Italia per la prima volta nel 1948 e liberata in maniera relativamente diffusa a partire dai primi anni '50. Solo in Toscana e Lazio (zona di Capalbio nel basso Grossetano, Promontorio del Circeo presso Latina) popolazioni ben acclimatate si sono mantenute almeno fino alla metà degli anni '60, con accenno di crisi per il nucleo del Circeo già nel 1963. Anche successivamente, comunque, il Francolino di Erckel è stato diffusamente introdotto nelle situazioni geografiche ed ambientali più diverse: in zona alpina e prealpina (per es. Monte Baldo presso Verona, San

Vito di Cadore nel Bellunese), sull'alto Appennino pistoiese, lungo il litorale ravennate, su alcune isole tirreniche (Isola d'Elba, Isola di Zannone), nonché in Sardegna nel 1970. Rimane oggi un'unica popolazione consolidata, recentemente riscoperta sull'Isola di Zannone; essa si sarebbe originata da sole sei coppie immesse in anno imprecisato, forse nel 1956-'58 quando furono effettuate le immissioni al Circeo (Baccetti *et al.* 1997). L'identità specifica dei soggetti del Circeo è stata confermata nel 1999 e documentata fotograficamente (Corbi e Di Lieto com. pers.).

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto.

QUAGLIA GIAPPONESE

Coturnix japonica (Temminck e Schlegel, 1849)

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Phasianidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

Lunghezza 17-19 cm; apertura alare 32-35 cm. Pressoché indistinguibile dalla Quaglia *Coturnix coturnix* se non per il diverso canto territoriale. In primavera il maschio ha gola e petto più rossiccio; la femmina presenta una diversa colorazione delle parti inferiori. In mano è distinguibile per avere l'ala di lunghezza inferiore a 10,5 cm (Johnsgard 1988, del Hoyo *et al.* 1994).

Geonemia

Distribuita in Asia orientale, nidificante tra le regioni del Baikal, il Giappone e la Cina nord-orientale; areale di svernamento distinto, interamente situato a nord dell'Equatore, dal Giappone meridionale attraverso la Cina meridionale, fino alla Birmania e all'Assam (del Hoyo *et al.* 1994).

Distribuzione ecologica

Predilige ambienti aperti, in particolare prati umidi, ma frequenta anche steppe, praterie asciutte e coltivi (del Hoyo *et al.* 1994).

Status

Introdotta in Nord America e sulle Isole Hawaii, nonché in vari paesi europei (Lever 1987, del Hoyo 1994). In Italia, a partire dalla fine degli anni '50 è stata in assoluto una delle specie di Uccelli più massicciamente introdotte in natura (decine di migliaia di capi all'anno), sia per utilizzo venatorio immediato, sia per immissioni in zone di addestramento cani. Nel 1966 è stata selezionata una varietà semi-melanica ("arcianello") definita di origine ibrida e commercializzata anche a scopo di ripopolamento; tale forma è stata, tra l'altro, liberata anche sull'Isola di Capraia (Livorno) nel 1966. Oggi la Quaglia giapponese viene ancora diffusamente utilizzata nei quagliodromi,

oltre che in allevamenti zootecnici a scopo alimentare. Tutte o quasi le province italiane possono considerarsi interessate da immissioni della specie. Non si conoscono casi di reale insediamento, stante anche la somiglianza con *C. coturnix*; sono stati segnalati in passato numerosi tentativi di nidificazione falliti per mancata schiusa delle uova. L'elevato numero di generazioni ottenute in cattività non ha eliminato le attitudini migratorie della specie; risulta infatti che la maggior parte dei soggetti abbandoni le zone di immissione al sopraggiungere dell'epoca della migrazione; individui inanellati rilasciati in Italia hanno mostrato movimenti di una certa entità, per esempio dalla Toscana alla Sardegna meridionale (Baccetti *et al.* 1997).

Impatto sulla biodiversità

È stata accertata la presenza di geni di questa specie nel genotipo di individui di *C. coturnix* catturati in Italia (D'Amico *et al.* 1999, Guyomarc'h *et al.* 1999), causata dalla formazione di coppie miste in aree interessate da continue immissioni di quaglie giapponesi. È evidente come l'inquinamento genetico di una specie autoctona di abitudini migratrici, qual è la Quaglia, costituisca un fatto di notevole pericolosità, in quanto rappresenta un fenomeno capace di diffondersi sul territorio in maniera estremamente rapida. Per tale motivo la Quaglia è oggi, in assoluto, una delle specie a maggior rischio tra gli Uccelli europei minacciati da inquinamento genetico.

FAGIANO COMUNE

Phasianus colchicus Linnaeus, 1758

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Phasianidae*

Sottospecie: nel proprio areale di origine, la specie è diffusa con una trentina di sottospecie; le popolazioni presenti in Italia e in Europa sono il risultato di ripetute ibridazioni tra individui appartenenti a forme diverse. Il fenotipo attualmente prevalente è comunque riconducibile alla sottospecie *P. c. mongolicus*; fino a tutto il XIX secolo nel nostro Paese prevalevano i soggetti appartenenti alla sottospecie nominale.



Identificazione

Lunghezza 66-89 cm _k, 53-63 cm _j; apertura alare 70-90 cm. Soprattutto il maschio presenta colorazioni variabili in relazione alla diversa sottospecie di appartenenza, anche se in Europa i fenotipi naturali possono apparire fortemente modificati in seguito ad ibridazione (Cocchi *et al.* 1998, Snow e Perrins 1998a).

Areale di nidificazione del Fagiano comune in Italia (modificato da Meschini e Frugis 1993).

Geonemia

Specie asiatica, il Fagiano comune è originario delle regioni comprese tra le sponde orientali del Mar Nero ed il Mar Caspio, delle pendici settentrionali dell'Himalaia e di gran parte del territorio cinese, dalla Corea fino ai confini del Vietnam (Hill e Robertson 1988, del Hoyo *et al.* 1994, Cocchi *et al.* 1998).

Distribuzione ecologica

Nel suo areale originario il Fagiano comune vive in un ampio spettro di tipologie ambientali, frequentando soprattutto la vegetazione che cresce lungo i margini dei corsi fluviali e le zone agricole sia di pianura che di collina. Si tratta infatti di un opportunista alimentare che può cibarsi di diversi tipi di semi, gra-

naglie, frutti, insetti e altri piccoli animali; questa è una delle ragioni della sua spiccata adattabilità ecologica. In Italia può sfruttare vari ambienti dal livello del mare fino ai 1.500 m di quota. Poiché a riguardo esiste una ricca bibliografia scientifica, per una sintesi approfondita si rimanda a lavori specifici (si vedano in particolare Hill e Robertson 1988, Brichetti *et al.* 1992, Cocchi *et al.* 1998).

Status

Il Fagiano comune è tra le specie ornitiche maggiormente diffuse dall'uomo; attualmente presenta una distribuzione sub-cosmopolita che interessa Nuova Zelanda, Australia, Europa, Nord America, Cile e alcune isole oceaniche (Lever 1987, Hill e Robertson 1988). Introdotto in molte zone del mondo come selvaggina, è una delle specie oggetto di caccia maggiormente diffuse.

La comparsa del Fagiano comune in Europa secondo la mitologia greca viene fatta risalire al 1300 a. C. ad opera di Giasone; i Romani in epoca imprecisata introdussero la sottospecie nominale in Italia, nel sud della Francia e in Germania. La successiva diffusione si ritiene sia avvenuta in tempi più recenti, probabilmente già a partire dal tardo Medio Evo; gran parte delle introduzioni nell'Europa settentrionale sembra siano state effettuate comunque tra il XIX e l'inizio del XX secolo (Lever 1987, Hill e Robertson 1988). Anche attualmente la distribuzione della specie in Europa risulta strettamente condizionata dai rilasci compiuti dall'uomo (Hagemeijer e Blair 1997).

In Italia le immissioni con esemplari di diversa origine si sono susseguite fino ai giorni nostri. Di fatto, tuttavia, la presenza diffusa del Fagiano comune sul territorio italiano come specie in varia misura naturalizzata è un fenomeno relativamente recente ed è sostanzialmente legata alle regioni del centro-nord. Le prime consistenti immissioni sono state attuate nel periodo compreso tra gli anni '20 e '40 ed in modo assai più massiccio a partire dalla fine degli anni '50.

Impatto sulla biodiversità

Il Fagiano comune è presente in Italia ormai da molti secoli, per cui si può ritenere che dalla sua introduzione ad oggi sia trascorso un tempo sufficiente perché nuovi equilibri si siano venuti a creare all'interno delle biocenosi. Malgrado ciò, tuttavia, non si ritiene opportuno favorirne la diffusione nelle regioni meridionali, dove al momento questa specie è assente o presente con basse densità, anche per evitare il rischio di una competizione con altri Galliformi autoctoni. Analogamente se ne sconsiglia l'immissione in aree alpine per le situazioni conflittuali che potrebbero venirsi a creare nel mondo venatorio in relazione alla gestione della tradizionale fauna alpina oggetto di caccia. In talune situazioni il Fagiano comune può rendersi responsabile di danneggiamenti alle colture; è stato anche ipotizzato che possa svolgere un ruolo nella diffusione di infezioni parassitarie (Gebhardt 1996, Robertson 1996).

FAGIANO VERSICOLERE

Phasianus versicolor Vieillot, 1825

Sistematica

Ordine: *Galliformes*

Famiglia: *Phasianidae*

Sottospecie: oltre alla sottospecie nominale, sono state descritte *P. v. tanensis* e *P. v. robustipes*.

Identificazione

Lunghezza 75-85 cm ♂, 55-65 cm ♀; apertura alare 70-80 cm. Il maschio differisce da quello di tutte le sottospecie del Fagiano comune *Phasianus colchicus* per la coda più breve, la gran parte delle copritrici alari di colore celestegrigiastro e le parti inferiori e superiori verde bottiglia; quest'ultimo carattere può tuttavia ritrovarsi anche in varietà melaniche di *P. colchicus* ottenute per selezione artificiale (Fagiano "tenebroso"), oltre che in ibridi *colchicus* x *versicolor*. La femmina è caratterizzata da un piumaggio molto più macchiato rispetto a *P. colchicus*, soprattutto sulle parti inferiori, e dalla coda più breve (del Hoyo 1994).

Geonemia

È specie esclusiva del Giappone, dove abita anche alcune delle isole minori. (del Hoyo 1994).

Distribuzione ecologica

Occupi aree boscate aperte, macchie, coltivi e parchi, fino a quote che nell'areale di origine raggiungono i 1.000 m s.l.m. (del Hoyo 1994).

Status

Introdotta alle Hawaii (con la sottospecie *P. v. robustipes*, del Hoyo *et al.* 1994), in Europa ed in Nord America (Lever 1987, Hill e Robertson 1988). La circostanza che molti Autori considerino *Phasianus versicolor* come una sottospecie di *P. colchicus*, unitamente alla facilità con cui le due specie si ibridano, rende problematico determinarne le aree di introduzione. In Europa certamente è stato immesso in Inghilterra già a partire dal 1840 (Lever 1987, Hill e Robertson 1988) e in Francia (Trocchi com. pers.). Per l'Italia Ghigi

(1958) e Brichetti *et al.* (1992) menzionano in maniera molto vaga immisioni effettuate in passato. Lo stesso Ghigi, che considerava questo fagiano come sottospecie di *P. colchicus*, affermava come non fosse gradito ai gestori delle riserve di caccia italiane a causa delle piccole dimensioni; egli ne faceva tuttavia uso a scopo di “rinsanguamento” del Fagiano tenebroso per la produzione di soggetti da lancio e per studi di genetica, come testimoniato anche da una ricca serie di pelli di ibridi conservata presso il Museo dell’INFS (cfr. anche Ghigi 1942). Nel 1960 furono immessi nella riserva di Arborio (Vercelli) soggetti derivanti da uova acquistate per errore (Baccetti *et al.* 1997). Non si conoscono nuclei naturalizzati attualmente presenti in Italia.

Impatto sulla biodiversità

Valgono le stesse considerazioni riportate per il Fagiano comune.

TORTORA DOMESTICA

Streptopelia roseogrisea (Sundevall, 1857) var. *domestica*

Syn. Streptopelia risoria (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Columbiformes*

Famiglia: *Columbidae*

Sottospecie: la specie da cui ha origine questo *taxon*, ottenuto per selezione artificiale, è *Streptopelia roseogrisea* ed è presente in natura con due sottospecie diverse (la forma nominale e *S. r. arabica*).

Identificazione

TAV. VIII - Lunghezza 26-30 cm; apertura alare 45-50 cm. Molto simile alla Tortora dal collare orientale *Streptopelia decaocto*, ma di dimensioni leggermente inferiori e con la coda più corta. Colorazione nel complesso più pallida; parti dorsali marrone-sabbia, con poca tendenza al grigio; durante il volo, aspetto più contrastato sulle parti inferiori per le copritrici del ventre e del sottocoda bianche anziché grigie. Timoniere dorsalmente più scure del groppone e del sopraccoda. Collare nero leggermente più pronunciato (assente nel giovane). In mano si nota il vessillo esterno delle timoniere laterali bianco anziché nero. Frequenti i soggetti albini. Canto totalmente diverso da quello della Tortora dal collare orientale (Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

Streptopelia roseogrisea è originaria dell'Africa centro-settentrionale, dalla Mauritania alla Somalia, e dell'Arabia meridionale (del Hoyo *et al.* 1997).

Distribuzione ecologica

La Tortora domestica non ha ovviamente un proprio areale, ma esiste come forma naturalizzata negli Stati Uniti, Indie Occidentali, Nuova Zelanda, Canarie e Baleari (Lever 1987, Snow e Perrins 1998a).

La Tortora domestica, nella sua varietà albina o in quella a colorazione normale, è diffusamente allevata in Italia come animale di bassa corte o per scopi amatoriali, anche in condizioni di semi-libertà. Soggetti vaganti anche a

distanza da zone abitate vengono osservati con una certa regolarità, ma per l'Italia non sono noti reali insediamenti in natura. È tuttavia probabile che vi sia una sottostima della reale diffusione, per disinteresse degli osservatori nei confronti di una specie domestica e per confusione con l'affine *Streptopelia decaocto*.

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto. In cattività può ibridarsi con specie congeneri.

PARROCCHETTO DAL COLLARE

Psittacula krameri (Scopoli, 1769)

Sistematica

Ordine: *Psittaciformes*

Famiglia: *Psittacidae*

Sottospecie: sono note quattro sottospecie (*P. k. krameri*, *P. k. parvirostris*, *P. k. borealis*, *P. k. manillensis*) originarie dell'Africa tropicale a nord dell'equatore e dell'Asia meridionale. Incerta la tassonomia delle popolazioni introdotte; secondo Juniper e Parr (1998) negli Stati Uniti, in Europa e a Singapore sarebbero presenti individui appartenenti alla sottospecie *P. k. manillensis*, mentre secondo del Hoyo *et al.* (1997) sarebbe più probabile l'attribuzione dei nuclei naturalizzati alla sottospecie *P. k. borealis*. In ogni caso per i parrocchetti introdotti in Europa sembra assodata l'origine asiatica (Spanò e Truffi 1986).

Identificazione

TAV. IX - Lunghezza 37-43 cm; apertura alare 42-48 cm. Riconoscibile per il piumaggio verde, la coda lunga e appuntita, bluastra superiormente e ocra inferiormente, il becco ricurvo rosso e le zampe grigio-verdi. Sessi simili, tranne che per il collare nero e rossastro e la sfumatura bluastra sul capo presenti solo nel maschio adulto. Giovane simile alla femmina ma con piumaggio più giallastro, coda più corta e becco rosa con punta nera. Si distingue da *P. eupatria* e da pressoché tutte le specie congeneri per l'assenza della macchia rossastra sulle copritrici minori dell'ala, per il colore e lo spessore del collare e per le dimensioni. Il volo è veloce e diretto, accompagnato da vocalizzazioni molto sonore; risalta in modo evidente la lunga coda e il colore verde uniforme (del Hoyo *et al.* 1997, Beaman e Madge 1998, Juniper e Parr 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

P. k. krameri: dalla Mauritania meridionale, Senegal e Guinea fino all'Uganda occidentale e al Sudan meridionale. *P. k. parvirostris*: dal Sudan centrale e orientale attraverso Etiopia, Eritrea e Gibuti fino alla Somalia nord-occidentale. *P. k. borealis*: dal Pakistan nord-occidentale attraverso l'India settentrionale e il Nepal fino al Bangladesh. *P. k. manillensis*: India peninsulare a sud del 20° parallelo nord e Sri Lanka (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998).

Distribuzione ecologica

Il Parrocchetto dal collare è una specie molto adattabile, in grado di abitare una grande varietà di ambienti purché caratterizzati dalla presenza di alberi ad alto fusto. Occupa diverse tipologie di ecosistemi forestali, incluse le foreste ripariali, le formazioni a mangrovie, le foreste tropicali secondarie, le savane alberate. Nidifica anche in zone semi-desertiche e in ambienti antropizzati quali aree agricole, frutteti e centri urbani caratterizzati dalla presenza di parchi e giardini. Nell'areale di origine predilige le aree di pianura, ma si spinge fino a quote di 1.600 m in Asia e di 2.000 m in Etiopia (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998, Snow e Perrins 1998a). In Europa le popolazioni naturalizzate vivono principalmente in ambienti urbanizzati, frequentando parchi, giardini e frutteti. (Maranini e Galuppo 1994, Hagemeyer e Blair 1997). Malgrado l'origine tropicale, soggetti introdotti in climi temperati hanno dimostrato di sopravvivere per lunghi periodi superando anche rigidi inverni e dando prova di resistere bene nei confronti della competizione esercitata dalle specie autoctone (Snow e Perrins 1998a); probabilmente la capacità di acclimatazione è acuita dalla facilità con cui questa specie si accosta all'uomo e accetta il cibo alle mangiatoie nel corso dell'inverno (Hagemeyer e Blair 1997).

Specie gregaria soprattutto al di fuori del periodo riproduttivo, forma grossi stormi, talvolta associandosi con corvi, maine e altri parrocchetti, dando vita ad assembramenti di diverse migliaia di individui (Juniper e Parr 1998). Si ciba di una grande varietà di alimenti di origine vegetale (semi, frutta, germogli, fiori, nettare) (Lever 1987, Juniper e Parr 1998, Snow e Perrins 1998a).

Durante il periodo riproduttivo non è territoriale e talvolta forma lasse colonie. Nidifica all'interno di cavità naturali su alberi o su roccia; talvolta sfrutta anche le cavità presenti su edifici (Juniper e Parr 1998).

Nell'areale di origine presenta un comportamento sedentario, anche se si hanno notizie di regolari spostamenti stagionali nella Mauritania meridionale (Juniper e Parr 1998).

Status

Il Parrocchetto dal collare è una specie comune o abbondante su gran parte del proprio areale; nell'ultimo secolo questo Psittacide è andato incontro ad un considerevole incremento numerico legato soprattutto all'aumento delle aree coltivate (Juniper e Parr 1998).

Attualmente sono note numerose popolazioni naturalizzate nel Medio e nel Estremo Oriente, in Africa orientale e meridionale, in Nord America in Europa e nelle isole Mauritius e Hawaii (Lever, 1987). Nel Palearctico occidentale è presente in Egitto, Israele, Giordania e in diversi paesi dell'Europa occidentale (Gran Bretagna, Olanda, Belgio, Germania, Austria, Spagna e

Italia), con un areale distributivo marcatamente discontinuo, legato soprattutto alle località dove sono avvenuti rilasci o fughe dalla cattività (Snow e Perrins 1998a). La popolazione complessiva presente in Europa occidentale, stimata in svariate migliaia di individui, si sta rapidamente espandendo. Il nucleo attualmente più consistente, presente in Gran Bretagna, già nel 1983 contava 500-1.000 soggetti a fronte dei primi individui osservati in libertà nel 1968 e della prima nidificazione avvenuta nel 1969 (Spanò e Truffi 1986, Hagemeyer e Blair 1997, Snow e Perrins 1998a,).

In Italia il Parrocchetto dal collare è presente con una popolazione complessiva stimata in circa 200-300 individui. Le prime nidificazioni sono state accertate alla metà degli anni '70 a Genova, ove si è costituito un nucleo stabile formato da un centinaio di individui (Spanò e Truffi 1986 e 1998, Snow e Perrins 1998a). Più recente la naturalizzazione di questa specie in Sicilia (Catania, Siracusa e Palermo) avvenuta a partire dal 1990 in corrispondenza di parchi con grandi alberature (Lo Valvo *et al.* 1993); secondo Snow e Perrins (1998a) sarebbero presenti su quest'isola 20-40 coppie. Nidificazioni irregolari sono segnalate per altre regioni: Friuli-Venezia Giulia, Lombardia, Toscana, Piemonte, Emilia-Romagna, Umbria, Lazio e forse Sardegna (Spanò e Truffi 1986, Baccetti *et al.* 1997, Brichetti 1999). A Roma di recente è stata segnalata la presenza di una cinquantina di individui e ne è stata accertata la nidificazione (Raia com. pers.).

Impatto sulla biodiversità

In Inghilterra e in Germania si è osservato come il Parrocchetto dal collare competa con successo nella scelta delle cavità utilizzate quali siti per la riproduzione con molte altre specie come la Taccola *Corvus monedula*, i rapaci notturni, i picchi, le cince *Parus* spp., il Picchio muratore *Sitta europaea* e la Passera mattugia *Passer montanus*, nonché con alcuni pipistrelli (*Myotis* spp.) e Roditori. Tale circostanza sembra legata soprattutto ad un inizio molto precoce del periodo di nidificazione rispetto alla gran parte delle specie autoctone (Lever 1987, Gebhardt 1996, Hagemeyer e Blair 1997).

Gregario e opportunisto, il Parrocchetto dal collare, in alcuni settori del suo areale originario, costituisce una seria minaccia alle colture (Lever 1987, Juniper e Parr 1998). Si riunisce spesso in stormi formati da migliaia o più individui su raccolti di granaglie o di frutti in maturazione; invade persino i granai, lacerando i sacchi con il becco. In India sono attribuite a questa specie perdite fino ad un terzo dell'intero raccolto. Qualora aumentasse la consistenza delle popolazioni naturalizzate, essa potrebbe arrecare consistenti danni alle produzioni agricole anche in Europa (Lever 1987, Feare 1996).

Dal punto di vista sanitario, come tutte le specie appartenenti agli Psittacidi, rappresenta il serbatoio naturale di *Chlamydia psittaci*, agente della psittacosi dell'uomo.

PARROCCHETTO MONACO

Myiopsitta monachus (Boddaert, 1783)

Sistematica

Ordine: *Psittaciformes*

Famiglia: *Psittacidae*

Sottospecie: sono note quattro unità tassonomiche sottospecifiche (*M. m. cotorra*, *M. m. monachus*, *M. m. calita* e *M. m. luchsii*). Dal momento che *M. m. luchsii* si differenzia nettamente dalle altre forme sia per caratteristiche morfologiche, sia per aspetti comportamentali, taluni Autori la considerano come specie distinta (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998).

Identificazione

TAV. IX - Lunghezza 28-33 cm; apertura alare 31-34 cm. Fronte, guance e parti inferiori grigie; parti superiori verdi con dorso e copritrici superiori della coda tendenti al giallastro. A breve distanza si nota il petto debolmente barrato ed il ventre attraversato da una striscia giallo-oliva. Remiganti blu scuro e timoniere verdi colorate di blu lungo il rachide. Giovane con la fronte sfumata di verde. Il volo è veloce e diretto; le ali scure contrastano con la colorazione chiara della testa e del petto (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998, Snow e Perrins 1998a).

Geonemia

M. m. cotorra: Bolivia meridionale, Paraguay, Brasile meridionale e Argentina nord-occidentale. *M. m. monachus*: Brasile sud-orientale, Uruguay e Argentina nord-orientale. *M. m. calita*: Argentina occidentale. *M. m. luchsii*: Ande boliviane (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998).



Distribuzione del Parrocchetto monaco in Italia: popolazioni naturalizzate (cerchio pieno), popolazioni insediate nelle adiacenze di zoo o strutture analoghe (triangolo) e presenze non stabilizzate (cerchio vuoto).

Distribuzione ecologica

Nelle regioni di origine il Parrocchetto monaco frequenta una notevole varietà di situazioni ambientali, dagli ecosistemi forestali agli ambienti aperti con alberi isolati, dalle formazioni a cespugli e *Cactacee* tipiche delle regioni semi-desertiche alle aree coltivate ed urbane. Con la sola eccezione della sottospecie *M. m. luchsii*, legata ad habitat montani fino a 3.000 m s.l.m., questa specie è diffusa soprattutto alle quote medio basse fino a circa 1.000 m. Su gran parte del proprio areale risulta il parrocchetto più comune; localmente è andato incontro a una considerevole espansione grazie all'impianto di eucalipti in ambienti precedentemente privi di alberi, alla parziale deforestazione di altre aree, alla riduzione dei predatori naturali e all'aumento delle risorse trofiche legate all'espansione delle colture (Juniper e Parr 1998). In Europa questa specie ha colonizzato soprattutto aree urbane e suburbane, parchi, aree agricole (Maranini e Galuppo 1994, Hagemeyer e Blair 1997, Snow e Perrins 1998a).

Il Parrocchetto monaco nelle aree di origine è un uccello sedentario, caratterizzato da un comportamento spiccatamente sociale anche durante il periodo riproduttivo. Spesso più coppie utilizzano uno stesso nido, talvolta costituito da più camere distinte. I nidi sono strutture voluminose formate da rami secchi, costruiti su palme, o tra i rami più alti di latifoglie o di conifere; può sfruttare anche strutture artificiali come edifici, piloni elettrici, mulini a vento, pali telefonici (del Hoyo *et al.* 1997, Hagemeyer e Blair 1997, Juniper e Parr 1998, Snow e Perrins 1998a). Si alimenta soprattutto di semi, frutti e germogli, ma può integrare la propria dieta anche con invertebrati (Snow e Perrins 1998a).

Status

Il Parrocchetto monaco è stato introdotto in Brasile (Rio de Janeiro), nelle Indie Occidentali (Porto Rico), negli Stati Uniti (Florida e New York) e nel Paleartico occidentale (Juniper e Parr 1998). I nuclei naturalizzati in Europa (Belgio, Germania, Repubblica Ceca, Spagna, Isole Baleari, Italia) hanno avuto origine da fughe accidentali e da rilasci intenzionali a partire soprattutto dagli anni '70 (Gebhardt 1996, Hagemeyer e Blair 1997).

In Italia si stima una consistenza di oltre 200 individui presenti soprattutto nei parchi urbani e giardini di diverse città (Brichetti 1999); è sconosciuto invece il numero di soggetti presenti allo stato semi-selvatico presso diversi parchi faunistici. La prima immissione in libertà di cui si ha notizia è avvenuta a Milano nel 1934 ed ha portato alla formazione di una piccola popolazione nidificante (Moltoni 1945); la colonia si estinse nel

1946 probabilmente a causa della predazione da parte dei ratti (Spanò e Truffi 1986). Un piccolo nucleo insediatosi a Genova, probabilmente nel 1970, si è invece accresciuto fino a dimensioni pari 20-30 individui. Un altro nucleo è segnalato fin dai primi anni '80 a Udine, dove nel 1988 è stata accertata la presenza di almeno 10 individui (Hagemeijer e Blair 1997). Dalla metà degli anni '80 sono state identificate due colonie lungo il litorale romano rispettivamente in località Infernetto-Castel Fusano e Ostia Antica-Dragona (Biondi *et al.* 1995). Tra la fine degli anni '80 e l'inizio degli anni '90 la specie ha nidificato a Siena (Baccetti dati inediti) e ha colonizzato il centro urbano di Catania, costruendo i nidi su palme del genere *Washingtonia* (Lo Valvo *et al.* 1993). Segnalazioni più recenti di nidificazione o di tentativi di nidificazione sono note per Novi di Modena (Ferri e Villani 1995), Cerrione (Biella), S. Giovanni di Busca (Cuneo: Bertolino 1999a), Roma (Raia com. pers.) e Piove di Sacco (Padova: Borin com. pers.). Almeno tre nuclei di soggetti in libertà sono stati segnalati in corrispondenza di zoo o di parchi faunistici: nei dintorni dello zoo "Le Cornelle" (Bergamo) sono state stimate almeno 100 coppie (Guberti e Baccetti dati inediti); nel parco zoo di Pastrengo (Verona) si sono osservate nidificazioni regolari a partire dal 1985 e si è costituita una popolazione formata da almeno 30 coppie (Hagemeijer e Blair 1997), mentre su un'isola del Lago Maggiore risulta presente un nucleo apparentemente non in grado di automantenersi (Hagemeijer e Blair 1997).

Impatto sulla biodiversità

Osservazioni condotte a Barcellona hanno evidenziato come questa specie possa competere con successo con specie autoctone per la ricerca del cibo o per l'occupazione dei siti di nidificazione (Snow e Perrins 1998a).

Nei coltivi il Parrocchetto monaco può creare seri danni, poiché attacca agrumeti e campi di cereali (Lever 1987 e 1994). Negli USA per timore che la specie possa diventare un flagello per l'agricoltura sono state avviate intense azioni di controllo (Juniper e Parr 1998, Snow e Perrins 1998a). In Toscana è stato osservato come un gruppo costituito da meno di cinque soggetti possa asportare o far cadere in pochi giorni tutti i frutti dagli alberi di ciliegio e susino prescelti per l'alimentazione (Cancelli com. pers.).

Dal punto di vista sanitario, come tutte le specie appartenenti agli Psittacidi, rappresenta il serbatoio naturale di *Chlamydia psittaci* agente della psittacosi dell'uomo.

AMAZZONE FRONTE BLU

Amazona aestiva (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Psittaciformes*

Famiglia: *Psittacidae*

Sottospecie: *A. a. aestiva* e *A. a. xanthopteryx*; quest'ultima forma tassonomica talvolta è stata considerata come specie distinta.

Identificazione

TAV. IX - Lunghezza 37 cm. Pappagallo di taglia medio-grande, di colorazione dominante verde. Disegno del capo variabile ma caratteristico, con fronte blu, vertice biancastro, guancia e zona attorno all'occhio gialla. Penne della nuca, lati del collo e dorso con margini scuri. Specchio alare e area carpale rossi (area carpale gialla in *A. a. xanthopteryx*); apice delle primarie blu scuro, talvolta tendenti al viola o al nero. Timoniere verdi con sfumature gialle verso la punta; penne laterali della coda barrate alla base di rosso. I giovani presentano una colorazione gialla e blu meno estesa. Per il riconoscimento dalle molte specie congeneri simili è opportuno consultare la bibliografia specialistica (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998).

Geonemia

A. a. aestiva: Brasile orientale, dal Maranhão e dal Pará meridionale al Rio Grande do Sul. *A. a. xanthopteryx*: Bolivia, Brasile sud-occidentale, Paraguay e Argentina settentrionale (del Hoyo *et al.* 1997).

Distribuzione ecologica

L'Amazzone fronte blu è tipica di ambienti forestali e di habitat aperti purché caratterizzati dalla presenza di alberi maturi con tronchi cavi che vengono utilizzati quali siti di nidificazione. È segnalata nelle foreste umide subtropicali, nelle foreste a galleria, nelle savane e in aree con prevalenza di vegetazione arbustiva; frequenta anche piantagioni di palme ed altre aree agricole, talora in prossimità di insediamenti antropici. Benché sia più comune nelle zone di pianura, può spingersi a quote elevate, raggiungendo i 1.600 m s.l.m. nelle valli aride della Bolivia orientale (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998).

Specie parzialmente migratrice, al di fuori del periodo riproduttivo si riunisce a formare grossi stormi. Si nutre in prevalenza di frutti e di semi di una grande varietà di piante, talora arrecando danni alle produzioni agricole; le colture più esposte sono il mais, il girasole e gli agrumi (del Hoyo *et al.* 1997, Juniper e Parr 1998).

Status

Benché sia una delle amazzoni più abbondanti del Sud America, questa specie localmente è andata incontro ad estinzioni locali e ad una contrazione dell'areale, probabilmente a causa delle trasformazioni dell'habitat e del prelievo di soggetti destinati al commercio di animali (Juniper e Parr 1998); a tal riguardo si segnala che la sola Argentina tra il 1985 e il 1990 ha provveduto all'esportazione di ben 244.774 soggetti (del Hoyo *et al.* 1997).

In Italia questa specie è diffusamente importata per fini ornamentali e amatoriali. Oltre a sporadiche osservazioni di singoli individui presenti allo stato libero, ad esempio in Campania nell'inverno 1994-'95 (Giustino e Nappi 1996), è stato accertato un caso di nidificazione a Genova nel 1993; la coppia si è riprodotta con successo negli stessi parchi urbani frequentati dal Parrocchetto dal collare *Psittacula krameri*, portando all'involo tre giovani (Maranini e Galuppo 1993).

Impatto sulla biodiversità

Al momento non sono disponibili informazioni circa la presenza di nuclei naturalizzati di Amazzone fronte blu in climi temperati, per cui non si è in grado di prevedere se questa specie possa effettivamente colonizzare il nostro Paese. I rischi potenziali che un'espansione di questa specie potrebbe comportare sono assimilabili a quelli indicati per gli altri pappagalli di cui esistono già popolazioni vitali in Europa.

USIGNOLO DEL GIAPPONE

Leiothrix lutea (Scopoli, 1786)

Sistematica

Ordine: *Passeriformes*

Famiglia: *Timaliidae*

Sottospecie: *L. l. lutea*, *L. l. yunnanensis*, *L. l. kwangtungensis*, *L. l. calipyga*, *L. l. luteola*, *L. l. kumaiensis*, *L. l. astleyi*

Identificazione

TAV. X - Lunghezza 13-16 cm. Inconfondibile per il contrasto tra la colorazione verde-grigiastra delle parti superiori e le vistose macchie gialle in corrispondenza delle ali, dell'occhio e della gola. Il giallo della gola e, in alcune sottospecie, del vessillo esterno delle primarie sfuma in arancione-rossastro rispettivamente verso il petto e le remiganti secondarie. Coda nerastra debolmente forcuta; sopraccoda dello stesso colore del dorso ed esteso a coprire i tre quarti della coda. Becco rosso e zampe marroni. Sessi simili (Meyer de Schauensee 1992, Roberts 1992).

Geonemia

Specie sino-himalaiana, è distribuita dalla Cina meridionale e dalla Birmania fino al Kashmir sud-orientale (Meyer de Schauensee 1992, Roberts 1992).

Distribuzione ecologica

Nelle zone d'origine abita di preferenza il sottobosco delle foreste in ambiente di collina o montagna tra i 600 e i 2.700 m di quota; occupa anche formazioni a bambù, giungla secondaria e aree coltivate, quali le piantagioni di té (Meyer de Schauensee 1992, Roberts 1992). Sulle isole Hawai è stata notata una spiccata preferenza per le foreste caratterizzate da precipitazioni superiori ai 1.000 mm annui ed in generale per le aree boscate con abbondante sottobosco prossime a corpi idrici permanenti (Lever 1987); anche l'area italiana più significativamente interessata da presenze della specie (Lucchesia) è caratterizzata da precipitazioni particolarmente elevate rispetto alla media nazionale.

Status

Specie tra le più frequentemente detenute in cattività per scopi amatoriali, viene spesso segnalata in natura in seguito a fughe accidentali. Attualmente risulta naturalizzata in diverse isole dell'arcipelago delle Hawaii (Lever 1987) e probabilmente all'isola di Reunion (Le Corre 2000); le osservazioni di numerosi individui ad Hong Kong potrebbero essere dovute sia ad un'espansione naturale, sia all'immissione in natura di soggetti detenuti a fini amatoriali (Lever 1987). Tentativi falliti di introduzione sono stati fatti in Inghilterra, in Francia, negli USA e in Australia occidentale (Lever 1987).

Per quanto riguarda l'Italia, considerato l'elevato numero di osservazioni effettuate negli ultimi anni, risulta impossibile riportare ogni singola località di avvistamento; a titolo di esempio si richiamano le catture avvenute durante operazioni di inanellamento o i semplici avvistamenti effettuati in provincia di Novara (Piacentini com. pers.), di Venezia (Baccetti dati inediti) e di Pesaro (Giusini com. pers.). Una nidificazione avvenuta sul tetto di un edificio è stata accertata in comune di Pergola (Pesaro) nel 1993 (Giusini com. pers.).

A partire circa dal 1998 si ha notizia di presenze relativamente diffuse in provincia di Lucca (Archivio INFS, Velani com. pers.), che sembrerebbero dovute ad una popolazione già attualmente naturalizzata almeno nell'area periurbana prossima al Monte Pisano. In questa zona le osservazioni più regolari avvengono all'interno di giardini di ville con boschetti di bambù (Chines com. pers.). Un apposito sopralluogo effettuato nell'area (novembre 2000) ha portato all'immediato avvistamento di stormi anche numerosi, dal comportamento vistoso, in spostamento anche in ambienti aperti quali oliveti e coltivi in genere (Perfetti dato inedito).

Impatto sulla biodiversità

È stato identificato come vettore del *Plasmodium vaughani*, responsabile della malaria aviaria; è inoltre possibile che causi danni a raccolti agricoli, in particolare di frutta e verdure (Lever 1987).

BECCO A CONO

Paradoxornis cfr. *alphonsianus* (Verreaux, 1870)

Sistematica

Ordine: *Passeriformes*

Famiglia : *Paradoxornithidae*

Note tassonomiche: la posizione tassonomica degli individui presenti in Italia è ancora da chiarire; i soggetti sino ad ora catturati presso la Riserva Naturale della Palude Brabbia mostrano una considerevole somiglianza con il Becco a cono golacenerina *Paradoxornis alphonsianus* tanto che inizialmente si è ritenuto di poterli ascrivere a tale specie (Boto *et al.* 1999). In realtà, sulla base di ulteriori approfondimenti, condotti su un esemplare inviato al British Museum, sembra che essi si differenzino da questa specie al punto da poter essere considerati appartenenti ad un'unità tassonomica distinta non ancora descritta (Smith e Robson com. pers.). La complessa sistematica del genere *Paradoxornis*, la facilità con cui soggetti appartenenti a specie diverse si ibridano anche in natura (Sibley e Monroe 1990) e l'assenza di informazioni sull'area di origine dei soggetti importati in Italia contribuiscono a rendere particolarmente complessa l'attribuzione sistematica del nucleo naturalizzato in Lombardia.

Considerata l'incertezza tassonomica sulla popolazione presente in Italia, si è ritenuto opportuno riferire al Becco a cono golacenerina i paragrafi relativi all'identificazione, alla geonemia ed alla distribuzione ecologica per avere comunque un quadro di riferimento indicativo sulle caratteristiche della popolazione naturalizzata nel nostro Paese.

Identificazione

Tav. X - Lunghezza 11-12 cm. Il Becco a cono golacenerina è un piccolo Passeriforme con piumaggio tendente al marrone. A breve distanza si nota la colorazione del vertice e della nuca nocciola, nettamente separata dal bruno delle parti dorsali, delle ali e della coda; remiganti bordate di nocciola-rossastro. Guance e copritrici auricolari grigio-ruggine, gola color cenere e parti inferiori grigio chiaro. Il becco, caratteristico del genere *Paradoxornis*, è piuttosto corto molto compresso e ricurvo (Meyer de Schauensee 1992).

Geonemia

Al genere *Paradoxornis* vengono ascritte 18 specie originarie dell'Asia meridionale e centro-orientale. L'areale di *P. alphonsianus* comprende la Cina centrale e sud-occidentale e il Vietnam settentrionale (Sibley e Monroe 1990, Meyer de Schauensee 1992).

Distribuzione ecologica

I *Paradoxornithidae* frequentano di preferenza boschetti di bambù, canneti, macchie di rovi e zone caratterizzate dalla presenza di alte erbe o di cespugli. Si muovono in piccoli stormi alla ricerca di insetti, semi e bacche; costruiscono nidi a tazza formati da erba e foglie tenute insieme da fili di ragnatele (Meyer de Schauensee 1992). In accordo con queste preferenze ambientali, il nucleo naturalizzato in Italia abita il fragmiteto e le aree a dominanza di *Filipendula ulmaria*, *Solidago gigantea* o *Salix cinerea* (Boto *et al.* 1999).

Status

In Italia il Becco a cono è presente in Lombardia all'interno della Riserva Naturale della Palude Brabbia (Varese) con una piccola popolazione originata nel 1995 da individui ritenuti sfuggiti a un commerciante locale di uccelli. In base ai dati attualmente disponibili sembra che tale popolazione sia passata in pochi anni da una ventina ad un centinaio di individui, mostrando segni di espansione dell'areale occupato (Boto *et al.* 1999, Boto com. pers.). Un soggetto appartenente a questa specie o ad una congenere è stato catturato e fotografato in Val Campotto (Ferrara) nell'agosto del 1994 (Micheloni com. pers.).

Impatto sulla biodiversità

Durante l'inverno, grazie al becco particolarmente robusto, il Becco a cono sembra essere in grado di alimentarsi degli insetti che svernano all'interno della Canna di palude *Phragmites australis*, per cui non si può escludere che possa entrare in competizione con le specie autoctone che sfruttano questa stessa risorsa alimentare (Boto *et al.* 1999).

Malgrado l'impatto che la popolazione naturalizzata potrebbe determinare sugli ecosistemi naturali in Italia, si ritiene prioritario rispetto a qualsiasi azione gestionale condurre apposite ricerche sulla posizione sistematica e sull'eventuale valore conservazionistico della popolazione stessa.

ASTRILDE BECCO DI CORALLO

Estrilda troglodytes (Lichtenstein, 1823)

Sistematica

Ordine: *Passeriformes*

Famiglia: *Estrildidae*

Sottospecie: specie monotipica

Identificazione

TAV. XI - Lunghezza 9 cm. Molto simile all'Astrilde comune *Estrilda astrild*. Si distingue da questa e da altre specie congeneri per avere in ogni livrea il sopraccoda nero, la coda nera con le timoniere esterne bianche ed il sottocoda bianco. Maschio adulto con vertice grigio chiaro, striscia sull'occhio e becco rossi, dorso marrone finemente barrato e parti inferiori tendenti al rosa chiaro. Femmina simile al maschio, ma priva della colorazione rosata delle parti inferiori. Giovane con colorazione più uniforme, parti dorsali marrone-camoscio prive di barrature, striscia sull'occhio scura e becco nerastro (Clement *et al.* 1993).

Geonemia

Dal Senegal ad est attraverso l'Africa fino al Sudan centrale e all'Etiopia nord-occidentale; a sud fino all'Uganda nord-occidentale e allo Zaire settentrionale (Lever 1987, Clement *et al.* 1993).

Distribuzione ecologica

In Africa frequenta soprattutto savane aride, spesso in corrispondenza di distese di erbe alte e di formazioni arbustive; talvolta viene osservato anche ai margini di aree coltivate (risaie), ma in genere evita la stretta vicinanza agli insediamenti antropici. Si nutre principalmente di semi di piante erbacee. È specie sedentaria, anche se può compiere erratismi durante la stagione secca (Clement *et al.* 1993). In Italia è stato rinvenuto in ambiente di canneto e in aree al limitare di canneti e piantagioni di mais.

Status

Specie comunemente detenuta in cattività a fini amatoriali, è stata introdotta sulle Isole Hawaii, dove ora è probabilmente estinta, e nelle Indie Occi-

dentali (Guadalupe, Puerto Rico) (Lever 1987, Clement *et al.* 1993).

Le segnalazioni per l'Italia, tutte riferite alla Toscana, sono state attribuite ad individui direttamente sfuggiti alla cattività (Brichetti 1999). In realtà gli unici dati noti consistono in una cattura durante operazioni di inanellamento effettuata nei canneti sulla riva pisana del Lago di Massaciuccoli il 29/8/1994 (Grattarola 1995) e nell'osservazione qualche giorno dopo di una coppia in atteggiamento riproduttivo. In precedenza, un soggetto era stato catturato nella stessa area già il 10/9/1992 e in origine attribuito dubitativamente a *Estrilda astrild* (Tellini Florenzano com. pers.). È possibile che, qualora localmente esista un nucleo di Estrildidi in fase di acclimatazione, anche quest'ultima segnalazione sia in realtà da riferire a *Estrilda troglodytes*.

Il fatto che le diverse specie di Estrildidi non siano molto facilmente distinguibili tra loro, soprattutto se viste a distanza, e che molte siano quelle detenute dagli avicoltori, suggerisce l'opportunità di esaminare con particolare attenzione le caratteristiche dei soggetti che in futuro venissero osservati in natura.

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto.

ASTRILDE COMUNE

Estrilda astrild (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Passeriformes*

Famiglia: *Estrildidae*

Sottospecie: 17 sottospecie

Identificazione

TAV. XI - Lunghezza 9-11 cm; apertura alare 12-14 cm. Distinguibile per le piccole dimensioni ed il color sabbia vermicolato su cui spicca, nell'adulto, il rosso del becco e del sopracciglio ed il nero del sottocoda; groppone e coda di colore uniforme rispetto al resto delle parti superiori. Il maschio ha il ventre rossastro tendente al rosa, guance e gola biancastre; la femmina ha una colorazione delle parti ventrali uniforme, tendente al grigio. Giovane più sbiadito, meno vermicolato, con becco nero e stria oculare meno intensa; differisce dal giovane di Benghalino comune *Amandava amandava* per la colorazione grigiastra anziché camoscio, per l'assenza della doppia barra alare e per la coda più lunga (Clement *et al.* 1993, Beaman e Madge 1998).

Geonemia

L'areale di nidificazione originario dell'Astrilde comune comprende la quasi totalità dell'Africa a sud del Sahara; il limite distributivo a nord raggiunge il Camerun e il Sudan meridionale. Popolazioni isolate sono presenti in Sierra Leone e Liberia (Clement *et al.* 1993, Snow e Perrins 1998b).

Distribuzione ecologica

In Africa può occupare savane, pascoli, paludi, vegetazione ripariale, coltivi e radure all'interno dei boschi; è una specie molto confidente con l'uomo e spesso si spinge nei villaggi, all'interno di giardini e nei dintorni di fattorie. Le popolazioni naturalizzate in Spagna e Portogallo inizialmente hanno frequentato soprattutto i canneti e le distese di *Arundo* ma ora occupano anche i coltivi e le aree ripariali (Clement *et al.* 1993, Reino e Silva 1996, Snow e Perrins 1998b).

Status

Specie naturalizzata da tempo in Europa (in Spagna dal 1977, in Portogallo dal 1964: Guerrero *et al.* 1989, Reino e Silva 1996), in Brasile, in California e in molte isole tropicali (Lever 1987, Snow e Perrins 1998b).

Per l'Italia sono note segnalazioni in Toscana (si veda scheda relativa a *Estrilda troglodytes*), lungo il medio corso del Po (1978-79, Toso com. pers.), in Sicilia (Gatto 1988) e un caso di nidificazione occasionale presso le Vasche di Maccarese (Roma) nel 1992 (Biondi *et al.* 1995).

Impatto sulla biodiversità

Non conosciuto.

BENGALINO COMUNE

Amandava amandava (Linnaeus, 1758)

Sistematica

Ordine: *Passeriformes*

Famiglia: *Estrildidae*

Sottospecie: *A. a. amandava*, *A. a. flavidiventris*, *A. a. punicea*

Identificazione

TAV. XI - Lunghezza 9-9,5 cm; apertura alare 13-14,5 cm. Maschio in livrea riproduttiva con piumaggio rosso brillante che contrasta con il nero delle ali, della coda e delle parti ventrali; a breve distanza si nota una punteggiatura bianca sul corpo e sulle ali ed uno stretto bordo bianco sulla coda. Femmina e maschio al di fuori del periodo riproduttivo meno appariscenti, con dorso marrone e parti ventrali color camoscio con sfumature grigiastre; ventre giallastro, sopraccoda e becco rossi. Il maschio in abito non riproduttivo si distingue per avere più grigio sulla testa e sulle guance rispetto alla femmina. Giovane con colorazione più smorta, sopraccoda marrone, becco scuro e parti ventrali tendenti al camoscio anziché al giallastro; assenza di stria oculare e di punti bianchi sulle copritrici alari, sostituiti da apici color crema che formano una doppia barra (Clement *et al.* 1993, Beaman e Madge 1998).



Distribuzione del Bengalino comune in Italia: popolazioni naturalizzate (cerchio pieno) e presenze non stabilizzate (cerchio vuoto).

Geonemia

L'areale originario dal Pakistan si estende attraverso l'India fino ad interessare la Cina sud-occidentale, la Thailandia, la Cambogia e il Vietnam; una popolazione separata occupa le Piccole Isole della Sonda.

Distribuzione ecologica

In Asia il Bengalino comune è legato alle basse quote, anche se può

raggiungere i 2.400 m sulle Piccole Isole della Sonda. Frequenta di preferenza i canneti, le distese di erbe alte, le piantagioni di canna da zucchero e le zone cespugliate, soprattutto in prossimità di paludi e di corpi idrici; viene osservato anche all'interno di radure in aree forestali, ai margini di aree coltivate, in corrispondenza di villaggi ed aree urbane (Clement *et al.* 1993).

In Italia gli habitat maggiormente utilizzati sono le zone umide dove predominano i canneti (*Phragmites* e *Typha*), i giuncheti, i cariceti, i prati e i campi irrigati.

Status

Da molto tempo diffuso tra gli allevatori per fini amatoriali, il Bengalino risulta naturalizzato in Egitto già dall'inizio del '900; più di recente è stato immesso nelle Indie Occidentali, in corrispondenza di alcuni arcipelaghi oceanici, in Giappone, sulle Filippine, in Melesia, a Sumatra, in Arabia Saudita, in Israele e in Spagna (Lever 1987, Clement *et al.* 1993, Snow e Perrins 1998b).

In Italia da diversi anni si ha notizia di individui presenti in natura anche per periodi prolungati e di occasionali nidificazioni portate a buon fine, sfociate nell'insediamento di almeno cinque grosse popolazioni naturalizzate. La distribuzione nota è probabilmente approssimata per difetto, in quanto le presenze non sempre risultano facilmente rilevabili o vengono segnalate.

Il nucleo conosciuto da più tempo, insediatosi in Italia settentrionale presso Treviso fin dal 1974, negli anni '80 è stato stimato di 80-90 coppie nidificanti; complessivamente la popolazione presente è costituita da circa 300 individui ed è localizzata lungo il corso del Fiume Sile (Mezzavilla e Battistella 1987). Altre segnalazioni di presenza e nidificazione sono pervenute più di recente da alcune delle principali zone umide a canneto del Paese (Baccetti *et al.* 1997), come ad esempio dalla Laguna di Venezia (dato relativo all'inizio degli anni '90, ma cfr. Pratesi 1975 per un precedente insediamento nel Veneziano, attribuibile a questa specie). In Toscana settentrionale sono note due popolazioni in corrispondenza del Lago di Massaciuccoli e del Padule di Fucecchio, insiedatesi tra il 1986 e il 1989 (segnalazioni toscane anche precedenti sono genericamente riportate da Tellini Florenzano *et al.* 1997). In questa regione sono state stimate di recente 50-300 coppie nidificanti e la popolazione complessiva appare in espansione, come dimostra l'avvenuta colonizzazione di zone limitrofe al Padule di Fucecchio quali l'alveo di Bientina e il Lago di Sibolla (Baccetti *et al.* 1997, Sposimo *et al.* 1999). Per l'Italia settentrionale esistono anche segnalazioni occasionali in altre regioni (si vedano la cartina e Baccetti *et al.* 1997)

Per quanto riguarda le regioni centro-meridionali, caratterizzate da un clima senz'altro più adatto alla specie, nidificazioni nel Lazio e in Molise sono state riscontrate già a metà degli anni '70 e riguardano attualmente soprattutto i Laghi Pontini, il Lago di Fondi (Latina) e le Vasche di Maccarese (Roma) (Biondi *et al.* 1995, Corbi com. pers.). Più recente di circa un decennio il primo (e unico?) dato di riproduzione in Puglia (Siponto, Foggia), mai confermato successivamente. Apparentemente episodica anche una segnalazione in Sicilia, quella di uno stormo consistente nelle Marche ed altre ancora in ambiti regionali diversi (Baccetti *et al.* 1997).

Il calendario riproduttivo, in Italia come altrove, interessa principalmente i mesi autunnali, a partire da agosto in Molise e Toscana (ma già da luglio a Fucecchio: Sposimo *et al.* 1999), con almeno un'indicazione relativa al periodo primaverile. Numerosi soggetti inanellati in Italia negli ultimi dieci anni hanno fornito per ora solo ricatture locali, anche a distanza di un anno. Osservazioni effettuate in passato e recenti cali numerici invernali rilevati a Fucecchio parrebbero tuttavia indicare l'esistenza di movimenti di tipo erratico o dispersivo (Baccetti *et al.* 1997, Sposimo *et al.* 1999). La cattura, in anni diversi, di soggetti imbrancati con il Pendolino *Remiz pendulinus* in migrazione attiva alla foce del Fiume Conca (Rimini: Magnani com. pers.), a distanza dalle zone riproduttive note, è di ulteriore supporto a tale ipotesi. Ciò potrebbe, qualora le popolazioni non siano alimentate da continui episodi di fuga dalla cattività, giustificare le improvvise colonizzazioni di siti anche lontani dalle zone umide già occupate (Baccetti *et al.* 1997).

Impatto sulla biodiversità

Al momento non sembra che le popolazioni naturalizzate in Italia siano entrate in competizione con specie autoctone.

MAINA COMUNE

Acridotheres tristis (Linnaeus, 1766)

Sistematica

Ordine: *Passeriformes*

Famiglia: *Sturnidae*

Sottospecie: *A. t. tristis*, *A. t. melanosturnus*, *A. t. tristoides*

Identificazione

TAV. X - Lunghezza 23-25 cm; apertura alare 33-36,5 cm. Simile per forma ad un grosso storno, presenta colorazione uniforme bruno-nerastra su cui spiccano ventre e sottocoda bianchi. Zampe, becco e area nuda posta sotto e dietro l'occhio di colore giallo. In volo si nota un'ampia macchia bianca alla base delle primarie e il bordo bianco delle timoniere. Giovane con toni più opachi: testa, gola e parte superiore del petto marrone anziché grigio-nerastro (Roberts 1992, Beaman e Madge 1998, Snow e Perrins 1998b).

Geonemia

Specie originaria delle regioni indiana, indocinese, vietnamita e dell'Arcipelago della Sonda, nell'ultimo secolo ha esteso il proprio areale fino a raggiungere l'Afganistan, il Turkestan e il Kazakhstan (Lever 1987, Roberts 1992).

Distribuzione ecologica

La Maina comune è una specie onnivora molto adattabile, estremamente abbondante su gran parte del proprio areale. Commensale dell'uomo, predilige le zone rurali e, in generale, le aree caratterizzate dalla presenza di insediamenti antropici; frequenta anche ambienti aperti e il margine delle aree forestali, spingendosi fino a quote elevate (3.000 m sull'Himalaia). Nidifica su edifici (soprattutto negli spazi sotto le tegole) o in cavità degli alberi (Ali e Ripley 1987, Roberts 1992).

Status

La Maina comune è stata importata in molti paesi del mondo soprattutto a scopo ornamentale e amatoriale; alcune popolazioni sono state introdotte

per il controllo degli Insetti che infestano i raccolti, senza considerare che la Maina stessa può arrecare seri danni all'agricoltura e alla fauna selvatica.

Attualmente questa specie si è naturalizzata, con un successo tale da superare ogni previsione, in Australia, Nuova Zelanda, Malesia, Madagascar, Sud Africa, a Sant'Elena, Ascensione ed in numerose altre isole dell'Oceano Pacifico e dell'Oceano Indiano. Il temperamento antropofilo della specie, insieme alle sue abitudini onnivore e generaliste, ne hanno enormemente facilitato la diffusione (Lever 1987, Roberts 1992).

In Europa la Maina comune è presente con un'unica popolazione stabile, ubicata nella Russia meridionale nei pressi di Sochi e Gagra (Hagemeijer e Blair 1997). Anche in Francia, tra il 1986 e il 1991, è stata segnalata l'esistenza di un piccolo nucleo a Dunkerque con alcuni accertati episodi di riproduzione (Hars 1992). In Italia una coppia nidificante con i relativi *pulli* è stata osservata a Roma nel 1992 (Brunelli 1996); tentativi falliti di riproduzione sono avvenuti anche nel 1987 (Biondi *et al.* 1995) e nel 1995 (Brunelli 1996), rispettivamente a Castel Fusano e a Villa Carpegna (Roma). La presenza di questa specie nel nostro Paese è comunque da considerare per ora episodica e probabilmente attribuibile a soggetti di recente fuga dalla cattività. Viste le abitudini sedentarie della Maina comune, si può prevedere che la distribuzione futura della specie sarà legata essenzialmente alle località di rilascio.

Impatto sulla biodiversità

Fortemente aggressiva nei confronti delle altre specie ornitiche di analoghe dimensioni, la Maina comune può entrare in competizione con numerose specie autoctone soprattutto per l'occupazione dei siti di nidificazione. Può inoltre arrecare danni consistenti alle colture agricole (Lever 1987).

EXECUTIVE SUMMARY

Andreotti A., N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi, V. Guberti, 2001 - *Alien mammals and birds in Italy: survey, impacts on biodiversity and management guidelines*. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.

Introduction

Biological invasions are acknowledged as one of the most harmful threat to biodiversity. For many millions years, ecological barriers such as oceans, mountains, rivers and deserts have been playing a fundamental role in the evolution of biological diversity, but in the last few hundreds years human-driven introductions of animals and plants have deeply altered the natural evolutionary mechanisms. The risks determined by this threat include the loss of a great number of species, with consequent homogenisation of fauna and flora and enormous economic losses.

The recent exponential growth in the number of alien species - caused by the fast increase of transports, trades, and tourism - makes particularly urgent to define and implement effective strategies on biological invasions. Nevertheless, the efforts aimed at addressing this threat face on one hand the complexity of the issue (that requires a comprehensive approach dealing with prevention of new introductions, revision of legal framework, control and public awareness) and on the other hand the very scarce information available on the scale of the phenomenon and the ecological patterns of invasions.

Purposes of the present paper is a) to provide a general description of the biological invasions of mammals and birds in Italy, b) to produce a list of alien mammals and birds, c) to describe the threats posed by these species and d) to define synthetic guidelines for their management.

With respect to the Italian legal framework, that provides a specific legal regime for birds and mammals, the scope of the survey is limited to these taxa, but this approach should not be interpreted as an underestimation of the threats posed by other groups of animals and plants. For the same reason (different legal regime), also feral of mammals and birds have not been considered in this work, despite they can include some of the most aggressive and dangerous alien species.

General aspects and actions to be undertaken

*In Italy, some mammals and birds have been released intentionally for hunting purposes (e. g. *Sylvilagus floridanus*, *Colinus virginianus*) or for aesthetic reasons (e.g. *Sciurus carolinensis*,*

Cygnus olor), but most of them have been introduced by chance on account of escapes from captivity (e. g. *Myocastor coypus*, *Psittacula krameri*) or accidental transport (e.g. *Rattus norvegicus*). Several alien species - especially birds - have been also arriving on their own as a consequence of releases occurred in other countries (secondary introductions) (e. g. *Phoenixopterus chilensis*, *Anser indicus*).

The impacts caused by alien species on native ones through predation, competition or hybridisation, are in some cases particularly severe. Also health risks can be heavy, not only for the introduction of exotic pathogens, but also because biological invasions can significantly affect the ecological relationships within the biocenoses (e. g. *Myocastor coypus*) and alter the natural epidemiology of infections (e.g. wolf parasites maintained by dogs).

To effectively address the threats posed by invasive alien species in Italy, concentrating the efforts on information and education represents a high priority. In fact, there is a general ignorance on the risks caused by biological invasions, not only by the public, but also by a large part of the academic world and decision makers, causing a general underestimation of the issue and limiting the implementation of effective policies.

Priority should be also given to preventing new introductions, because prevention is the best and less costly alternative. In this regard, it is fundamental to establish a clear authorisation mechanism for any import of species; a three list system (1. "black list": species whose importation is prohibited; 2. "grey list": importation allowed only after a risk assessment procedure; 3. "white list": importation allowed in general, or under conditions) can represent an effective tool in this regard. Other prevention measures include a strict control of the structures where the animals are kept in captivity, the techniques for reducing the risk of accidental escapes and the implementation of a accountability system.

Even if only a limited proportion of alien species are proven to be harmful to biodiversity or human welfare, our capability to predict the long term effects of new introductions is still very limited, and therefore a precautionary approach should be adopted. Accordingly, unauthorised introductions should always be prevented and when prevention has failed and a new alien species is recorded in the country, the rapid removal of the settled individuals should be considered. Eradication of alien species represents in fact the best management alternative, its feasibility should be always evaluated and, when feasible, it should be promoted. Finally, monitoring the distribution and ecology of alien species and assessing risks related to invasions are required by international conventions, and represent fundamental steps for dealing with biological invasions.

At present, the Italian legal framework appears substantially inadequate in order to halt the spreading of alien species, in spite of the obligations given by the European Directives n. 79/409 and n. 92/43 and by the international Conventions endorsed by Italy (in particular Bern Convention, Bonn Convention, Rio Convention). The National Law 157/92 on the protection of mammals and birds does not explicitly consider alien species (although the provisions on the import and control of wildlife can be applied to limit the introduction and to control or eradicate alien species). The President Bill 357/97 requests an authorisation of the Minister of

Environment for any introduction into the wild of alien species potentially affecting habitat or native species of community interest, but this provision has a limited power since no penalties are defined for violations.

So, a revision of the present legislation should be planned, in order to promote a precautionary approach on the issue, to identify financial instruments, to define an authorisation process for new introductions, to impose an effective control of the structures where the animals are kept in captivity and to promote the rapid eradication of newly formed alien species settlements when detected. In this regard, a clear definition of roles and responsibilities represents a further fundamental step, and the identification of a biosecurity agency is considered an effective tool for the management of invasive alien species. The possibility of extending the CITES mechanism to alien species, should also be explored.

Exotic mammals and birds in Italy

The information on alien mammals and birds of Italy (collected through available literature and unpublished data) are presented by species in synoptic tables (tabb. 1 and 2). These include data on the status, human interest, impacts on human activities and on biodiversity, management priorities, etc. For the most problematic or meaningful species, a more detailed text section offers basic ecological and management information and, where relevant, a distribution map. To promote the early detection of the species and monitoring of their distribution, short descriptions and colour plates of the most important alien mammals and birds, often little known by the public, are presented too.

Alien mammals are listed in table 1; the information presented in columns 5-12 is:

- *Inclusion in the list of species known to be a threat to biodiversity (Council of Europe, 1999);*
- *Inclusion in the appendices (I, II or III) of CITES (when listed for single countries, these are indicated by a 2 letters code: IN= India).*
- *Status: 1= naturalised, self-sustaining populations; 2= with populations in the wild, but not yet self-sustaining, 3= recorded occasionally in Italy but naturalised in other European countries; 4= recorded occasionally, not naturalised in any European country; 5= intentionally introduced and naturalised in the past, but now extinct; 6= uncertain status (native/non native); 7= introduced in pre-historic times.*
- *Sources: 1= Spagnesi and Toso 1999; 2= Amori and Lapini 1997; 3= Baratti 1988; 4= Carpaneto 1990; 5= Randi et al. 2000; v. scheda= references in the specific text.*
- *Human interest: a= pet species or bred in zoological gardens; b= game species; c= bred for meat; d) bred for fur production; e= introduced for biological control of other species.*
- *Impacts on human activities: Da= damages to agriculture; Dz= damage to livestock or fish farming; R= susceptible to infective diseases ("A" list OIE); Z= potential reservoir of zoonoses; Ar= affecting river banks stability.*
- *Impact on biodiversity, classified by 3 levels of severity (3 columns: effects on single elements of ecosystems; affecting the functionality of ecosystems; potentially causing the extinction*

of animal species). Causes: H= impacts on vegetation and habitats; P= predation; C= competition; Ib= hybridisation with native species; S= potential reservoir for diseases severely affecting native species.

- Management priorities: M= monitoring; B= block of import; N= control; C= range containment; E= complete eradication; El= local eradications; Uc= strict regulation/ban of hunting.

For alien birds, reported in table 2; information presented in columns 5-13 is:

- Inclusion in the appendices (I, II or III) of CITES (when listed for single countries, these are indicated by a 2 letters code: GH= Ghana; HN= Honduras, TH= Thailand).
- Status: 1= naturalised, self-sustaining populations; 2= with populations in the wild, but not yet self-sustaining, 3= recorded occasionally in Italy but naturalised in other European countries; 4= recorded occasionally in Italy, not naturalised in any European country; 5= intentionally introduced and naturalised in the past, but now extinct; 6= uncertain status (native/non native); 7= introduced in pre-historic times.
- Phenology: M= regular migrant; W= winter visitor; A= accidental; A?= possible accidental presence; B= breeding populations of uncertain origin; E= present in the past with populations of uncertain origin, but now extinct.
- Sources: 1= Brichetti and Massa 1998; 2= Baccetti et al. 1997; 3= Arrigoni Degli Oddi 1929; 4= Gatto 1988; 5= Nicoli 1994; 6= Serra et al. 1997; 7= Pezzo and Morellini 1999; 8= Zanetti 2000; 9= Alessandria et al. 1994; 10= Fasciolo 1979; 11= Brichetti et al. 1998; 12= Brichetti et al. 1999; 13= Pratesi 1975; 14= Fraticelli and Rocchi 1999; i= unpublished data; v. scheda = references in the text.
- Human interest: a= pet species or bred in zoological gardens; b= game species; c= species of zootechnical interest (absence of the letter code indicates the lack of information).
- Impacts on human activities: Da= damages to agriculture; Dz= damage to livestock or fish farming; M= affecting airport safety; R= susceptible to infective diseases ("A" list OIE); Z= potential reservoir of zoonoses.
- Impact on biodiversity, classified by 3 levels of severity (3 columns: effects on single elements of ecosystems; affecting the functionality of ecosystems; potentially causing the extinction of animal species). Causes: H= impacts on vegetation and habitats; P= predation; C= competition; Ib= hybridisation with native species; S= potential reservoir for diseases severely affecting native species.
- Management priorities: M= monitoring; B= block import; N= control; C= range containment; E= complete eradication; T= wing clipping and/or pinioning of captive animals; Mi= permanent marking; Uc= strict regulation/ban of hunting.

Nineteen mammal taxa are listed in table 1; for four of these, the origin is not completely clear yet (e.g.: *Crocifura cossyrensis* for which pre-historic introduction has been suggested), but 15 are certainly non native, representing an increase of 26% in the number of terrestrial Italian mammal species (the Italian mammal fauna includes 59 native species excluding bats, marine mammals and four species of unclear origin). Eleven alien mammals have been introduced in

recent times; six of these present self-sustaining populations in Italy (*Oryctolagus cuniculus*, *Sylvilagus floridanus*, *Sciurus carolinensis*, *Tamias sibiricus*, *Rattus norvegicus* and *Myocastor coypus*), while *Callosciurus finlaysonii*, *Ondatra zibethicus*, *Mustela vison* and *Nyctereutes procyonoides* still show a localised distribution (and are therefore classified as not self-sustaining), but could expand their range in the short term. Four species are not originally native of Italy, but were introduced in ancient times (*Lepus capensis*, *Rattus rattus*, *Mus domesticus* and *Ovis [orientalis] musimon*).

Alien mammals determine severe impacts on human activities and biodiversity through different mechanisms. For example *Myocastor coypus*, *Ondatra zibethicus* and *Oryctolagus cuniculus* can cause deep alterations of ecosystems through grazing, in some cases threatening highly endangered native species. Rat predation is a major limiting factor for many avian species, especially on islands; the *Mustela vison* and *Nyctereutes procyonoides* potentially represent (if an expansion of their present range will occur) a major threat to native species for predation and competition. *Sciurus carolinensis* represents a severe threat to the native red squirrel *Sciurus vulgaris* through competitive exclusion and an expansion of the Italian population of the alien species is considered a major threat to biodiversity at a continental scale. Nine invasive mammals included in the report were introduced in the last 50 years, and four of these in the last 20 years, confirming the rapid growth of biological invasions. Furthermore, species such as *Cervus nippon* *Procyon lotor*, not considered in the present survey because not yet recorded in Italy, are present in neighbouring countries and could colonise Italy in the future.

As far as birds are concerned, the 110 alien species listed in table 2 increase the total number of Italian bird species by 23% (484 native birds following Brichetti and Massa 1998). However, only 26 alien species are permanently or regularly present (status 1 to 3), representing 5% of the total number of Italian bird species. Eight species can be considered naturalised (*Cygnus olor*, *Colinus virginianus*, *Alectoris chukar*, *Phasianus colchicus*, *Psittacula krameri*, *Myiopsitta monachus*, *Paradoxornis cf. alphonsianus*, *Amandava amandava*), five present populations in the wild, but these are probably not yet self-sustaining (*Threskiornis aethiopicus*, *Cygnus atratus*, *Francolinus erckelii*, *Coturnix japonica*, *Leiothrix lutea*), and 11 have been occasionally recorded in Italy, being naturalised in other European countries (*Phoenicopiterus chilensis*, *Anser indicus*, **Branta canadensis*, *Alopochen aegyptiacus*, **Aix sponsa*, *Aix galericulata*, *Oxyura jamaicensis*, *Callipepla californica*, *Phasianus versicolor*, **Estrilda astrild*, **Acridotheres tristis*; asterisks show species for which breeding in the wild has been reported from Italy). Two more species (*Alectoris barbara* and *Francolinus francolinus*) are considered of unclear origin, being not exactly known whether they were naturally present in the country or not.

Compared to mammals, birds perhaps appear at present less harmful, but their impressive spreading capability represents an alarming threat to biodiversity: the rapid increase in the number of new species recorded in recent times underlines the urgency to implement effective strategies to address the issue.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 1997 - *Documento sulle immissioni faunistiche: linee guida per le introduzioni, reintroduzioni e ripopolamenti di Uccelli e Mammiferi*. In: Spagnesi M., S. Toso, P. Genovesi (eds.), Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 897-905.
- ALESSANDRIA G., M. DELLA TOFFOLA, C. PULCHER, 1994 - *Resoconto ornitologico del Piemonte e Valle d'Aosta, anno 1993*. Riv. Piem. St. Nat., 15: 197-217.
- ALI S., S. D. RIPLEY, 1987 - *Compact Handbook of the Birds of India and Pakistan*. Second edition, Oxford University Press, Delhi, pp. 737.
- ALLEN R. B., W. G. LEE, B. D. RANCE, 1994 - *Regeneration in indigenous forest after eradication of Norway rats, Breksea Island, New Zealand*. New Zealand Journal of Botany, 32: 429-439.
- AMENGUAL J. F., J. S. AGUILAR, 1998 - *The impact of the Black rat Rattus rattus on the reproduction of Cory's Shearwater Calonectris diomedea in the Cabrera National Park, Balearic Islands, Spain*. In: Walmsley J. G., V. Gouter, A. El Hili, J. Sultana (eds.), Ecologie des oiseaux marins et gestion intégrée du littoral en Méditerranée, IV Simposium Méditerranéen des oiseaux marins, Medmaravis, Arcs Editions, Tunis: 94-121.
- AMORI G., S. GIPPOLITI, 1995 - *Siberian chipmunk Tamias sibiricus in Italy*. Mammalia, 59: 288-289.
- AMORI G., L. LAPINI, 1997 - *Le specie di mammiferi introdotte in Italia: il quadro della situazione attuale*. In: Spagnesi M., S. Toso, P. Genovesi (eds.), Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 249-267.
- ANDERSSON Å., 1999 - *The effect of non-native American mink on breeding coast birds in the archipelagos in the Baltic sea*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Conucil of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 59-62.
- ANGELICI F. M., L. LUISELLI, L. RUGIERO, 1998 - *Primi dati sull'alimentazione di una popolazione naturalizzata di Visone americano (Mustela vison domestica) nel Lazio*. In: Riassunti II Congresso Italiano di Teriologia: 90.
- ARCAMONE E., P. BRICHETTI, 2000 - *Nuovi avvistamenti*. Avocetta, 24: 59-65.
- ARCANGELI G., D. CASATI, G. ZANELATO, F. MUTINELLI, 1997 - *Stato sanitario della nutria (Myocastor coypus)*. Obbiettivi Documenti Veterinari, 1: 46-50.
- ARRIGONI DEGLI ODDI E., 1929 - *Lista delle specie erroneamente incluse nell'avifauna italiana*. In: Ornitologia Italiana, Hoepli, Milano: 94-121.
- ARTHUR C. P., 1983 - *Biologie et ecologie de Sylvilagus floridanus*. Bulletin mensuel de l'Office National de la Chasse, 68: 9-14.
- ATKINSON I. A. E., 1985 - *The spread of commensal species of Rattus to oceanic islands and their effects*

- on island avifaunas*. In: Moors P. J. (ed.), Conservation of Island Birds, International Council for Bird Protection, Technical Publication, 3: 35-81.
- ATKINSON I. A. E., 1989 - *Introduced Animals and Extinction*. In: Western D., M. C. Pearl (eds.), Conservation for the Twenty-first Century, Oxford University Press, New York: 54-75.
- ATKINSON I. A. E., 1996 - *Introductions of wildlife as a cause of species extinctions*. Wildlife Biology, 2: 135-141.
- ATKINSON I. A. E., T. J. ATKINSON, 2000 - *Land Vertebrates as Invasive Species on the Islands of the South Pacific Environment Programme*. In: Sherley G. (ed.), Invasive species in the Pacific: technical review and draft regional strategy, S. Pacific Reg. Env. Programme: 19-84.
- BACCETTI B., 1964 - *Considerazioni sulla costituzione e l'origine della fauna di Sardegna*. Arch. Bot. Biogeogr. It., 40: 37-103.
- BACCETTI N., M. SPAGNESI, M. ZENATELLO, 1997 - *Storia recente delle specie ornitiche introdotte in Italia*. In: Spagnesi M., S. Toso, P. Genovesi (eds.), Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 229-316.
- BAKER S., 1999 - *Eradication of Myocastor coypus in United Kingdom*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 83-87.
- BARATTI N., 1988 - *Sulla provenienza di un esemplare di Genetta Genetta genetta L., 1758 in Val d'Aosta (Mammalia, Carnivora, Viverridae)*. Riv. Piem. St. Nat., 9: 197-202.
- BEAMAN M., S. MADGE, 1998 - *The Handbook of Bird Identification for Europe and the Western Palearctic*. Christopher Helm, London.
- BERTOLINO S., 1999a - *Fauna vertebrata introdotta in Piemonte (Osteichthyes, Amphibia, Reptilia, Aves, Mammalia)*. Riv. Piem. St. Nat., 20: 215-240.
- BERTOLINO S., 1999b - *Gestione di Roditori e Lagomorfi introdotti: azioni preventive e valutazione del rischio*. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 44.
- BERTOLINO S., P. J. MAZZOGGIO, M. VAIANA, I. CURRADO, 1999 - *Biologia riproduttiva e danni alla vegetazione prodotti da Callosciurus finalaysonii (Rodentia, Sciuridae)*. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 149.
- BERTOLINO S., I. CURRADO, P. J. MAZZOGGIO, G. AMORI, 2000 - *Native and alien squirrels in Italy*. Hystrix Italian Journal of Mammalogy, 11: 65-74.
- BIONDI M., S. DE VITA, L. PIETRELLI, G. GUERRIERI, L. DEMARTINI, 1995 - *Uccelli esotici in libertà: distribuzione, adattamento e riproduzione sul litorale romano*. Gli Uccelli d'Italia, (XX) 1: 33-39.
- BLONDEL J., J. ARONSON, 1999 - *Biology and wildlife of the Mediterranean region*. Oxford University Press, Oxford.
- BOITANI L., P. CIUCCI, 1992 - *Wolves in Italy: critical issues for their conservation*. In: Promberger C., W. Schröder (eds.), Wolves in Europe, Status and Perspectives, Munich Wildlife Society: 75-90.

- BON R., J. M. CUGNASSE, D. DUBRAY, P. GIBERT, T. HOUARD, P. RIGAUD, 1991 - *Le Mouflon de Corse*. Revue d'Ecologie (Terre Vie), Suppl. 6: 67-110.
- BON M., P. PAOLUCCI, F. MEZZAVILLA, R. DE BATTISTI, E. VERNIER (eds.), 1995 - *Atlante dei Mammiferi del Veneto*. Lav. Soc. Ven. Sc. Nat., Suppl. 21, pp. 136.
- BON M., G. CHERUBINI, M. SEMENZATO, E. STIVAL, 2000 - *Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Venezia*. Servizi Grafici Editoriali, Padova.
- BOTO A., D. RUBOLINI, A. VIGANÒ, W. GUENZANI, 1999 - *Paradoxornis alphonsianus: una nuova specie naturalizzata per l'Italia*. Quaderni di Birdwatching, Speciale specie alloctone, Anno I, n. 1.
- BRICHETTI P., M. FASOLA, COI, 1989 - *Comitato di Omologazione (COI)* - 6. Riv. it. Orn., 59: 269-272.
- BRICHETTI P., P. DE FRANCESCHI, N. BACCETTI (eds.), 1992 - *Fauna d'Italia - Aves I Gaviidae-Phasianidae*. Edizioni Calderini, Bologna, pp. 964
- BRICHETTI P., E. ARCAMONE, COI, 1998 - *Comitato di Omologazione (COI)* - 13. Riv. it. Orn., 68: 205-208.
- BRICHETTI P., B. MASSA, 1998 - *Check-list degli uccelli italiani aggiornata a tutto il 1997*. Riv. it. Orn., 68: 129-152.
- BRICHETTI P., 1999 - *Guida elettronica per l'ornitologo*. Eda Soft.
- BRICHETTI P., E. ARCAMONE, COI., 1999 - *Comitato di Omologazione Italiano (C.O.I.)* - 14. Riv. it. Orn., 69: 211-214.
- BRUNELLI M., 1996 - *Appendice - Specie esotiche: Maina comune*. In: Cignini B., M. Zapparoli (eds.), *Atlante degli Uccelli Nidificanti a Roma*, Fratelli Palombi Editore, Roma, pp. 112.
- CARPANETO G., 1990 - *The Indian Grey Mongoose (Herpestes edwardsii) in the Circeo national Park: a case of incidental introduction*. Mustelid and Viverrid Conservation, 2: 10.
- CARPEGNA F., M. DELLA TOFFOLA, G. ALESSANDRIA, A. RE, 1999 - *L'Ibis sacro Threskiornis aethiopicus nel Parco Naturale "Lame del Sesia" e sua presenza in Piemonte*. Avocetta, 23: 82.
- CASE T. J., D. T. BOLGER, A. D. RICHMAN, 1998 - *Reptilian Extinctions over the Last Ten Thousand Years*. In: Fielder P. L., P. M. Kareiva (eds.), *Conservation Biology for the Coming Decade*, Chapman & Hall, New York: 157-186.
- CEZILLY F., A. R. JOHNSON, 1992 - *Exotic flamingos in the Western Mediterranean Region: a case for concern?* Colonial Waterbirds, 15: 261-263.
- CHAPMAN N. J., D. I. CHAPMAN, 1980 - *The distribution of fallow deer: a worldwide review*. Mammal Rev., 10: 61-138.
- CHAPMAN J. A., J. G. HOCKMAN, M. M. C. OJEDA, 1980 - *Sylvilagus floridanus*. Mammalian species, 106: 1-8.
- CHAPMAN J. A., J. G. HOCKMAN, W. R. EDWARDS, 1982 - *Cottontails*. In: Chapman J. A., G. A. Feldhamer (eds.), *Wild Mammals of North America: Biology, Management and Economics*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore: 83-123.
- CHAPMAN N. J., R. J. PUTMAN, 1988 - *Fallow deer*. In: Corbet G. B., S. Harris (eds.), *The Handbook of British Mammals* (3rd edn), Blackwell, Oxford.

- CHAPUIS J. L., F. FORGEARD, M. C. DIDILLON, 1985 - *Etude de Sylvilagus floridanus en region mediterranneenne dans des conditions de semi-liberte. Regime alimentaire au cours d'un cycle annuel par l'analyse micrographique des fèces*. Gibier Faune Sauvage, 3: 5-31.
- CHEYLAN G., 1984 - *Le mammifères des iles de Provence et de Mediterranee Occidentale: un exemple de peuplement insulaire non equilibre?* Revue d'Ecologie (Terre Vie), 39: 37-54.
- CHEYLAN G., L. GRANJON, 1987 - *Écologie du Rat noir a Lavezzi (Corse du Sud): abondances, déplacements et reproduction*. Trav. sci. Parc. Nat. Rég. Res. nat. Corse, 12: 71-91.
- CHEYLAN G., 1988 - *Les Adaptions écologiques de Rattus rattus à la survie dans les islôts Méditerranéens (Provence et Corse)*. Bull. Ecol., 19: 417-423.
- CHRISTENSEN R., 1992 - *Flamingoernes forekomst i Danmark*. Dansk Orn. Foren. Tidsskr., 86: 123-127.
- CLEMENT P., A. HARRIS, J. DAVIS, 1993 - *Finches & Sparrows. An identification Guide*. Christopher Helm, London.
- COBB J. S., M. M. HARLIN, 1980 - *Mute swan (Cygnus olor) feeding and territoriality affects diversity and density of rooted acquatic vegetation*. Proceedings of the American Society of Zoologists, 20, pp. 882.
- COCCHI R., F. RIGA, S. TOSO, 1998 - *Biologia e gestione del Fagiano*. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, 22.
- CORBET G. B., S. HARRIS, 1991 - *The Handbook of British Mammals. Third edition*. Blackwell Science, pp. 588.
- CORBET G. B., J. E. HILL, 1992 - *The Mammals of the Indomalayan Region: a Systematic Review*. Oxford University Press, Oxford.
- COX G. W., 1999 - *Alien species in North America and Hawaii: impacts on natural ecosystems*. Island Press, Washington, D.C., pp. 387.
- CRAMP S., K. E. L. SIMMONS, 1977 - *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa*. The Birds of the Western Palearctic, Vol I: Ostrich-Ducks, Oxford University Press, Oxford, pp. 722.
- CRAMP S., K. E. L. SIMMONS, 1980 - *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa*. The Birds of the Western Palearctic, Vol II: Hawks-Bustards, Oxford University Press, Oxford, pp. 695.
- CRAMP S., C. M. PERRINS, 1994 - *Handbook of the Birds of Europe the Middle East and North Africa*. The Birds of the Western Palearctic, Vol IX: Buntings and New World Warbles, Oxford University Press, Oxford.
- CUNNINGHAM A. A., 1996 - *Diseases risks of wildlife translocations*. Conservation Biology, 2: 349-353.
- CURRADO I., P. L. SCARAMAZZINO, G. BRUSSINO, 1987 - *Note sulla presenza dello Scoiattolo grigio (Sciurus carolinensis Gmelin, 1788) in Piemonte (Rodentia: Sciuridae)*. Ann. Fac. Sci. Agr. Univ. Torino, 14: 307-331.
- CURRADO I., P. L. SCARAMAZZINO, 1989 - *Modificazioni ambientali e danni da roditori arboricoli in Piemonte*. In: Atti VI Convegno Nazionale Associazione "Alessandro Ghigi": 255-258.

- CURRADO I., P. J. MAZZOGLIO, G. AMORI, L. WAUTERS, 1997 - *Rischi biologici delle introduzioni: il caso dello Scoiattolo grigio* (*Sciurus carolinensis Gmelin, 1788*) in Italia. In: Spagnesi M., S. Toso, P. Genovesi (eds.), Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 277-284.
- D'AMICO S., M. PUIGSERVER, J. D. RODRIGUEZ-TEJJEIRO, S. GALLEGO, E. RANDI, 1999 - *Ibridazione ed introgressione di popolazioni naturali di Quaglia comune con quaglie giapponesi allevate*. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 67.
- DAL FARRA A., M. CASSOL, L. LAPINI, 1996 - *Status del Burunduk* (*Tamias sibiricus - Laxman, 1769, Rodentia, Sciuridae*) nel Bellunese (Italia nord-orientale). Boll. Mus. Civ. St. Nat. Venezia, 45: 189-193.
- DANELL K., 1996 - *Introductions of aquatic rodents: lessons of the Muskrat Ondatra zibethicus invasion*. Wildlife Biology, 2: 213-220.
- DE FRANCESCHI P., 1991 - *Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Verona (Veneto) 1983-1987*. Memorie Mus. Civ. St. Nat. Verona, ser. 2, A: 1-154.
- DEL HOYO J., A. ELLIOT, J. SARGATAL (eds.), 1992 - *Handbook of the Birds of the World. Vol. 1. Ostrich to Ducks*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 696.
- DEL HOYO J., A. ELLIOT, J. SARGATAL (eds.), 1994 - *Handbook of the Birds of the World. Vol. 2. New World Vultures to Guinea-fowl*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 638.
- DEL HOYO J., A. ELLIOT, J. SARGATAL (eds.), 1997 - *Handbook of the Birds of the World. Vol. 4. Sandgrouse to Cuckoos*. Lynx Edicions, Barcelona, pp. 679.
- DELANY S., 1993 - *Introduced and escaped geese in Britain in summer 1991*. British Birds, 86 (12): 591-599.
- DUBRAY D., D. ROUX, 1989 - *Le Colin de Californie acclimaté en Corse: quel avenir?* Bull. Men. O. N. C., 131: 21-22.
- DUNSTONE N., 1993 - *The Mink*. T & A D Poyser Ltd., London, pp. 232.
- EBENHARD T., 1988 - *Introduced Birds and Mammals and their Ecological Effects*. Swedish Wildlife Research, 13 (4): 1-107.
- FARINA R., E. ANDREANI, 1970 - *Leptosirosi degli animali selvatici in Italia*. Archivio Veterinario Italiano, 21: 127-141.
- FASCILO R., 1979 - *Uccelli non comuni da me preparati, catturati nella provincia di Alessandria negli ultimi anni*. Riv. it. Orn., 49: 46-48.
- FASOLA M., L. CANOVA, 1996 - *Conservation of Gull and Tern Colony Sites in Northeastern Italy, an Internationally Important Bird Area*. Colonial Waterbirds, 19 (Special Publication 1): 59-67.
- FEARE G. J., 1996 - *Rose-ringed parakeet Psittacula krameri: a love-hate relationship in the making?* In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), The introduction and naturalization of birds, Stationery Office Publications Centre, London: 107-112.
- FERRI M., M. VILLANI, 1995 - *Note sulla nidificazione di Parrocchetto monaco Myiopsitta monachus nel Modenese*. Picus, 21: 7-10.

- FLYGER V., J. E. GATES, 1982 - *Fox and Gray Squirrels*. In: Chapman J. A., G.A. Feldhamer (eds.), *Wild Mammals of North America: Biology, Management and Economics*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore: 209-229.
- FRATICELLI F., F. ROCCHI, 1999 - *L'Amaranto beccorosso Lagonosticta senegala a Roma*. Alula, VI (1-2): 170.
- GAINI F., 1958 - *Una Civetta delle nevi - Nyctea scandiaca L. - uccisa a Forte dei Marmi*. Riv. it. Orn., 28: 130-140.
- GANDOLFI G., S. ZERUNIAN, P. TORRICELLI, A. MARCONATO, 1991 - *I Pesci delle acque interne italiane*. Ministero Ambiente - UZI, Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma, pp. 617.
- GANTLETT S., 1993 - *The status and separation of White-headed Duck and Ruddy Duck*. Birding World, 6 (7): 273-281.
- GARIBOLDI A., 1993 - *La Nutria (Myocastor coypus) in Lombardia*. In: Spagnesi M., E. Randi (eds.), *Atti VII Convegno Nazionale dell'Associazione "Alessandro Ghigi"*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXI: 259-262.
- GATTO A., 1988 - *Presenze di Uccelli esotici in alcuni ambienti umidi della provincia di Palermo*. Migratori Alati, 1: 14.
- GEBHARDT H., 1996 - *Ecological and economical consequences of introductions of exotic wildlife (birds and mammals) in Germany*. Wildlife Biology, 2: 205-211.
- GENOVESI P., 1999 - *Activities of the World Conservation Union (IUCN)*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 119-120.
- GENOVESI P., G. AMORI, 1999 - *Conservation of Sciurus vulgaris and eradication of Sciurus carolinensis in Italy*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 101-106.
- GENOVESI P., 2000 - *Guidelines for the eradication of terrestrial vertebrates: European contribution to the Invasive Alien Species issue*. Council of Europe, Strasbourg. T-PVS, 65, pp. 31.
- GENOVESI P., S. BERTOLINO, 2000 - *Piano di Azione per il controllo dello Scoiattolo grigio (Sciurus carolinensis) in Italia*. Rapporto Ministero Ambiente, pp. 31.
- GHIGI A., 1942 - *Ricerche sulla eredità della mutazione tenebrosus nel Phasianus colchicus e nel Phasianus versicolor*. Memoria letta alla R. Accad. delle Scienze dell'Istituto di Bologna nella sessione del 31 maggio 1942. Azzoguidi, Bologna, pp. 16.
- GHIGI A., 1958 - *Fagiani, Pernici e altri Galliformi da caccia e da voliera*. Edizioni Agricole, Bologna.
- GIGLIOLI E. H., 1907 - *Secondo resoconto dei risultati dell'inchiesta ornitologica in Italia. 1. Avifauna Italiana*, Tipi Stab. Tip. S. Giuseppe, Firenze, pp. 784.
- GIUSTINO S., A. NAPPI, 1996 - *Osservazioni ornitologiche effettuate in ambiente suburbano a Napoli*. Uccelli d'Italia, 21: 33-38.
- GOLDSCHMIDT T., 1996 - *Darwin's dreampond. Drama in Lake Victoria*. Massachusset Institute of Technology press, Cambridge, Massachusset, USA.
- GOSLING L. M., S. J. BAKER, 1989 - *The eradication of muskrats and coypus from Britain*. Biological

- Journal of the Lynnean Society, 38: 39-51.
- GRATTAROLA A., 1995 - *Caratterizzazione della presenza dei Passeriformi di canneto durante la stagione post-riproduttiva: risultati di sei campagne di inanellamento sul lago di Massaciuccoli*. Tesi di Laurea in Sc. Biol., Univ. di Pisa, pp. 172.
- GREEN A., B. HUGHES, 1996 - *Action plan for the Withe-headed Duck (Oxyura leucocephala) in Europe*. In: Heredia B., L. Rose, M. Painter (eds.), *Globally threatened birds in Europe, Action plans*, Council of Europe Publishing, Strasbourg: 119-145.
- GRUSSU M., 1993 - *Il problema delle garzette scure in Europa e in Italia*. Riv. Ital. di Birdwatching, 1: 11-34.
- GRUSSU M., 1996 - *Check-list of the birds of Sardinia (first part)*. Riv. it. Orn., 65: 113-122.
- GUBERTI V., C. CUCCHI, 1996 - *Fallow deer as a resource for micro and macro parasites*. In: Focardi S., B. M. Poli (eds.), *Resources Utilization in Fallow Deer*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXV: 171-184.
- GUERRERO J., F. LOPE, C. CRUZ, 1989 - *Un nouvel Estrilidae nicheur dans le sud-ouest de l'Espagne: Estrilda astrild*. Alauda, 57: 234.
- GULLAND, F. M. D., 1997 - *The impact of parasites on wild animal populations*. Parassitologia, 39: 287-291.
- GURNELL J., 1987 - *The Natural History of Squirrels*. Helm, London, pp. 201.
- GUYOMARCH J. C., S. SPANÒ, S. DEREGNAUCOURT, A. ARILLO, A. LATTES, M. C. DANI, A. RISSO, 1999 - *Rischi di inquinamento genetico per le popolazioni migratrici di Quaglia europea Coturnix c. coturnix a seguito dei lanci di quaglie di allevamento*. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 66.
- HAGEMEIJER W. J. M., M. J. BLAIR (eds.), 1997 - *The EBCC Atlas of European Breeding Birds: Their Distribution and Abundance*. T & AD Poyser, London.
- HANCOCK J., J. KUSHLAN, 1984 - *The Herons*. Handbook. Croom Helm, London, pp. 288.
- HANDRINOS G., T. AKRIOTIS, 1997 - *The Birds of Greece*. Christopher Helm, A & C Black, London, pp. 336.
- HARRIS A., H. SHIRIHAI, D. CHRISTIE, 1996 - *The Macmillan Birder's Guide to European and Middle Eastern Birds*. Macmillan, London.
- HARRISON P., 1989 - *Seabirds an identification guide*. Rev. ed. Christopher Helm, London.
- HARS D., 1992 - *Le Martin triste, Acridotheres tristis, une espèce exotique installée à Dunkerque (Nord) depuis 1986*. Le Heron, 24: 289-292.
- HERSTEINSSON P., 1999 - *Methods to eradicate the American mink (Mustela vison) in Iceland*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 25-29.
- HILL D., ROBERTSON P., 1988 - *The Pheasant: ecology, management and conservation*. BSP Professional Books, pp. 281.
- HONE J., 1994 - *Analysis of Vertebrate Pest Control*. Cambridge University Press, Cambridge.
- HONEGGER R. E., 1981 - *List of amphibians and reptiles either known or thought to have become extinct*

- since 1600. *Biological Conservation*, 19: 141-158.
- HUGHES B., 1996 - *The Ruddy Duck Oxyura jamaicensis in Europe and the threat to the White-headed Duck Oxyura leucocephala*. *Oxyura*, VIII (1): 51-64.
- HUGHES B., 1999 - *The Status of the Ruddy Duck (Oxyura jamaicensis) in the Western Palearctic and an action plan for eradication, 1999-2002*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 93-100.
- HUGHES B., J. CRIADO, S. DELANY, U. GALLO-ORSI, A. GREEN, M. GRUSSU, C. PERENNOU, J. TORRES, 2000 - *The status of the North American Ruddy Duck Oxyura jamaicensis in the Western Palearctic: towards an action plan for eradication*. *TWSG News*, 12: 26-33.
- IUCN, 1987 - *The IUCN Position Statement on the Translocation of Living Organisms. Introductions, re-introductions and re-stocking*. IUCN Species Survival Commission, Gland, Switzerland.
- IUCN, 2000 - *IUCN Guidelines for the Prevention of Biodiversity Loss caused by Alien Invasive Species*. Approved by the 51st Meeting of the IUCN Council, Gland, Switzerland, February 2000. <http://iucn.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm>
- JOHNSGARD P. A., 1988 - *The quails, partridges, and francolins of the world*. Oxford University Press, Oxford.
- JOHNSGARD P. A., M. CARBONELL, 1996 - *Ruddy ducks and other stiffails: their behavior and biology*. University of Oklahoma Press, Norman (USA).
- JOHNSON A. R., 1998 - *Flamingo ringing in 1995-1996*. Flamingo Specialist Group, Wetlands International, 8, p. 20.
- JONES A., 1996 - *Monitoring captive bird populations in Great Britain*. In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: 13-17.
- JONSSON L., 1992 - *Birds of Europe*. Helm, London.
- JUNIPER T., M. PARR, 1998 - *Parrots. A guide to the Parrots of the World*. Pica Express, Sussex.
- KAISER G. W., R. H. TAYLOR, P. D. BUCK, J. E. ELLIOTT, G. R. HOWALD, M. C. DREVER, 1997 - *The Langara Island Seabird Habitat Recovery Habitat Project: Eradication of Norway Rats - 1993-1997*. Technical Report Series n. 304, Canadian Wildlife Service, Pacific and Yukon Region, British Columbia.
- KAUHALA K., 1996 - *Introduced carnivores in Europe with special reference to central and northern Europe*. *Wildlife Biology*, 2: 197-204.
- KING C. M. (ed.), 1990 - *The Handbook of the New Zealand Mammals*. Oxford University Press, Auckland, pp. 600.
- KING W. B., 1985 - *Island birds: will the future repeat the past?* In: Moors P. J. (ed.), *Conservation of island birds*, International Council for Bird Preservation, Cambridge, University Press, Cambridge, UK: 3-15.
- KOWALASKI K., B. RZEBIK-KOWALASKA, 1991 - *Mammals of Algeria*. Polish Academy of Science, Ossolineum, Wrocław.

- KRAPP F., 1978 - *Tamias sibiricus (Laxmann 1769)-Burunduk*. In: Niethammer G., F. Krapp. (eds.), *Handbuch der Säugetiere Europas*, Band 1/I, Rodentia I, Akademische Verlagsgesellschaft, Wiesbaden: 116-121.
- LANFRANCHI P., V. GUBERTI, 1997 - *Aspetti sanitari delle immissioni faunistiche*. In: Spagnesi M., S. Toso, P. Genovesi (eds.), *Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 47-60.
- LAPINI L., 1991 - *Il Visone americano nel Friuli-Venezia Giulia*. Fauna, 2: 44-49.
- LAPINI L., D. SCARAVELLI, 1993 - *Primi dati sul Topo muschiato Ondatra z. zibeticus (Linneo, 1766) nell'Italia Nord-orientale (Mammalia, Rodentia, Arvicolidae)*. In: Spagnesi M., E. Randi (eds.), *Atti VII Convegno dell'Associazione A. Ghigi per la Biologia e la Conservazione dei Vertebrati*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXI: 249-252.
- LE CORRE M., 2000 - *Le Rossignol du Japon Leiothrix lutea (Sylviidés, Timaliiné), nouvelle espèce introduite à la Réunion (Océan Indien)*. Alauda, 68 (1): 68-71.
- LEKAGUL B., A. MCNEELEY J., 1977 - *Mammals of Thailand*. Bangkok, pp. 758.
- LEVER C., 1985 - *Naturalized mammals of the world*. Longman, New York, pp. 487
- LEVER C., 1987 - *Naturalized birds of the world*. Longman Scientific & Technical, UK, pp. 615.
- LEVER C., 1994 - *Naturalized animals: the ecology of successfully introduced species*. T & A D Poyser Natural History, London, pp. 354.
- LEVER C., 1996 - *Introduction*. In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: vii-viii.
- LEWINGTON I., P. ALSTRÖM, P. COLSTON, 1992 - *A field guide to the rare birds of Britain and Europe*. Second edition. Collins, Jersey.
- LINNET A., 1999 - *The use of different kinds of baits in death-traps for American mink and the effect on non target victims in Denmark*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 73-78.
- LINScombe G., N. KINLER, R. J. AULERICH, 1982 - *Mink (Mustela vison)*. In: Chapman J. A., G. A. Feldhamer (eds.), *Wild Mammals of North America: Biology, Management and Economics*, The Johns Hopkins University Press, Baltimore: 629-643.
- LOCATELLI R., P. PAOLUCCI, 1998 - *Insettivori e piccoli roditori del Trentino*. Collana Naturalistica n. 7, Giunta della Provincia Autonoma di Trento, Trento.
- LO VALVO M., B. MASSA, M. SARÀ, 1993 - *Uccelli e paesaggio in Sicilia alle soglie del terzo millennio*. Il Naturalista Siciliano, XVII (Suppl.): 75.
- LUCCHINI V., E. RANDI, 1999 - *Diversità genetica e struttura filogeografica in popolazioni di Coturnice (Alectoris graeca)*. In: *Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina*, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 25.
- LUCCHINI V., M. TOCCHINI, G. SAMMURI, P. BIAGINI, E. RANDI, 1999 - *Il progetto di reintroduzione della Pernice rossa in provincia di Grosseto*. In: *Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina*, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 75.
- LURZ P. W. W., S. P. RUSHTON, L. A. WAUTERS, S. BERTOLINO, I. CURRADO, P. J. MAZZOGGIO,

- M. D. F. SHIRLEY (in stampa) - *Predicting grey squirrel expansion in North Italy: a spatially modelling approach*. Landscape Ecology.
- MACDONALD D., P. BARRETT, 1993 - *Mammals of Britain and Europe*. Collins, London, pp. 312.
- MACK R. N., D. SIMBERLOFF, W. M. LONSDALE, H. EVANS, M. CLOUT, F. A. BAZZAZ, 2000 - *Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control*. Ecological Applications, 10 (3): 689-710.
- MADGE S., H. BURN, 1988 - *Wildfowl. An identification guide to the ducks, geese and swans of the world*. Christopher Helm, London.
- MADSEN J., G. CRACKNELL, T. FOX, 1999 - *Goose populations of the Western Palearctic*. Wetlands International Publication, 48, pp. 343.
- MARANINI N., C. GALUPPO, 1993 - *Nidificazione di Amazzone a fronte blu Amazona aestiva nella città di Genova*. Picus, 19: 133-134.
- MARANINI N., C. GALUPPO, 1994 - *Ulteriori notizie sul Parrocchetto dal collare Psittacula krameri e sul Pappagallo monaco Myopsitta monachus a Genova*. Picus, 20: 85-89.
- MARCHANT S., P. J. HIGGINS (eds.), 1990 - *Handbook of Australian New Zealand and Antarctic Birds*. Volume I, Ratites to Ducks, Oxford University Press, Melbourne, pp. 1400.
- MARCHANT J., 1996 - *Recording and monitoring of escaped and introduced birds in Britain and Ireland*. In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: 1-11.
- MASSETI M., 1996 - *The postglacial diffusion of the genus Dama Frisch, 1775, in the Mediterranean region*. In: Focardi S., B. M. Poli (eds.), *Resources Utilization in Fallow Deer*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXV: 7-29.
- MCNEELY J. A. (ed.), in prep. - *An introduction to human dimensions of invasive alien species*.
- MENEGUZZ P. G., L. CAPUCCI, D. NIEDDU, A. LAVAZZA, 2000 - *Role of Sylvilagus floridanus in the epidemiology of Rabbit Haemorrhagic Disease and European Brown Hare Syndrome*. In: Atti V Congresso Internazionale European Society for Veterinary Virology: 207-208.
- MESCHINI E., S. FRUGIS (eds.), 1993 - *Atlante degli Uccelli nidificanti in Italia*, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XX: 1-334.
- MEYER DE SCHAUENSEE R., 1992 - *The Birds of China*. Oxford University Press, Oxford.
- MEZZAVILLA F., U. BATTISTELLA, 1987 - *Nuove ricerche sulla presenza del Bengalino comune (Amandava amandava) in Provincia di Treviso*. Riv. it. Orn., 57 (1-2): 33-40.
- MITCHELL-JONES A. J., G. AMORI, W. BOGDANOWICZ, B. KRYŠTUFK, P. J. H. REIJNDERS, F. SPITZENBERGER, M. STUBBE, J. B. M. THISSEN, V. VOHRAÍK, J. ZIMA (eds.), 1999 - *The atlas of European Mammals*. Academic Press, London.
- MOCCI DEMARTIS A., M. MURRU, 1995 - *Avvistamenti di Cigno nero (Cygnus atratus) in libertà*. Uccelli d'Italia, 20: 56-57.
- MØLLER A. P., 1983 - *Damage by Rats Rattus norvegicus to the Breeding Birds on Danish Islands*. Biological Conservation, 25: 5-18.
- MOLTONI E., 1945 - *Pappagalli in libertà nei giardini pubblici di Milano e loro nidificazione in colonia in associazione con il passero*. Riv. it. Orn., 15: 98-106.

- MOORS P. J., I. A. E. ATKINSON, 1984 - *Predation on Seabird by Introduced Animals and factors Affecting its Severity*. In: Croxall J. P., P. G. H. Evans, R. W. Schreiber (eds.), Status and Conservation of the World's Seabird, International Council for Bird Protection Technical Publication, 2: 667-690.
- MUSSA P. P., G. MEINERI, B. BASSANO, 1996 - *Il Silvilago in Provincia di Torino*. Habitat, 8: 5-11.
- NICOLI A., 1994 - *Presenza di esemplari di Vedova paradisea (Steganura paradisea) e di Ploceidi nel Salento*. Migratori Alati, 6: 17.
- NINNI A. P., 1882 - *Forme inedite o poco note di rosicanti veneti*. Antonelli, Venezia, pp. 21.
- NOKES D. J., 1992 - *Microparasites: Virus and Bacteria*. In: Crawley M. J. (ed.), Natural Enemies, Blackwell Scientific Publications: 349-373.
- NUMMI P., 1996 - *Wildlife introductions to mammal-deficient areas: the Nordic countries*. Wildlife Biology, 2: 221-226.
- OLIVEIRA P. J., 1999 - *Habitat restoration on Deserta Grande, Madeira (Portugal): eradication of non-native mammals*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 49
- ORUETA J. F., R. Y. ARANDA, 1998 - *Methods to control and eradicate non native terrestrial vertebrate species*. Council of Europe, Strasbourg, T-PVS, 67e.
- PALMER R. S. (ed.), 1976 - *Handbook of North American Birds, vol 2, part 1*. Yale Univ. Press.
- PARKIN D. T., 1996 - *Colonization and hybridisation in birds*. In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), The introduction and naturalization of birds, Stationery Office Publications Centre, London: 25-35.
- PARODI R., F. PERCO, 1993 - *Segnalazioni di Pellicano rossiccio (Pelecanus rufescens) nell'Italia nord-orientale*. Fauna, 3: 120-123.
- PASCAL M., J. L. CHAPUIS, 1999 - *Eradication of mammals introduced in the islands*. In: Workshop on the control and eradication of non-native terrestrial vertebrates, Council of Europe Publishing, Environmental encounters, 40: 31-42.
- PEDROTTI L., E. DUPRÈ (in stampa) - *Banca Dati Ungulati. Status, distribuzione, consistenza, gestione, prelievo venatorio e potenzialità delle popolazioni di Ungulati in Italia*. Biol. Cons. Fauna.
- PENLOUP A., J. L. MARTIN, G. GORY, D. BRUNSTEIN, V. BRETAGNOLLE, 1997 - *Distribution and breeding success of pallid swifts, Apus pallidus, on Mediterranean island: nest predation by the roof rat, Rattus rattus, and nest quality*. Oikos, 80: 78-88.
- PERCO Fr., 1981 - *Daino Dama dama*. In: Distribuzione e biologia di 22 specie di Mammiferi, CNR, Roma: 131-135.
- PERRY H. R., 1982 - *Musk rats*. In: Chapman J. A., G. A. Feldhamer (eds.), Wild Mammals of North America: Biology, Management and Economics, The Johns Hopkins University Press, Baltimore: 282-325.
- PEZZO F., M. MORELLINI, 1999 - *Breeding attempt of the Village Weaver, Ploceus cucullatus, at Montepulciano Lake (Siena, Central Italy)*. Riv. it. Orn., 69 (1): 142-145.
- PFEFFER P., R. SETTIMO, 1973 - *Deplacement saisonniers et competition vitale entre mouflons, chamois et bouquetins dans la reserve du Mercantour (Alpes Maritimes)*. Mammalia, 27: 203-219.

- PIETSCH M., 1982 - *Ondatra zibethicus* (Linnaeus, 1766). In: Niethammer J., F. Krapp (eds.), *Handbuch der Säugetiere Europas*, Band 2/I, Rodentia II, Akademische Verlagsgesellschaft, Weisbaden: 177-192.
- PIMENTEL D., L. LACH, R. ZUNIGA, D. MORRISON (in prep.) - *Environmental and economic costs associated with non- indigenous species in the United States*.
- PRATESI F., 1975 - *Clandestini in città*. Mondadori, Verona.
- PROBERT B. L., J. A. LITVAITIS, 1996 - *Behavioural interactions between invading and endemic Lagomorphs: implications for conserving a declining species*. *Biological Conservation*, 76: 289-295.
- RANDI E., 1996 - *A mitochondrial cytochrome b phylogeny of the Alectoris partridges*. *Molecular Phylogenetics and Evolution*, 6: 214-227.
- RANDI E., N. MUCCI, F. CLARO-HERGUETA, A. BONNET, E. J. P. DOUZERY, 2000 - *A mitochondrial DNA control region phylogeny of the Cervinae: speciation in Cervus and implication for conservation*. *Animal Conservation*, 4.
- RE A., 1999 - *Ibis sacro: dal Nilo alla Lame del Sesia*. Piemonte Parchi, 86, p. 37.
- REGGIANI G., L. BOITANI, S. D'ANTONI, R. DE STEFANO, 1993 - *Biology and control of the coypu in the Mediterranean area*. In: Spagnesi M., E. Randi (eds.), *Atti VII Convegno Nazionale dell'Associazione "Alessandro Ghigi"*. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXI: 259-262.
- REGGIANI G., L. BOITANI, R. DE STEFANO, 1995 - *Population dynamics and regulation in the coypu Myocastor coypus in central Italy*. *Ecography*, 18: 138-146.
- REINO L. M., T. SILVA, 1996 - *Distribution and expansion of the common waxbill Estrilda astrid in Portugal*. In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: 103-106.
- RIGA F., R. COCCHI, 1997 - *Programma di monitoraggio della composizione della popolazione di nutria Myocastor coypus (Molina, 1782) presente nelle valli di Argenta e Marmorta (FE)*. Rapporto tecnico non pubblicato, pp. 73.
- ROBERTS T. J., 1992 - *The Birds of Pakistan Vol. 2 Passeriformes: Pittas to Buntings*. Oxford University Press, Karachi, pp. 617.
- ROBERTSON P., 1996 - *Naturalised introduced gamebirds in Britain*. In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: 63-69.
- RODDA G. H., T. H. FRITTS, P. J. CONRY, 1992 - *Origin and population growth of the brown tree snake, Boiga irregularis, on Guam. Pacific*. *Science*, 46: 46-57.
- ROSSI L., P. G. MENEGUZ, P. LANFRANCHI, T. BALBO, 1987 - *Progetto per uno sviluppo programmato degli Ungulati selvatici*. Parte I. Regione Piemonte, IPLA.
- ROWE J. J., M. A. GILL, 1985 - *The susceptibility of tree species to bark-stripping damage by grey squirrels (Sciurus carolinensis) in England and Wales*. *Quarterly Journal of Forestry*, 79: 183-190.
- RUESINK J. L., I. M. PARKER, M. J. GROOM, P. M. KAREIVA, 1995 - *Reducing the risk of Non-indigenous Species Introductions*. *BioScience*, 45 (7): 465-477.
- SANGSTER G., 1997 - *Species limits in flamingos, with comments on the lack of consensus on taxonomy*.

- Dutch Birding, 19: 193-198.
- SANGSTER G., C. J. HAZEVOET, A. B. VAN DEN BERG, C. S. ROSELAAR, R. SLUYS, 1999 - *Dutch avifaunal list: species concepts, taxonomic instability, and taxonomic changes in 1977-1998*. Ardea, 87 (1): 139-165.
- SANTINI L., 1983 - *I roditori italiani di interesse agrario e forestale*. CNR, Padova, pp. 168.
- SCOTT M. E., 1988 - *The impact of infection and disease on animal populations: implications for conservation biology*. Conservation Biology, 2: 40-45.
- SERRA L., A. MAGNANI, P. DALL'ANTONIA, N. BACCETTI, 1997 - *Risultati dei censimenti degli Uccelli acquatici svernanti in Italia, 1991-1995*. Biol. Cons. Fauna, 101: 1-312.
- SHURTLEFF L. L., C. SAVAGE, 1996 - *The Wood Duck and the Mandarin*. The Northern Wood Ducks, University of California Press, Berkeley.
- SIBLEY C. G., B. L. JR. MONROE, 1990 - *Distribution and Taxonomy of the Birds of the World*. Yale University Press, New Haven, pp. 1111.
- SILVANO F., C. ACQUARONE, M. CUCCO, 2000 - *Distribution of the Eastern cottontail Sylvilagus floridanus in the province of Alessandria*. Hystrix, 11: 75-78.
- SIMBERLOFF D., 1996 - *Hybridization between native and introduced wildlife species: importance for conservation*. Wildlife Biology, 2: 143-150.
- SJÖBERG G., H. M. T. HOKKANEN, 1996 - *Conclusions and recommendations of the OECD workshop on the ecology of introduced, exotic wildlife: Fundamental and economic aspects*. Wildlife Biology, 2: 131-133.
- SNOW D. W., C. M. PERRINS, 1998a - *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 1 - Non-Passerines*. Oxford University Press: 1-1008.
- SNOW D. W., C. M. PERRINS, 1998b - *The Birds of the Western Palearctic. Concise Edition. Vol. 2 - Passerines*. Oxford University Press: 1009-1697.
- SOOTHILL E., P. WHITEHEAD, 1996 - *Wildfowl: a world guide*. Blandford, London, pp. 297.
- SPAGNESI M., V. TROCCHI, 1992 - *La lepree; biologia, allevamento, patologia e gestione*. Edagricole, Bologna.
- SPAGNESI M., S. TOSO (eds.), 1999 - *Iconografia dei Mammiferi d'Italia*. Ministero dell'Ambiente - Servizio Conservazione Natura e Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.
- SPANÒ S., 1975 - *Considerazioni biogeografiche sul genere Alectoris Kaup, 1829 (Galliformes, Phasianidae)*. Annali Mus. Civ. St. Nat. "G. Doria", 80: 286-293.
- SPANÒ S., G. TRUFFI, 1986 - *Il Parrocchetto dal collare, Psittacula krameri, allo stato libero in Europa, con particolare riferimento alle presenze in Italia, e primi dati sul Pappagallo monaco, Myiopsitta monachus*. Riv. it. Orn., 56 (3-4): 231-239.
- SPANÒ S., G. TRUFFI, 1998 - *Parrocchetto dal collare Psittacula krameri (Scopoli, 1769)*. In: Spanò S., G. Truffi, B. Burlando (eds.), Atlante degli uccelli svernanti in Liguria, Microart's, Recco, pp. 125.
- SPOSIMO P., L. COLLIGIANI, I. CORSI, M. GIUNTI, F. ROSSI, 1999 - *Catture di Bengalino comune Amandava amandava nel Padule di Fucecchio (Toscana)*. Avocetta, 23: 166.
- STIVAL E., 1999 - *Nuove segnalazioni di Oca del Canada, Branta canadensis, nel Veneto*. Riv. ital.

Ornit., 69: 234-235.

- STUBBE M., 1982 - *Myocastor coypus*. In: Niethammer J., F. Krapp. (eds.), Handbuch der Säugetiere Europas. Band 2/I, Rodentia II, Akademische Verlagsgesellschaft, Weisbaden: 607-630.
- TATE G. H. H., 1947 - *Mammals of Eastern Asia*. The Macmillan Company, New York, pp. 366.
- TELLINI FLORENZANO G., E. ARCAMONE, N. BACCETTI, E. MESCHINI, P. SPOSIMO, 1997 - *Atlante degli uccelli nidificanti e svernanti in Toscana*. Quad. Mus. Stor. Nat. Livorno - Monografie, 1.
- THIBAUT J. C., 1992 - *Eradication of the Black rat from the Toro Islets (Corsica): remarks about an unwanted colonizer*. Avocetta, 16: 114-117.
- THIBAUT J. C., 1994 - *Effect of predation by the Black rat Rattus rattus on the breeding success of Cory's Shearwater Calonectris diomedea in Corsica*. Marine Ornithology, 23: 1-10.
- THIBAUT J. C., G. BONACCORSI, 1999 - *The Birds of Corsica*. BOU Checklist n. 17, pp. 171.
- TINARELLI R., 1999 - *La Nutria quale fattore limitante delle popolazioni nidificanti di Svasso maggiore, Tuffetto e Mignattino piombato in Emilia Romagna*. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 42.
- TOCCHETTO G., 1999 - *Indagine sulla predazione di uova di anatidi da parte della Nutria (Myocastor coypus) in una zona umida della provincia di Treviso*. In: Atti IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Riassunti: 148.
- TOMICH P. Q., 1986 - *Mammals in Hawaii*. (2nd edn) Bishop Museum Press, Honolulu.
- TOSCHI A., 1965 - *Mammalia*. Fauna d'Italia, vol.VII. Calderini, Bologna.
- TOSI G., S. TOSO, 1992 - *Indicazioni generali per la gestione degli Ungulati*. Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, Documenti Tecnici, 11.
- TOUT P., 1994 - *Origin of European Pink-backed Pelicans*. Brit. Birds, 87, p. 573.
- TOWNS T. R., D. SIMBERLOFF, I. A. E. ATKINSON, 1997 - *Restoration of New Zealand islands: redressing the effects of introduced species*. Pacific Conservation Biology, 3: 99-124.
- TREMP J., 1995 - *Feral Flamingos in Germany and the Netherlands*. Flamingo Specialist Group, Wetlands International, 7: 50-51.
- TREMP J., 1998 - *Feral Flamingos in the Netherlands 1995-1997*. Flamingo Specialist Group, Wetlands International, 9: 23.
- TWIGG G., 1975 - *The Brown Rat*. David & Charles, Newton Abbot, pp. 150
- UECKERMAN E., H. HANSEN, 1994 - *Das Damwild*. Verlag Paul Parey, Hamburg.
- URDIALES C., P. PEREIRA, 1993 - *Identification key of O. jamaicensis, O. leucocephala and their hybrids*. ICONA, Madrid.
- VALLON G., 1914 - *Prima cattura in Italia della "Ardea melanocephala" (Vigers e Children.)*. Riv. it. Orn., 3: 17-21.
- VEITCH C. R., 1995 - *Habitat repair: a necessary prerequisite to traslocation of threatened birds*. In: Serena M. (ed.), Reintroduction biology of Australian and New Zealand fauna, Surrey Beatty & Sons, Chipping Norton: 97-104.
- VELATTA F., B. RAGNI, 1991 - *La popolazione di Nutria (Myocastor coypus) del Lago Trasimeno. Consistenza, struttura e controllo numerico*. In: Sagnesi M., S. Toso, (eds.), Atti II Convegno

- Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol Selvaggina, XIX: 311-326.
- VIDAL P., R. ZOTIER, 1998 - *Rehabilitation ecologique des îles de Marseille (France): une expérience de dératisation*. In: Walmsley J. G., V. Gouter, A. El Hili, J. Sultana (eds.), *Ecologie des oiseaux marins et gestion intégrée du littoral en Méditerranée*, IV Symposium Méditerranéen des oiseaux marins, Medmaravis, Arcs Editions, Tunis: 122-133.
- VIGNE J. D., 1987 - *L'extinction holocène du fond de peuplement mammalien indigène des îles de Méditerranée occidentale*. Mém. Soc. géol. France, 150: 167-177.
- VIGNE J. D., 1992 - *Zooarchaeology and the biogeographical history of the mammals of Corsica and Sardinia since the last ice age*. Mammal Review, 22: 87-96.
- VINICOMBE K., A. MARCHANT, A. KNOX, 1993 - *Review status and categorisation of feral birds on the British List*. British Birds, 86 (12): 605-614.
- VINOGRADOV B. S., A. I. ARGIROPULO, 1968 - *Fauna of the U.S.S.R. Mammals: key to Rodents*. S. Monson, Israel, pp. 241.
- WATTOLA G., J. R. ALLAN, C. J. FEARE, 1996 - *Problems and management of naturalised introduced Canada geese Branta canadensis in Britain*. In: Holmes J. S., J. R. Simons (eds.), *The introduction and naturalization of birds*, Stationery Office Publications Centre, London: 71-77.
- WAUTERS L. A., I. CURRADO, P. J. MAZZOGGIO, J. GURNELL, 1997 - *Replacement of red squirrel by introduced grey squirrels in Italy: evidence from a distribution survey*. In: Gurnell J., P. Lurz (eds.), *The Conservation of Red Squirrels, Sciurus vulgaris L.*: 79-88.
- WILLIAMSON M., 1996 - *Biological invasion*. Chapman & Hall, Londra, pp. 244.
- WILSON D. E., D. A. M. REEDER (eds.), 1993 - *Mammal species of the world: a taxonomic and geographic reference*. Second Edition, Smithsonian Institution Press, Washington, pp. 1206.
- ZANETTI M. (ed.), 2000 - *Flora e fauna della pianura veneta orientale*. OFV, San Donà di Piave, pp.141.

Finito di stampare nel mese di febbraio 2001
dalla Tipolitografia F.G. Savignano s/Panaro - Modena

