



La gestione delle specie alloctone in Italia

Il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana - Atti del Convegno Nazionale



Quaderni del **Padule di Fucecchio**

N.2



Centro di Ricerca,
Documentazione e
Promozione del
Padule di Fucecchio

Quaderni del Padule di Fucecchio
n. 2

Atti del Convegno Nazionale

Le gestione delle specie alloctone in Italia:
il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana

Firenze, 24-25 ottobre 2002

A cura di Riccardo Petrini e Emilia Venturato

Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione
del Padule di Fucecchio

Regione Toscana
Progetto *Lungo le rotte migratorie*

Provincia di Firenze

Università di Firenze
Dipartimento di Biologia Animale e Genetica



Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione
del Padule di Fucecchio

Via di Castelmartini 125/a, 51036 Larciano (PT)
tel./fax 0573-84540, e-mail fucecchio@zoneumidetoscane.it
www.zoneumidetoscane.it/eventi/padeventi.html

LUNGO LE ROTTE MIGRATORIE
PROGETTO PER LA GESTIONE DELLA RETE FRUITIVA E ORGANIZZATIVA
DELLE AREE UMIDE DELLA TOSCANA SETTENTRIONALE
3° Programma Triennale Aree Protette 2000-2003 della Regione Toscana

Regione Toscana – Provincie di Pistoia, Firenze, Lucca, Pisa – Circondario Empolese
Valdelsa – Comuni di Ponte Buggianese, Larciano, Monsummano T., Pieve a Nievole,
Quarrata, Fucecchio, Bientina, Capannori

Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio
Consorzio di Bonifica del Padule di Fucecchio - Consorzio di Bonifica di Bientina

Fondazione Montanelli-Bassi – WWF Toscana

Azienda agricola Serafini Renzo – Azienda agricola Il Bottaccio

Per la citazione di questo volume si raccomanda la seguente dizione:

Petrini R. & Venturati E. (a cura di) 2002. Atti del Convegno Nazionale “La gestione delle specie alloctone in Italia: il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana”. *Quaderni del Padule di Fucecchio n. 2. Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio.*

© 2002 Centro Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio
Stampa: Grafiche Cappelli srl - Sesto Fiorentino
Copertina: grafica di *Arts & altro* s.a.s.; foto di Alessandro Magrini e Saulo Bambi

Convegno Nazionale

Le gestione delle specie alloctone in Italia:
il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana

24-25 ottobre 2002

Sala Convegni della Cassa di Risparmio di Firenze
Via Folco Portinari 5 – Firenze

Organizzazione

Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione
del Padule di Fucecchio

Comitato Scientifico

Roberto Cocchi (Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica)
Francesca Gherardi (Università di Firenze)
Sandro Lovari (Università di Siena)
Vito Mazzarone (Provincia di Firenze)
Riccardo Petrini (Centro R.D.P. del Padule di Fucecchio)
Paolo Maria Politi (WWF Toscana)
Luciano Santini (Università di Pisa)

Indice

Saluto dell'Assessore alla Pianificazione Territoriale Parchi ed Aree Protette, Difesa del Suolo della Provincia di Firenze LUCIANA CAPPELLI	1
Saluto del Presidente del Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio Onlus LUIGI TURINI	3
Le immissioni faunistiche: aberrazioni, principi e nuove normative Franco Perco & Sandro Lovari	5
Problematiche di conservazione della biodiversità: l'impatto delle specie alloctone STEFANO Petrella	9
Approccio generale alle problematiche del contenimento numerico della nutria Roberto Cocchi	15
Problema <i>Myocastor</i>: considerazioni dall'esperienza ravennate DINO SCARAVELLI	25
La nutria (<i>Myocastor coypus</i>) in Piemonte: danni, interventi di controllo e problematiche di gestione Sandro Bertolino	29
La nutria selvatica quale potenziale "reservoir" di agenti trasmissibili all'uomo: situazione in Italia e nel mondo GIUSEPPE Arcangeli	31
L'impatto della nutria sulle zone umide dell'Emilia Romagna e considerazioni sulle misure di controllo Roberto Tinarelli	39
L'impatto della nutria (<i>Myocastor coypus</i>) nella Riserva Naturale Tevere-Farfa (RM) SUSANNA D'ANTONI, ALESSANDRA PACINI, GIOVANNA COCCHIERI, CLAUDIA PITTIglio, Gabriella REGGIANI	41
La nutria nella Toscana meridionale: una sintesi Novella Franconi	51
Attività di controllo numerico della popolazione di nutria sul territorio della Provincia di Rovigo: strategie, metodi, difficoltà, gestione e risultati conseguiti dal 1995 ad oggi Francesco Veronese	59
I mammiferi terrestri non volatori delle isole mediterranee: un esempio del ruolo d'invasione biologica da parte di specie alloctone nell'omogeneizzazione della biodiversità MARCO MASSETI	67

Invasioni biologiche: impatto sulla biodiversità e priorità di azione per il futuro	
PIERO GENOVESI	75
Specie ittiche alloctone d'acqua dolce: evoluzione storica e stato attuale in Italia	
GIUSEPPE MAIO	81
<i>Proprietà invasive di Procambarus clarkii</i>	
SILVIA BARBARESI	89
Tecniche di controllo e di eradicazione dei gamberi invasivi	
FRANCESCA GHERARDI & PATRIZIA ACQUISTAPACE	95
Andamento temporale della popolazione del crostaceo <i>Procambarus clarkii</i> nel comprensorio del Lago di Massaciuccoli	
PAOLO ERCOLINI	101
I gamberi alloctoni nel Lazio (Italia)	
MASSIMILIANO SCALICI & GIANCARLO GIBERTINI	109
L'arrivo dei gamberi rossi americani a Massaciuccoli: un caso giornalistico	
DAMIANO FEDELI	117
<i>Testuggini alloctone in Italia: il caso di Trachemys</i>	
SUSANNA PIOVANO & CRISTINA GIACOMA	125
Effetti dell'introduzione delle specie ittiche sugli Anfibi e proposte per limitare l'impatto	
CARLO SCOCCIANTI	133
<i>Poster</i>	
Stato delle conoscenze sulla nutria (<i>Myocastor coypus</i>) in Lombardia e problematiche di gestione	
ALESSANDRO BALESTRIERI, LUIGI REMONTI & CLAUDIO PRIGIONI	141
Evoluzione del popolamento di <i>Myocastor coypus</i> in Provincia di Forlì	
DINO SCARAVELLI	149
L'acclimatazione del persico trota (<i>Micropterus salmoides</i>, Lacépède 1802) nel Lago di Bracciano (Lazio)	
ANDREA MARINELLI, MASSIMILIANO SCALICI, GIUSEPPE MOCCIA & GIANCARLO GIBERTINI	153
Lungo le rotte migratorie. Progetti di ricerca: la nutria	
RICCARDO PETRINI, ALESSIO BARTOLINI & EMILIA VENTURATO	159
Note conclusive	165

Saluto dell'Assessore alla Pianificazione Territoriale Parchi ed Aree Protette, Difesa del Suolo della Provincia di Firenze

La Provincia di Firenze è felice di presentare questo convegno che si inserisce all'interno di un quadro più articolato di progetti ambientali, naturalistici e culturali che interessano le zone umide.

L'attuale convegno si colloca nella fase di raggiunta maturità del programma "Lungo le rotte migratorie".

La Provincia è fra gli enti finanziatori del progetto ed apprezza i buoni risultati raggiunti dai numerosi interventi: la realizzazione di materiale promozionale, divulgativo e didattico, la realizzazione di un sito web, i progetti di ricerca sulla vegetazione, l'avifauna e le specie aliene, gli interventi strutturali sulla Riserva Naturale.

Nella realizzazione riconosciamo l'impegno del Centro di Documentazione del Padule di Fucecchio teso a garantire un approccio scientifico alla trattazione del complesso e delicato ambiente naturale e ad assicurare un supporto di ricerca e di documentazione importante per le Amministrazioni interessate.

Il progetto "Lungo le rotte migratorie" ha sostanzialmente raggiunto un obiettivo importante: la costruzione di un sistema tra tutti gli attori responsabili di pianificazione e gestione delle aree protette, nello specifico delle zone umide e il loro coordinamento nella programmazione, individuazione di priorità e finanziamento degli interventi.

Sul nostro territorio si sta delineando una forma di gestione delle risorse naturali unitaria e ragionata per tematismi che potrà sempre di più integrarsi in una logica di sistema.

In questo quadro la Provincia di Firenze ed il Circondario Empolese hanno recentemente approvato il Regolamento per la Riserva Naturale e l'Area Contigua del Padule di Fucecchio nel territorio di competenza.

Entro un anno saranno emanati gli strumenti di disciplina della caccia e della pesca ed avviato il Piano Provinciale Pluriennale economico e sociale attraverso il quale potranno essere individuate le priorità progettuali sull'intera rete delle aree protette e soprattutto individuate le occasioni di sviluppo sostenibile per la promozione, tutela e valorizzazione dell'area umida in questione.

Per il tema che stiamo affrontando in questa giornata, colgo l'occasione per ringraziare gli Enti, l'Università di Firenze, le Associazioni e tutti coloro che hanno garantito

con il loro impegno, la ricerca e lo studio delle specie aliene presenti nelle aree umide.

La Provincia ritiene indispensabile che simile forma di conoscenza e di monitoraggio vadano a formare un quadro conoscitivo importante e utile per la gestione degli interventi indispensabili al mantenimento del delicato equilibrio ecologico delle zone umide.

Utile sarà quindi il confronto con le altre esperienze italiane che potrà concorrere positivamente alle proposte metodologiche per risolvere la minaccia rappresentata dalla specie alloctone.

Per questo ritengo il nostro Convegno un contributo utile ed interessante alla corretta gestione di parti così importanti e delicate dei nostri territori.

Buon lavoro

Luciana Cappelli

Saluto del Presidente del Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio Onlus

Il Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio, Associazione ONLUS composta da rappresentanti di Enti pubblici e di Associazioni interessate alla salvaguardia di questo ambiente, ha lo scopo di promuovere la conservazione e la valorizzazione delle qualità storiche, ambientali e naturalistiche del Padule di Fucecchio, del Lago di Sibolla e di altri ambienti della Toscana settentrionale, con particolare riferimento al bacino dell'Arno.

Il Centro, tramite i propri tecnici e collaboratori, ha sempre svolto con costante attenzione un'attività di controllo e di analisi delle problematiche legate alla presenza di specie alloctone nel Padule di Fucecchio e nelle aree umide limitrofe.

Nel corso degli anni si è reso sempre più impellente un approfondimento conoscitivo di queste problematiche, in seguito all'impatto che soprattutto alcune specie sembravano avere sull'integrità e sugli equilibri naturali di questi ecosistemi.

Pertanto si è cercato di attivare una serie di risorse, sia economiche sia di collaborazione, per riuscire ad avere in tempi accettabili un quadro della situazione e dei possibili scenari futuri, indispensabili per una corretta gestione dell'area.

Le possibilità offerte dal progetto "Lungo le rotte migratorie", promosso dalla Regione Toscana, da varie Amministrazioni locali, Enti e Associazioni, hanno favorito la gestione di progetti che altrimenti sarebbe stato difficile realizzare.

Il ruolo di coordinamento svolto dal Centro nell'ambito del progetto "Lungo le rotte migratorie" ha comportato un notevole sforzo ed impegno organizzativo, ma l'idea innovativa di realizzare una rete di sette aree umide protette, per favorire una sinergia gestionale ed una migliore integrazione nel più vasto sistema della pianificazione regionale, sicuramente meritava questo sforzo.

L'attenzione si è posta prevalentemente su due specie particolarmente problematiche rispetto all'impatto sul territorio: la nutria e il gambero rosso della Louisiana.

È stato quindi realizzato un percorso di iniziative, in collaborazione con l'Università di Firenze, destinate sia ad approfondire la conoscenza del fenomeno sia alla definizione delle possibilità di intervento, non trascurando però anche gli aspetti educativi finalizzati a cercare di prevenire fenomeni analoghi nel prossimo futuro.

Il primo intervento è stato la realizzazione del depliant informativo "Stop agli alieni!", contenente informazioni sulle specie alloctone, sulle cause della loro presenza sul

territorio ed i motivi per cui è necessario impedire ulteriori diffusioni di tali specie. Questo materiale è stato distribuito ai numerosi studenti delle scuole elementari e medie inferiori che partecipano ai nostri laboratori di educazione ambientale. Inoltre il Centro di Ricerca ha attivato un itinerario didattico specifico incentrato sulle specie alloctone.

È stato poi realizzato un monitoraggio sulla presenza della nutria e del gambero rosso della Louisiana che ha permesso di conoscere la situazione attuale circa la distribuzione e l'impatto di queste specie sulle sette aree umide della Toscana settentrionale coinvolte nel progetto "Lungo le rotte migratorie".

Lo studio, poi pubblicato come primo numero della collana "Quaderni del Padule di Fucecchio", ha inoltre permesso di definire delle tipologie e delle priorità di intervento finalizzate a minimizzare l'impatto di queste specie sull'ambiente naturale.

A seguito dei risultati ottenuti dal monitoraggio è stato predisposto un progetto, attualmente in fase di approvazione, per la realizzazione degli interventi di controllo e prevenzione del danno prodotto dalle nutrie e dai gamberi della Louisiana in alcune aree campione, e delle relative verifiche di successo.

L'obiettivo è quello di definire un protocollo di intervento efficace da poter utilizzare su vasta scala, con la necessaria integrazione e collaborazione dei vari enti preposti, per verificare la possibilità di una limitazione duratura del danno.

L'organizzazione di questo convegno rappresenta quindi un momento di sintesi delle esperienze già effettuate localmente e della situazione a livello nazionale, ma anche un momento propositivo e di compartecipazione delle conoscenze in modo da definire le reali priorità, ottimizzare le possibilità di intervento, quindi gestire globalmente e più efficacemente il problema.

Dunque mi auguro che al termine di queste due giornate, oltre all'approfondimento delle conoscenze, sia possibile trovare una piattaforma di coinvolgimento comune con la quale stimolare a livello nazionale un interessamento al problema che sino ad ora è stato particolarmente carente.

Mi preme infine ringraziare chi ha reso possibile la realizzazione di questa iniziativa. Le Amministrazioni interessate, Regione Toscana e Provincia di Firenze, per il contributo economico ed il supporto logistico. Il Dipartimento di Biologia Animale e Genetica dell'Università di Firenze per il sostegno mostrato verso l'iniziativa. La Cassa di Risparmio di Firenze S.p.A. per aver messo a disposizione la propria sala convegni. I membri del Comitato Scientifico che hanno garantito la correttezza scientifica dei contributi presentati. I collaboratori del Centro per l'organizzazione e la segreteria del convegno.

Auguro a tutti una proficua permanenza e vi ringrazio per la partecipazione.

Luigi Turini

Le immissioni faunistiche: aberrazioni, principi e nuove normative

FRANCO PERCO¹ & SANDRO LOVARI²

¹ *Libero professionista, A.I.G.F. -Associazione Italiana per la Gestione Faunistica.*
E-mail: francoperco@libero.it

² *Dipartimento di Scienze Ambientali, Sezione di Etologia, Ecologia Comportamentale e Gestione della Fauna Università degli Studi di Siena.* E-mail: lovari@unisi.it

Una immissione faunistica è un trasferimento di animali selvatici da un'area geografica a un'altra.

Vi sono tre fondamentali tipi di immissione: *introduzioni* (immissioni di specie alloctone); *ripopolamenti* (immissioni di individui appartenenti a entità faunistiche già presenti nell'area, ma a densità anormalmente basse); *reintroduzioni* (immissioni di entità faunistiche in aree dove erano state sicuramente presenti e dalle quali erano poi scomparse in tempi storici, per lo più per azione diretta o indiretta dell'uomo) (IUCN 1986).

Molte immissioni in libertà sono *involontarie*, cioè casuali e prive di motivazioni.

Le *motivazioni* che hanno dato luogo alle immissioni faunistiche sono legate alla storia dell'umanità e possono essere riassunte in ragioni economiche, sociali ed estetico-culturali, ludico-venatorie, protezionistiche, etico-educative e perfino, ma molto raramente, scientifiche.

Nelle prime fasi delle immissioni (fase antica fino alla scoperta dell'America e fase delle scoperte fino a tutto il XIX secolo) hanno prevalso le prime due motivazioni (economiche e socio-estetico-culturali). Nella penultima fase (inizio novecento-inizio del secondo dopoguerra) sono prevalse invece quelle ludico-venatorie.

Molte immissioni (fasi 1^a e 2^a) hanno provocato *l'estinzione* delle specie locali ovvero di interi generi. Molte immissioni venatorie hanno inoltre localmente sconvolto il quadro faunistico originario.

Mentre una buona parte delle immissioni della 1^o, della 2^o e, meno, della 3^o fase possono essere in un qualche modo giustificate dal punto di vista storico, è soprattutto nella quarta fase che sono percepibili vere e proprie *aberrazioni* nel percorso di una corretta gestione faunistica.

È infatti solamente nel secondo dopoguerra, anche grazie all'opera di Aldo Leopold (1919) che si fanno strada i concetti di conservazione e, successivamente, di biodiver-

sità. Attualmente si assume infatti che le immissioni siano “giuste” soltanto quando motivate da necessità di protezione/conservazione o scientifiche, con una modesta (e francamente troppa) tolleranza per quelle di carattere venatorio.

Vanno tuttavia distinte le *conseguenze ecologiche da quelle conservazionistiche* delle immissioni. Le prime possono essere perfino positive, le seconde sono invece sempre negative, tranne il caso delle reintroduzioni e, parzialmente, quello di pochi ripopolamenti.

A partire dal 1970 si è diffusa anche in Italia l'esigenza di un codice di autoregolamentazione delle immissioni faunistiche. Questa necessità ha portato alla formulazione di due importanti documenti, approvati e/o discussi a Roma (1976) e a Bologna (1995).

L'ultimo dei due documenti ha risentito del clima storico e delle modifiche subite dalla fauna nell'ultimo trentennio, che sono state anche profondamente influenzate da cospicue iniziative di immissioni volontarie (soprattutto reintroduzioni) ma anche da immissioni accidentali (quasi sempre introduzioni) queste ultime giustamente percepite come un pericolo o un vero e proprio danno nei confronti della conservazione.

La *necessità di mettere ordine* in un sistema non normato dalle vigenti leggi portò gli elaboratori del documento a tagliar corto non tanto sulle modalità e il rigore dei procedimenti di immissione, quanto sull'appropriatezza terminologica delle definizioni, preludio queste ultime a qualsiasi provvedimento corretto e chiaro da un punto di vista giuridico, quindi e successivamente, pratico.

Va a questo punto ricordato che una regolamentazione delle immissioni dovrebbe nascere da *esigenze pratiche di conservazione* e non da ideologie o da etiche di parte, da applicare (queste ultime) in modo indifferenziato alle diverse situazioni.

La *conservazione, come obiettivo primario* di una gestione flessibile è pertanto un fine e le immissioni sono mezzi per attuarla.

Ricondotte le immissioni al loro posto di strumenti di conservazione, si comprende meglio l'inadeguatezza di un codice basato su definizioni che non sempre sono del tutto chiare, per esempio (dal documento di Bologna 1995) reintroduzione, ripopolamento e introduzione, ovvero “traslocazione” (esotismo orrendo quanto inutile), o immissioni volontarie, “tempi storici”, “documentata presenza naturale”, “intervento diretto dell'uomo”, “entità faunistica acclimatata”. Va inoltre ricordato che la definizione di reintroduzione (e parzialmente quella di introduzione) è stata recepita dal DPR 357/97 (Regolamento Habitat).

Se le immissioni “giuste” sono quelle che realizzano (o non impediscono) la conservazione, è più facile elaborare un semplice principio guida, dal quale far scaturire conseguenze pratiche. Altrimenti, esagerando in definizioni tanto più sottili quanto ambigue (cfr. la tanto citata traslocazione) si è costretti troppo spesso a interpretazioni di comodo ovvero a ignorare il significato letterale del termine, rendendolo non tecnico, per esempio la dizione di ripopolamento della LN 157/92 (art. 20, Introduzione di fauna dall'estero) e non solo (cfr. i “metodi ecologici” di controllo della 394/91 ecc.).

L'inadeguatezza terminologica è tanto più pericolosa in un sistema normativo come quello italiano che ignora i principi elementari della gestione faunistica.

Di conseguenza, una sistemazione delle definizioni correnti (nel senso di Wüster 1931, 1979) basata sui punti fondamentali della *terminologia moderna* (rappresentazione-comunicazione) non è ulteriormente rinviabile. Soprattutto, si tratta di una materia scientifica (cfr. banca dati TERMit, Università di Trieste; TERMISTI, I. Supérieur de Traducteurs et Interprètes, Bruxelles) non delegabile ad altri specialisti anche se ciò richiederà uno sforzo di elaborazione in una materia, la linguistica applicata, che non appare ancora familiare agli specialisti in materia di fauna.

Solo successivamente sarà possibile *(ri)formulare un codice* (proposta di normativa) per le immissioni faunistiche, che contempra, come del resto d'obbligo in materia di diritto, le procedure di applicazione del disposto di legge. In altri termini sarà necessaria l'elaborazione di una serie di sanzioni e/o di rimesse in pristino per tutti gli interventi illeciti, volontari o anche accidentali di immissione faunistica.

Quali linee di discussione per questo necessario approccio indichiamo gli elencati principi con i conseguenti inserimenti in legge:

- a. *precauzione*: la fauna non censita o stimata non è prelevabile e/o manipolabile;
- b. *responsabilità*: chi effettua un'operazione faunistica (prelievo, immissione, ecc.) risponde delle conseguenze provocate;
- c. *pianificazione*: va affidata a tecnici qualificati sulla base di progetti firmati, aventi valore di legge;
- d. in dettaglio, in via breve e sulle immissioni:
 1. elaborare una lista, anche parziale, di entità faunistiche (specie o sottospecie) corredandola con i siti possibili di immissione dal punto di vista conservazionistico e zoogeografico;
 2. lo stesso di cui sopra, da un punto di vista ecologico;
 3. elaborare una procedura di monitoraggio onde prevenire immissioni accidentali;
 4. stabilire una procedura sanzionatoria e/o di eradicazione per le immissioni non corrette, basata sulla gravità del fatto.

Crediamo opportuno che la materia delle immissioni vada rivista e discussa principalmente sotto i due punti chiave, una corretta terminologia e una normativa nazionale fondata su questa, che ne fissi le regole, il monitoraggio nonché i controlli di opportunità e legittimità come pure gli organismi o gli enti a ciò deputati. È semplicemente indecorosa l'assenza attuale di leggi e norme relative agli spostamenti artificiali di fauna selvatica nel territorio nazionale.

Problematiche di conservazione della biodiversità: l'impatto delle specie alloctone

STEFANO PETRELLA

WWF Italia – Unità Diversità Biologica, via Po 25c, 00198 Roma.
E-mail: s.petrella@wwf.it

La diffusione incontrollata di specie animali e vegetali alloctone è oggi riconosciuta come uno dei principali motivi di perdita della biodiversità, impoverimento e banalizzazione degli ecosistemi locali (IUCN 2000). Le cause di introduzione, in genere note e ben documentate, vengono fatte risalire a tre motivazioni principali.

Costituzione di popolazioni naturalizzate per prelievo venatorio (es. fagiano comune *Phasianus colchicus*, silvilago *Sylvilagus floridanus*, ecc.) e/o interventi di ripopolamento. Questa fattispecie è frequentemente causa di inquinamento genetico (cinghiale *Sus scrofa*, coturnice orientale *Alectoris chukar*, ecc.) ed esclusione competitiva. Un esempio in tal senso è costituito dalla rovella (*Rutilus rubilio*) e dal triotto (*Rutilus erythrophthalmus*), due Ciprinidi endemici in Italia, con nicchia ecologica simile e distribuzione originariamente allopatrica. A seguito di ripopolamenti effettuati con materiale raccolto in Pianura Padana, il triotto si è acclimatato in alcuni bacini dell'Italia centrale. L'artificiale condizione di simpatria con la rovella ha determinato una forte competizione tra le due specie. Dati relativi al Lago di Bracciano (RM) indicano che il triotto, alloctono, ha quasi completamente sostituito la rovella, autoctona, nella comunità ittica locale (Zerunian 1984). Situazione del tutto simile è nota per il fiume Amaseno (LT) dove nei primi anni '80 è stato introdotto, per ripopolamento, il ghiozzo padano (*Padogobius martensii*). Nel volgere di poco più di un decennio la popolazione di ghiozzo di ruscello (*Padogobius nigricans*), autoctono, è giunta sull'orlo dell'estinzione (Zerunian & Taddei 1996).

Importazione di specie alloctone per motivi economici e successivo rilascio, accidentale o intenzionale, in natura. Tra questi motivi, i più significativi sono:

- commercio di animali ornamentali e d'affezione (es. testuggine dalle guance rosse *Trachemys scripta elegans*, tamia *Tamias sibiricus*, amazzone fronte blu *Amazona aestiva*, scoiattolo grigio *Sciurus carolinensis*, ecc.);
- commercio di animali da carne (gambero della Louisiana *Procambarus clarkii*, rana toro *Rana catesbeiana*, anatra muta *Cairina moschata*, ecc.);

- commercio di animali da pelliccia (visone americano *Mustela vison*, nutria *Myocastor coypus*, topo muschiato *Ondatra zibethicus*, ecc.);
- commercio di organismi per collezionismo, terraristica, acquariologia (per esempio l'alga verde tropicale, *Caulerpa taxifolia*, rilasciata accidentalmente in Mediterraneo dall'Acquario del Museo Oceanografico di Monaco nel 1984, e oggi considerata motivo di disastro ambientale (UNEP 1998).

Attività umane non direttamente riguardanti le specie alloctone. Quest'ultima modalità, spesso ignorata o sottovalutata, è responsabile dell'introduzione di un gran numero di organismi alloctoni, prevalentemente invertebrati, piante e funghi, sotto forma di larve, semi, spore. Per quanto essa possa essere ricondotta ad una forma naturale di dispersione zoocora nella quale l'uomo ricopre il ruolo di vettore di dispersione, non si può ignorare che il grande sviluppo dei sistemi di spostamento umano e trasporto delle merci conferisca al fenomeno una qualità e un'ampiezza straordinarie. I traffici mercantili via mare hanno consentito le "paleointroduzioni" del topo domestico (*Mus domesticus*) e del ratto nero (*Rattus rattus*) e successivamente del ratto delle chiaviche (*Rattus norvegicus*) (Amori & Lapini 1997). Ancora oggi i sistemi di trasporto realizzati dall'uomo costituiscono una via eccezionalmente rapida ed efficiente per spostare organismi in aree altrimenti irraggiungibili. Lo scarico delle acque di zavorra delle petroliere e delle barche da pesca, ad esempio, è responsabile del trasferimento di organismi marini, vegetali e animali, da un bacino all'altro (Ministero dell'Ambiente 2001). Noto, anche al grande pubblico, il caso dell'introduzione nel nostro paese della zanzara tigre (*Aedes albopictus*), originaria dell'Asia tropicale, le cui uova sono giunte a noi con carichi di copertoni usati, provenienti dal sud degli Stati Uniti (Romi et al. 2001). Meno nota ma di rilevante interesse anche sotto il profilo economico, è l'introduzione dell'Omottero Flatide neartico *Metcalfa pruinosa* comparso in Veneto nel 1980 probabilmente con un carico di merci giunte via aerea (Zangheri & Donadini 1980) ed oggi diffuso in tutto il cento-nord con avvistamenti in Calabria e Sicilia. Infine, anche la formica argentina *Linepithema humile* non avrebbe potuto raggiungere praticamente ogni angolo del mondo, poli esclusi, se non fosse stata veicolata accidentalmente dall'uomo attraverso il commercio del legname.

Secondo una pubblicazione dell'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (INFS), su 73 specie di mammiferi terrestri (esclusi cioè pipistrelli e cetacei) che vivono in Italia, 15 risultano esotiche, mentre su 484 specie di uccelli, 110 non appartengono alla nostra fauna tradizionale (Andreotti et al. 2001).

Attualmente si ritiene che circa una specie ogni cento introdotte possa costituire una seria minaccia per la biodiversità, tuttavia le scarse conoscenze scientifiche del fenomeno non permettono di escludere che l'apparente "inerzia" degli ecosistemi all'introduzione di una nuova specie non celi un reale stress ecologico che si manifesterà solo in tempi più lunghi. Laddove il problema sia stato ignorato o sottovalutato e la specie alloctona risulti diffusa e naturalizzata, il quadro si presenta in genere con tre caratteristiche concomitanti:

- gravità del danno a carico della struttura degli ecosistemi locali (alterazione del rap-

porto preda-predatore, indebolimento e semplificazione delle catene alimentari, estinzioni locali, ecc.);

- persistenza nel tempo degli effetti (il sistema non si riavvia spontaneamente verso l'equilibrio precedente e mantiene una forma degradata);
- difficoltà (talora impossibilità) di intraprendere interventi efficaci e risolutivi.

Ciò può rendere l'impatto irreversibile, con dinamiche di sviluppo difficilmente prevedibili. In taluni casi anche la comunità umana può pagare dei costi economici rilevanti dovuti alla compromissione delle attività agro-silvo-pastorali, di prelievo ittico, commerciali o dovuti ad interventi di contenimento della specie alloctona o di specie parassite o infestanti ad essa collegate, che necessitano di essere ripetuti ciclicamente (Goldschmidt 1994).

Nonostante la comunità scientifica sia concorde nel ritenere che l'introduzione di specie alloctone costituisca la seconda causa di perdita di biodiversità a livello globale subito dopo la distruzione degli habitat, questa minaccia è percepita dall'opinione pubblica in maniera ancora molto sfocata. Mentre i grandi temi ambientali "classici" quali deforestazione, inquinamento, effetto serra, cambiamenti climatici globali ecc. occupano uno spazio piuttosto definito nell'informazione, nell'offerta di divulgazione scientifica e in definitiva nella coscienza collettiva, l'impatto derivante dall'introduzione delle specie alloctone è ancora poco noto, anche da parte del pubblico più attento o, qualora percepito, viene considerato in genere di rilevanza locale, non globale. Un'indagine WWF-ENEA condotta su un campione rappresentativo di 1.000 soci WWF (Belli et al. 1998), indica che tra le azioni più urgenti per la salvaguardia dell'ambiente, la biodiversità e tutti i temi ad essa connessi occupano l'ultimo posto (Tab. 1).

Nella stessa indagine, sono stati inviati 210 questionari a giornalisti iscritti all'AIGA (Associazione Italiana Giornalisti Ambientalisti) e all'UGIS (Unione Giornalisti Italiani Scientifici). Alla domanda "Quali tra i seguenti temi ambientali e scientifici ha seguito per lavoro con maggiore assiduità negli ultimi tempi?", il commercio delle specie esotiche è risultato uno tra i temi meno trattati (Fig. 1). Alla domanda "Secondo la sua opinione qual è il livello di difficoltà di comunicazione dei problemi ambientali e scientifici che le indichiamo?" il tema che è risultato maggior-

Tab. 1. All'intervistato si chiedeva di assegnare un punteggio da 1 a 8 alle opzioni indicate nel questionario, a seconda della loro urgenza: "Favorire lo sviluppo e il mantenimento della biodiversità" è risultata l'azione che gli intervistati considerano meno urgente (Da Belli et al. 1998).

1	Agire sulla fonte delle sostanze inquinanti
2	Riconvertire le tecnologie
3	Ottimizzare l'uso delle risorse naturali
4	Ridurre i livelli di CO ₂ nell'aria
5	Favorire una adeguata crescita demografica
6	Agire per limitare gli effetti delle sostanze inquinanti
7	Ridurre i livelli di emissione dei gas e dei metalli pesanti
8	Favorire lo sviluppo e il mantenimento della biodiversità

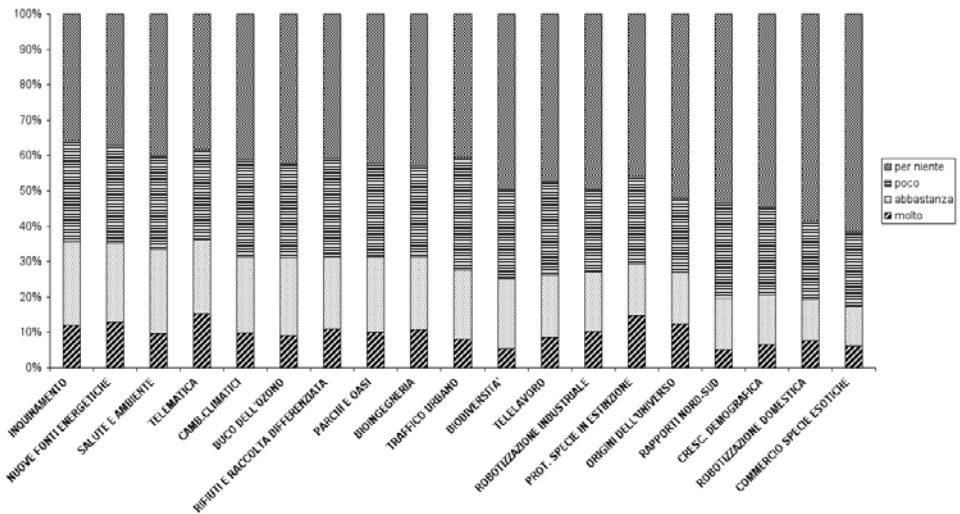


Fig. 1. Temi trattati con maggiore assiduità dall'informazione scientifica. Da Belli et alii, 1998. Ridisegnato

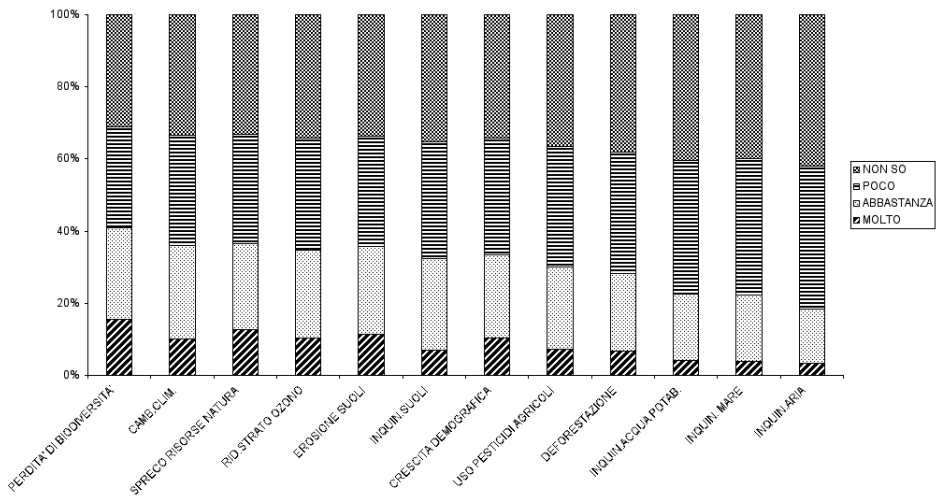


Fig. 2. Difficoltà di comunicazione di temi ambientali e scientifici. Da Belli et alii, 1998. Ridisegnato.

mente difficile da comunicare è stato la perdita di biodiversità (Fig. 2).

Da quanto detto emerge la necessità di colmare un vuoto innanzi tutto culturale sui temi della biodiversità ed in particolare sul problema delle introduzioni di specie esotiche, per informare – laddove il fenomeno non sia adeguatamente noto – e soprattutto per sensibilizzare l'opinione pubblica sulle procedure di prevenzione, di controllo e, quando possibile, di rimozione della minaccia, come peraltro previsto dalla

Convenzione di Rio sulla Biodiversità del 1992 “... *prevenire l'introduzione di specie aliene, controllarle o eradicarle, in quanto costituiscono una minaccia agli ecosistemi, agli habitat e alle specie*”. Nella maggior parte dei casi gli interventi di contenimento e eradicazione della specie alloctona possono essere condotti con efficacia solo in una fase precoce di insorgenza del fenomeno, risultando invece del tutto inutili, oltreché economicamente onerosi, quando la specie risulta naturalizzata e ampiamente diffusa. Tuttavia la possibilità di agire tempestivamente è spesso ostacolata dalla scarsa conoscenza del problema, da opposizioni di carattere etico sollevate da una parte dell'opinione pubblica e dall'inadeguatezza del quadro normativo.

Una parte importante dell'opera di sensibilizzazione può essere svolta dalle associazioni ambientaliste, in accordo con il mondo scientifico. Il WWF è una delle organizzazioni indipendenti per la conservazione della natura più grandi del mondo, con circa cinque milioni di soci distribuiti nei cinque continenti. In Italia, con i suoi 300.000 soci, il WWF può svolgere un ruolo di primaria importanza per diffondere la consapevolezza che la tutela degli individui va necessariamente subordinata alla difesa delle specie, delle comunità e degli ecosistemi. Tale approccio potrebbe costituire la premessa per la diffusione di una cultura correttamente conservazionistica, peraltro rispettosa della sensibilità animalista, ampiamente e trasversalmente presente nel mondo ambientalista. Inoltre potrebbe creare la sensibilità politica necessaria per giungere ad un quadro normativo aggiornato ed efficace sul problema delle introduzioni di specie alloctone.

Un primo passaggio decisivo dovrebbe essere la designazione di un organismo tecnico-scientifico a cui affidare le competenze in materia di importazioni di animali alloctoni e di monitoraggio. Le importazioni dovrebbero essere esaminate caso per caso ed autorizzate solo qualora una apposita istruttoria permettesse di escludere pericoli potenziali per la fauna autoctona. Gli importatori, oltre a dover garantire condizioni idonee di sicurezza per minimizzare il rischio di rilasci accidentali (condizione senza la quale l'autorizzazione dovrebbe essere negata), dovrebbero disporre di polizze assicurative in grado di risarcire i danni derivanti dall'accidentale immissione in natura di specie esotiche. In questi casi andrebbero anche previste adeguate sanzioni pecuniarie commisurate al danno ambientale ed economico prodotto. Da ultimo, andrebbe sancito l'assoluto divieto di introdurre o rilasciare intenzionalmente in natura animali esotici (per ripopolamenti, prelievi venatori, pesca sportiva, ecc.), tranne nei casi in cui sia necessario effettuare programmi di conservazione *ex-situ* qualora l'areale naturale della specie risulti irrimediabilmente compromesso.

Bibliografia

Amori G. & Lapini L. 1997. Le specie di mammiferi introdotte in Italia: il quadro della situazione attuale. In: Spagnesi M., Toso S. & Genovesi P (Edits). Atti III Conv. Naz. dei Biologi della Selvaggina. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XXVII: 249-267.

- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V. 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.
- Belli M., Borrelli G. & Marchetti A. 1998. Informazione, ambiente e scienza: studi di caso e prospettive. *Enea, Roma*.
- Goldschmidt T. 1994. Lo strano caso del Lago Vittoria. *Einaudi*.
- IUNC 2000. IUNC guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. *Approved by the 51st Meeting of the IUNC Council, Gland, Switzerland, February 2000*. <<http://iunc.org/themes/ssc/pubs/policy/invasivesEng.htm>>
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio 2001. Relazione sullo stato dell'ambiente. 229-242. <http://www.minambiente.it/Sito/pubblicazioni/Collana_RSA/RSA_2001/Parte_b/5_mare.pdf>
- Romi R., Di Luca M., Severini F. & Toma L. 2001. Linee guida per la sorveglianza e il controllo della "Zanzara tigre" *Aedes albopictus*. *ISS*. <<http://www.iss.it/scientifica/pubblica/lineguida/zanzara/zanzara.htm>>
- Zangheri S. & Donadini P. 1980. Comparsa nel Veneto di un Omottero Neartico: *Metcalfa pruinosa* (Say) (Homoptera, Flatidae). *Redia* 63: 301-305.
- Zerunian S. 1984. Il problema sistematico dei *Rutilus* italiani (Pisces, Cyprinidae). *Boll. Mus. Civ. St. Nat. Verona* 11: 217-236.
- Zerunian S. & Taddei A.R. 1996. Competizione tra specie indigene e specie introdotte dall'uomo: il Ghiozzo di ruscello e il Ghiozzo padano nel Fiume Amaseno (Osteichthyes, Gobiidae). *Atti VI Conv. Naz. A.I.I.A.D., Varese Ligure*.

Approccio generale alle problematiche del contenimento numerico della nutria

ROBERTO COCCHI

*Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica "A. Ghigi", via Ca' Fornacetta 9, 40064
Ozzano Emilia (BO). E-mail: infscocc@iperbole.bologna.it*

Chi è la nutria?

La nutria *Myocastor coypus* (Molina, 1782) è un roditore di grande taglia originario della sub-regione patagonica del Sud America e delle aree temperate del Cile e dell'Argentina.

È una specie adattata agli ambienti acquatici provvisti di vegetazione naturale e/o artificiale: paludi, ambienti deltizi, canali d'irrigazione, laghi e fiumi.

Gli alimenti più utilizzati sono piante acquatiche, radici, foglie, tuberi, rizomi; variazioni stagionali nello spettro trofico sono legate alla diversa disponibilità delle risorse trofiche.

Il roditore può costruire un nido in superficie su isolotti di terra nascosti dalla vegetazione oppure tane ipogee scavate sugli argini di fiumi e canali.



Che ci faccio io qui?

Dai Paesi d'origine, la nutria è stata introdotta, per fini di produzione di pellicce, in Nord America, Asia, Africa, Europa continentale ed Inghilterra.

In Italia i primi esemplari di nutria furono importati nel 1928 per dare inizio ad allevamenti commerciali. Da allora e soprattutto negli anni sessanta e settanta l'allevamento per la pelliccia ha conosciuto una vasta e capillare diffusione.

Le notizie sulla distribuzione in natura del roditore sono state inizialmente piuttosto frammentarie con segnalazioni occasionali in Italia centro-meridionale a partire dagli anni sessanta.

La colonizzazione del territorio italiano ha conosciuto un notevole incremento negli ultimi anni e da presenze localizzate si è passati ad una distribuzione diffusa che interessa interi comprensori senza soluzione di continuità.

Attualmente la nutria è specie naturalizzata in diversi Paesi europei e in Nord America.

Distribuzione in Italia al 1999

Nell'Italia centro-settentrionale vi sono 2 distinti sub-areali che interessano il 1° la Pianura Padana e la fascia costiera alto e medio adriatica; il 2° le pianure medio-alto tirreniche sino ai primi rilievi appenninici.

Nell'Italia meridionale e nelle isole maggiori sono invece presenti nuclei localizzati che interessano aree più numerose ma di estensione sostanzialmente più ridotta.

Le ragioni di un successo...

Il successo manifestato dalla nutria va individuato nella sua elevata adattabilità e in un potenziale riproduttivo notevole.

Maturità sessuale molto precoce: i maschi già a 6 mesi sono sessualmente maturi.

La riproduzione avviene durante l'intero anno; le femmine possono riprodursi 2,7 volte l'anno; la dimensione media delle figliate è 4,52 feti.

Alle nostre latitudini le nascite si distribuiscono sull'intero arco annuale



Fig. 1. Distribuzione della nutria in Italia al 1999.

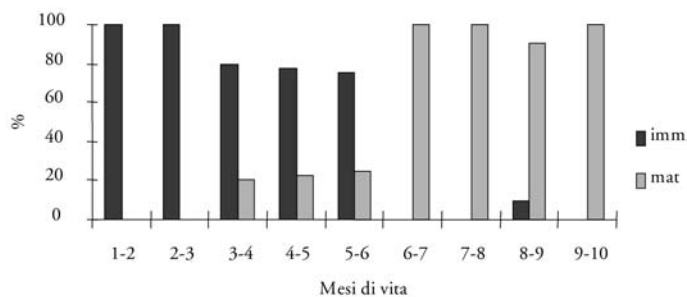


Fig. 2. Maschi sessualmente maturi in rapporto all'età.

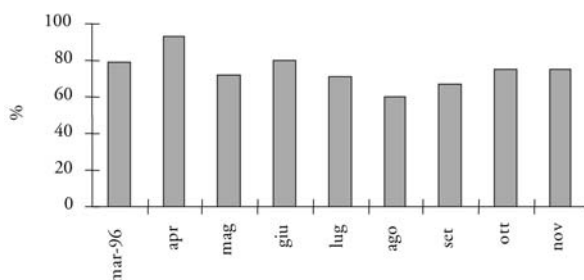


Fig. 3. Percentuale mensile di femmine gravide.

con picchi in maggio e novembre ed un calo delle nascite in agosto e dicembre.

Aborti selettivi, riassorbimenti dei feti e mortalità post-natale consentono alla specie di regolare la riproduzione in base alle caratteristiche ambientali. A Campotto la mortalità prenatale non sembra apportare alcun sostanziale freno all'accrescimento della popolazione.

La strategia riproduttiva della nutria è volta ad assicurare alte percentuali di femmine gravide durante tutto l'anno con produzione di un elevato numero di embrioni. Le condizioni ambientali più o meno favorevoli determinano poi la quota di natalità.

L'indice di condizione ($K = \text{peso}/\text{LTT}^3$) delle nutrie italiane risulta generalmente buono.

Come tutte le specie invasive in Italia la nutria ha pochi predatori naturali.

Impatto ambientale

1. Biocenosi

- impatto trofico sulle fitocenosi naturali (*Nymphaea*, *Phragmites*) che può determinare alterazioni nella struttura e nell'estensione delle zone umide;
- competizione per i siti di nidificazione con uccelli acquatici, distruzione dei nidi, predazione delle uova, disturbo.

2. Agricoltura

- asporto di coltivazioni prospicienti a corsi d'acqua;
- le coltivazioni più colpite sono: riso, barbabietola da zucchero, radicchio, carote e ortaggi in genere.

3. Infrastrutture irrigue

- perforazione delle arginature dei canali di irrigazione;
- smottamento delle banchine;
- occlusione dei canali irrigui, collassamento delle arginature e possibile esondazione.

4. Problemi sanitari

- serbatoio per la diffusione di alcuni parassiti (*Fasciola hepatica*, *Leptospira interrogans*);
- *Leptospira* è stata accertata nelle feci e nell'urina, pur tuttavia la nutria è un vettore solo secondario di leptospira.

La nutria è...

- *Specie di origine esotica*: originaria dell'America meridionale.
- *Naturalizzata, vivente in stato di naturale libertà e quindi appartenente alla fauna selvatica italiana*: art. 2 comma 1 della legge 157/92: "Fanno parte della fauna selvatica le specie di mammiferi e uccelli delle quali esistono popolazioni viventi stabilmente o temporaneamente in stato di naturale libertà nel territorio nazionale".
- *Non è cacciabile*: non inserita nell'elenco di cui all'art. 18 della legge 157/92.
- *Può essere fatta oggetto di azioni di controllo numerico/eradicazione*: nei modi stabiliti dall'art. 19 della legge 157/92.
- *Specie invasiva*: che ha dato prova di rappresentare una minaccia per la diversità biologica (Raccomandazione del Consiglio d'Europa No. 77/1999).
- *Inclusa tra le 100 specie aliene più pericolose a livello mondiale (IUCN Report)*.
- *Entità faunistica indesiderata*.

Prevenzione dei danni

Recinzioni elettrificate

Filo elettrificato posto a 15 cm da terra con cui perimetrare piccoli appezzamenti a rischio di danni. Soprattutto per coltivazioni di pregio.

Protezione meccanica con reti degli argini di canali pensili

Protezione degli argini interni dall'attività di scavo mediante riprofilatura delle sponde e stesura di reti metalliche di maglia adeguata. Nella rete può venire estrusa

una trama di materiale plastico biodegradabile per favorire un rapido insediamento della vegetazione erbacea. Costi elevati, durata medio-alta. Indicata soprattutto su tratte arginate pensili.

Eradicazione

In Inghilterra si è riusciti ad eradicare la nutria. Tale risultato è stato ottenuto grazie alla presenza di una serie di fattori convergenti quali:

1. un'intensa campagna di trappolaggio durata diversi anni;
2. un'azione rapida attuata su un nucleo di dimensioni ancora relativamente contenute;
3. una provvidenziale successione di inverni particolarmente freddi!

Eradicazione o controllo?

In Francia non sono stati altrettanto fortunati.

Il calo della popolazione è stato perseguito mediante campagne di controllo numerico (esche rodenticide su zattere galleggianti) e con il supporto di inondazioni e gelate invernali.

Tuttavia le perdite sono state compensate nel giro di pochi anni da fenomeni di immigrazione da aree limitrofe.

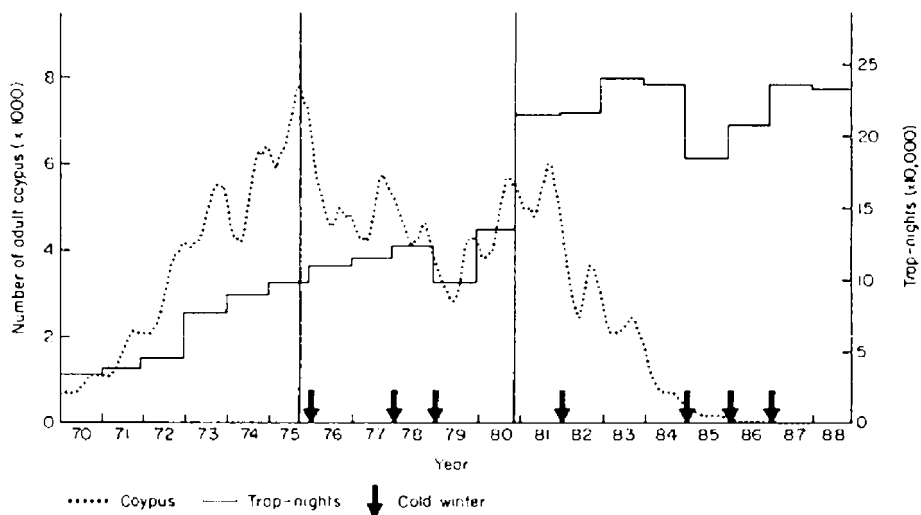


Fig. 4. Dinamica temporale dello sforzo di cattura e consistenza delle popolazioni di nutria in Inghilterra.

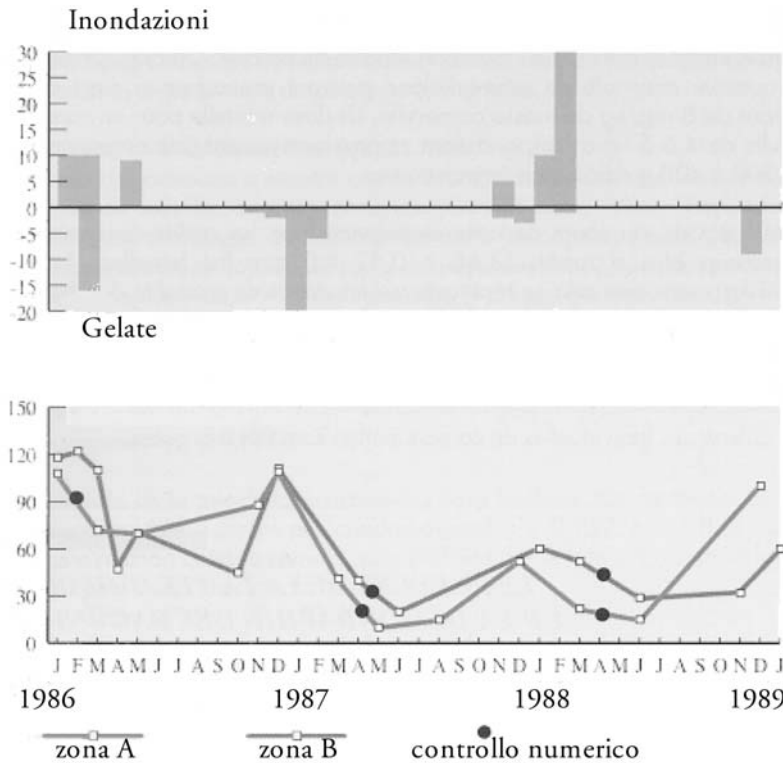


Fig. 5. Effetto delle campagne di controllo sulla densità di due popolazioni di nutrie in Francia.

Tecniche di limitazione numerica

Trappolaggio

Le gabbie trappola per la cattura in vivo sono lo strumento raccomandato per il controllo numerico della nutria. Esse sono efficaci, selettive (permettono di liberare specie non bersaglio eventualmente intrappolate) ed arrecano un disturbo praticamente nullo.

Le trappole sono in rete zincata con sistema a piastra di scatto centrale e doppia entrata.

Vanno situate nei punti di passaggio abituale o, meglio, su zattere galleggianti e controllate almeno una volta al giorno (mattino). I soggetti vanno soppressi in modo eutanasico (gassificazione).

Abbattimento mediante arma da fuoco

Questa tecnica è utile soprattutto in occasione di persistenti gelate invernali che costringono le nutrie ad uscire dall'acqua rendendole più vulnerabili. In altri contesti

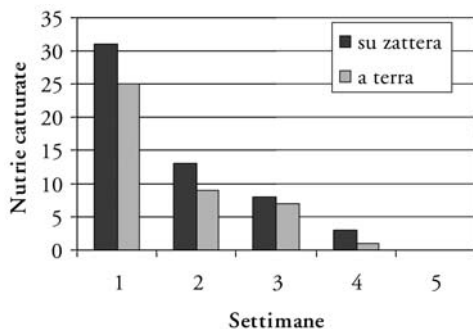


Fig. 6. Efficacia di trappole situate su zattere galleggianti o a terra.

la sua utilità è limitata dalla diffidenza degli animali, dalla scarsa contattabilità (elevate capacità natatorie) e da rischi balistici (rimbalzi del proiettile sul pelo dell'acqua). Nel medio-lungo periodo l'efficacia dello sparo è generalmente inferiore rispetto al trappolaggio.

Il maggior disturbo generalizzato provocato da questa tecnica ne sconsiglia l'uso all'interno di aree a vario titolo protette.

Lotta chimica

In alcuni Paesi europei si ricorre alla lotta chimica mediante esche avvelenate poste su zattere galleggianti. In Francia vengono usati rodenticidi anticoagulanti a base di Bromadiolone o Scilliroside, un composto neurotossico d'origine vegetale.

L'INFS ha espresso perplessità circa l'impiego di detti rodenticidi nella lotta alla nutria soprattutto quando non siano previste forme di distribuzione sufficientemente selettive nei riguardi delle restanti zoocenosi.

Lo smaltimento delle carcasse

Le carcasse di nutria sono considerate *rifiuti di origine animale ad alto rischio* (D.L.gs. 508/92) per il cui smaltimento occorre attenersi ad una delle seguenti misure:

1. conferimento ad inceneritori per la termo-distruzione (circa 62.000 lire a capo);
2. sotterramento in loco previo assenso della competente ASL;
3. consegna a ditte specializzate per la produzione di sfarinati di origine animale.

Di fatto lo smaltimento a norma si configura come un ulteriore onere che va ad aggiungersi alle già elevate voci di spesa connesse con il controllo numerico della nutria.

I costi

Stime condotte negli USA indicano come le specie aliene inducano un costo annuo complessivo di 138 miliardi di dollari; questa cifra è al netto del danno ecologico arrecato a biocenosi autoctone ed è superata solo dalla perdita di habitat nella graduatoria delle minacce alla biodiversità.

Tale costo economico da sostenere per limitare i conflitti cagionati dalle specie esotiche è elevato e serve sia per rifondere i danni, sia per attuare le azioni necessarie a limitarli.

Sebbene sia difficile e costoso impedire l'arrivo di specie aliene ancora più difficile e costoso è combatterle quando queste si siano stabilizzate. In molti casi l'eradicazione risulta impossibile ed occorre attivare una serie di misure volte a limitarne l'impatto economico ed ecologico.

Poiché anche in questo campo prevenire è meglio che curare, un maggior impegno anche economico in azioni di prevenzione (eradicazioni su scala locale) appare senz'altro giustificato.

La situazione italiana

In comprensori caratterizzati da un sostanziale isolamento idrico ed ecologico (Lago Trasimeno) le campagne di controllo hanno determinato una sensibile diminuzione di popolazione (da 18 a 5 catture/notte/trappola).

Invece, in aree non isolate né isolabili con condizioni ambientali ottimali alla specie anche al di fuori dell'area d'intervento (Delta del Po), a fronte di uno sforzo di cattura simile, non è ancora stato possibile apprezzare analoghe riduzioni di consistenza.

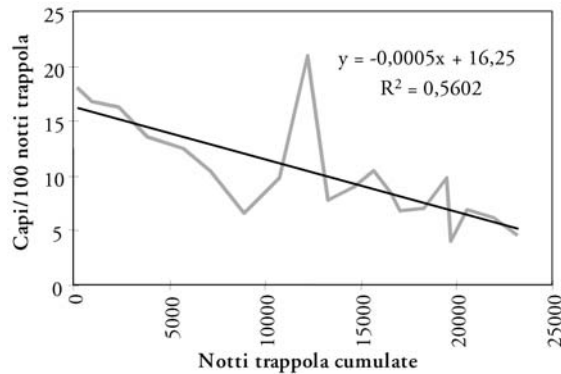


Fig. 7. Efficacia delle campagne di controllo nel Lago Trasimeno.

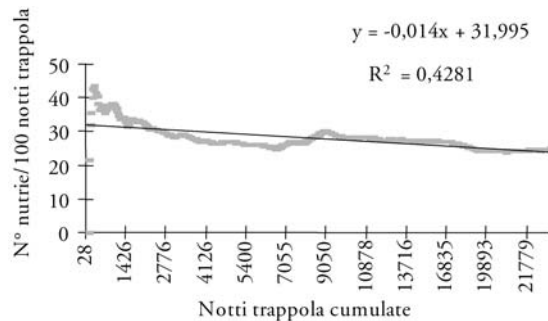


Fig. 8. Efficacia delle campagne di controllo nel Delta del Po.

Proposte di gestione

Estesi comprensori idraulici dell'Italia centro-settentrionale

Prevenzione dei danni (protezione meccanica) dei canali a maggior rischio in aree importanti sotto il profilo economico e della pubblica incolumità.

Interventi di controllo numerico di portata adeguata all'obiettivo perseguito (densità sostenibile) con priorità per le aree a maggiore rischio ecologico (zone umide ad elevato grado di naturalità, IBA, specie a rischio) ed economico (colture ortive di pregio).

Italia meridionale ed isole maggiori

Interventi di eradicazione su scala locale sono ancora possibili in casi di popolazioni puntiformi. Fattori che possono decidere la riuscita di questi interventi sono la tempestività delle azioni e la redazione di un piano operativo che coordini tutte le fasi delle operazioni.

Lavori in corso...

1. Indagine sui costi diretti ed indiretti determinati dalla nutria in Italia.
2. Verifica dell'efficacia antintrusiva di reti di protezione delle arginature pensili di canali di bonifica.
3. Studio sull'ecologia della nutria in ambiente di bonifica mediante applicazione di radio-collari.

Bibliografia di riferimento

- Riga F. e Cocchi R. 1997. Programma di monitoraggio della composizione della popolazione di Nutria *Myocastor coypus* (Molina, 1782) presente nelle valli di Argenta e Marmorta (provincia di Ferrara) - Contratto LIFE n° B4-3200-94-778. *Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica - Consorzio della Bonifica Renana*.
- Cocchi R. e Riga F. 2001. Linee guida per la gestione della Nutria (*Myocastor coypus*). *Quad. Cons. Natura*, 5, Ministero dell'Ambiente - Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica.

Problema *Myocastor*: considerazioni dall'esperienza ravennate

DINO SCARAVELLI

Riserva Naturale Orientata e Museo di Onferno, via Castello 2, 47855 Onferno-Gemmano.
E-mail: dinosc@tin.it

Introduzione

La realtà italiana della presenza di *Myocastor coypus* si è radicalmente trasformata negli ultimi 10 anni e da un arcipelago di piccoli nuclei o presenze dell'inizio degli anni '90 siamo all'attuale situazione con in pratica tutto il centro-nord ampiamente colonizzato e con popolazioni consistenti e un rapido avanzare della specie in territori anche non ottimali.

La provincia di Ravenna rappresenta un caso emblematico dell'evolversi dei problemi relativi a questa specie e il presente lavoro vuole riassumere appunto la storia di questi popolamenti e il possibile approccio per la futura gestione.

Materiali e metodi

A partire dai primi anni '90 sono state raccolte segnalazioni e informazioni a proposito della presenza della nutria nell'area della provincia di Ravenna. In particolare nel 1996 è stata condotta un'esperienza pilota di controllo presso il biotopo di Punte Alberete dove sono state eseguite quasi 10.000 notti-trappola e un campione di 1.000 esemplari è stato misurato. A partire dal 1997 l'Amministrazione Provinciale ha organizzato un network di cattura basato su volontari e gabbie trappola, premiati con una taglia per capo, cui si sono aggiunte alcune battute specifiche di controllo da parte del servizio faunistico.

Risultati e considerazioni

Il roditore sudamericano ha seguito nell'area ravennate un'evoluzione dei popolamenti davvero tipica. Questa specie è legata agli ambienti di acque dolci ma si spinge

anche in lagune salmastre. Consistenti sono i popolamenti in pianura ma può salire anche fino ad oltre 1.000 m di quota (Woods et al. 1996). Crea notevoli danni non solo a coltivazioni ma anche ad argini e chiuse per l'escavazione di profonde tane in comunicazione con l'acqua. Fortissimo anche l'impatto sugli ecosistemi naturali dove porta alla devastazione di lamineti ed altre fitocenosi ed a un forte disturbo soprattutto ai nidificanti (Ellis 1963, Linscombe et al. 1981, Velatta & Ragni 1991, Reggiani et al. 1993, Scaravelli & Martignoni 2000). In ragione di tutte le problematiche create e soprattutto del trovarsi di fronte ad una specie esotica hanno fatto concordare una strategia di eradicazione, come esposto dalla Regione Emilia Romagna con decreto 760 del 17 ottobre 1995 (cfr. Scaravelli 1999) e come posto in essere da tempo in vari paesi (Gosling 1989; Gosling et al. 1988; Norris 1967a, 1967b).

La provincia di Ravenna ha tutto il proprio territorio con presenza di nutria e le aree della pianura verso la costa presentano densità a volte preoccupanti. La specie si spinge anche in ambito appenninico arrivando allo spartiacque (Scaravelli 2001).

I primi nuclei furono segnalati nel basso Lamone e nelle valli a nord di Ravenna già alla fine degli anni 80 ma è con il 1992-94 che si riscontrano i primi popolamenti stabili. La situazione precipita velocemente e si comincia a sentire la necessità di un intervento. Nel 1996 si produce questa prova di controllo presso Punta Alberete (Scaravelli in stampa). Sono state realizzate 9.844 notti-trappola nell'arco di un anno con la cattura di 1.026 esemplari. Il peso totale smaltito è risultato pari a 4.370 kg. L'area coperta dalle operazioni fu di circa 450 ha e un tale catturato su di una superficie relativamente ridotta è sicuramente sintomo di popolazioni decisamente vaste. Tra i 1.000 esemplari controllati, il sessaggio ha mostrato, come atteso, una maggiore presenza di maschi, che raggiungono il 54,8%. La popolazione risulta dominata dalle classi dei subadulti e giovani, chiaro indizio di una attiva fase espansiva.

Dal 1997 in poi è l'Amministrazione provinciale che provvede ad un piano annuale di controllo con gabbie trappole e sparo, affidato a volontari e alle guardie provinciali.

In 7 anni sono quindi stati catturati quasi 19.000 animali e sono state pagate "taglie" per circa 100.000 Euro.

Problemi di non poco conto derivano dai danni ad arginature di vario livello. Nel ravennate i canali scolmatori, gli argini dei fiumi minori e anche vasche di decantazione e contenimento hanno pagato un tributo di decine migliaia di euro in pochi anni.

Myocastor coypus rappresenta comunque un'importante sorgente di impatto anche per la vegetazione naturale. Si è rilevato un suo consumo massiccio di varie specie degli ecosistemi umidi, con danni anche rilevanti. Tra queste si possono segnalare: *Trapa natans*, *Nymphoides peltata*, *Nuphar lutea*, *Nymphaea alba*, *Acorus calamus*, *Schoenoplectus lacustris*, *Typha angustifolia*, *Typha latifolia* e *Phragmites australis*. Anche le *Carex* maggiori vengono utilizzate, soprattutto durante i periodi più freddi, così come oltre 100 specie di vegetali delle famiglie più disparate (Scaravelli & Martignoni 2000).

Consistente si rivela anche il disturbo apportato ai nidificanti quali Podicipedidi, Ardeidi, Anatidi, Rallidi, Motacillidi, Silvidi, Timalidi ed Emberizidi. Nel ravennate,

in Valle della Canna, il lamineto, utilizzato per localizzare i nidi, è stato abbandonato da *Chlidonias hybridus* per la sottrazione di foglie ed il disturbo.

Probabilmente altrettanto determinante è la competizione, alimentare e di ambienti, con *Arvicola terrestris* che sta subendo un consistente calo in buona parte degli ambienti ravennati sotto indagine.

Oltre a questi impatti sugli ecosistemi naturali non sono da dimenticare gli ingenti danni materiali apportati ad argini ed altri manufatti così come all'agricoltura. I dati relativi alle vicine province di Modena e Bologna sono sicuramente significativi e si aggirano per il 2000 su 8.000 Euro.

I dati ad oggi disponibili ridimensionano in parte il suo ruolo come bacino epidemiologico per alcune zoonosi (Arcangeli et al. 1997, Soldati et al. 1998).

Il contenimento di questa specie alloctona è quindi inderogabile. Ma è ancora più importante muoversi in fretta per affrontare con i mezzi adeguati un problema di gestione ambientale che sta per sfuggire ad ogni possibile controllo. La metodologia di intervento deve prevedere di affrontare il problema in modo sistematico e organizzato per fronteggiare un'emergenza costituita da migliaia di capi sparsi in modo capillare sul territorio (cfr. Cocchi e Riga 2001).

Gli interventi a questo punto devono vertere o su di un'azione davvero consistente o sull'organizzazione di routine che mantenga la popolazione a livelli accettabili e intervenga consistentemente nei casi di maggiore danno. Il vero problema rimane comunque nell'identificazione del "livello accettabile".

Bibliografia

- Arcangeli G., Casati D., Zanellato G. & Mutinelli F. 1997. Stato sanitario della nutria selvatica (*Myocastor coypus* Molina). Osservazioni nell'area deltizia del fiume Po. *Obiettivi & Documenti Veterinari* 1: 46-50.
- Cocchi R. & Riga F. 2001. Linee guida per il controllo della nutria (*Myocastor coypus*). *Quad. Cons. Natura*, 5. Min. Ambiente e I.N.F.S.
- Ellis A.E. 1963. Some effects of selective feeding by the Coypu (*Myocastor coypus*) on the vegetation of Broadland. *Trans. Norf. Nor. Nat. Soc.* 20: 32-35.
- Gosling L. M. 1989 Extinction to order. *New Scientist* 4 March 1989: 44-49.
- Gosling L.M., Baker S.J. & Clarke C.N. 1988. An attempt to remove coypus (*Myocastor coypus*) from a wetland habitat in east anglia. *J. Appl. Ecol.* 25: 49-62.
- Linscombe G., Kinler N. & Wright V. 1981. Nutria population density and vegetative changes in brackish marsh in coastal Louisiana. *Proc. Worldwide Furbearer Conf.* 1: 129- 141.
- Norris J.D. 1967a. The control of coypus (*Myocastor coypus* Molina) by cage trapping. *J. Appl. Ecol.* 4: 167-189.
- Norris 1967b. A campaign against feral coypus (*Myocastor coypus* Molina) in Great Britain. *J. Appl. Ecol.* 4: 191-199.
- Reggiani G., Boitani L., D'Antoni S. & De Stefano R. 1993. Biology and control of the coypu in the mediterranean area. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 21: 67-100.

- Scaravelli D. & Martignoni C. 2000. *Leptospyra* spp. in *Myocastor coypus*: risultati di un'indagine sierologica in provincia di Mantova. Atti 1° Conv. SIVSANC, Ozzano Emilia, 2.10.1998. *Laguna* suppl. n. 1/2000: 26-29.
- Scaravelli D. & Martignoni C. 2000. L'impatto di *Myocastor coypus* sulla vegetazione di zone umide nord italiane. Atti Conv. "Zone umide d'acqua dolce, tecniche e strategie di gestione della vegetazione palustre", Ostiglia (MN) 15.5.1999. *Quaderni Riserva Naturale Paludi di Ostiglia* 1: 217- 220.
- Scaravelli D. 1999. Nutria, *Myocastor coypus*. In: Toso S. et al. (Edits). Carta delle vocazioni faunistiche della Regione Emilia Romagna. *Regione Emilia Romagna, INFS & STERNA, Bologna*: 236-238.
- Scaravelli D. 2001. Nutria *Myocastor coypus*, In: Scaravelli D., Gellini S., Matteucci C. & Cicognani L. (Edits). Atlante dei Mammiferi della Provincia di Ravenna. *STERNA & Amm. Prov. Ravenna*: 90.
- Soldati G., Gelmini L., Pongolini S., Gallegati P., Perini S. & Cabassi E. 1998. Contributo alla conoscenza delle patologie della nutria selvatica (*Myocastor coypus*). Istituto Zooprofilattico Sperimentale della Lombardia e dell'Emilia Romagna "Bruno Ubertini". *Il Progresso Veterinario* 15/98: 703-706.
- Velatta F. & Ragni B. 1991. La popolazione di nutria (*Myocastor coypus*) del Lago Trasimeno. Consistenza, struttura e controllo numerico. In: Spagnesi M. & Toso S. (Edits). Atti II Conv. Naz. Biol. Selv. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 19: 311-326.
- Woods C.A., Contreras L., Willner-Chapman G. & Whidden H.P. 1992. *Myocastor coypus*. *Mammalian Species* 398: 1-8.

La nutria (*Myocastor coypus*) in Piemonte: danni, interventi di controllo e problematiche di gestione

SANDRO BERTOLINO

DIVAPRA Entomologia e Zoologia, Università di Torino, via L. da Vinci 44, 10095 Grugliasco (TO). E-mail: sandro.bertolino@unito.it

Riassunto

La nutria (*Myocastor coypus*) è un roditore originario del sud America, naturalizzato in Italia a seguito di fughe e rilasci volontari da allevamenti. La specie è attualmente distribuita in gran parte del centro Italia e della Pianura Padana. La nutria è legata a corpi idrici ad acque tranquille, come laghi, canali, paludi, tratti planiziali di fiumi, preferendo in particolare le zone a canneto. In questi ambienti l'impatto sulla vegetazione naturale può essere notevole, determinando la contrazione, se non la totale scomparsa, di numerose piante acquatiche. Inoltre, in alcuni periodi dell'anno la nutria può produrre danni alle colture cerealicole e orticole, in particolare in zone agricole collegate da canali con gli ambienti acquatici dove vive, e ai sistemi idraulici a seguito dello scavo delle tane lungo fossi e canali. Viene segnalato anche un impatto negativo nei confronti di alcune specie di uccelli acquatici. In Piemonte la specie è presente da almeno 30-40 anni e nell'ultimo decennio ha mostrato un notevole incremento di areale. A seguito di questa espansione sono stati segnalati danni di diverso tipo e sono iniziati i primi interventi di controllo.

La gestione della nutria in Piemonte coinvolge numerosi Enti con competenze dirette sulla fauna selvatica (Amministrazioni provinciali, Aree Protette, Ambiti Territoriali di Caccia), oltre ad Associazioni interessate a vario titolo (agricoltori, cacciatori, ambientalisti). A fronte di questa parcellizzazione delle possibilità d'intervento, manca un quadro di sintesi di quanto fatto finora. Scopo di questo lavoro è stato quello di valutare la tipologia e l'entità dei danni provocati dalla nutria in Piemonte e quantificare l'entità degli interventi di controllo.

Nel corso del 2001 è stata condotta un'indagine a livello regionale al fine di quantificare quanto pagato dagli organi competenti come risarcimento danni per la nutria e valutare l'efficacia degli interventi di controllo in atto. Tale indagine rientra in un pro-

gramma più vasto condotto a livello nazionale dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Il questionario elaborato prendeva in considerazione il periodo 1995-2000, ed è stato spedito alle Amministrazioni Provinciali, ai Parchi Fluviali, agli Ambiti Territoriali di Caccia e ai Consorzi Irrigui.

I primi danni alle colture (€ 1.338) sono stati pagati a Vercelli nel 1996, successivamente i danni si sono estesi alle province di Novara, Alessandria e Torino. Il costo complessivo dei danni alle colture nel periodo 1997-2000 è stato rispettivamente di: € 6.993, 20.088, 37.214, 47.085. Nei 5 anni considerati, l'incidenza dei danni pagati per la nutria rispetto al totale dei danni causati dalla fauna selvatica, è passata dal 2,4 al 9,4%. I danni maggiori sono stati riportati da un Consorzio irriguo, il quale ha speso dal 1995 al 2000 circa € 200.000 per ripristinare 80 km di argini danneggiati dall'attività d'escavazione delle nutrie. Per quanto riguarda l'impatto sulle biocenosi, alcuni Parchi segnalano un'azione limitante a carico della vegetazione acquatica (*Phragmites australis*, *Thypha* spp., *Nymphaea alba*, *Nuphar lutea*, *Trapa natans*).

Gli interventi di controllo nei riguardi della nutria sono iniziati nel 1998, da parte della Provincia di Vercelli e del Parco Fluviale del Po tratto alessandrino/vercellese. Nel 2000 anche la Provincia di Novara e il Parco del Lago di Candia hanno dato avvio ad analoghi interventi. Nel periodo 1998-2000 sono stati complessivamente rimossi 825 animali, il 70% con gabbie e il 30% tramite abbattimento con fucile.

Il recente incremento di areale della nutria ha determinato un aumento dei danni pagati dalle autorità competenti. In particolare, l'importo speso per il ripristino degli argini è stato superiore alle somme pagate per danni alle colture. Il controllo della specie nel periodo 1998-2000 ha portato alla rimozione di un numero limitato di animali e non è stato sufficiente a ridurre i danni. Potrebbe esserci stata una riduzione nel tasso d'incremento dei danni, ma tale effetto è di difficile valutazione. In generale, l'utilizzo delle gabbie sembra un metodo di controllo più efficace rispetto all'abbattimento diretto, ma richiede la disponibilità di operatori motivati in grado di assicurare la funzionalità delle trappole nel tempo.

L'obiettivo degli interventi di controllo di una specie selvatica deve essere quello della riduzione del danno (economico o ecologico) in maniera sostenibile (rapporto benefici/costi positivo) e non solo il controllo numerico delle popolazioni. In Piemonte, a fronte dei danni pagati e degli interventi di controllo in corso o in programma, manca un piano organico di gestione della nutria a livello regionale e un coordinamento degli interventi. In particolare, non risultano disponibili valutazioni sull'efficacia degli interventi di controllo, se si esclude l'intervento presso il Parco del Po dove l'obiettivo era consentire la crescita della vegetazione acquatica. Per una corretta gestione della specie si suggerisce l'istituzione di un gruppo di lavoro a livello regionale, con il compito di raccogliere i dati disponibili, valutare l'efficacia degli interventi, proporre ricerche e sperimentazioni.

La nutria selvatica quale potenziale “reservoir” di agenti trasmissibili all’uomo: situazione in Italia e nel mondo

GIUSEPPE ARCANGELI

Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie – Laboratorio di Adria (RO).
E-mail: garcangeli@izsvenezie.it

Cenni sulla biologia della nutria

La nutria (*Myocastor coypus*), mammifero appartenente all’ordine dei Roditori, sottordine Semplicidentati, famiglia Miocastoridae (1), o Capromyidae secondo altri (2), chiamata anche miopotamo o castoro del Cile, è un grosso roditore originario del Sud America, che per aspetto assomiglia più ad un grosso topo che ad un castoro.

Un soggetto adulto di 5-6 anni raggiunge il peso di 12 chilogrammi e la lunghezza di mezzo metro, esclusa la coda che misura da sola trenta centimetri.

Si tratta di un animale prettamente acquicolo, ottimo nuotatore, dotato di zampe posteriori palmate, che predilige laghi, fiumi, paludi e canali, sui cui argini scava tane con lunghezza fino a 5 metri e con un’apertura di 50 centimetri circa.

È fornito di pelliccia di color marrone sul dorso, rossastro sui fianchi e grigio scuro-nero sulle parti ventrali, formata da una lanetta finissima e morbida, cui sovra-
stano peli setolosi e duri. In grado di riprodursi all’età di sette mesi ed in qualsiasi
epoca dell’anno, pur prediligendo la stagione primaverile-estiva, la nutria è in grado
di partorire 4-8 piccoli, dopo una gestazione di 120-130 giorni (3). L’allattamento
dura 40-60 giorni e dopo 50 giorni dal parto è in grado di iniziare una nuova gravi-
danza. Dotata di ottimo istinto materno, facilmente una femmina adotta piccoli
rimasti orfani.

Caratteristica curiosa è il fatto che l’allattamento può avvenire anche in acqua dato
che le mammelle sono poste su due file in regione dorsale, in numero di 8-10 ed a 5-6
centimetri a lato della colonna vertebrale (4).

L’alimentazione è costituita quasi esclusivamente da vegetali: erbe, radici, bacche,
cortecce, germogli. Particolarmente gradita risulta essere la cannuccia palustre che è
consumata in tutte le sue parti, rizomi compresi. È segnalata anche la tendenza al car-

nivorismo, con consumo di bivalvi, chioccioline (5) e predazione di uova di uccelli acquatici (6, 7, 8).

Importata in Italia nel 1928 (9) con lo scopo di essere allevata quale animale da pelliccia (il cosiddetto “castorino”), soprattutto negli anni sessanta-settanta è stata oggetto di allevamento da parte di numerose imprese agricole.

La nutria si è ben adattata al nostro clima, tanto che i soggetti sfuggiti alla cattività si sono riprodotti con estrema facilità formando colonie stabili soprattutto in vicinanza di canali, fiumi e paludi. Tale diffusione è stata favorita anche dalla mancanza di predatori verso i soggetti adulti; solamente i piccoli possono essere oggetto di predazione da parte di volpi e rapaci (10, 11).

Nel territorio della provincia di Rovigo, la nutria sta recando notevoli danni soprattutto alle colture orticole e di barbabietole nei periodi primaverili nonché alle produzioni di mais in fase di maturazione latteo-cerosa.

Da considerare sono anche gli incidenti che tali animali, dalle abitudini notturne, possono provocare ai veicoli stradali, nonché i danni dovuti al cedimento del fondo stradale arginale per i grossi cunicoli scavati dalla nutria.

Esiste inoltre il rischio di un impatto sulle biocenosi naturali, in particolare sulle fitocenosi palustri (12).

Le potenziali zoonosi trasmissibili dalla nutria: rassegna bibliografica

Malattie virali

Malattia	Agente causale	Modalità trasmissione	Rif. bibliografico
Rabbia	<i>Rabdovirus</i>	Morso, contatto	Safarov. et al., 1974 (Infez. Sperim.)

Malattie batteriche

Malattia	Agente causale	Modalità trasmissione	Rif. bibliografico
Leptosirosi	<i>Leptospira</i> spp.	Urina	Anchezar et al. 1949
Tularemia	<i>Francisella tularensis</i>	Contatto, zecche	Dejneka , 1954
TBC	<i>Mycobacterium</i> sp.	Contatto, Consumo carni poco cotte	Krasnikov et al. 1985 (Infez. Sperim.)
Pseudotubercolosi	<i>Yersinia pseudotuberculosis</i>	Contatto, Consumo carni poco cotte	Cipolla et al., 1987
Yersiniosi	<i>Yersinia enterocolitica</i>	Consumo carni poco cotte	Anonimo, 2001
Salmonellosi	<i>Salmonella</i> spp.	Consumo carni poco cotte	Wendland et al., 1987
Mal rossino	<i>Erysipelothrix rhusiopathiae</i>	Contatto	Kohler et al., 1987
Morva	<i>Burkholderia mallei</i>	Contatto, Consumo carni poco cotte	Lyon et al., 2000

Malattie parassitarie

Malattia	Agente causale	Modalità trasmissione	Rif. bibliografico
Fascioliasi	<i>Fasciola hepatica</i>	Reservoir, faringiti nell'uomo da miracidio a seguito ingestione verdura non lavata	Stoican et al., 1973
Criptosporidiosi	<i>Cryptosporidium parvum</i>	Feci	Musaev et al., 1996
Leishmaniosi cutanea	<i>Leishmania tropica</i>	Reservoir per flebotomi, contatto	Uralov A., 1980
Micosi	<i>Trypophyton, Microsporium</i>	Contatto	Wenzel et al., 1989
Zecche	<i>Rhipicephalus sanguineus</i> , <i>R. turanicus, Ixodes ricinus</i>	Paralisi da zecche, inf. batteriche secondarie, Febbre Q, M. Lyme, TBE ?	Scaramella et. al, 1986
Trichinosi	<i>Trichinella</i> spp.	Consumo carni poco cotte	Rubli, 1936 (?) Popescu et al. , 1987 (Infez. Sperim.)
Toxoplasmosi	<i>Toxoplasma gondii</i>	Consumo carni poco cotte	Holmes et al., 1977

Anchezar B.V. & Villa R. 1949. *Rev. Inst. Bact. Malbran* 14: 124-127.

Anonimo 2001. Meat hygiene aspects and factors of meat quality of coypu meat from individual slaughter. *Thesis, Freie Universitat Berlin*.

Cipolla A.L., Martino P.E. & Villar J.A. 1987. Yersiniosis in nutria. *Rev. Agr. Prod. Anim.* 5: 481-486;

Dejneka T. 1954. Tularemia u nutrii. *HDI* II, 9, 20.

Holmes R.G., Illman O. & Beverlley J.K.A. 1977. Toxoplasmosis in coypu. *Veterinary Record* 101: 74-75.

Kohler B., Wendland B., Tornow U. & Michael M. 1987. Studies into occurrence of bacterial infectious diseases in nutria. *Arch. Exper. Vet. Med.* 41: 442-446.

Krasnikov G.A. & Lisitsyn V.N. 1985. Susceptibility of nutria to TBC. *Veterinarja (Kiev)* 60: 21-25.

Lyon W.J. & Milliet J.B. 2000. Microbial flora associated with Louisiana processed frozen and fresh nutria carcasses. *Journal of Food Science* 65: 1041-1045.

Musaev M.A., Gaibova G.D. & Ismailova G.I. 1996. *Parazitologiya* 30: 478-486.

Popescu S., Mazanet M., Fromunda V., Oproiu V., Tetu-Oporanum M. & Cicocnitu A.M. 1987. Studies on experimental trichinellosis in *Myocastor coypus*. *Archiva Veterinaria* 18: 37-46.

Rubli H. 1936. Trichinose beim Sumpfbiber. *Schweizer Arch. Tierheilk* 78: 420.

Safarov R.K. & Dzhmukhadze V.A. 1974. Rabies in Nutria. *Veterinariya-Moscow* 9: 59-61.

Scaramella D. & Motti G. 1986. Le malattie del castorino. *Riv. Conigliicoltura* 6: 34-38.

Stoican E., Sava O., Negrea A. & Silvas E. 1973. Cases of fasciola hepatica infection of nutria, and treatment trials. *Lucrarile Inst. De cercetari Vet. si Bioprep. Pasteur* 10: 111-116.

Uralov A. 1980. Occurrence of cutaneous leishmaniasis in *Myocastor coypus*. *Meditinskaya Parazitologiya i Parazitarnye Bolezni* 5: 85-86.

Wendland B. 1987. Occurrence of bacterial diseases in coypu: Salmonellosis. *Archiv für Experimentelle Veterinarmedizin* 41: 420-433.

Wenzel U.D. & Albert G. 1989. Trichophytie beim Sumpfbiber. *Monatshäfte für Veterinarmedizin* 44: 275-276.

Indagine in provincia di Rovigo

Negli anni 1994 e 1998, sono state recapitate presso l'Istituto Zooprofilattico Sperimentale delle Venezie, Laboratorio di Adria, 131 nutrie vive, catturate in varie zone della provincia di Rovigo, dalle guardie venatorie con apposite gabbie metalliche contenenti esche vegetali (mele, carote) e poste in prossimità di argini e canali irrigui.

Più in dettaglio, n. 73 soggetti provenivano dalla zona deliziosa e sono stati catturati nel 1994, mentre gli altri 58 soggetti provenivano da zone urbane (14 da Rovigo, 29 da Polesella e 15 da Arquà Polesine) e catturati nel 1998.

Recapitati in laboratorio, i soggetti, tutti adulti ed in buono stato di nutrizione, sono stati sottoposti ad eutanasia con inalazione forzata di cloroformio in contenitore ermeticamente chiuso.

Ricerche effettuate

Salmonella spp.: liquido biliare, tessuto epatico e feci prelevate dal lume intestinale (intestino tenue e cieco) con prearricchimento in acqua peptonata seguito da semina in terreno selettivo Rappaport-Vassiliadis e terreno differenziale XLT4 agar, e successiva semina su Kligler – TSI.

Leptospira – ricerca anticorpi: il sangue prelevato dal cuore immediatamente dopo l'eutanasia, è stato sierato e congelato. È stato applicato il metodo della microagglutinazione, considerando come soglia di lettura un'agglutinazione del 50%. I sieri che hanno superato tale limite sono quindi stati titolati a successive diluizioni per raddoppio partendo dal limite 1:126 fino ad un massimo di 1:4.032. Sono stati utilizzati come antigeni le seguenti sierovarianti di *Leptospira interrogans* più frequenti e di maggior pericolosità: *L. icterohaemorrhagiae*, *L. canicola*, *L. copenhageni*, *L. pomona*, *L. hardjo*, *L. bratislava*, *L. tarassovi* e *L. grippityphosa*.

Leptospira – ricerca colturale: rene ed urina sono stati prelevati asepticamente ed immersi in terreno colturale di EMJH liquido. Successivamente i reni sono stati sottoposti ad omogeneizzazione e filtrazione, e quindi, l'estratto renale e l'urina sono stati seminati in terreno EMJH semisolido ed incubati a + 30 °C per 30 gg con controlli settimanali al microscopio ottico con osservazione in campo oscuro. Dopo tale termine, in assenza di crescita le colture sono state considerate negative e quindi eliminate.

Trichinella spp.: campioni di tessuto muscolare (diaframma e lingua) sono stati sottoposti a digestione artificiale con lo strumento Tricomatic 35 (Foss Electric). La digestione è avvenuta alla temperatura di + 49 °C, utilizzando acido cloridrico 9% (30 ml) e pepsina 1:10.000 (5 gr) per ogni ciclo di lavorazione. La durata del processo digestivo è stato di 8 minuti. Al termine del ciclo di lavorazione il materiale digerito è stato

filtrato e raccolto automaticamente su un'apposita membrana. Una volta fatta aderire su un vetrino portaoggetto, la membrana è stata osservata al microscopio ottico (Axioscope Zeiss, obiettivo 10 ×).

Risultati e discussione

La ricerca di *Salmonella* spp. (Tab. 1) ha dato sempre esito negativo e questo contrariamente alle attese, perché pur essendo la nutria un animale erbivoro, l'ambiente frequentato è spesso lo stesso di ratti, notoriamente possibili portatori di salmonella. L'assenza di salmonella in un animale descritto come portatore e suscettibile di infezione se allevato intensivamente (13, 14), porta a pensare che la nutria selvatica non sia soggetta a tale malattia sia per il tipo di alimentazione quasi esclusivamente vegetale, sia per la minor concentrazione di animali rispetto alla realtà intensiva.

La ricerca di *Trichinella* spp. (Tab. 1), è risultata sempre negativa. Descritta dallo svizzero Rubli nel 1936 (in 15 persone che avevano mangiato carne di nutrie peraltro allevate con visoni in cattive condizioni igieniche), in Italia in base all'ordinanza ACIS 27/4/1958, art. 1 (importazione di bovini e suini) è previsto che anche la nutria debba provenire da zone indenni da trichinella. In effetti questo animale quasi esclusivamente erbivoro, ben difficilmente è esposto al rischio trichinosi ed altri indagini eseguite in Europa su migliaia di soggetti ha dato esito negativo (16, 17).

Per quanto riguarda la ricerca di *Leptospira* spp. (tab. 1, 2 e 3), sono stati evidenziati anticorpi verso le sierovarianti *icterohaemorrhagiae* e *bratislava*, dato in linea con lavori italiani su nutrie selvatiche.

Tab. 1. Risultati delle indagini suddivisi per zona di provenienza

Zona di provenienza	<i>Salmonella</i>		<i>Trichinella</i>		<i>Leptospira</i> (es. culturale)		<i>Leptospira</i> (anticorpi)	
	n. cp analizz.	esito	n. cp analizz.	esito	n. cp analizz.	esito	n. cp analizz.	esito
Delta	73	73 neg.	42	42 neg.	41	41 neg.	73	13 pos.
Centri urbani	58	58 neg.	58	58 neg.	58	58 neg.	58	16 pos.
Totale	131	131 neg.	100	100 neg.	99	99 neg.	131	29 pos.

Tab. 2. Sierovarianti dei campioni risultati positivi per leptospirosi

Sierovar.	Delta	Centri urbani
<i>icterohaemorrhagiae</i>	8	4
<i>bratislava</i>	4	3
<i>icterohaem.ibratislava</i>	1	9
Totale	13 (17,8%)	16 (27,5%)

Tab. 3. Titoli anticorpali dei soggetti risultati positivi per leptospirosi

<i>Zona Deltizia</i>				
Sierovar.	1:126	1:252	1:504	1:1.008
<i>icterohaemorrhagiae</i>	3	—	3	1
<i>bratislava</i>	2	2	1	—
<i>icterohaem./bratislava</i>	—	—	1*	—

*1:504 *icterol* 1:126 *bratislava*

<i>Centri urbani</i>				
Sierovar.	1:126	1:252	1:504	1:1.008
<i>icterohaemorrhagiae</i>	2	2	—	—
<i>bratislava</i>	2	1	—	—
<i>icterohaem./bratislava</i>	4	4*	1**	—

* 1:126 *icterol* 1:252 *bratislava*

** 1:504 *icterol* 1:126 *bratislava*

In un soggetto sono state reperite a livello del padiglione auricolare esterno alcune zecche identificate come *Rhipicephalus turanicus* (Pomerantsev, 1940), specie adattata ad ambienti aperti, descritta in animali selvatici e potenziale vettore di rickettsiosi (18).

Altre indagini eseguite sul territorio italiano per Leptospirosi

Sono state condotte ricerche riguardo la Leptospirosi da Farina e Andreani, Tagliabue e Farina, Scaravelli e Martignoni (19, 20, 21, 22).

Le indagini hanno rilevato una certa percentuale di sieropositività per leptospira.

Farina e Andreani, nel 1964 hanno cercato di isolare leptospire da 70 soggetti di un gruppo di 1.500 nutrie allevate all'aperto con presenza di uno stagno. A fronte di un'alta sieropositività, con titoli fino a 1:20.000, da un solo soggetto è stata isolata una *L. icterohaemorrhagiae*.

Conclusioni

Il mancato isolamento di leptospira da rene ed urina, paragonato con lavori precedentemente eseguiti in Italia ed all'estero (23, 24, 25) in cui l'esame colturale ha dato risultati positivi in bassissima percentuale, suggerisce che la nutria debba essere considerata una portatrice secondaria, occasionale.

Il riscontro di una certa prevalenza di soggetti con presenza di anticorpi verso *Leptospira* spp., peraltro con basso titolo, se da un lato suggerisce l'esposizione della

nutria alla spirocheta, dall'altro non dimostra che l'animale possa fungere da portatore.

La maggior prevalenza di soggetti sieropositivi in ambiente urbano potrebbe essere dovuto ad una maggior probabilità di contatto nutria-ratto.

Rimane comunque la possibilità che questo animale, alloctono, possa determinare nel tempo uno squilibrio nell'attuale epidemiologia della leptospirosi e pertanto si auspica che continui il monitoraggio sia sierologico, sia con isolamento in coltura.

Riguardo le altre malattie che la nutria potrebbe trasmettere all'uomo, anche se descritte prevalentemente all'estero, è bene che gli operatori italiani esposti al contatto con questi animali ugualmente provvedano ad agire sempre con una certa cautela, come si conviene a chiunque lavori a contatto di roditori selvatici.

Bibliografia

- [1] D'Ancona U. 1981. Zoologia. *ed. Utet*: 1090.
- [2] Santini L. 1983. I roditori italiani di interesse agrario e forestale. *ed. CNR-AQ/11232, Padova*.
- [3] Scortecchi G. 1953. Animali. *ed. Labor, Milano*.
- [4] Enciclopedia delle scienze. 1982. *ed. De Agostini, Novara*.
- [5] Microlivestock. 1991. pag. 216-223. *National Academy Press, Washington*.
- [6] Gariboldi A. 1993. La nutria in Lombardia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina XXI*: 259-262.
- [7] Tocchetto G. 1999. Indagine sulla predazione di uova di anatidi da parte della nutria in una zona umida della provincia di Treviso. *IV Convegno Naz. Biol. Selvaggina, Bologna*.
- [8] Tinarelli R. 1999. La nutria quale fattore limitante delle popolazioni nidificanti di svasso maggiore, tuffetto e mignattino piombato in Emilia Romagna. *IV Convegno Naz. Biol. Selvaggina, Bologna*, (in stampa).
- [9] Spagnesi M. & Toso S. 1999. Iconografia dei mammiferi d'Italia. *Ist. Naz. Fauna Selvatica*: 139-140.
- [10] Nel mondo della natura. 1960. *ed. Motta, Milano*.
- [11] La vita dei mammiferi. 1962. Collana "I libri della natura", *ed. Garzanti*.
- [12] Velatta F. & Ragni B. 1991. II Convegno naz. dei biologi della selvaggina. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina 19*: 311-326.
- [13] Wendland B. 1987. Occurrence of bacterial diseases in coypu: Salmonellosis. *Archiv für Experimentelle Veterinarmedizin 41*: 420-433.
- [14] Martino P.E. & Stanchi N.O. 1998. Causes of death in captive nutria in Argentina. *Israel Journal of Veter. Med. 53*: 83-88.
- [15] Rubli H. 1936. Trichinose beim Sumpfbiber. *Schweizer Arch. Tierheilk 78*: 420.
- [16] Nowakowski Z. 1988. Trichinellosis in nutria. *Med. Veterinaryna 44*: 301.
- [17] Geller J. 1984. Observations of the occurrence of *Trichinella spiralis* in coypu. *Inaugural-Dissertation, Tierärztliche Hochschule, Hannover*.
- [18] Sobrero L. & Manilla G. 1988. Aggiornamenti sulle zecche in Italia. *Suppl. a Bonifica anno 4°*, n. 2: 45-46.
- [19] Tagliabue S. & Farina R. 1995. Inchiesta sieroevid. sulla diffusione delle leptospirosi tra gli animali domestici ed alcune specie selvatiche. *Selez. Veterinaria 36*: 941-952.

-
- [20] Scaravelli D. & Martignoni C. 2000. *Leptospira* spp. in *Myocastor coypus*. *Laguna* suppl. n. 1: 26-29.
- [21] Farina R. & Andreani E. 1964. Su un focolaio di leptospirosi spontanea nella nutria. *Vet. It.* 15: 778-782.
- [22] Farina R. & Andreani E. 1970. Leptospirosi degli animali selvatici in Italia. *Arch. Vet. It.* 21: 127-141.
- [23] Trap D. 1988. Small wild mammals as a source of leptospirosis. *Rev. sci. Tech. Off. Int. Epiz.* 7 (4): 893-899.
- [24] Sheena A.W., Wanyangu S. & Palmer M. 1985. The coypu as a rodent reservoir of leptospira infection in G.B. *J. Hyg. Camb.* 95: 409-417.
- [25] Stanchi N.O., Martino P.E., Martino J.J. & Calvo J.O. 1987. Leptospirosis in wild animals and farmed furbearing animals. *Revista de Med. Vet., Argentina* 68: 80-82.

L'impatto della nutria sulle zone umide dell'Emilia Romagna e considerazioni sulle misure di controllo

ROBERTO TINARELLI

Ecosistema p.s.c.r.l., viale Cappuccini 2/D, 40026 Imola.
E-mail: rtinarelli@libero.it

Riassunto

L'allevamento della nutria (*Myocastor coypus*) in Emilia-Romagna è iniziato intorno al 1930 e individui in libertà sono stati segnalati per il ferrarese sin dai primi anni '80. Nel corso degli anni '80 la crisi dell'allevamento commerciale ha causato il deliberato rilascio e/o la fuga di migliaia di nutrie dagli allevamenti abbandonati. La colonizzazione delle maggiori zone umide d'acqua dolce dell'interno (settore sud-occidentale della provincia di Ferrara e pianura bolognese centro-orientale) è avvenuta dal 1986-1987 in poi e, a partire dal 1994, la nutria risultava presente in tutto il territorio di pianura e lungo i principali corsi d'acqua della fascia appenninica.

Le motivazioni che hanno indotto la Regione e le Amministrazioni provinciali a procedere al controllo della nutria, a partire dal 1994-1995, sono costituiti dai danni che la specie arreca a manufatti idraulici (in particolare argini di canali), a coltivazioni, alle comunità vegetali e animali delle zone umide e al rischio di diffusione di agenti patogeni trasmissibili all'uomo (es. leptospirosi).

Per quanto riguarda l'impatto, in particolare, sulle zone umide possiamo distinguere:

Danni alla vegetazione palustre. I popolamenti di alcune specie vegetali (*Typha angustifolia*, *Typha latifolia*, *Nymphaea alba* e *Trapa natans*) che risultano più appetite dalla nutria, hanno subito in molte zone un marcato decremento; in numerose zone umide create ex novo nella seconda metà degli anni '90 l'insediamento e l'evoluzione delle comunità vegetali sono fortemente e negativamente condizionati dalla nutria.

Danni alla fauna e in particolare agli uccelli nidificanti a causa della perdita/riduzione degli habitat favorevoli (canneti e vegetazione galleggiante), del ribaltamento o affondamento dei nidi costruiti su idrofite semi-sommerse e ai margini del canneto e della predazione occasionale di uova; i dati raccolti dal 1994 al 1999 in 45 zone umide

campione dell'Emilia Romagna indicano che Svasso maggiore (*Podiceps cristatus*), Tuffetto (*Tachybaptus ruficollis*) e Mignattino piombato (*Chlidonias hybridus*) hanno preferito per la nidificazione le zone umide nelle quali sono stati effettuati regolarmente interventi di contenimento del numero di nutrie.

Danni alle arginature delle zone umide ripristinate con conseguente improvviso prosciugamento; per le zone umide ripristinate in Emilia Romagna (circa 3.500 ettari) da aziende agricole nel corso degli anni '90 attraverso l'applicazione di misure agroambientali sono noti almeno 10 casi di prosciugamento improvviso durante la stagione riproduttiva di zone umide di 10-30 ettari nel periodo 1994-2002 e 15-20 casi ogni anno di interventi di riparazione degli argini che richiedono temporanei prosciugamenti o comunque l'alterazione dei livelli dell'acqua.

Le misure di controllo sino ad ora attuate possono essere raggruppate in:

- campagne di abbattimento effettuate da squadre e da singoli autorizzati per tutto l'anno o per periodi specifici;
- campagne di cattura con trappole e successiva soppressione.

Nel primo caso l'efficacia è fortemente limitata nel tempo e l'attività di sparo ha un impatto negativo nelle aree protette e durante i periodi di insediamento (febbraio-marzo) e di riproduzione (marzo-luglio) di specie di interesse conservazionistico e gestionale; inoltre causa lo spargimento di pallini di piombo (tossici per l'avifauna acquatica) in zone che ne sarebbero altrimenti prive.

Nel caso dell'uso di trappole può essere garantita pressoché in ogni periodo dell'anno l'assenza di disturbo alla fauna selvatica, a condizione che vengano usate le trappole con doppia apertura (da collocare sui percorsi delle nutrie), senza esche, controllate almeno quotidianamente; l'efficacia del controllo mediante trappolaggio è inoltre fortemente condizionata dalla regolarità di attuazione, dai metodi di soppressione utilizzabili e dal coinvolgimento di proprietari e conduttori di zone umide.

In entrambi i casi è stato spesso sollevato il problema dello smaltimento delle carcasse degli animali uccisi.

Benché risulti palese che l'eradicazione della nutria nella pianura Padana costituisce ormai un obiettivo non più perseguibile, è evidente che per la salvaguardia di specie e cenosi importanti sotto il profilo ecologico e conservazionistico è indispensabile l'adozione di urgenti misure di controllo, perlomeno nei siti che ospitano e hanno ospitato nell'ultimo ventennio del '900 le specie vegetali e animali di maggiore importanza conservazionistica. È altresì evidente che l'adozione delle suddette misure urgenti di controllo della nutria non può prescindere dal superamento di alcuni dei limiti imposti dall'attuale legislazione che in generale rendono impraticabile il controllo delle specie alloctone che minacciano la biodiversità.

L'impatto della nutria (*Myocastor coypus*) nella Riserva Naturale Tevere-Farfa (RM)

SUSANNA D'ANTONI¹, ALESSANDRA PACINI², GIOVANNA COCCHIERI¹,
CLAUDIA PITTIGLIO¹, GABRIELLA REGGIANI³

¹ *Cooperativa Nomix - Studi Ambientali, via A. Cerasi 31, 00152 Roma.*

E-mail: susanna.dantoni@inwind.it

² *Dipartimento di Biologia, Università di Roma Tre, viale Marconi 446, 00146 Roma.*

E-mail: paciniale@libero.it

³ *I.E.A. – Istituto di Ecologia Applicata, via L. Spallanzani 32, 00100 Roma.*

E-mail: md2605@mclink.it

Introduzione

Il presente studio, svolto dall'estate 1999 all'autunno 2000, si inserisce nell'ambito di un progetto più ampio finalizzato alla sperimentazione di tecniche per la prevenzione di danni ai coltivi causati dalla nutria, dall'istrice e dal cinghiale all'interno della Riserva Naturale Tevere-Farfa (RM), nonché alla valutazione del loro impatto sulle biocenosi naturali. Il progetto è stato finanziato dalla Regione Lazio, nell'ambito del DOCUP Obiettivo 5b 1994-99.

La popolazione di nutria della Riserva si è probabilmente originata intorno agli anni '60 da individui provenienti da allevamenti situati in prossimità del Tevere. Un precedente studio condotto sulla nutria nella Riserva Naturale Tevere-Farfa, svolto dal gennaio 1989 al giugno 1991 (da Ass. Ghigi e Dip. BAU - Università "La Sapienza" di Roma), aveva messo in evidenza una popolazione con una notevole capacità di recuperare le perdite dovute al clima rigido invernale, che sembra sia il principale fattore di controllo della specie (Gosling 1981, Doncaster & Micol 1989).

In quel periodo non furono osservate densità particolarmente elevate della popolazione rispetto a quelle emerse da altri studi svolti sulla specie (Reggiani et al. 1993) e non furono, al contempo, riscontrati danni significativi ai coltivi. Infatti le nutrie, mostrando una spiccata preferenza per l'habitat palustre, frequentavano la zona dei coltivi quasi solo nel periodo invernale, probabilmente a causa della minore disponibilità di piante appetibili nella vegetazione elofitica (D'Antoni 1992, Reggiani et al. 1993). Per quanto riguarda l'impatto della specie sulla vegetazione naturale, si osservò

che le abitudini alimentari della nutria sembravano stimolare alcune specie di elofite a svantaggio di altre, come ad esempio *Calamagrostis* sp. rispetto a *Phragmites australis* (D'Antoni 1992, Reggiani et al. 1993, D'Antoni et al. 1994).

Area di studio

La Riserva Naturale Tevere-Farfa (RM) è situata nella media valle del Tevere a circa 50 km a nord di Roma e costituisce un'importante zona di rifugio e di sosta per molte specie di uccelli. È una zona protetta dalla Convenzione di Ramsar (1977) ed è stata designata come Zona di Protezione Speciale (Direttiva 79/409/CEE) e come Sito di Importanza Comunitaria (Direttiva 92/43/CEE). La Riserva è caratterizzata da una zona collinare posta sulla sinistra idrografica del Tevere, in cui si interpongono zone boscate con piccoli orti a gestione familiare, e dalla presenza di una vasta piana alluvionale coltivata sul lato destro del corso d'acqua. Il tratto più a valle, in corrispondenza della confluenza con il fiume Farfa, è costituito da un ambiente più tipicamente palustre, originatosi in seguito alla costruzione della diga di Meana.

Metodi

Stima della popolazione e indagine sulla sua struttura demografica

Per valutare la consistenza della popolazione di nutria nella Riserva sono stati effettuati due campionamenti tramite la tecnica della cattura-marcatura-ricattura. A questo scopo sono state utilizzate 40 trappole a cassetta in rete metallica, di dimensioni pari a $20 \times 20 \times 80$ cm, innescate con carote. La superficie totale campionata è stata pari a 37,5 ha. Sono state realizzate due sessioni di cattura, in autunno e in primavera, della durata di 10 giorni ciascuna, in modo da valutare l'efficacia del clima rigido invernale come fattore di controllo della popolazione. L'abbondanza della popolazione in ciascuna sessione è stata calcolata con il programma CAPTURE (Otis et al. 1978, White et al. 1982; versione del 16 maggio 1994), il quale assume che la popolazione sia chiusa (assunto ritenuto valido data la brevità delle sessioni e le caratteristiche ecologiche della specie).

Rilievo dei danni all'avifauna nidificante

Al fine di rilevare la presenza di eventuali nidi danneggiati dalla nutria o la predazione delle uova in essi presenti, è stato percorso più volte, dal 21 aprile al 20 giugno 2000, un transetto lungo circa 3,5 km, costeggiando le sponde del Tevere (nel tratto più tipicamente palustre, risultato preferito dalle nutrie; D'Antoni 1992, Reggiani et al. 1993) con un'imbarcazione leggera dotata di motore elettrico. Il periodo è stato

scelto in modo da ricoprire gran parte del periodo riproduttivo dell'avifauna presente nella Riserva (Consoli & D'Adamo 1996).

Rilievo dei danni ai coltivi e sperimentazione di sistemi di prevenzione

Per il rilievo dei danni della nutria sui coltivi, sono stati effettuati dei sopralluoghi nei periodi di germinazione e crescita delle piante coltivate maggiormente appetibili dalla nutria (Abbas 1996, D'Antoni 1992, Reggiani et al. 1993), durante i quali è stata presa nota della tipologia e dell'estensione del danno. Inoltre sono state analizzate le pratiche di indennizzo dei danni causati nella Riserva dalla fauna selvatica del periodo 1990-2000.

In seguito ad una esamina dei sistemi di prevenzione dei danni causati dalla fauna selvatica all'agricoltura, si è scelto di sperimentare le recinzioni elettrificate con un primo filo distante 15-20 cm da terra, sia perché questo metodo era stato precedentemente usato con successo per la nutria (Veronese 1997), sia perché si è cercato di utilizzare un sistema che fosse efficace anche per il cinghiale e l'istrice (ponendo un secondo filo a 50-60 cm da terra).

Sono stati selezionati complessivamente sei campi (tre di sperimentazione, con recinzione elettrificata, e tre di controllo senza recinzione) ciascuno di circa 1.000 mq coltivati a barbabietole, mais e a colture orticole (ciascuna coltura era sia in un campo di sperimentazione, sia in uno di controllo). Questa scelta è stata fatta in base ad un'analisi pregressa dell'incidenza dei danni alle colture da parte dell'istrice, della nutria e del cinghiale e tenendo conto delle colture che sarebbero state presenti all'inizio della sperimentazione. Per ciascun campo di sperimentazione è stato scelto un campo di controllo caratterizzato dallo stesso contesto ambientale (vicinanza a incolti, boschi, fossi o corsi d'acqua). I campi selezionati erano tutti potenzialmente accessibili alle nutrie in quanto disposti entro una distanza massima di 80 m dal corso d'acqua (distanza massima dal fiume raggiunta dalle nutrie nel precedente studio; D'Antoni 1992, Reggiani et al. 1993). I campi a barbabietole e a mais erano distanti meno di 10 metri dal fiume. Le recinzioni elettrificate sono state attivate da maggio a settembre 2000. I campi di sperimentazione e controllo sono stati monitorati in media ogni 7-8 giorni. In ciascun sopralluogo si è presa nota della presenza di danni, dello stato di germinazione e/o altezza delle colture presenti e della funzionalità della recinzione elettrificata.

Rilievi sulla vegetazione naturale

Per valutare l'impatto della nutria sulla vegetazione naturale presente lungo la fascia ripariale della Riserva sono state individuate due aree campione (Sito1 e Sito 2) all'interno di due comunità elofitiche a dominanza di *Phragmites australis* e con presenza di *Iris pseudacorus* e diverse specie di carici cespitose. Nel Sito 1 il canneto è a diretto contatto con il bosco ripariale a pioppi e salici retrostante e la riva mostra segni

di processi erosivi; nel Sito 2 la comunità elofitica è invece in contatto con i coltivi dell'area golenale retrostante e la riva mostra segni di processi sedimentari di accumulo. In ciascun sito sono stati realizzati (utilizzando paletti in legno e rete metallica) un recinto di esclusione e una parcella di controllo. All'interno di ciascun recinto di esclusione, di forma necessariamente irregolare a causa del diverso e irregolare andamento spaziale delle comunità elofitiche presenti nei due siti, è stata individuata un'area di 21 mq (7×3 m) nella quale effettuare i rilevamenti. Le corrispondenti parcelle di controllo sono state realizzate con forma e dimensioni equivalenti.

Per ogni parcella sono stati effettuati, a cadenza stagionale, rilievi floristici qualitativi e stime quantitative della biomassa vegetale attraverso misure di copertura di ciascuna delle specie presenti, utilizzando una griglia con maglia 25×25 cm.

Risultati

Andamento demografico della popolazione

I risultati delle due sessioni di trappolamento, con 373 *trap-nights* (n. trappole \times n. notti in cui sono state attivate) in autunno e 374 *trap-nights* in primavera, sono stati riassunti nella Tabella 1.

I valori ottenuti di stima della popolazione, della densità, del tasso d'accrescimento, indicano una popolazione in fase di declino, dall'autunno alla primavera (Tab. 2). Dall'analisi del rapporto fra i sessi nelle diverse classi d'età emerge che durante l'inverno vi è stata una perdita soprattutto di maschi in tutte le classi d'età, dovuta probabilmente a fenomeni di dispersione o a mortalità.

Tuttavia il decremento numerico della popolazione, potrebbe essere attribuito anche alla mortalità prenatale o alla mancata riproduzione. L'inversione del rapporto sessi dall'autunno alla primavera, si potrebbe attribuire ad una maggiore dispersione da parte dei maschi rispetto alle femmine, comportamento già osservato in altre popolazioni di nutrie studiate, soprattutto in Nord Europa, dove sono stati però riscontrati

Tab. 1. Risultati delle catture.

Sessione	Tot. catture	Marcati	Ricatture	Cattura/Ricattura	Freq. %
Autunno	67	25	42	—	69,07
Primavera	30	5	19	6	30,93
Totale	97	30	61	6	100

Tot. catture = n. animali marcati + n. animali ricatturati; Marcati = n. animali catturati per la prima volta; Ricatture = n. animali marcati ricatturati più volte nella stessa sessione; Cattura/Ricattura = n. animali marcati nella I sessione, catturati nella II sessione; Freq.% = totale catture nella stessa sessione rispetto al tot. animali catturati.

Tab. 2. Dati demografici della popolazione di nutria della Riserva Naturale Tevere-Farfa.

	Autunno	Primavera
Stima della popolazione ¹	33 ind.; ES = 4,82; P = 0,20 int. conf. 95% = 28 < x < 48	12 ind.; ES = 3,39; P = 0,25 int. conf. 95% = 11 < x < 30
Densità	0,88 ind./ha	0,32 ind./ha
Rapporto sessi	4M:1F	1M:1,5F
Rapporto classi d'età ²	40% juv.; 16% subad.; 44% ad.	0% juv.; 27%subad.; 73% ad.
Tasso d'accrescimento	—	$\lambda = 0,36$ ³

¹ Stime ottenute con il Modello Mh Jackknife che assume un'eterogeneità di cattura a seconda degli individui. ² Per le classi d'età, è stata seguita la seguente suddivisione adottata da Reggiani et al. (1993): giovani peso " 2kg, subadulti 2 kg " peso " 3 kg, adulti peso \geq 3 kg. ³ $\lambda = N(t+1)/N(t)$, in cui N = stima del numero di individui al tempo t+1 (primavera) e al tempo t (autunno). Se $\lambda > 1$, la popolazione si è accresciuta, se $\lambda < 1$ la popolazione è in declino.

valori di densità maggiori. In queste condizioni è stato osservato che, soprattutto i giovani maschi, si spostano verso ambienti in cui le risorse dell'habitat possono non essere ottimali, ma dove la competizione intraspecifica è minore (Gosling 1991, Doncaster & Micol 1989, De Stefano 1992, Reggiani et al. 1993). Poiché nella Riserva è stata rilevata una bassa densità della popolazione, si potrebbe supporre che siano avvenuti dei cambiamenti nell'habitat palustre (che è risultato preferito dalle nutrie della Riserva nel corso del precedente studio; D'Antoni 1992, Reggiani et al. 1993), o dei fattori di disturbo, tanto da indurre una parte degli individui a cercare ambienti più favorevoli. Possibili fattori di disturbo, potrebbero essere stati i lavori di ripristino della zona umida, nel corso dei quali sono stati asportati detriti fluviali e parti di canneto, o la recente presenza del cinghiale in palude. Tuttavia queste ipotesi non sono state convalidate da dati appositamente rilevati.

Impatto sulla nidificazione dell'avifauna

Nel corso del rilevamento non sono mai stati osservati nidi galleggianti o a ridosso della sponda del fiume o della vegetazione elofitica a contatto con l'acqua. La mancata osservazione di nidi può essere anch'essa dovuta al disturbo arrecato dai lavori di ripristino della zona umida, oppure alla frequente variazione del livello dell'acqua del Tevere verificatasi nel corso della primavera 2000 (Prigioni & Boano 1992). Per avere comunque un dato indicativo sull'effetto della presenza della nutria sulla nidificazione di alcune specie di uccelli acquatici, sono stati confrontati gli andamenti delle popolazioni di questo roditore con i dati dei censimenti di alcune specie presenti nella Riserva (Brunelli et al. 1998, dati del censimento INFS anno 2000), che risultano potenzialmente minacciate dalla sua presenza, quali lo svasso maggiore, il tuffetto e la folaga (Gariboldi 1993, Scaravelli & Martignoni 1996, Tinarelli 1999). Seppur in modo del tutto indicativo, questi dati mostrano un possibile impatto negativo della

Tab. 3. Stime della popolazione di nutria e dati dei censimenti di alcuni uccelli. Dati rilevati in tardo inverno-primavera

Anno	Stima nutrie	Svasso m.	Tuffetto	Folaga
1989	48	0	20	14.000
1990	92	4	16	5.160
1998	n.r.	12	25	3.500
2000	12	18	65	6.000

nutria sulla popolazione di tuffetto (coeff. Spearman $r = -1$; $P = 0,000$) confermando quanto rilevato da Scaravelli & Martignoni nel Parco del Mincio (1996). Non risulta però un chiaro effetto negativo dovuto alla nutria sulla popolazione di svasso maggiore e di folaga, a differenza di quanto messo in evidenza da Tinarelli (1999) in Emilia Romagna (coeff. Spearman $r = -0,5$; n.s.) (Tab.3).

Impatto sui coltivi e sistemi di prevenzione dei danni

In seguito ai rilievi nei coltivi effettuati nel corso dello studio, è stato confermato quanto era stato osservato 10 anni prima, ovvero che le nutrie frequentano i coltivi prevalentemente nel periodo invernale, durante il quale trovano una minor varietà di risorse naturali nell'ambiente della Riserva (D'Antoni 1992, Reggiani et al. 1993). I danni osservati sono contenuti e concentrati in una fascia profonda circa 5-10 m dal lato del campo a contatto con l'acqua (canali d'irrigazione o corsi d'acqua), nonché limitati ad una ristretta tipologia di colture (cereali e barbabietole).

Non essendo specificato il tipo di specie che ha causato il danno nelle pratiche di indennizzo dei danni alle colture, eccetto che nel 2000, non è stato possibile verificare l'andamento dei danni causati dalle singole specie. Tuttavia si suppone che, il notevole incremento degli importi richiesti a partire dal 1996, non sia da attribuire alla nutria, bensì al cinghiale che è comparso regolarmente nell'area da quell'anno.

Il numero totale dei sopralluoghi effettuati sia nei campi di sperimentazione che in quelli di controllo sono stati 30. I casi in cui il sistema deterrente è stato rilevato funzionante sono stati 21: solo in questi casi sono state riscontrate differenze significative, sia nella presenza di danni ($\chi^2 = 5,89$, $P = 0,015$), sia nel numero di accessi nei campi selezionati ($\chi^2 = 7,52$, $P = 0,006$), che mostrano quindi l'efficacia di questi sistemi purchè correttamente funzionanti.

In particolare, nei casi in cui la recinzione elettrificata non funzionava correttamente, la nutria è stata la causa del danno rilevato nel campo di sperimentazione nel 67% dei casi (6 su 9 rilievi). Mentre quando il sistema di prevenzione era integro, i danni da nutria nei campi di sperimentazione sono stati rilevati nel 5% dei casi (1 su 21 rilievi). Nei campi di controllo, la nutria è stata responsabile del 36% degli eventi di danneggiamento (4 su 11 rilievi).

I danni causati dalla nutria sono stati riscontrati nel 30% dei rilievi nei campi (sia di sperimentazione che di controllo) di barbabietole (10 su 30 rilievi), e nel 7% dei rilievi in quelli coltivati a mais (2 su 30). Non sono stati riscontrati danni da nutria nei campi ad orti, che distavano circa 50 m dal fiume. Dato che i campi a barbabietole e a mais erano ugualmente distanti dal fiume (ovvero meno di 10 m), si presume che le coltivazioni a mais siano meno gradite alle nutrie rispetto a quelle a barbabietole.

Pertanto, da quanto rilevato, le recinzioni elettrificate mostrano di funzionare abbastanza bene come deterrenti per la nutria, seppure necessitino di una buona manutenzione al fine di non compromettere il funzionamento del circuito elettrico.

Impatto sulla vegetazione naturale

I risultati dei rilevamenti condotti nel periodo febbraio-novembre 2000 sono riassunti nella Tabella 4 (la nomenclatura delle specie segue la Flora d'Italia di S. Pignatti 1982).

Dall'analisi dei dati raccolti emerge che nelle parcelle di controllo, dove la nutria può entrare liberamente, non solo la copertura di alcune specie è minore rispetto a quella rilevata nei recinti di esclusione (come facilmente prevedibile), ma anche gli andamenti stagionali di crescita mostrano significative differenze.

In particolare in entrambi i siti analizzati la crescita stagionale di *Phragmites australis* nelle parcelle di controllo risulta piuttosto contenuta, ma soprattutto mostra sempre, a differenza di quanto avviene per il recinto di esclusione, un decremento autunnale che sembra indicare una maggiore incidenza della predazione ai danni del canneto ripariale in questo periodo dell'anno, periodo nel quale sono state rilevate le densità maggiori nelle popolazioni di nutria studiate (Reggiani et al. 1993, 1995). Il controllo della nutria sullo sviluppo delle popolazioni di *Phragmites australis* sembra invece favorire lo sviluppo di *Calamagrostis* sp., che nelle parcelle di controllo risulta avere notevoli incrementi di copertura che si prolungano anche nella stagione autunnale, non solo a causa della sua attività vegetativa prolungata, ma soprattutto grazie alla diminuzione della competizione da parte del canneto.

Per quanto riguarda le popolazioni di *Iris pseudacorus* e di carici cespitose, gli andamenti stagionali delle coperture nelle parcelle di controllo mostrano decrementi estivi e autunnali un po' più accentuati rispetto a quelli riscontrati nei recinti di esclusione. Tale differenza è comunque di lieve entità e non può pertanto essere considerata significativamente rilevante.

Le differenze di maggior rilievo si riscontrano invece nella ricchezza di specie delle comunità elofitiche analizzate, ricchezza che mostra essere pesantemente limitata dalla frequentazione della nutria. Questo può essere determinato non solo dalla predazione da parte della nutria, ma anche dal disturbo causato dal calpestio esercitato dal roditore nei suoi frequenti spostamenti all'interno di queste comunità elofitiche.

I risultati di questa sperimentazione hanno in parte confermato quanto già osserva-

Tab. 4. Copertura percentuale delle specie rilevate nei recinti di esclusione (RE) e nelle parcelle di controllo (PC). NB: i valori di copertura totale possono superare il 100% in quanto la comunità vegetale analizzata si presenta pluristratificata, con crescita di specie erbacee sotto la copertura delle specie dominanti.

Sito 1	Inverno		Primavera		Estate		Autunno	
	RE	PC	RE	PC	RE	PC	RE	PC
<i>Phragmites australis</i>	43	30	52	35	61	42	62	35
<i>Iris pseudacorus</i>	8	10	13	16	12	12	10	9
<i>Calamagrostis</i> sp.	15	—	22	13	14	36	26	42
<i>Galium palustre</i>	—	—	2	—	5	—	2	—
<i>Bidens tripartita</i>	—	—	8	—	10	—	5	—
<i>Mentha aquatica</i>	—	—	5	—	5	—	5	—
<i>Equisetum telmateja</i>	—	—	—	—	2	2	2	2
<i>Polygonum hydropiper</i>	—	—	—	—	5	2	5	2
<i>Lycopus europaeus</i>	—	—	2	—	5	—	5	—
<i>Nasturtium officinale</i>	—	—	3	—	8	—	6	—
<i>Stachys palustris</i>	—	—	2	—	5	—	5	—
Copertura totale	67	40	109	64	132	94	133	91
n. di specie	3	2	9	3	11	5	11	5

Sito 2	Inverno		Primavera		Estate		Autunno	
	RE	PC	RE	PC	RE	PC	RE	PC
<i>Phragmites australis</i>	26	31	35	40	39	41	41	39
<i>Iris pseudacorus</i>	10	4	20	11	16	5	15	4
<i>Calamagrostis</i> sp.	1	6	3	18	4	20	6	22
<i>Carex pseudocyperus</i>	16	7	25	14	23	13	22	12
<i>Carex elata</i>	7	3	12	7	12	6	12	6
<i>Carex paniculata</i>	—	—	2	—	5	—	5	—
<i>Galium palustre</i>	3	3	5	3	5	3	4	2
<i>Bidens tripartita</i>	—	—	3	1	5	1	4	—
<i>Mentha aquatica</i>	—	—	5	2	8	4	6	4
<i>Equisetum telmateja</i>	—	—	—	—	3	—	3	—
<i>Lycopus europaeus</i>	—	—	5	3	9	3	8	2
<i>Stachys palustris</i>	—	—	6	2	6	2	4	1
<i>Angelica sylvestris</i>	—	—	2	—	2	—	2	—
<i>Berula erecta</i>	—	—	2	—	3	—	2	—
<i>Polygonum hydropiper</i>	—	—	5	4	7	5	7	5
<i>Lythrum salicaria</i>	—	—	2	—	2	—	2	—
<i>Nasturtium officinale</i>	—	—	8	2	10	2	10	—
Copertura totale	63	54	140	107	159	104	153	97
n. di specie	6	6	16	12	17	12	17	10

to nelle precedenti indagini (D'Antoni 1992, Reggiani 1993) ed hanno contribuito a mettere in evidenza gli aspetti quantitativi di tale fenomeno, in modo tale da fornire una prima valutazione sull'entità dell'impatto.

Conclusioni

La presente indagine ha messo in evidenza una struttura demografica della popolazione in una fase di decremento, perlomeno nella zona della Riserva caratterizzata maggiormente dall'habitat palustre, che però potrebbe invertire il suo andamento in seguito al susseguirsi di inverni miti o nel caso vengano a mancare probabili fattori di disturbo (lavori di ripristino della zona umida, presenza del cinghiale in palude). L'andamento della popolazione in questi ultimi dieci anni non è nota, ma i dati relativi ai danni all'agricoltura ed i valori della stima della popolazione ed il tasso di accrescimento registrati in questo studio, non indicano un incremento esponenziale, bensì una popolazione tendente a rimanere su livelli di densità medi.

I danni ai coltivi non sembrano preoccupanti, come già osservato nel precedente studio. Anche l'impatto alla vegetazione naturale, seppur dimostrato in questo studio, non sembra avere dimensioni preoccupanti come constatato in altre zone umide del nord Italia (Parco del Mincio, Scaravelli & Martignoni 1996; in provincia di Bologna e Ferrara, Tinarelli 1999). L'impatto sulla nidificazione di specie che costruiscono nidi in prossimità dell'acqua o galleggianti è ancora da provare, tramite osservazioni dirette.

Pertanto, nel caso della popolazione della Riserva Naturale Tevere-Farfa, data l'assenza di isolamento della popolazione di nutria e visto l'impatto contenuto sui coltivi e sulla vegetazione naturale, si ritiene inopportuno allo stato attuale qualsiasi intervento di contenimento numerico, anche alla luce delle più recenti linee guida per la gestione della specie a livello nazionale (Cocchi & Riga 2001). D'altra parte però si ritiene utile l'utilizzo delle recinzioni, soprattutto nei campi più vicini al corso d'acqua, sia per prevenire i danni ai coltivi, sia per limitare l'accesso alle risorse trofiche in inverno, che costituisce il periodo maggiormente critico per questa specie alle nostre latitudini. Tuttavia l'impatto rilevato sulla ricchezza di specie elofitiche da parte della nutria è un fenomeno che meriterebbe di essere approfondito con indagini di dettaglio effettuate su periodi più prolungati.

Ringraziamenti

Si ringraziano tutti coloro che hanno collaborato alla realizzazione di questo lavoro, in particolare Gianluca Catullo, Paola Morini, Elisabetta Raganella Pelliccioni, Marina Secchi della Coop. Nomix, il personale della Riserva Naturale Tevere-Farfa ed Emanuele De Zuliani per i rilievi vegetazionali sul campo.

Bibliografia

Abbas A. et al. 1996. Ragondin: biologie et methodes de limitation des populations. Ed. 137 pp.

- Brunelli M., Calvario E., Cascianelli D., Corbi F. & Sarrocco S. 1998. Lo svernamento degli uccelli acquatici nel Lazio, 1993-1998. *Alula* V (1-2).
- Cocchi R. & Riga F. 2001. Linee guida per il controllo della nutria (*Myocastor coypus*). *Quad. Cons. Natura*, 5, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Consoli V. & D'Adamo M. 1996. Riserva Naturale Tevere Farfa - Guida. 48 pag.
- D'Antoni S. 1991/1992. Modelli spaziali e temporali della nutria (*Myocastor coypus*) nella Riserva Naturale Tevere-Farfa. *Tesi di Laurea, Università degli studi di Roma "La Sapienza", Italia*, 99 pp.
- D'Antoni S., Boitani L., De Stefano R., Reggiani G. & Spada F. 1994. Preliminary observations on effects of feeding habits of the coypu (*Myocastor coypus*) on natural plant communities and crops. *Poster presentato al I Congresso Italiano di Teriologia, Pisa, 27-29/10/1994*.
- De Stefano R. 1990/1991. Aspetti demografici della nutria (*Myocastor coypus*) nella Riserva Naturale Tevere-Farfa. *Tesi di Laurea, Università degli Studi di Roma "La Sapienza", Italia*, 120 pp.
- Doncaster C.P. & Micol T. 1989. Annual cycle of a coypu (*Myocastor coypus*) population: male and female strategies. *J. Zool. Lond.* 217: 227-240.
- Doncaster C.P. & Micol T. 1989. Response by coypus to catastrophic events of cold and flooding. *Holarct. Ecol.* 13: 98-104.
- Gariboldi A. 1993. La nutria (*Myocastor coypus*) in Lombardia. Atti VII Convegno dell'Associazione A. Ghigi per la Biologia e la Conservazione dei Vertebrati. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XXI: 259-262.
- Gosling L.M. 1981. Climatic determinants of spring littering by feral coypus, *Myocastor coypus*. *J. Zool. Lond.* 195: 281-288.
- Gosling L.M. 1986. Selective abortion of entire litters in the coypu: adaptive control of offspring production in relation to quality and sex. *Am. Nat.* 127: 772-797.
- Pignatti S. 1982. Flora d'Italia. *Edagricole, Bologna*. 3voll.
- Prigioni C. & Boano G. 1992. In: Bricchetti et al. Fauna d'Italia – Uccelli I. *Ed. Calderini*.
- Reggiani G., Boitani L., D'Antoni S. & De Stefano R. 1993. Biology and control of the coypu in the mediterranean area. Atti VII Convegno dell'Associazione A. Ghigi per la Biologia e la Conservazione dei Vertebrati. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XXI: 67-100.
- Reggiani G., Boitani L. & De Stefano R. 1995. Population dynamics and regulation in the coypu *Myocastor coypus* in central Italy. *Ecography* 18:138-146.
- Scaravelli D. & Martignoni C. 1996. Studio finalizzato alla conoscenza ed alla gestione della nutria (*Myocastor coypus*) nel Parco Naturale del Mincio (Mantova). Relazione finale. *Parco Naturale del Mincio*.
- Tinarelli R. 1999. La nutria quale fattore limitante delle popolazioni nidificanti di Svasso maggiore, Tuffetto e Mignattino piombato in Emilia Romagna. *Atti del IV Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Bologna, 28-30/10/1999*.
- Velatta F. & Ragni B. 1991. La popolazione di nutria (*Myocastor coypus*) del Lago Trasimeno. Consistenza, struttura e controllo numerico. In: Spagnesi M. e S. Toso (Edits). Atti del II Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XIX: 311-326.
- Veronese F. 1997. L'impiego di recinti elettrici per prevenire i danni da nutria. *L'informatore agrario* 29/97.

La nutria nella Toscana meridionale: una sintesi

NOVELLA FRANCONI

Dipartimento di Scienze Ambientali, Sezione di Etologia, Ecologia Comportamentale e Gestione della Fauna Università degli Studi di Siena. E-mail: novellafranconi@yahoo.it

Introduzione

Al pari di molte altre realtà italiane, anche in Toscana meridionale si è registrato negli ultimi anni un forte aumento della presenza di nutria (sia in termini numerici che geografici). Da qui è nata la necessità di condurre uno studio sulla biologia della nutria finalizzato alla pianificazione di eventuali attività di contenimento numerico. Si presentano i dati raccolti in due indagini conoscitive condotte dal gruppo di ricerca del prof. Sandro Lovari, in Provincia di Siena nel 1994-96 (condotta da E. Bruno, C. Riccardi, R. Spacone, E. Voli) e in Provincia di Grosseto nel 1999-2000 (condotta da N. Franconi e A. Sforzi). Sono state indagate la distribuzione attuale e pregressa della nutria nelle due province e le caratteristiche ecologiche che condizionano la presenza di questo animale. Inoltre, nella provincia di Siena sono stati analizzati le abitudini alimentari e alcuni parametri di popolazione.

Aree di studio

Grosseto. I principali corsi d'acqua della provincia sono, da nord a sud, Pecora, Bruna, Ombrone, Albegna e Fiora, tutti facenti parte dello stesso bacino idrografico. L'Ombrone raccoglie la maggior parte dei corsi d'acqua della Provincia di Siena, mentre il Fiora sfocia in Provincia di Viterbo (Lazio). Nella fascia costiera è inoltre presente una fitta rete di canali di bonifica.

Siena. Le nutrie utilizzate nell'analisi del contenuto stomacale provengono dalla Valdarbia e dalla Valdorcia. I corsi d'acqua della prima fanno parte del bacino del Fiume Ombrone, mentre quelli della seconda sfociano nel Fiume Tevere. Come area campione è stata inoltre utilizzata la Riserva Naturale del Lago di Montepulciano, il cui emissario sfocia nel Fiume Arno.

Materiali e metodi

Grosseto. Sono stati campionati i principali corsi d'acqua della Provincia con 4 percorsi per ogni fiume, distribuiti sia in aree costiere che interne. Ciascun percorso è stato campionato stagionalmente, registrando segni indiretti di presenza della specie (tane, sentieri, orme ed escrementi), osservazioni dirette e rilevando informazioni di base sulle principali caratteristiche degli habitat ripariali e del territorio circostante (p.es. dimensioni del tratto di fiume, variabili di sponda e fascia ripariale, uso del suolo in una fascia di 100 m adiacente alla riva, presenza di elementi antropici). L'eventuale selezione a carico delle diverse categorie è stata verificata tramite il test del χ^2 (Siegel 1956); nei casi in cui è risultato applicabile e significativo si è proceduto a una analisi che evidenziasse il tipo di selezione (nulla, positiva o negativa) con l'indice di preferenza di Jacobs (Jacobs 1974).

Sienna. La distribuzione è stata indagata tramite questionari inviati a tutti i comuni della provincia su cui segnalare avvistamenti di nutria nel proprio comune di appartenenza, il luogo, la data, il numero di individui. Per l'analisi delle preferenze è stato applicato l'indice di preferenza di Ivlev. In un'area campione, la Riserva Naturale del Lago di Montepulciano, sono state valutate le caratteristiche ecologiche associate alle tane. I parametri di popolazione sono stati ricavati dall'analisi di 40 carcasse di nutria abbattute da cacciatori abilitati nella primavera 1994, inverno 1994-95 e primavera 1995. Per lo studio della dieta è stato usato il metodo di analisi micro-istologica dei contenuti stomacali delle carcasse, identificando poi i frammenti di epidermidi fogliari non digeriti (Holechek 1982, Stevens et al. 1987) raggruppandoli in 5 categorie: 1) monocotiledoni coltivate, 2) monocotiledoni selvatiche, 3) dicotiledoni coltivate, 4) dicotiledoni selvatiche, 5) canne acquatiche. Per analizzare le variazioni stagionali della dieta sono stati utilizzati l'analisi della varianza (ANOVA) e il test di Fisher. Per il calcolo dell'ampiezza della nicchia trofica è stato utilizzato l'indice di Levins standardizzato (Colwell & Futuyma 1971), per la sovrapposizione della nicchia trofica l'indice di Pianka (1973).

Risultati

Distribuzione

Dall'indagine è emerso un forte aumento della presenza della nutria in tutto il territorio della Toscana meridionale dal 1980 ad oggi. Nel senese, fino al 1980 la nutria era presente in 19 comuni su 36, nel 1989 è stata registrata la presenza in 30 comuni e nel 1995 la nutria è risultata essere presente in tutti i comuni della provincia. Nel grossetano, fino al 1982 la distribuzione della nutria sembrava localizzata al corso del Fiume Ombrone e ai suoi affluenti (Santini 1982), nei primi anni '90 era estesa a tutti i principali corsi d'acqua della provincia escluso i tratti più interni (Sforzi & Ragni

1997), mentre nel 1999 è risultata presente in tutti i corsi d'acqua considerati nella provincia, sia nella fascia costiera che in quella interna, fino alle zone che tendono ad asciugarsi nelle stagioni più calde.

L'abbondanza dei segni di presenza è fortemente differenziata in base al bacino d'acqua considerato. Nel grossetano si distinguono due fiumi secondari con una bassa presenza di nutria (Pecora e Bruna) e tre fiumi principali con valori di presenza intermedi (Ombrone) o elevati (Fiora e Albegna). Nel territorio senese è emersa una minor abbondanza nei laghi e maggiore nei laghetti, negli stagni e nei fiumi. Quasi nulli, in entrambi gli studi, gli avvistamenti in ambienti antropizzati (dighe, ponti, centri abitati).

Risulta significativa, nella ricerca di Grosseto, la differenza nell'abbondanza dei segni di presenza tra la fascia interna e la fascia costiera dei fiumi, a netto favore di quest'ultima. All'interno della fascia costiera si osserva una maggiore abbondanza dei segni di presenza nei tratti in prossimità del mare, ma non immediatamente a ridosso della foce. È stato rilevato un utilizzo pari o superiore alla disponibilità delle ripe con argini artificiali alti, regolari, ad alta pendenza e con taglio annuale della vegetazione, e delle ripe naturali alte e ad elevata pendenza, lasciate incolte (Tab.1). Nello studio di Siena è emersa una analoga selezione, per la costruzione delle tane, a favore delle sponde più alte e ripide e con vegetazione più bassa e meno densa.

Per quanto riguarda l'uso del suolo attorno al fiume, le aree selezionate positivamente dalla nutria sono quelle a percentuale media di coltivi, al contrario delle zone ad alta percentuale di coltivi (Tab. 2).

Parametri di popolazione

In Tabella 3 si riportano i principali parametri di popolazione rilevati in Provincia di Siena.

Alimentazione

La categoria alimentare più consumata è risultata essere (sia in frequenza assoluta che relativa) quella delle monocotiledoni selvatiche, ma anche le monocotiledoni coltivate (soprattutto orzo e grano) e le dicotiledoni selvatiche mostrano frequenze simili;

Tab. 1 (a sinistra) e Tab. 2 (a destra). Rappresentazione simbolica dei risultati dell'Indice di preferenza di Jacobs (+ indica un selezione positiva, - una selezione negativa e = un uso pari alla disponibilità).

Categoria	Selezione	Categoria	Selezione
Ripa artificiale	+	Coltivi tra 0-49%	=
Ripa naturale alta	=	Coltivi tra 50-74%	+
Ripa naturale bassa	-	Coltivi tra 75-100%	-

le dicotiledoni coltivate (sulla, fava, erba medica) e le canne acquatiche (*Phragmites australis* e *Agropyrum pungens*) costituiscono una percentuale minore della dieta (Fig. 1). Soltanto in un campione sono state rinvenute scaglie fogliari di bulbo; non è stato ritrovato nessun frammento di altri organi ipogei. Considerando la dieta nel suo complesso, la nutria risulta nutrirsi per un terzo di vegetali coltivati e per due terzi di vegetali selvatici (Fig. 2).

Il consumo delle dicotiledoni coltivate è ristretto quasi esclusivamente alle due primavere, anche se la differenza fra le tre stagioni non è significativa ($F = 1,511$; $P = 0,2343$); le dicotiledoni selvatiche presentano un picco nella primavera '94 rispetto alle altre due stagioni ($F = 5,402$; $P = 0,008$); le monocotiledoni coltivate hanno al contrario mostrato il massimo in inverno, con una differenza significativa rispetto alle primavere ($F = 11,19$; $P = 0,0002$); le monocotiledoni selvatiche sono state utilizzate in modo costante ($F = 0,82$; $P = 0,4484$); le canne acquatiche hanno mostrato un utilizzo simile alle dicotiledoni selvatiche, con un minimo in inverno ($F = 2,978$; $P = 0,0639$). L'ampiezza di nicchia trofica è massima nei mesi primaverili di entrambi gli anni (primavera 1994 e 1995 = 0,6; inverno = 0,4); il grado di sovrapposizione di nicchia trofica tra le stagioni oscilla da valori medi ad elevati (0,6-1).

Tab. 3. Principali parametri di popolazione rilevati in provincia di Siena (1994-95).

Parametri	Valori
Rapporto sessi	0,86:1
Rapporto giovani-adulti	0,41:1
Tasso di fecondità	66%
Numero medio di feti	6
Peso medio dei giovani	1,2 Kg
Peso medio degli adulti	5,8 Kg
Lunghezza corporea media	51,4 cm

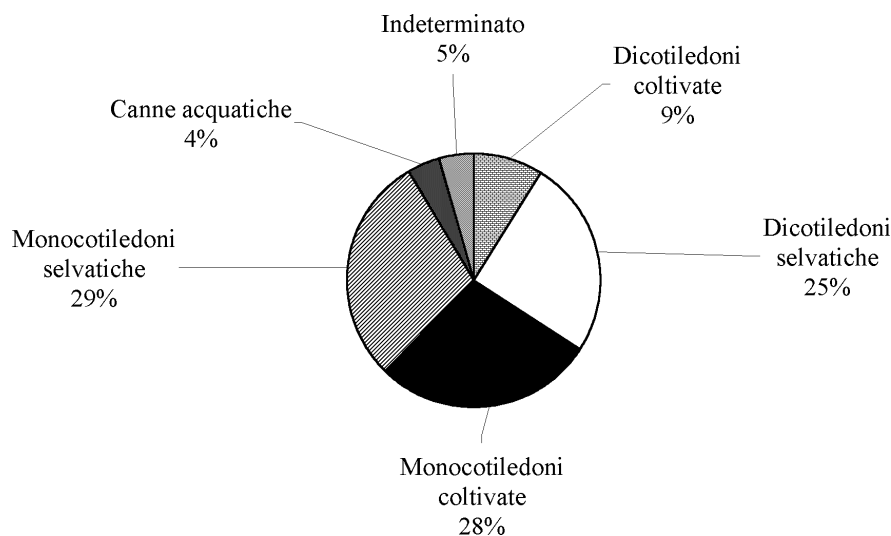


Fig. 1. Composizione (in frequenza relativa) della dieta della nutria in provincia di Siena.

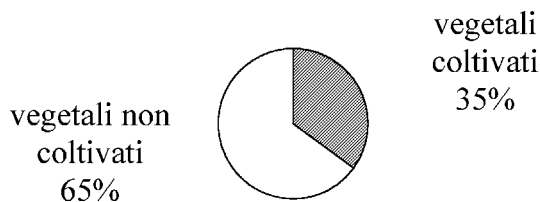


Fig. 2. Percentuali di vegetali coltivati e non coltivati nella dieta complessiva della nutria in provincia di Siena (per limiti di campionamento, l'analisi è ristretta alle primavere 1994-95 e all'inverno 1994-95).

Discussione

La preferenza della nutria per i corsi d'acqua a più lento scorrimento è stata rilevata sia nel suo areale naturale (Guichón & Cassini 1999) che in altre popolazioni naturalizzate nel nostro Paese (Ragni & Velatta 1988). La preferenza per la fascia costiera non risulta in relazione con la presenza di campi coltivati, che sono abbondanti anche nelle zone interne della provincia grossetana; al contrario, sono preferite zone a minor proporzione di aree agricole, come osservato anche da Reggiani et al. (1993). La preferenza per queste aree potrebbe essere proprio in relazione con l'alta percentuale di incolto e pascolo, in accordo con quanto riportato per l'areale naturale della specie (Guichón & Cassini 1999). Tra i tratti costieri risultano meno frequentate le zone collocate in prossimità delle foci, probabilmente a causa del maggior disturbo antropico; anche nel senese è minore il numero di avvistamenti nelle aree antropizzate. Una situazione analoga è stata rilevata nello studio di Guichón & Cassini (1999) in Argentina. La preferenza della nutria riscontrata per i tratti con ripe artificiali e quelle naturali alte in provincia di Grosseto è da collegare molto probabilmente, come suggerisce anche lo studio nella Riserva del Lago di Montepulciano, alla possibilità di scavare tane.

I principali parametri di popolazione rilevati nella ricerca di Siena non differiscono da quelli misurati nell'areale originario della nutria (Nowak 1991).

La nutria è stata descritta come un generalista trofico, che consuma le categorie alimentari a seconda della loro disponibilità ambientale (Abbas 1991). Nell'area senese, invece, sembra che la nutria si concentri sulle porzioni epigee delle erbe, trascurando gli organi di riserva sotterranei e la vegetazione semiacquatica. La differenza fra i valori di ampiezza di nicchia trofica dell'inverno e delle primavere può essere spiegata dalla quasi totale assenza delle dicotiledoni coltivate e delle canne acquatiche nella dieta, forse dovuta a una minore disponibilità di queste risorse alimentari in inverno, anche se la percentuale di sovrapposizione di nicchia trofica alta/medio-alta fra l'inverno e le primavere indica una composizione della dieta abbastanza omogenea in queste due stagioni. Per chiarire la strategia alimentare di questo roditore e accertare il reale

impatto sulle colture, sarebbe tuttavia auspicabile disporre anche di informazioni sulla dieta estiva e autunnale. Si potrebbe così indagare se la prevalenza di vegetali non coltivati nella dieta rilevata nel senese è in accordo con l'abbondanza di segni di presenza in zone con alta percentuale di incolti o pascoli riscontrata sia nel grossetano sia nell'areale naturale della specie in Argentina (Guichón & Cassini 1999).

L'isolamento delle popolazioni di nutria è la prima condizione per una campagna di eradicazione di successo (Carter & Leonard 2002, Bomford & O'Brien 1995). Poiché i bacini idrografici delle Province di Siena, Grosseto, Livorno e Pisa sono strettamente connessi da una fitta rete di corsi d'acqua e canali (soprattutto sulla costa), qualsiasi intervento limitato ad una singola provincia risulterebbe fallimentare. Un discorso analogo vale per azioni di contenimento e controllo numerico delle popolazioni, data la forte capacità della nutria di recuperare dopo consistenti riduzioni numeriche e l'assenza, in queste zone, di inverni rigidi.

Ringraziamenti

Si ringrazia Luca Börger per l'aiuto nella stesura di questo lavoro. Le ricerche sono state finanziate dalle Amministrazioni Provinciali di Siena e Grosseto.

Bibliografia

- Abbas A. 1991. Feeding strategy of coypu (*Myocastor coypus*) in central western France. *J. Zool. London* 224:385-401.
- Bomford M. & O'Brien P. 1995. Eradication or control for vertebrate pests? *Wildl. Soc. Bull.* 23(2): 249-255.
- Bruno E., Riccardi C., Spacone R. & Voli E. 1997. La nutria *Myocastor coypus* in Provincia di Siena. Relazione finale. *Università di Siena, Siena*.
- Carter J. & Leonard B.P. 2002. A review of the literature on the worldwide distribution, spread of, and efforts to eradicate the coypu (*Myocastor coypus*). *Wildl. Soc. Bull.* 30(1): 162-175.
- Colwel R.R. & Futuyma D.J. 1971. On the measurement of niche breadth and overlap. *Ecology* 52: 567-572.
- Franconi N. & Sforzi A. 2001. Progetto esecutivo sulla presenza della nutria (*Myocastor coypus*) nella Provincia di Grosseto. Relazione finale. *Università di Siena, Siena*.
- Guichón M.L. & Cassini M.H. 1999. Local determinants of coypu distribution along the Luján River, eastcentral Argentina. *Journal of Wildlife Management* 63: 895-900.
- Holechek J.L. 1982. Sample preparation techniques for microhistological analysis. *J. Range Manage.* 35: 267-269.
- Jacobs J. 1974. Quantitative measurement of food selection. A modification of forage ratio and Ivlev's electivity index. *Ecologia* 14: 413-417.
- Nowak R.M. 1991. Walker's mammals of the world, 5° ed., volume 2. *Baltimore and London, John Hopkins University Press*, pp. 993-994.
- Pianka E.R. 1973. The structure of lizard communities. *Ann. Rev. Ecol. Syst.* 4: 53-74.

- Ragni B. & Velatta F. 1988. Sulla scelta dell'habitat della nutria (*Myocastor coypus*) in Umbria. *Rivista di Idrobiologia* 27: 575-583.
- Reggiani G., Boitani L., D'Antoni S. & De Stefano R., 1993. Biology and control of the coypu in a mediterranean area. *Supplemento alle Ricerche di Biologia della Selvaggina* 21: 67-100.
- Santini L. 1982. La nutria (*Myocastor coypus* Molina) allo stato selvatico in Toscana. *Frustula Entomologica* I (XIV): 273-288.
- Siegel S. 1956. Nonparametric Statistics for the Behavioral Sciences. McGraw-Hill, New York.
- Sforzi A. & Ragni B. 1997. Atlante dei mammiferi della Provincia di Grosseto. *Atti del Museo di Storia Naturale della Maremma, Grosseto* Suppl. al n.16.
- Stevens E.J., Stevens S.J., Gates R.N., Eskridge K.M. & Waller S.S. 1987. Procedure for fecal cuticle analysis of herbivore diets. *J. Range Manage.* 40 (2): 187-189.

Attività di controllo numerico della popolazione di nutria sul territorio della Provincia di Rovigo: strategie, metodi, difficoltà, gestione e risultati conseguiti dal 1995 ad oggi

FRANCESCO VERONESE

Area Attività Produttive, Risorse faunistiche, Vigilanza, Provincia di Rovigo.
E-mail: francesco.veronese@provincia.rovigo.it

... un po' di storia

La presenza della nutria (*Myocastor coypus*) in Provincia di Rovigo, a memoria d'uomo, è da farsi risalire all'anno 1950, sotto forma di nuclei importati dai paesi d'origine per essere posti in allevamento in cattività.

La detenzione di detta specie non risultava essere assoggettata a particolari prescrizioni, dichiarazioni o controlli. Pertanto risulta impossibile comprovare l'epoca e la consistenza numerica di inserimento di detta specie sul territorio polesano.

La liberazione dovuta al sostanziale insuccesso economico e la probabile fuga accidentale dai luoghi di allevamento, sono da ritenersi le cause per la formazione di colonie viventi in stato di naturale libertà.

La nutria in Provincia di Rovigo ha avuto bisogno di tempi relativamente lunghi di insediamento e il particolare ambiente ed il clima consono alla specie hanno favorito il successo riproduttivo e la colonizzazione pressoché totale della estesa ed articolata rete di canali di irrigazione e bonifica che solcano il territorio.

I primi avvistamenti di soggetti in stato di naturale libertà sono da farsi risalire al 1970. In detto periodo veniva spesso confusa con la lontra. Quest'ultima rappresentava una specie caratteristica di ambiente golenale e fluviale che, sottoposta a pressanti abbattimenti per i danni che produceva al patrimonio ittico è stata data per estinta nel 1956.

Nel 1985, a causa delle intense e prolungate gelate invernali, i soggetti viventi in stato di naturale libertà, hanno subito una significativa riduzione numerica tanto da far registrare la permanenza di esigue colonie nell'area prospiciente le golene, le lagune e le valli salmastre da pesca nell'estremo delta del fiume Po.

Strategie

Nel 1991, a seguito delle prime segnalazioni di danni alle produzioni agricole di ortaggi da foglia (radicchio) nel Comune di Rosolina, sono stati attivati interventi di prevenzione passiva mediante installazione di reti metalliche perimetrali. La rete aveva funzione anti-intrusione nelle aree coltivate ed i risultati di prevenzione furono ritenuti soddisfacenti ed ottimizzati ponendo la rete obliqua nel senso opposto all'area coltivata.

Nel 1993 venivano segnalate ai Vigili Provinciali ed all'Ufficio Caccia della Provincia, presenze sempre più numerose ed in veloce espansione nell'entroterra, con danni alle opere di regimazione idraulica ed alle coltivazioni orticole ed estensive di riso, barbabietola da zucchero, grano e mais.

In detto periodo, per dare una sollecita risposta a danni su grandi superfici, sono stati utilizzati con successo i recinti elettrici.

Nel 1994, valutata la portata del problema, si comprese che non era più sufficiente prevenire ma occorreva attuare un'attività di controllo numerico. Sempre in detto periodo, accertata la presenza di colonie stabili di animali viventi ed in grado di riprodursi in stato di naturale libertà, fu decretato lo status di "fauna selvatica" non inclusa nell'elenco delle specie oggetto di prelievo venatorio.

Questa riclassificazione, affiancata dal parere dell'INFS che ne auspicava l'eradicazione dal territorio nazionale, ha consentito l'avvio di interventi di controllo numerico come previsto dell'art. 19 della Legge 157/92.

All'epoca non esistevano esperienze italiane in merito. Il primo passo fu l'assunzione di informazioni tecniche e scientifiche presso l'INFS.

Fu subito applicato il suggerimento dell'INFS privilegiando interventi di controllo mediante cattura con trappola implementabili con l'abbattimento diretto con fucile da caccia a munizione spezzata per le situazioni di particolare emergenza.

Con il passare degli anni il problema si è progressivamente aggravato e la Provincia ha sollecitato ed ottenuto nel 1997 la costituzione di una Commissione Prefettizia specifica al problema "Nutrie" che vede coinvolti, oltre alla Provincia, i Consorzi di Bonifica, le Associazioni Agricole, i Servizi Veterinari delle ASLL, il Genio Civile Regionale ed i Magistrati alle Acque e per il fiume Po.

Questa Commissione ha la funzione di tenere continuamente monitorato il fenomeno e suggerire le strategie di intervento.

In tempi diversi e con modalità diverse, i Consorzi di Bonifica ed i Magistrati alle acque e per il Po hanno collaborato fornendo in comodato alla Provincia n° 600 trappole di cattura e 300 kit di eutanasia di tipologia ritenuta idonea.

Molte Amministrazioni locali hanno allestito centri di pre-raccolta carcasse e con le Associazioni Agricole e le Biblioteche Comunali sono stati attivati incontri pubblici per la divulgazione di dati e conoscenze tecniche e scientifiche.

Difficoltà

In carenza di esperienze e pressati dall'aggravarsi della situazione, occorreva agire con tempestività e su tutto il territorio con la necessità di ingenti risorse umane e finanziarie difficilmente reperibili.

I dettati delle normative per il trattamento degli animali da pelliccia, appartenenti a specie di fauna selvatica, oggetto di piani di controllo numerico (art. 727 Codice Penale, art 19 Legge N°157/92, D.L. 14/12/92 n° 508, Circolare Ministero Sanità 19/1/2/94 n° 25, art 6 c. 1 - art 19 c.2- all. F della legge 06/02/1996 n° 52) hanno imposto il rispetto di precise metodiche operative.

Le succitate norme hanno comportato l'impegno di cospicue risorse finanziarie e l'attivazione di procedure complesse; in particolare: la cattura, la metodologia per l'eliminazione fisica dei soggetti appartenenti alla specie bersaglio e lo smaltimento delle carcasse.

È subito emerso che, con la metodica dell'abbattimento diretto, a fronte di un notevole impegno temporale dei Vigili Provinciali, non si registravano risultati apprezzabili in termini numerici. Permaneva inoltre l'estrema difficoltà a recuperare le carcasse nei corsi d'acqua.

Contestualmente, l'utilizzo delle trappole, verificatosi molto produttivo, imponeva un significativo impegno finanziario che alla attualità non può più essere affrontabile con i soli fondi provinciali.

La trappola a doppia entrata con attivazione mediante pedana basculante in posizione centrale, di provenienza canadese, pur dimostrandosi efficace per la cattura, presentava costi di acquisto molto elevati per interventi su larga scala e, di fatto, comportava insuperabili problemi di gestione del catturato sul posto.

L'abbattimento in trappola portava ad una veloce inservibilità del mezzo di cattura ed il trattamento mediante eutanasia con alcuni prodotti gassificanti richiedeva strutture di possibile realizzazione ma di difficilissima praticabilità, stante la dimensione delle gabbie-trappola.

La Provincia, nel 1995, dopo aver fatto una indagine sul mercato italiano, ha acquistato 400 trappole di cattura di tre tipologie costruttive diverse che furono affidate, con relativa autorizzazione, a 100 conduttori di fondi agricoli per una prima prova sperimentale.

Il trattamento con cloroformio dei soggetti catturati, ideato dai tecnici Martignoni e Scaravelli operanti nel Parco del Mincio (MN), mediante un doppio bidone di gassificazione, si dimostrò di difficile applicazione e con passaggi pericolosi. La Provincia di Rovigo, attraverso i propri Tecnici, ha quindi ideato e realizzato un kit di eutanasia, complementare alle trappole di cattura che il Servizio Veterinario ha ritenuto idoneo e sicuro per gli operatori.

Metodi

La prevenzione passiva con reti perimetrali alte 1 m, interrato 20 cm e poste oblique in senso opposto all'area coltivata ed i recinti elettrici, con centraline autonome e filo posto su isolatori a 10-15 cm dal suolo, seppur efficaci per la prevenzione ecologica, non erano più sufficienti per arginare il fenomeno. Si passò quindi al controllo numerico privilegiando il trappolaggio.

Dopo la fase sperimentale (1994-1995) è stata accertata la validità della cattura mediante trappola e la scarsa efficacia degli interventi di abbattimento diretto. L'abbattimento diretto può essere comunque considerato complementare ma non alternativo o sostitutivo al trappolaggio.

È inoltre stata adottata la scelta di autorizzare gli interventi di abbattimento diretto per tutto il giorno, anche con l'ausilio del faro, solo in aree destinate all'attività venatoria, mentre per le aree destinate a protezione della fauna selvatica, (Oasi, ZRC, Zone di rispetto, centri abitati) risulta possibile attuare solo il trappolaggio e l'eventuale soppressione con sparo dalle ore 8.00 alle 12.00.

Oltre alla prevenzione con reti perimetrali e recinti elettrici, ancora attuabile per situazioni di emergenza e su colture a grave rischio immediato, sono previste tre metodiche di controllo numerico:

1. trappolaggio e soppressione con sparo fuori trappola;
2. trappolaggio e soppressione eutanassica con cloroformio in apposito kit;
3. sparo diretto.

Lo smaltimento delle carcasse obbligatoriamente recuperate dopo gli interventi di abbattimento e/o cattura, può essere attuato mediante:

- interrimento sul posto a seguito di applicazione di Ordinanza Sindacale in luoghi ritenuti idonei, per catture occasionali, in luoghi di difficile accesso e per quantità tali da non giustificare la raccolta;
- consegna sollecitata ai centri di pre-stoccaggio a livello comunale in sacchi di carta doppio velo, dove inizia la refrigerazione delle carcasse. Le carcasse vengono successivamente traslocate con mezzo autorizzato in una cella refrigerante presso un centro quotidianamente controllato dai Vigili Provinciali e consegnate periodicamente a Ditta specializzata per il definitivo smaltimento.

Le caratteristiche costruttive ritenute idonee per le trappole di cattura sono:

- rete metallica elettrosaldata con maglia 3×3 cm diametro filo 3 mm ovvero maglia di $2,5 \times 2,5$ cm con diametro filo mm 1,8-2 (non esistono particolari esperienze con altre tipologie di maglia anche se si ritiene di escludere rete a trama più fitta per motivi legati all'impatto visivo e/o con filo più sottile che non garantirebbe adeguata resistenza meccanica per soggetti intrappolati che spesso raggiungono i 10 kg di peso);
- dimensioni minime: larghezza 45 cm, altezza 40 cm, lunghezza 90 cm;

- ingresso unico;
- meccanismo di attivazione a pedana basculante o a strappo;
- trattamento antiossidante adeguato alle condizioni di utilizzo che in ordine di durata vede la zincatura a caldo, trattamento galvanico, verniciatura a caldo o a freddo con costi inversamente proporzionali alla durata accertata;
- facilità di movimentazione ed utilizzazione con assenza di punti contundenti interni ed esterni per prevenire ferite agli animali catturati ed agli operatori;
- complementarità con il kit di eutanasia con gabbietta di costrizione di dimensioni: larghezza 45 cm, altezza 29 cm, profondità 22 cm realizzata con rete metallica avente le stesse caratteristiche tecniche della gabbia di cattura e contenitore a tenuta pressoché ermetica, idoneo a contenere la gabbietta di costrizione e con volume interno max 35 dm³.

Accertati gli elevati costi gestionali ed i scarsi risultati ottenibili, l'attività di sparo diretto è attualmente svolta in forma pressoché esclusiva da collaboratori (imprenditori agricoli muniti di licenza di porto di fucile ad uso caccia).

Il trappolaggio è gestito da imprenditori agricoli che adeguatamente formati al momento della consegna dei mezzi di cattura, operano con il coordinamento ed il controllo dei Vigili Provinciali (due unità con impegno prioritario e due unità di supporto proporzionato alle esigenze).

Le trappole vengono poste di norma in prossimità delle tane occupate, vicino al pelo libero dell'acqua, utilizzando esche quali tranci di bietola da zucchero, spighe di mais o spicchi di mela Golden. La tipologia di trappola con attivazione a strappo è idonea per essere utilizzata su superfici allagate (risaie) oppure per essere accessoriata con galleggianti per operare in alveo o golena.

Il numero delle autorizzazioni rilasciate a soggetti che collaborano con i Vigili Provinciali alle attività di contenimento numerico è aumentato inducendo la necessità di turn-over dei mezzi di cattura.

Il turn-over, ancorché oneroso in termini di gestione, consente un corretto uso del contingente dei mezzi di cattura in quanto, un eccessivo numero di trappole disponibili sotto utilizzate, comporterebbe solo un ingiustificato aggravio di spesa per la Pubblica Amministrazione.

L'iter burocratico autorizzativo si articola in:

- a. segnalazione danni e dichiarazione di disponibilità a collaborare al piano di contenimento;
- b. sopralluogo di un tecnico o di un Vigile Provinciale per l'individuazione della metodica di controllo da attuare e stesura di un verbale di accertamento;
- c. rilascio dell'autorizzazione, dei mezzi di cattura ed eutanasia e materiali accessori.

L'autorizzazione al trappolaggio, ferme restando eventuali particolari condizioni, prevede una trappola ogni 10 ettari ovvero ogni 3 tane potenzialmente attive + un kit eutanasia + 1 l di cloroformio sufficiente mediamente per il trattamento di 50 capi + 10 sacchi di carta integrabili al bisogno.

La disponibilità a collaborare mediante trappolaggio è presto prevalsa sulla disponibilità a collaborare mediante sparo diretto, da parte di personale munito di porto di fucile ad uso caccia.

Le autorizzazioni rilasciate possono essere temporaneamente sospese al cessare delle motivazioni per le quali vengono rilasciate.

La superficie che annualmente viene interessata dalle operazioni di contenimento si attesta a circa 40.000 ettari su 178.400 ettari di superficie territoriale provinciale.

La richiesta di contributi risarcitori per danni alle produzioni agricole ed alle opere, derivanti dalla specie, viene subordinata alle previsioni dell'art. 1227 del Codice Civile.

Tab. 1. Numero autorizzazioni attive per anno e per tipologia.

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002*
Trappolaggio + Cloroformio	100	145	200	411	499	561	645	690
Trappolaggio + Sparo	—	32	47	79	97	103	113	118
Sparo diretto	1	176	28	51	64	77	108	144
Totale	101	353	275	541	660	741	866	952

* rilevazioni fino alla data del 30/06/02

Tab.2. Catture documentate e suddivise per tipologia.

	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002*
Sparo diretto	100	1.172	296	1.236	1.002	1.035	956	774
Trappolaggio	1.900	4.564	1.497	4.553	4.429	3.265	3.841	2.546
Totale	2.000	5.736	1.793	5.789	5.431	4.300	4.797	3.320

* rilevazioni fino alla data del 30/06/02

Tab. 3. Danni (espressi in Euro) alle produzioni agricole ed alle opere fisse, suddivisi per tipologia ed accertati a seguito di richieste di contributo risarcitorio.

	1994	1995	1996	1997	1998	1999	2000	2001	2002*
Grano	410	2.400	—	164	948	4.132	1.125	258	900
Riso	—	37.692	62.922	25.117	14.755	11.344	7.229	5.757	2.500
Bietola	3.430	—	527	603	644	336	166	530	—
Mais	868	—	775	—	848	362	—	3.259	—
Soia	—	—	—	850	400	—	—	79	—
Ortaggi	1.143	250	1.289	—	—	1.291	—	—	750
Opere fisse	—	—	—	105	—	3.034	—	—	—
Totale €	5.852	2.650	65.513	26.840	17.595	20.498	8.524	9.884	4.150

* rilevazioni fino alla data del 30/06/02

Il danneggiato può accedere ai contributi solo dopo aver dimostrato di aver operato correttamente e tempestivamente per prevenire il danno al proprio patrimonio, mediante la provata realizzazione di interventi razionalmente eseguiti. Solo nel caso di parziale efficacia della prevenzione si può proseguire con l'istruttoria della richiesta di contributo.

Conclusioni

Il problema che in origine interessava solo i danni alle produzioni agricole ha ben presto assunto connotati di grave rischio idraulico e quindi di pubblica incolumità, in una Provincia parzialmente soggiacente al livello del medio mare e già tragicamente colpita da precedenti inondazioni.

La presenza della nutria che con lo scavo delle proprie tane nelle arginature dei canali, destabilizza ulteriormente un equilibrio già precario, non ha ancora trovato significative risposte da parte delle Amministrazioni Regionale e Statale, ancorché coinvolte con reiterate richieste e fondate motivazioni di protezione civile.

Il rispetto delle norme sanitarie, di tutela degli animali e della salute dell'operatore, comportano l'adozione di metodiche che risultano facilmente praticabili ma particolarmente costose.

Rientrano in tale voce: il costo di trappole di cattura efficienti e durature nel tempo, il costo per l'acquisto e la gestione ordinaria dei mezzi di soppressione eutanasica efficaci e sicuri, il recupero e lo smaltimento delle carcasse, i materiali di facile consumo (sacchi, guanti, maschere, disinfettanti, contenitori di trasporto, ecc.) il numero di operatori pubblici impegnati (Vigili Provinciali, Tecnici, Operai).

La lettura dei dati esposti indica un sostanziale successo delle operazioni condotte in termini di prevenzione e contenimento dei danni alle produzioni agricole ed alle strutture.

È stata espressa una velata soddisfazione da parte dei Consorzi di Bonifica per la riduzione dei costi di ripristino della funzionalità di arginature ed alvei danneggiate dalla specie.

Il trappolaggio risulta essere la metodica più richiesta perché più produttiva.

La mancata risposta o una risposta inefficace od inadeguata della Pubblica Amministrazione, scatena reazioni incontrollabili che, in primis, possono degenerare nell'uso estemporaneo di esche avvelenate con la compromissione generalizzata del patrimonio faunistico ed ittico.

Interventi a macchia di leopardo riducono parzialmente i risultati ottenuti sulle aree di controllo rendendo di fatto irraggiungibile l'auspicata eradicazione.

La specie rappresenta un grave problema che non è limitato alla sola Provincia di Rovigo ma che investe l'intero territorio nazionale. Si auspica il finanziamento di progetti con l'adozione di metodiche di provata efficacia ed il sostegno di nuove indagini tecnico-scientifiche.

I mammiferi terrestri non volatori delle isole mediterranee: un esempio del ruolo d'invasione biologica da parte di specie alloctone nell'omogeneizzazione della biodiversità

MARCO MASSETI

*Dipartimento di Biologia Animale e Genetica 'Leo Pardi', Università di Firenze,
Laboratori di Antropologia, Via del Proconsolo, 12, 50122 Firenze.
E-mail: marco.masseti@unifi.it*

Sintesi della comunicazione presentata in occasione del "Workshop on Invasive Alien Species on European Islands and Evolutionary Isolated Ecosystems and Groups of Experts on Invasive Alien Species", organizzato dal Consiglio d'Europa (10-12 ottobre 2002, Horta, Azzorre, Portogallo), nell'ambito della Convenzione di Berna.

La biogeografia mediterranea è contraddistinta da caratteristiche geografiche, naturali e culturali esclusive. L'attuale diversità della sua vegetazione e della sua fauna è il risultato dell'interazione di fattori diversi, essenzialmente riconducibili all'origine biogeografica multipla delle specie presenti, ai cambiamenti climatici che si sono avvicendati nel corso del Quaternario – e che hanno prodotto ripetuti *turnover* degli elementi biologici – ed alle modificazioni di habitat provocate dall'uomo nel corso del tardo Pleistocene e dell'Olocene, come ad esempio l'impatto della predazione venatoria e dell'introduzione di specie esotiche. Non esiste, forse, alcun altro luogo al mondo che è stato così profondamente influenzato dall'attività antropica nel corso di tanti millenni come è avvenuto per la regione mediterranea. In quest'area geografica, infatti, le civiltà umane si sono avvicendate per oltre 10.000 anni, modificando interi paesaggi, sconvolgendo e distruggendo la maggior parte delle biocenosi indigene, ed introducendo molte specie estranee. Virtualmente nessun ecosistema vi è stato risparmiato. A partire dalle cronologie pre-neolitiche e del Neolitico antico, in particolare, i colonizzatori antropici del bacino mediterraneo sono stati all'origine delle radicali modificazioni avvenute fra le faune antiche e quelle moderne, operando l'introduzione di numerosi taxa alloctoni.

L'invasione biologica degli ecosistemi da parte di taxa esotici è considerata attualmente fra le cause più importanti della perdita di biodiversità su scala planetaria.

Benché queste invasioni non risparmino le aree continentali, è soprattutto nelle isole che le evidenze fossili e subfossili offrono una documentazione inequivocabile degli effetti delle introduzioni antropogeniche. Negli ambienti insulari, infatti, l'apporto di elementi estranei all'originario assetto ecologico può essere individuato e localizzato nel tempo con un sufficiente margine di precisione, per l'evidenza e la relativa rapidità delle conseguenze che produce. Le più gravi perdite di biodiversità si registrano negli ambienti insulari, dove le specie indigene si sono spesso evolute in assenza di marcate competizioni trofiche, parassitismi o predazioni. Ne consegue che alle specie importate è stato consentito di prosperare all'interno degli ecosistemi di nuova introduzione. Questi ecosistemi, che sono stati profondamente condizionanti per gli endemiti, possono invece costituire una facile fonte di approvvigionamento trofico per le specie alloctone. Dal momento che le isole sono generalmente caratterizzate da un numero elevato di endemismi, le popolazioni su cui si attua l'impatto ambientale corrispondono spesso a sottospecie locali se non addirittura a specie esclusive. In ambiente insulare, tra i principali taxa coinvolti nelle dinamiche di invasione biologica figurano i mammiferi terrestri non volatori, in ragione soprattutto dei modi e dei tempi caratteristici della loro diffusione naturale e/o artificiale.

Per alcuni aspetti, secondo le evidenze paleontologiche ed archeozoologiche, gli ecosistemi insulari del tardo Quaternario differivano sensibilmente da quelli delle aree continentali adiacenti: l'esistenza di specie zoologiche endemiche può essere considerata come l'esempio più ovvio di questo fenomeno. Molte faune fossili delle isole mediterranee differiscono considerevolmente da quelle continentali contemporanee, pur essendo caratterizzate da una diversità tassonomica estremamente ridotta. In questo senso, possono essere piuttosto significativi i casi rappresentati dalle Baleari, Corsica e Sardegna, arcipelago toscano, Sicilia, Malta, Creta, numerose isole egee e Cipro. I complessi faunistici tardo-pleistoceni restituiti da ciascuna di queste isole sono rappresentati solo da pochi e monotoni taxa, che tuttavia si rivelano come elementi endemici peculiari che differenziano i vari ambienti insulari fra di loro. Le caratteristiche più comuni dell'endemizzazione consistono nella riduzione di dimensioni dei macromammiferi, come i proboscidi e gli ungulati, e nell'aumento di dimensioni dei micromammiferi, come gli insettivori ed i roditori. Queste modificazioni sono generalmente riconosciute come una conseguenza dell'isolamento genetico dalle popolazioni conspecifiche continentali, della riduzione quantitativa e qualitativa delle risorse trofiche, dell'alterazione di competizione intraspecifica, dell'assenza di carnivori di grandi dimensioni e, nel caso dei micromammiferi, anche forse di adattamenti di tipo endotermico.

Le evidenze archeologiche permettono di individuare la comparsa di specie alloctone, estranee ai quadri faunistici pleistoceni, nel corso del periodo pre-neolitico e del Neolitico antico. Nel tentativo, dunque, di ricostruire gli areali della diffusione originaria delle diverse specie dell'area mediterranea, vanno necessariamente considerate solo le cronologie anteriori al tardo Mesolitico od al Neolitico antico, dal momento che in tempi più recenti la crescente abilità umana negli spostamenti marittimi e lo

stabilirsi di reti commerciali fra i vari paesi ha consentito anche l'esportazione di animali selvatici, insieme a quelli che erano già stati coinvolti dal processo di domesticazione. A partire da queste cronologie, il Mare Mediterraneo può essere visto come una via privilegiata per la penetrazione marina del processo di colonizzazione neolitica che, muovendo dal Vicino Oriente, andò progressivamente interessando l'Europa meridionale. Appare infatti ormai sufficientemente credibile che il Mediterraneo, fino dal primo Olocene e forse dal Pleistocene terminale, abbia rappresentato sempre più un ponte e sempre meno una barriera, promuovendo e moltiplicando in tempi relativamente rapidi la circolazione di idee, di merci, di faune e di gruppi umani, che si diffondevano in ambienti nuovi e differenziati, innestandosi di volta in volta ed in vario modo sul substrato autoctono. Sembra che a partire da queste cronologie, l'uomo abbia cominciato a portare con sé tutte le specie zoologiche di cui aveva bisogno come supporto economico nella colonizzazione delle nuove aree geografiche.

Alla luce attuale delle evidenze disponibili, le più antiche introduzioni sulle isole mediterranee di mammiferi continentali alloctoni sono state documentate a Cipro, dove sono state riferite cronologicamente alla fine del IX-VIII millennio a.C. Prendiamo ad esempio il caso della diffusione artificiale dell'egagro, *Capra aegagrus* Erxleben, 1777, un elemento caratteristico della biogeografia continentale dell'Asia sud-occidentale, completamente estraneo agli orizzonti faunistici delle isole mediterranee. A parte Cipro, dove la comparsa della specie è stata documentata fra la fine del IX e l'VIII millennio a.C., le evidenze archeologiche sulla più antica introduzione di *C. aegagrus* sulle isole mediterranee è stata segnalata a Creta e nella piccola isola di Youra, nelle Sporadi Settentrionali (Mare Egeo nord-occidentale, Grecia), rispettivamente a partire dal Neolitico pre-ceramico e dal periodo mesolitico. La cronologia di 7360 ± 50 BP è stata infatti recentemente ottenuta presso il Beta Analytic Laboratory di Miami (U.S.A.), mediante la datazione calibrata al ^{14}C delle ossa di capra restituite dai livelli più antichi della Grotta del Ciclope di Youra. Insieme a capre, pecore, maiali, buoi e cani, anche molte altre specie faunistiche sono state importate sulle isole mediterranee, compresi i toporagni, i ricci, le lepri, i topi, i topi spinosi, i ghiri, le volpi, le donnole, le martore, i tassi, i gatti, i cervi ed i daini. La fauna introdotta artificialmente deve quindi avere svolto un ruolo sia diretto che indiretto nell'estinzione dei taxa autoctoni, provocando i profondi cambiamenti degli ecosistemi originali che ancora oggi è possibile osservare in tutto il bacino del Mediterraneo. Non è immediatamente comprensibile perché l'uomo abbia voluto introdurre tutte queste specie. Il fenomeno può essere infatti spiegato solo analizzando ciascun caso individualmente.

Nell'Olocene antico, il numero di isole mediterranee abitate da mammiferi endemici si era già ridotto a pochi complessi insulari che comprendevano Maiorca, la Corsica, la Sardegna, la Sicilia, Creta, il piccolo isolotto di Armathia al largo delle coste settentrionali di Kasos, Tilos (Dodecaneso) e Cipro. Non esistono ancora evidenze della presenza di mammiferi fossili endemici nell'arcipelago delle Kerkennah (Tunisia). Alla luce delle conoscenze attuali, meno di un quarto delle specie di mammiferi continentali attualmente diffusi nella regione mediterranea è stato descritto

come endemico. A titolo di esempio potremmo ricordare che al novero di queste specie appartengono taxa peculiari, quali la bertuccia berbera, *Macaca sylvanus* L., 1758, il coniglio selvatico, *Oryctolagus cuniculus* (L., 1758), ed anche la foca monaca, *Monachus monachus* (Hermann, 1779). Il numero di endemismi decresce drasticamente però qualora si consideri la composizione dei mammiferi insulari attuali. E, se diamo un'occhiata agli attuali mammiferi terrestri non volatori di questi territori, possiamo difficilmente riconoscervi uno qualsiasi degli elementi endemici che ne caratterizzarono le strutture faunistiche pleistoceniche. A parte pochi casi sporadici, l'assenza completa di specie endemiche dall'attuale fauna a mammiferi delle isole mediterranee è quanto meno sorprendente. Recenti analisi genetiche e morfometriche hanno infatti dimostrato come solo pochissimi micromammiferi endemici sopravvivano ancora nelle isole. Questi sono essenzialmente da rapportare a due specie di toporagno del genere *Crocidura*, il toporagno di Sicilia, *Crocidura sicula* Miller, 1900, ed il toporagno di Creta, *Crocidura zimmermanni* Wettstein, 1953, diffusi rispettivamente su alcune isole circum-siciliane ed a Creta, e ad un gerbillo, *Dipodillus zachariai* Cockrum, Vaughan & Vaughan, 1976, segnalato esclusivamente per l'arcipelago tunisino delle Kerkennah. Tra l'altro, la totale assenza di reperti fossili pleistocenici relativi ai topi spinosi di Creta, *Acomys minous* (Bate, 1906), e di Cipro, *Acomys nesiotis* (Bate, 1903), ha posto seriamente in dubbio anche la loro presunta endemicità, suggerita da alcuni autori del passato, mentre la moderna ricerca genetica ha dimostrato la loro stretta parentela con i topi spinosi dell'Asia sud-occidentale. Ne consegue che i toporagni di Sicilia e di Creta, insieme al gerbillo delle Kerkennah, sono da considerare come gli ultimi relitti della fauna endemica a mammiferi endemici che caratterizzò il Pleistocene superiore delle isole mediterranee. A parte queste poche eccezioni, l'attuale restante fauna a mammiferi delle isole mostra virtualmente la medesima composizione di specie. Al riguardo, vale la pena di ricordare che il repertorio dei taxa moderni non può essere rintracciato all'interno dei depositi insulari pleistocenici e che, tutto sommato, non si può supporre che le specie continentali abbiano potuto raggiungere le isole nuotando, galleggiando su zattere o mediante alcuna delle altre cosiddette "sweepstake routes".

Oggi, la struttura della fauna a mammiferi terrestri non volatori delle isole mediterranee risulta bilanciata dalla presenza di carnivori. Essa è costituita per la maggior parte da elementi indubbiamente omogenei, che rivelano una generica origine continentale. L'attuale composizione faunistica è evidentemente influenzata da quella diffusa nelle aree continentali più prossime ed è quasi esclusivamente dominata da taxa continentali la cui comparsa sulle isole sembra essenzialmente da attribuire all'azione dell'uomo. Gli autori del passato hanno spesso classificato molti dei moderni mammiferi terrestri non volatori delle isole mediterranee come forme geografiche subspecifiche. E questo è spesso avvenuto adottando criteri arbitrari ed analizzando materiali scarsi e spesso non bene conservati. Considerando i casi forniti dalla letteratura, le diverse sottospecie sarebbero state descritte sulla base delle caratteristiche del mantello e delle morfometrie del corpo e del cranio. Come è possibile intuire, questo modo di

operare ha portato ad una tale e inevitabile moltiplicazione delle forme che necessita, oggi più che mai, di una revisione critica accurata sia sotto il profilo tassonomico sia genetico. Nel corso della maggior parte del XIX e del XX secolo si è infatti assistito alla pratica diffusa da parte degli esploratori scientifici di riportare un eccessivo numero di sottospecie dalle esplorazioni condotte nelle diverse isole mediterranee. Valga la pena per tutti di considerare ad esempio il trattamento tassonomico che è stato riservato, da parte della comunità scientifica internazionale, ai leporidi, ai mustelidi ed agli egagri delle isole italiane ed egee, oltre che ai mufloni del Tirreno e di Cipro, od ai cinghiali ed ai cervi di Corsica e Sardegna.

L'eredità di questa ridefinizione globale degli equilibri ecologici originari delle isole mediterranee, condotta dall'uomo a partire dalle epoche preistoriche e continuata in quelle storiche senza apparente interruzione di continuità, suscita problemi di conservazione e di gestione non indifferenti.

Prima fra tutti è la constatazione del fatto che, nella maggior parte dei casi, è impossibile ricostruire gli ecosistemi naturali del passato, poiché questi sono andati definitivamente distrutti e perduti da millenni. Riguardo, poi, alla vulnerabilità degli ecosistemi delle isole mediterranee è anche piuttosto difficile riuscire a scongiurare in forma preventiva il rischio di nuove, future introduzioni. Sarebbe, inoltre, auspicabile, sia dal punto di vista scientifico che culturale, di prendere in seria considerazione la possibilità di eradicare tutte le specie alloctone che sono state il soggetto di invasioni biologiche di età storica e recente, come è il caso, ad esempio, della nutria, *Myocastor coypus* (Molina, 1782), in Sicilia e del visone americano, *Mustela vison* Schreber, 1777, in Sardegna.

Restano tuttavia insoluti gli interrogativi sul trattamento da riservare alle popolazioni di mammiferi alloctoni di sicura antica origine antropocora. Esse dovrebbero essere considerate caso per caso. Se, infatti, l'eradicazione di ratti, capre rinselvatichite e conigli importati in tempi storici recenti, è stata in molti casi fondamentale per il recupero degli ecosistemi insulari, alcuni altri taxa antropocori andrebbero invece considerati a tutti gli effetti come documenti storici insostituibili, immagini che rimangono fissate nel tempo e nella storia. Se, dal punto di vista biologico, l'importanza di queste popolazioni non è equiparabile a quella delle vere e proprie specie selvatiche nei loro habitat naturali, la loro elevata validità come entità ambientali consiste nel documento storico e culturale che esse rappresentano. Al contrario dei monumenti artistici, si tratta però di organismi viventi che interagiscono, spesso da millenni, con un ambiente originariamente estraneo alla loro diffusione naturale ed in cui sono stati introdotti artificialmente. La loro protezione ed il loro studio possono dunque fornire l'occasione per sperimentare alcune delle più diverse ed interessanti ipotesi evoluzioniste. Non va poi dimenticato che, in alcuni casi, esse rappresentano uno dei rari riferimenti ancora disponibili al fine di comprendere quali fossero le caratteristiche biologiche dei loro antenati, spesso estinti ormai da tempo. Tutte queste popolazioni meriterebbero di essere meglio salvaguardate e protette, considerandole alla stregua di veri e propri "beni culturali". Come vengono conservati i manufatti umani ed i siti archeologici e storici, così

si devono difendere anche le popolazioni di mammiferi di antica origine antropocora, riconoscendone il valore di patrimonio comune dell'umanità, il cui studio e la cui osservazione consentono di acquisire informazioni fondamentali sul percorso intrapreso dall'uomo nei millenni del suo divenire civile. Il significato di "bene culturale" dovrà essere attribuito a ciascuna di queste popolazioni animali, applicando le metodologie di ricerca e studio proprie della zoologia. A tale scopo, un'importanza fondamentale deve essere riservata ai risultati delle indagini genetiche che andranno comunque sempre confrontate e valutate al vaglio delle informazioni desumibili sia dalla ricerca biogeografica sia da quella storica. Non secondaria sarà inoltre la valutazione dell'importanza antropozoologica e zooetnografica delle medesime.

Le tecniche più moderne della ricerca genetica hanno, ad esempio, rivelato che i daini che ancora sopravvivono sull'isola di Rodi (Dodecaneso, Grecia) sono molto particolari, presentando caratteri genetici distinti anche da quelli delle popolazioni relitte della specie ancora presenti in Anatolia, probabilmente all'origine dell'attuale cervide rodota introdotto sull'isola in età neolitica (VI millennio a.C.). La sopravvivenza di questa popolazione si carica dunque di significati sia storici che archeologici, oltre che biologici, ecologici ed ambientali. Anche per queste ragioni il suo valore dovrebbe essere comparato a quello di un manufatto umano, come testimonianza dinamica di un intervento condotto in antico ed oggi ancora disponibile per la nostra valutazione e per il nostro apprezzamento. Con tutto ciò che può implicare di conseguenza. Vale inoltre la pena di ricordare che, al pari di altre popolazioni di mammiferi di remota introduzione presenti attualmente sulle isole mediterranee, il daino di Rodi non è mai stato riconosciuto come un taxon endemico, né è stato tanto meno incluso nelle liste internazionali di conservazione.

Concludendo, dovremmo dunque considerare che permettere l'estinzione di alcune delle ultime popolazioni di mammiferi di antica origine antropocora ancora presenti sulle isole mediterranee potrebbe essere equiparabile, non solo dal punto di vista etico e storico ma anche da quello scientifico, a distruggere un'opera artistica o un monumento architettonico del nostro passato.

Bibliografia:

- Courchamp F., Chapuis J.-L. & Pascal M. In stampa. Mammal invaders on islands: impact, control and control impact. *Biological Review*.
- Gippoliti S. & Amori G. 2001. Anthropochorous wild mammal taxa and conservation lists. *Conservation Biology* 16: 1162-1164.
- Hengeveld R. 1989. Dynamics of biological invasions. *Chapman and Hall, London*: 160 pp.
- Kane G.S. 1994. Restoration or preservation? Reflections on a clash of environmental philosophies: pp. 69-84. In Baldwin A.D. Jr., De Luce J. & Pletsch C. (Edits.). Beyond preservation: restoring and inventing landscapes. *University of Minnesota Press, Minneapolis*.
- Mac Arthur R.H. & Wilson E.O. 1967. The Theory of island biogeography. *Princeton University Press, Princeton (New Jersey)*: 203 pp.

- Masseti M. 1998. Holocene endemic and anthropochorous wild mammals of the Mediterranean islands. *Anthropozoologica* 28: 3-20.
- Masseti M. 2002. Uomini e (non solo) topi. Gli animali domestici e la fauna antropocora. *Firenze University Press, Università degli Studi di Firenze, Firenze*: 337 pp.
- Masseti M., Cavallaro A. & Vernesi C. In stampa. The population genetics of the fallow deer of Rhodes: pp. 165-168. In Masseti M. (Edit.): Island of deer. Natural history of the fallow deer of Rhodes and of the vertebrates of the Dodecanese. *Environment Organization of the City of Rhodes, Rhodes (Greece)*.

Invasioni biologiche: impatto sulla biodiversità e priorità di azione per il futuro

PIERO GENOVESI

*Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica. Chair European Section IUCN/SSC Invasive
Species Specialist Group. E-mail: infspapk@iperbole.bologna.it*

Introduzione

Le invasioni biologiche sono oggi riconosciute a livello mondiale come una delle più gravi minacce alla biodiversità biologica, seconda solo alla perdita e frammentazione degli habitat. Il rapido aumento del commercio, dei trasporti e del turismo, l'accessibilità di beni e merci stanno determinando una crescita enorme ed esponenziale dei movimenti di specie da parte dell'uomo (accidentali ed intenzionali), come il rischio concreto di alterazione complessiva della biosfera attraverso l'omogenizzazione degli ecosistemi (Mack et al. 2000).

Nonostante il livello di conoscenza dell'epidemiologia delle invasioni sia ancora largamente inadeguato, il rapido aumento delle minacce legate a questo fenomeno rende urgente attivare azioni sia a livello globale, sia regionale. È necessario attivare meccanismi che riducano significativamente ulteriori introduzioni accidentali, ed intervenire sui nuclei di recente introduzione prima che essi si espandano a livelli tali da renderne impossibile la rimozione.

L'Europa – caratterizzata da un'economia molto sviluppata, dalla progressiva dissoluzione delle barriere doganali e da ecosistemi ed habitat estremamente diversificati – è particolarmente vulnerabile alle invasioni biologiche. Ciononostante le azioni mirate a contrastare queste minacce sono molto più arretrate che in altre regioni del mondo, compresi molti paesi in via di sviluppo (Genovesi & Shine 2002). Pertanto è necessario definire una strategia organica e coordinata tra i paesi europei, basata su un approccio integrato che tenga conto dei complessi fattori biologici, socio-economici e politici coinvolti.

Andamento delle invasioni biologiche

L'arrivo di specie in un nuovo ambiente è un fenomeno che esiste da millenni; ad esempio tutte le specie di mammiferi oggi presenti nelle isole mediterranee sono il

risultato di introduzioni operate dall'uomo in un passato anche molto antico (Vigne 1992). Ma il tasso di incremento delle introduzioni avvenuto negli ultimi decenni è impressionante: se consideriamo i dati raccolti in un rapporto recentemente prodotto dall'INFS sui mammiferi ed uccelli introdotti in Italia, (Andreotti et al. 2001) risulta che il 67,8% delle specie alloctone naturalizzate in Italia sono state introdotte nell'ultimo secolo e nel caso degli uccelli tutte le introduzioni, a parte il fagiano, sono avvenute negli ultimi 200 anni. (Fig. 1). Inoltre, se consideriamo le specie alloctone naturalizzate negli ultimi 70 anni, risulta evidente che il numero di nuove introduzioni sta crescendo in modo rapidissimo (Fig. 2).

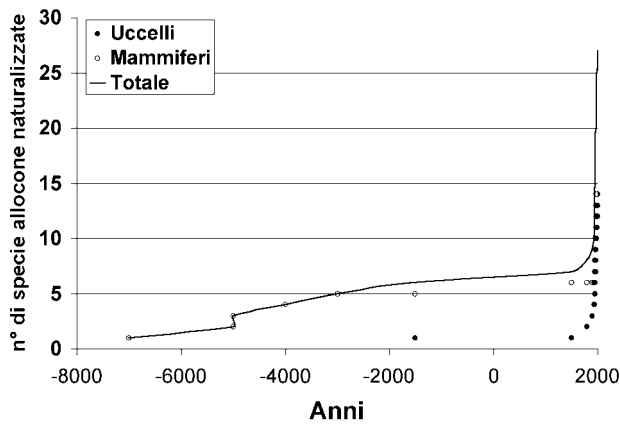


Fig. 1. Mammiferi ed Uccelli alloctoni naturalizzati in Italia. Numero totale ed andamento complessivo (fonte dei dati: Andreotti et al. 2001).

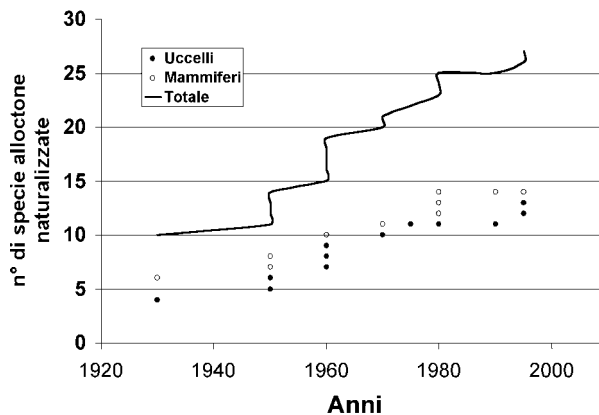


Fig. 2. Mammiferi ed Uccelli alloctoni naturalizzati in Italia. Numero totale ed andamento dal 1920 (fonte dei dati: Andreotti et al. 2001).

In Italia attualmente le specie alloctone rappresentano il 20,3% del numero totale delle specie di mammiferi terrestri (59 specie autoctone escludendo Chiroteri, mammiferi marini, Foca monaca e 4 specie di origine non completamente chiarita) ed il 5% degli uccelli (484 specie autoctone). Ed il numero di specie non ancora naturalizzate è ancora maggiore (Andreotti et al. 2001).

Questo rapido incremento non appare interessare solo i vertebrati terrestri. I dati di altre aree europee relativi agli organismi marini di origine alloctona mostrano infatti andamenti molto simili (Fig. 3). Le invasioni marine sono responsabili di gravi danni: il mollusco *Dreissena polymorpha*, originario della Russia meridionale e trasportato accidentalmente negli Stati Uniti attorno al 1985, ha provocato, tra il 1989 ed il 2000 danni per 750 milioni – 1 miliardo di dollari a causa dell'intasamento delle prese d'acqua delle industrie (fonte: National Aquatic Nuisance Clearinghouse, 2000). Uno ctenoforo originario delle coste orientali dell'America settentrionale, introdotto accidentalmente nel Mar Nero, ha provocato il collasso dell'attività di pesca, con perdite di 240 milioni di dollari/anno (McNeely 2001). Il trasporto di queste specie è essenzialmente dovuto alle acque di zavorre delle navi da carico, che si stima veicolino ogni giorno 3-4.000 specie alloctone nel mondo (dati International Maritime Organization).

Minacce

Le introduzioni biologiche causano globalmente gravi, insidiosi e spesso irrimediabili impatti. Specie alloctone hanno colonizzato tutti gli ecosistemi sulla terra, cambiando le relazioni ecologiche delle comunità, alterando i processi evolutivi e causando

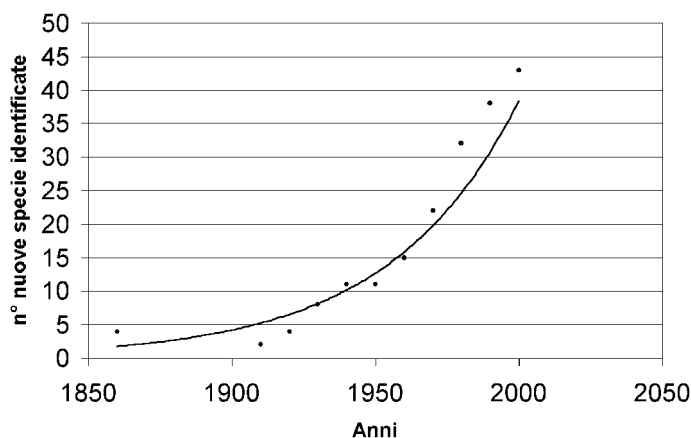


Fig. 3. Numero di specie marine alloctone identificate in Scandinavia (fonte dei dati: Weidema, 2000).

cambiamenti anche drammatici nelle popolazioni autoctone, fino a determinare numerose estinzioni (Mack et al. 2000).

Si prevede che le invasioni biologiche diventeranno il primo fattore di disintegrazione ecologica in futuro, a causa del rapido e costante aumento dei movimenti di specie, dovuto all'aumento della mobilità, delle tecnologie dei mezzi di trasporto, dell'espansione del turismo e dei viaggi, della libertà di commercio a livello globale (Cox 1999, Ruesink et al. 1995).

Ma oltre agli impatti sulla biodiversità le invasioni biologiche minacciano anche la salute ed il benessere dell'uomo. Se consideriamo ad esempio l'impatto di piante e parassiti alloctoni sull'agricoltura, gli agenti patogeni introdotti, l'impatto di molte specie marine alloctone, i costi diretti delle invasioni biologiche superano le decine di miliardi di euro all'anno (McNealy non pubblicato). Nei soli Stati Uniti si stima che l'impatto economico delle specie alloctone superi i 138 miliardi di dollari per anno (Pimentel et al. 2000).

L'urgenza di affrontare efficacemente le minacce poste dalle specie alloctone si scontra con la limitata conoscenza che abbiamo dei meccanismi che regolano questo fenomeno. Ricerche sulle invasioni sono iniziate solo da pochi decenni (Mack et al. 2000).

Il principale ostacolo ad una più efficace politica sulle specie alloctone è tuttavia rappresentato dalla limitata attenzione dell'opinione pubblica, dei politici e anche di una parte del mondo accademico. Nel caso dello Scoiattolo grigio (*Sciurus carolinensis*), introdotto in Italia nel 1948 e la cui espansione (Fig. 4) rappresenta una grave minaccia per l'autoctono Scoiattolo rosso (*S. vulgaris*), proprio il limitato sostegno del pubblico e dei politici ha rappresentato il principale ostacolo alla eradicazione (Bertolino & Genovesi 2003, Genovesi & Bertolino 2001).

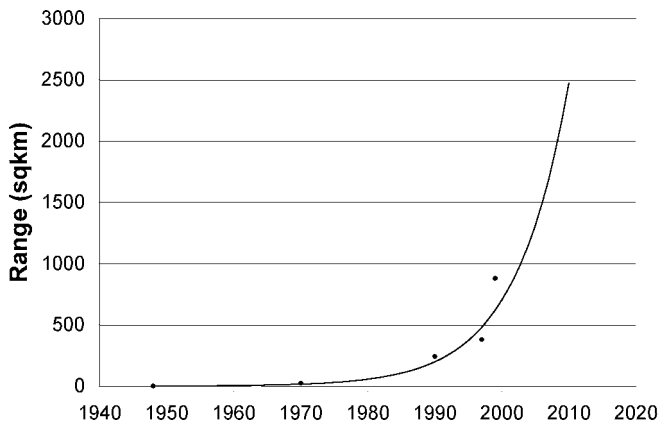


Fig. 4. Espansione dello Scoiattolo grigio in Italia: espansione dell'areale dall'introduzione (1948) all'inverno 1999 (Bertolino & Genovesi in stampa).

Strategie di azione per il futuro

Una efficace strategia di azione sulle specie alloctone deve essere mirata ad aumentare la consapevolezza dei rischi connessi a questa minaccia, a prevenire nuove introduzioni, a mitigare gli impatti delle specie già presenti. Questi principi generali sono stati recentemente ribaditi dalla convenzione biodiversità che ha approvato nel marzo 2002 dei Principi Guida sulle specie alloctone che impongono ai paesi firmatari l'applicazione di principi e di azioni in materia (www.biodiv.org).

È necessario definire ed applicare una politica di biosicurezza basata su un principio di precauzione, che prevenga efficacemente il trasporto accidentale, l'importazione ed il rilascio di specie alloctone potenzialmente pericolose, assicuri un'efficace azione di contrasto alle introduzioni illegali, identifichi gli eventuali nuovi nuclei di specie alloctone subito dopo il loro insediamento e li rimuova rapidamente, mitighi gli impatti più rilevanti causati dalle specie già presenti (Genovesi 2001). Questo richiede un accordo sovranazionale, perché l'azione di un singolo stato non può affrontare tutti gli aspetti connessi alle invasioni biologiche. Il Consiglio d'Europa, attraverso la Convenzione di Berna, sta elaborando una Strategia Europea sulle Specie Alloctone (Genovesi & Shine, 2002) che permetta l'applicazione dei principi approvati dalla Convenzione sulla Biodiversità. Il percorso di definizione ed approvazione di un simile strumento internazionale è complesso e richiede il coinvolgimento non solo dei tecnici del settore, ma anche dei diversi settori della società coinvolti (gestione forestale, caccia e pesca, itticultura, commercio degli animali d'affezione, turismo, ecc.).

Bibliografia

- Andreotti A., Baccetti N., Perfetti A., Besa M., Genovesi P. & Guberti V. 2001. Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. *Quaderni di Conservazione della Natura*, 2. Ministero Ambiente – Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica: 189 pp.
- Bertolino S. & Genovesi P. 2003. Spread and attempted eradication of the grey squirrel (*Sciurus carolinensis*) in Italy and consequences for the red squirrel (*Sciurus vulgaris*) conservation in Eurasia. *Biol. Cons.* 109: 351-358
- Cox G.W. 1999. Alien species in North America and Hawaii: impacts on natural ecosystems. *Island press, Washington, D.C.*: 387 pp.
- Genovesi P. 2000. Guidelines for eradication of terrestrial vertebrates: a european contribution to the invasive aliens species issue. *Council of Europe, t-pvs65e-2000*: 61 pp.
- Genovesi P. & Bertolino S. 2001. Human dimension aspects in invasive alien species issues: the case of the failure of the grey squirrel eradication project in Italy: pp. 113-119. In: McNeely J.A. (Edit). *The Great Reshuffling: human dimensions of invasive alien species. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK*. Vi + 242 pp. .
- Genovesi P. & Shine C. 2002. European strategy on invasive alien species. *Council of Europe, t-pvs (2002)* 8: pp. 1-22.

- McNeely J.A. (Edit.) 2001. The Great Reshuffling: human dimensions of invasive alien species. *IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge, UK*. Vi + 242 pp.
- Pimentel D., Lach L., Zuniga R. & Morrison D. 2000. Environmental and economic costs of nonindigenous species in the United States. *BioScience* 50 (1): 53-65.
- Ruesink J.L., Parker I.M., Groom M.J. & Kareiva P.M. 1995. Reducing the risk of non-indigenous species introductions. *BioScience* 45 (7): 465-477.
- Mack R.N., Simberloff D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M. & Bazzaz F.A. 2000. Biotic invasions: causes, epidemiology, global consequences, and control. *Ecological Applications* 10(3): 689-710.
- 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.
- Weidema (Edit.) 2000. Introduced species in the Nordic Countries. *Nord*, 2000: 13. Nordic Council of Ministers, Copenhagen, pp. 242.

Specie ittiche alloctone d'acqua dolce: evoluzione storica e stato attuale in Italia

GIUSEPPE MAIO

Aquaprogram s.r.l., via Borella 53, 36100 Vicenza. A.I.I.A.D. (Associazione Italiana Ittiologi Acque Dolci). E-mail: g.maio@aquaprogram.com

La fauna ittica d'acqua dolce ha rappresentato da sempre una risorsa che per l'uomo è diventata addirittura vitale in determinate aree e in certi periodi; per alcune categorie professionali dalla presenza di pesce derivava interamente il reddito per la sussistenza. L'attenzione sulla disponibilità di pesce e sulla diversificazione specifica è quindi sempre stata elevata, tanto da condurre sin dall'epoca dei Romani l'effettuazione di operazioni di transfaunazione ed immissioni finalizzate all'aumento della produzione di proteine animali o, come più recentemente, allo svolgimento dell'attività ricreativa.

Evoluzione del fenomeno

Le conoscenze sulla fauna ittica, a partire dal XVIII secolo, sono via via andate approfondendosi e hanno portato alla determinazione della presenza di un numero di specie indigene sempre più elevato; di pari passo, però, sono andate aumentando anche le segnalazioni di specie alloctone, giunte a ritmi crescenti (Fig. 1).

Le specie indigene di pesci delle acque interne italiane conosciute ai tempi di Linneo (1757) erano solo 27, due delle quali (carpa e carassio) già allora introdotte nelle nostre acque. Il numero di specie è progressivamente aumentato per il successivo approfondimento delle conoscenze. Così, poco più di cent'anni dopo, nel volume sui pesci della Fauna d'Italia (Canestrini 1872) figuravano elencate 58 specie indigene; tra queste, quattro saranno successivamente abolite per sinonimia, e quattro erano diventate quelle introdotte.

Passati altri cento anni, quando furono pubblicati i tre volumi di Tortonese (1956, 1970, 1975), le specie indigene descritte erano 60 e 11 quelle introdotte.

Successivamente, nel recente volume di Gandolfi et al. (1991) aumentano a 65 le specie o sottospecie indigene riconosciute presenti e divengono 28 le specie introdotte.

Al 2000 le specie indigene erano cresciute solo di due unità, per la separazione del

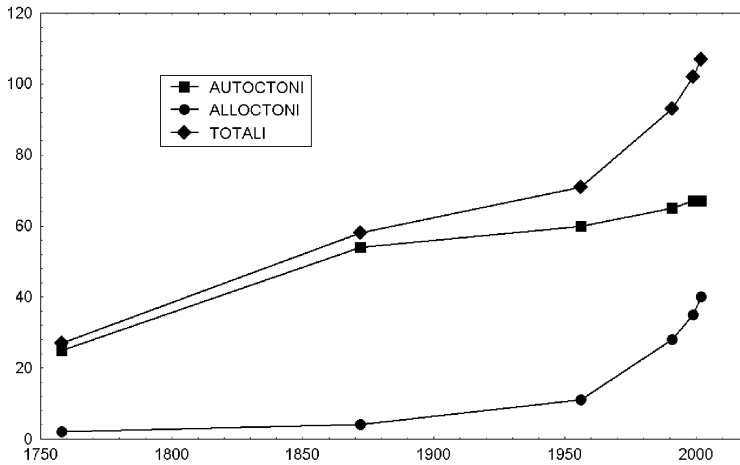


Fig. 1. Andamento del numero delle specie ittiche autoctone, alloctone e totali nelle acque dolci italiane.

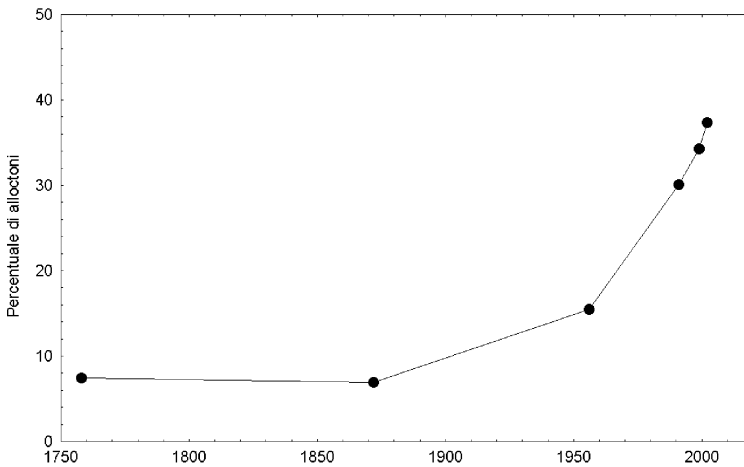


Fig. 2. Andamento della percentuale delle specie alloctone nelle acque dolci italiane.

Barbus meridionalis in tre unità tassonomiche distinte (Bianco 1998), quelle introdotte sono ulteriormente aumentate a oltre 35 specie. Ad oggi si sono aggiunte altre 5 specie alloctone portandole complessivamente a 40.

Se esaminiamo (Fig. 2) l'andamento della percentuale degli alloctoni nel tempo, diventa ancora più evidente, e soprattutto impressionante, la progressione dell'arrivo di specie alloctone, con un incremento soprattutto negli ultimi 10-15 anni.

La Tabella 1 mostra che l'introduzione di specie esotiche, inizialmente attuata con pesci di provenienza europea e nord-americana, oggi riguarda anche pesci provenienti

da quasi tutte le altre parti del mondo. Il problema non si esaurisce nel considerare l'introduzione di specie esotiche, ma riguarda anche lo spostamento di specie indigene italiane al di fuori del loro areale originario (Tab. 2) e l'immissione di ceppi alloctoni da ambienti transalpini o da allevamenti (Tab. 3).

Motivazioni e responsabilità delle immissioni

Le motivazioni delle introduzioni sono andate variando con il passare del tempo. Se nell'età antica le finalità erano essenzialmente quelle di una produzione di proteine

Tab. 1. Introduzione in Italia di specie di specie ittiche estranee alla nostra fauna.

Periodi	Provenienza	Specie
Nell'antichità	Europa	carpa, carassio
	Asia	carassio dorato
XIX secolo	Europa	lavarello
	Nord America	trota iridea, salmerino di fonte
Dal 1900 al 1970	Europa	lucio, perca, Bondella
	Nord America	pesce gatto, Persico sole, persico trota, gambusia
Dal 1970 ad oggi	Europa	siluro, acerina, misgurno, ciprinidi danubiani, ciprinidi illirici
	Asia orientale	pseudorasbora, carpa erbivora, carpa testa grossa, carpa argento
	Africa	tilapia, pesce gatto africano
	Nord America	storione bianco, salmone argentato
	Sud America	pesce re, colossoma

Tab. 2. Introduzione in Italia di specie di specie ittiche indigene al di fuori del loro areale.

Specie padano-venete dall'areale sub-alpino a quello appenninico in Italia peninsulare e isole	temolo
	salmerino alpino
	lucio
	pesce persico
	ciprinidi
Specie dell'Italia peninsulare in areale padano veneto	rovella

Tab. 3. Introduzione di conspecifici alloctoni (inquinamento genetico).

Ceppi selvatici transalpini	temolo
	lucio
	tinca
Ceppi di allevamento	trote

in aree anche marginali, della facilità di trasporto e delle caratteristiche di sostegno ad economie povere, con il miglioramento delle condizioni economiche si è via via passati all'introduzione anche per fini esclusivamente ludici (pesca dilettantistica). Ad esempio, la carpa poteva essere trasferita con facilità ed allevata a costi bassissimi in stagni, maceri e risaie; il lavarello portava vantaggi ai pescatori professionisti dei grandi laghi prealpini; la trota iridea e il pesce gatto potevano essere allevati e venduti per il consumo. Le introduzioni attuate nel XIX secolo avevano moventi logici ed erano rigidamente controllate da centri ittigenici. Con il passare del tempo gradualmente si sono sovrapposti interessi derivati dalla pesca ricreativa che oggi sono divenuti preminenti, anche se per alcune specie restano motivazioni di allevamento per scopi economici.

Le responsabilità delle introduzioni sono abbastanza ben delineate.

Da un lato alcune introduzioni, soprattutto nel XIX secolo, sono state decise da ittologi, con interventi basati sulla certezza che la nicchia ecologica occupabile dalla specie introdotta fosse tale da escludere possibili competizioni con specie indigene. Questo è ad esempio il caso del coregone; le traslocazioni di questa specie in laghi prealpini a metà del secolo scorso, e da questi successivamente in laghi dell'Italia centrale e meridionale, hanno certamente portato vantaggi, consentendo un reddito alle famiglie dei pescatori locali, senza provocare radicali sconvolgimenti; la nicchia ecologica occupata dai coregoni, cioè il ruolo che i coregoni svolgono all'interno di questi laghi, era una nicchia almeno parzialmente disponibile. Una sorta di sede vacante che i coregoni hanno occupato senza danneggiare pesantemente altre specie.

Da un'altra parte la gran parte delle introduzioni sono state dovute, per colpa o dolo, all'attività di ripopolamento esercitata da amministrazioni pubbliche, singoli gruppi di pescatori (soprattutto dilettanti) e gestori di laghetti di pesca sportiva; non ci si deve comunque scordare che spesso, comunque, la responsabilità ricade soprattutto sui commercianti che forniscono materiale senza controllo di qualità specifica.

Da tempo gli ittologi si battono perché finisca questa pratica delle introduzioni incontrollate, ma non riescono a farsi ascoltare. Sul siluro, ad esempio, all'atto della sua prima comparsa in Po era stato esplicitamente scritto quali problemi si sarebbero potuti verificare se non fossero immediatamente cessate le introduzioni e non si fosse attuata misure per eliminarlo (Gandolfi & Giannini 1979), ma le introduzioni di questa specie sono continuate fino a portare ad un definitivo insediamento del siluro in un areale che va sempre più allargandosi.

Nella gestione della fauna ittica esistono procedure che tutti conosciamo: i pescatori giudicano che c'è poco pesce e attraverso le loro associazioni premono sugli amministratori perché si rimedi; l'acquacoltore, o spesso il commerciante di pesce da semina, fornisce il materiale che serve a sopperire alla carenza di specie pescabili. I verbali di semina, ancora oggi, portano spesso la generica dicitura "pesce bianco", che in pratica significa "materiale delle più diverse specie e delle più diverse provenienze". Evidentemente non si è capito, o si finge di non avere capito, cosa significhi il termine "ripopolamento", che ha un significato ben diverso da "immissione" o "introduzione". Questa prassi del malinteso "ripopolamento" è senza dubbio una delle vie di insediamento di nuove spe-

cie alloctone nelle nostre acque. Di certo nessuno ha volutamente introdotto certi pesci oggi presenti nei nostri corpi d'acqua, come il rodeo amaro, l'acerina, la pseudorasbora, il leucisco d'Albania o il misgurno. Sono tutte specie che non hanno alcun interesse alieutico. Questi pesci sono certamente arrivati con le semine di "pesce bianco", insediandosi localmente e diffondendosi a macchia d'olio. In questi casi la responsabilità è di chi non controlla attentamente cosa viene fornito e cosa viene rilasciato.

Se queste introduzioni indesiderate sono il frutto dei cosiddetti ripopolamenti, altre si configurano come veri e propri delitti ecologici premeditati ed aggravati. Specie come il siluro, il lucioperca, l'abramide, la tilapia e il barbo "spagnolo" (che in realtà è di provenienza danubiana) non sono arrivati come clandestini con i carichi di pesce bianco, ma sono stati introdotti volutamente o si sono diffusi perché tenuti in ambienti per la pesca a pagamento ubicati in zone golenali o collegati in qualche modo con le acque libere. È del tutto illogico tenere siluri o pesci gatto americani e africani in ambienti soggetti a esondazioni dei fiumi ed è anche del tutto sconsiderato immettere volutamente pesci, come ad esempio è stato fatto con l'abramide, per consentire ai "garisti" di allenarsi a catturare pesci che incontrano quando vanno a gareggiare all'estero. Non è nemmeno accettabile la motivazione che giustificano l'introduzione del lucioperca (cioè che è divertente da pescare ed è buono da mangiare) avvenuta anni fa nel bacino del Tevere e più di recente nel bacino del Po.

È interessante notare, comunque, che l'intenso aumento del numero di alloctoni riscontrato negli ultimi 15 anni, corrisponde al periodo fatidico del crollo del cosiddetto "muro di Berlino". In quegli anni si sono aperti i mercati dell'Est Europeo e i commercianti italiani si sono riforniti ampiamente in quelle aree dove la redditività del commercio superava di gran lunga gli introiti derivanti dall'allevamento in Italia di certe specie. Il risultato è stato che, oltre all'arrivo di molte specie ittiche alloctone introdotte involontariamente, si sono operate alterazioni genetiche di alcune altre come la tinca e il luccio; infatti gli allevatori, riconvertiti a commercianti, preferivano abbandonare la più cara produzione italiana per acquistare giovani tinche e piccoli lucci dall'estero con il duplice effetto di eliminare le capacità produttive italiane e di tendere ad inquinare geneticamente le popolazioni autoctone.

Conclusioni

La situazione dell'ittiofauna delle acque interne italiane, come si è visto, è abbastanza grave. Anche se non si è ancora assistito (fortunatamente) alla scomparsa di alcuna specie autoctona, si è dovuto registrare l'arrivo di un numero sempre più elevato di specie alloctone che ormai sfiora il 40% del nostro patrimonio ittico.

Che fare quindi per invertire la tendenza e per rimediare agli errori del passato? Da un lato si deve agire sul patrimonio ittico attuale e dall'altro attuare tutte quelle politiche legislative, normative e culturali che consentano un modo di operare nuovo e più in sintonia con i temi della conservazione.

In linea generale, l'eliminazione di specie alloctone e il reinsediamento di quelle indigene sono problemi di enorme difficoltà. È molto più semplice rimediare a danni di tipo abiotico, riportando le condizioni chimico-fisiche delle acque a condizioni buone, che non ripristinare le condizioni originali dei popolamenti ittici. Quindi gli interventi possono essere diretti soprattutto a controllare le popolazioni alloctone naturalizzate, incentivandone la pesca e soprattutto attuando tutte le possibili politiche di incentivazione delle popolazioni delle specie autoctone.

Da un punto di vista normativo è necessario creare un sistema di controllo serio per le attività produttive (allevamenti e commercio) e per le attività di importazione (basta con carichi di pesce vivo genericamente etichettati e carichi di malattie, per poi diffonderli per "ripopolamento" in occasione di gare o di eventi che richiedano di ripristinare popolamenti ittici). Parallelamente devono essere armonizzate le norme sui corsi d'acqua che fungono da confine amministrativo (il Fiume Po è forse il caso più eclatante). Dovrebbe essere vietato il trasporto di pesce vivo, quando si tratti di specie non indigene, anche per le uova embrionate. Si potrà derogare solo se la destinazione è un allevamento che fornisca tutte le garanzie di non rappresentare un possibile punto di fuga. Il pesce indigeno vivo e le sue uova embrionate possono invece essere trasportate, dichiarandone però la destinazione che comunque non deve essere al di fuori dell'areale di distribuzione della specie.

L'immissione in acque libere di pesce indigeno dovrebbe essere svolta sotto il diretto controllo di un ittiologo che si assuma la responsabilità delle conseguenze che possono derivare in termine di danni ambientali. Allo stesso modo, chi non si attiene a queste disposizioni dovrebbe accollarsi il carico oneroso delle operazioni necessarie per l'eliminazione della specie introdotta.

Una azione fondamentale, comunque, dovrebbe essere quella educativa e di sensibilizzazione di un mondo, quello della pesca, che ha ancora una componente che considera l'ambiente un pozzo senza fondo e il fiume solo un contenitore di pesci. Proprio alle associazioni di pescatori va chiesto di assumersi una parte degli impegni di tipo educativo e di interagire con il mondo scientifico per salvaguardare il patrimonio che è indispensabile anche per la loro sopravvivenza.

Questo tipo di azione dovrebbe comunque essere continuamente perseguito anche dalle Amministrazioni che gestiscono il territorio e che si dovrebbero impegnare anche sul versante della conservazione della fauna ittica.

Bibliografia

- Bianco P.G., 1995. A revision of the Italian *Barbus* species (Cypriniformes, Cyprinidae). *Ichthyol. Explor. Freshwat.* 6: 305-324.
- Canestrini G. 1872. Pesci. Fauna d'Italia, pt. 3. Vallardi, Milano, 208 pp.
- Gandolfi G. & Giannini M. 1979. La presenza di *Silurus glanis* nel fiume Po. *Natura. Soc. ital. Sci. Nat. Mus. Civico St. nat., Acquario civico, Milano*, 70: 3-6.

- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P. & Marconato A. 1991. I pesci delle acque interne italiane. *Ministero dell'Ambiente - Unione Zoologica Italiana, ed. Poligrafico dello Stato, Roma*, XVI+597 pp., 132 ff., IX tt.
- Tortonese E. 1956. Leptocardia, Ciclostomata, Selachia. Fauna d'Italia, vol. II. *Calderini, Bologna*, 334 pp.
- Tortonese E. 1970. Osteichthyes, parte I. Fauna d'Italia, vol. X. *Calderini, Bologna*, XIII+545 pp.
- Tortonese E. 1975. Osteichthyes, parte II. Fauna d'Italia, vol. XI. *Calderini, Bologna*, XVIII+636 pp.

Elenco delle specie ittiche alloctone in Italia

	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune
1	Acipenseriformi	Acipenseridi	<i>Acipenser transmontanus</i>	storione bianco
2			<i>Acipenser baerii</i>	storione siberiano
3	Ateriniformi	Aterinidi	<i>Odontesthes bonariensis</i>	pesce re
4	Caraciformi	Caracidi	<i>Colossoma</i> sp.	
5			<i>Serrasalmus nattereri</i>	piranha
6	Cipriniformi	Ciprinidi	<i>Rutilus rutilus</i>	rutilo
7			<i>Leuciscus leuciscus</i>	leucisco
8			<i>Leuciscus idus</i>	ido
9			<i>Barbus barbus</i>	barbo d'oltralpe
10			<i>Barbus graellsii</i>	
11			<i>Barbus cyclolepis</i>	
12			<i>Carassius auratus</i>	pesce rosso
13			<i>Carassius carassius</i>	carassio
14			<i>Cyprinus carpio</i>	carpa
15			<i>Rhodeus sericeus</i>	rodeo amaro
16			<i>Pseudorasbora parva</i>	pseudorasbora
17			<i>Abramis brama</i>	abramide
18			<i>Blicca bjoerkna</i>	blicca
19			<i>Chondrostoma nasus</i>	naso
20			<i>Ctenopharyngodon idellus</i>	carpa erbivora
21	<i>Aspius aspius</i>	aspio		
22	<i>Hypophthalmichthys molitrix</i>	carpa testa grossa		
23	<i>Hypophthalmichthys nobilis</i>	carpa argentata		
24	<i>Pachychilon pictum</i>			
25		Cobitidi	<i>Misgurnus fossilis</i>	cobite di stagno
26	Siluriformi	Siluridi	<i>Silurus glanis</i>	siluro d'Europa
27		Ictaluridi	<i>Ictalurus melas</i>	pesce gatto
28		<i>Ictalurus punctatus</i>	pesce gatto punteggiato	
29		<i>Clarias gariepinus</i>	pesce gatto africano	
30	Salmoniformi	Salmonidi	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	trota iridea
31			<i>Salvelinus fontinalis</i>	salmerino di fonte
32			<i>Oncorhynchus kisutch</i>	salmone argentato
33			<i>Coregonus lavaretus</i>	coregone lavarello
34			<i>Coregonus oxyrhynchus</i>	bondella

Elenco delle specie ittiche alloctone in Italia

	Ordine	Famiglia	Specie	Nome comune
35	Ciprinodontiformi	Pecilidi	<i>Gambusia holbrooki</i>	gambusia
36	Perciformi	Ciclidi	<i>Tilapia</i> sp.	tilapia
37		Centrarchidi	<i>Micropterus salmoides</i>	persico trota
38			<i>Lepomis gibbosus</i>	persico sole
39		Percidi	<i>Stizostedion lucioperca</i>	lucioperca
40			<i>Gimnocephalus cernuus</i>	acerina

Proprietà invasive di *Procambarus clarkii*

SILVIA BARBARESI

Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze, via Romana 17,
50125 Firenze. E-mail: silvia.barbaresi@unifi.it

Procambarus clarkii, originario degli Stati Uniti centro-meridionali e del Messico nord-orientale, ha una distribuzione praticamente cosmopolita, in quanto è attualmente presente in tutti i continenti, con l'esclusione dell'Australia e ovviamente dell'Antartide (Hobbs III et al. 1989). La crescente diffusione in natura di questa specie è da imputarsi all'azione di tre principali meccanismi: traslocazioni operate dall'uomo, fughe accidentali da strutture di contenimento e dispersione attiva (Barbaresi et al. 2002).

In Europa, *Procambarus* è stato introdotto per la prima volta in Spagna nel 1972 e, successivamente, la sua presenza è stata riportata in numerose altre nazioni (Hobbs III et al. 1989, Gherardi & Holdich 1999). Il processo di diffusione della specie in Europa è attualmente oggetto di una ricerca condotta confrontando numerose popolazioni europee ed italiane mediante l'uso di tecniche di biologia molecolare (Barbaresi et al. 2002).

Per quanto riguarda l'Italia, in cui la prima popolazione riproduttiva è stata individuata in Piemonte nel 1989, un'ampia diffusione della specie si osserva in Toscana, con l'interessamento di alcune aree di interesse conservazionistico (Barbaresi et al. 2001).

In letteratura si è più volte tentato di individuare quelle caratteristiche morfologiche, fisiologiche e biologiche che possano costituire indicatori affidabili della probabilità che una specie, animale o vegetale, si trasformi in un invasore di successo una volta che sia stata introdotta in una nuova area (Williamson 1996). Anche se appare ormai chiaro che non è possibile operare generalizzazioni, studi dettagliati condotti sulle singole specie e sui loro habitat potenziali possono comunque permettere previsioni accurate sulla loro 'invasività' (Ruesink et al. 1995, Williamson & Fitter 1996).

Uno degli approcci più informativi per sviluppare previsioni sull'impatto di specie invasive è costituito dal confronto tra popolazioni della stessa specie che hanno invaso ambienti diversi. Questo approccio permette infatti di verificare la ripetibilità delle caratteristiche invasive della specie in diversi contesti biotici ed abiotici in cui è stata introdotta (Grosholz & Ruiz 1996) e aiuta a operare previsioni su potenziali altre invasioni. Discuterò alcuni risultati ottenuti da ricerche condotte, secondo questo tipo

di approccio, presso il Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Firenze, che, insieme a quanto già riportato in letteratura, hanno permesso di evidenziare alcune tra le caratteristiche eco-etologiche della specie che ne favoriscono una rapida diffusione in natura e che costituiscono, inoltre, utili strumenti per la programmazione di eventuali interventi di gestione e/o controllo.

Ciclo biologico

Procambarus clarkii può essere considerata una specie r-selezionata, una strategia questa tipica dei colonizzatori e delle specie che vivono in ambienti instabili. Presenta infatti un'elevata fecondità (300-600 uova, Payne 1996), una crescita rapida e una maturità precoce (a 3-5 mesi di età e una lunghezza totale di 55-125 mm, Huner & Lindqvist 1995).

Il ciclo biologico di questa specie si è rivelato altamente plastico in aree geografiche diverse, principalmente in relazione al ciclo idrogeologico e alla temperatura dell'acqua (Sommer 1984, Gutierrez-Yurrita et al. 1999). Differenze tra aree geografiche si sono riscontrate infatti sia nella durata del periodo di inattività trascorso all'interno della tana (ibernazione/estivazione), sia nel periodo dell'anno in cui questo si realizza, sia nel numero di eventi riproduttivi (Fidalgo et al. 2001, Anastacio & Marques 1995, Oluoch 1990). In una popolazione italiana studiata da Gherardi et al. (1999), il periodo di ibernazione in tana si protrae per tutto l'inverno (Novembre-Marzo), e si realizzano due eventi riproduttivi, uno in primavera e uno alla fine dell'estate.

Resistenza a stress ambientali

Come per altre specie invasive (Mundahl & Benton 1990), il successo di *P. clarkii* dipende inoltre dalla capacità di resistere a stress ambientali, quali temperature estreme, assenza di acqua superficiale, salinità, basse concentrazioni di ossigeno e presenza di agenti inquinanti.

La presenza di popolazioni riproduttive in alcune aree dell'Europa centro-settentrionale (Gherardi & Holdich 1999) sembra indicare che le basse temperature non costituiscono, come riportato in letteratura (Suko 1956), un fattore limitante il successo riproduttivo e la distribuzione della specie. Esperimenti di laboratorio hanno inoltre mostrato la capacità di *Procambarus* di sopravvivere e mantenere elevati tassi di accrescimento a temperature maggiori di quelle tollerate dal gambero nativo (*Austropotamobius pallipes*), indicando una maggiore possibilità della prima specie di occupare ambienti soggetti a inquinamento termico (Paglianti & Gherardi 2002).

Ampia tolleranza viene mostrata nei confronti di salinità (fino a 20 ppt ma si riproduce solo se fino a 5 ppt, Huner & Barr 1991), acidità (Claire & Wroiten 1978) e basse concentrazioni di ossigeno. La sopravvivenza in ambienti asfittici è infatti possi-

bile grazie alla capacità di sfruttare l'ossigeno atmosferico (se in ambienti con ossigeno $<2 \text{ mg l}^{-1}$, Huner & Barr 1991, McMahon & Hankinson 1993).

La resistenza che la specie manifesta a moderati livelli di inquinanti è una caratteristica che può rappresentare un rischio per la contaminazione dei livelli superiori della catena trofica, uomo incluso, a causa, ad esempio, dell'accumulo di metalli pesanti all'interno dei tessuti dell'animale, in particolare in epatopancreas ed esoscheletro (Gherardi et al. 2002a).

Uso di tane

La resistenza di *P. clarkii* a condizioni ambientali estreme può essere messa in relazione a: i) adattamenti fisiologici; ii) al comportamento di scavo ed occupazione di tane. La tana infatti rappresenta per questa specie una risorsa fondamentale, sia per la difesa da predatori in momenti critici del ciclo vitale, quali la muta e la riproduzione, sia in condizioni di assenza di acqua superficiale e di temperature estreme. La tana costituisce un micro-habitat la cui temperatura è diversa da quella dell'acqua (Mundahl 1989, Gherardi & Barbaresi 2000, Gherardi et al. 2002b), ed in particolare è ad essa superiore durante il periodo più freddo dell'anno (Gherardi et al. 2002b). Lo scavo di tane è tuttavia possibile solo se il substrato presente nell'habitat ha una granulometria inferiore a quella della sabbia. In ambienti idonei, questo può essere intensivo (Barbaresi et al. 2002) e produrre danni, ben documentati nel caso di aree agricole.

Uso dello spazio

Il confronto tra popolazioni presenti in aree geografiche diverse effettuato tramite la radio-telemetria (Gherardi et al. 2000, Gherardi et al. 2002b, Gherardi & Barbaresi 2000, Gherardi et al. 2002c) ha rilevato una elevata capacità di dispersione attiva da parte della specie. In particolare, è emerso un pattern spazio-temporale di attività, comune ad altre specie di decapodi, costituito da fasi 'stazionarie', durante le quali gli animali permangono all'interno delle tane o presso rifugi, compiendo brevi spostamenti per foraggiare prevalentemente al tramonto, che si alternano a fasi di maggiore spostamento. Durante tali fasi, dette 'nomadiche', prive di periodicità giornaliera, gli animali possono percorrere anche notevoli distanze (fino a 14 km in 4 giorni, Gherardi & Barbaresi 2000).

Abitudini alimentari

La plasticità comportamentale della specie è confermata anche dalle sue abitudini trofiche. Infatti, a seconda degli ambienti si osserva: i) il passaggio da una dieta detriti-

vora a una basata sul consumo di materiale vegetale fresco (Ilhéu & Bernardo 1993) e viceversa (Guitiérrez-Yurrita et al. 1998); ii) la variazione della proporzione tra il materiale vegetale e quello animale (Ilhéu & Bernardo 1993). Quando le risorse sono limitate, *P. clarkii* si nutre di ciò che è maggiormente disponibile nell'habitat (Magnuson et al. 1975, Salvi 1999). Nonostante il potenziale impatto esercitato da questo gambero sulla vegetazione acquatica e sulle specie animali, non esistono studi quantitativi sull'effetto che la specie esercita sulle comunità degli ambienti invasi.

Superiorità competitiva

Le specie introdotte sono spesso competitivamente superiori rispetto alle indigene a causa, ad esempio, della maggiore taglia corporea, di chele più grandi e della maggiore aggressività. Anche se in Italia si registrano al momento pochi casi di sintopia tra *Procambarus* e specie di decapodi native (il gambero *Austropotamobius pallipes* e il granchio *Potamon fluviatile*), dalla rapida diffusione della specie ci si può attendere una sovrapposizione nella loro distribuzione. Esperimenti condotti in laboratorio indicano che *Procambarus* è dominante su individui di *Austropotamobius* di taglia simile durante interazioni agonistiche, avvalorando l'ipotesi dell'esclusione competitiva nei confronti di quest'ultimo, una volta che le due specie entrino in contatto (Cioni & Gherardi 2001).

Riferimenti bibliografici

- Anastacio P.M. & Marques J.C. 1995. Population biology and production of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard) in the lower Mondego river valley, Portugal. *Journal of Crustacean Biology* 15: 156-168.
- Barbaresi S., Salvi G. & Gherardi F. 2001. Il gambero *Procambarus clarkii*: distribuzione, dinamica di popolazione e impatto: pp. 195-212. In: Venturato E. & Petrini R. (Edits). Lungo le rotte migratorie: progetti di ricerca sulla vegetazione, l'avifauna e le specie aliene. *Quaderni del Padule di Fucecchio* n.1.
- Barbaresi S., Tricarico E. & Gherardi F. 2002. Use of burrows in the invasive crayfish *Procambarus clarkii*. *XIV International Symposium of I.A.A. 4-10 Agosto 2002, Querétaro, Mexico*, 23.
- Barbaresi S., Fani R., Gherardi F., Mengoni A. & Souty-Grosset C. 2002. Genetic variability in European populations of the invasive crayfish *Procambarus clarkii*: preliminary results. *Biological Invasions*, in stampa.
- Cioni A. & Gherardi F. 2001. Aggression and competition for resources among freshwater decapods. *Knowledge-based management of european native crayfishes: dialogues between researchers & managers, Poitiers, Francia, 13-15 Settembre 2001*, 30.
- Claire W.H. & Wroiten J.W. 1978. First record of the crayfish, *Procambarus clarkii*, from Idaho, U.S.A. (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 35: 317-319.
- Fidalgo M.L., Carvalho A.V. & Santos P. 2001. Population dynamics of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) from the Aveiro Region, Portugal (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 74: 369-375.

- Gherardi F. & Barbaresi S. 2000. Invasive crayfish: activity patterns of *Procambarus clarkii* in the rice fields of the Lower Guadalquivir (Spain). *Archiv für Hydrobiologie* 150: 153-168.
- Gherardi F. & Holdich D.M. (Edits) 1999. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? *A.A. Balkema, Rotterdam*.
- Gherardi F., Barbaresi S. & Salvi G. 2000. Spatial and temporal patterns in the movement of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, an invasive crayfish. *Aquatic Sciences* 62: 179-193.
- Gherardi F., Acquistapace P., Tricarico E. & Barbaresi S. 2002b. Ranging behaviour of the red swamp crayfish in an invaded habitat: the onset of hibernation. *Freshwater Crayfish* 13: 330-337.
- Gherardi F., Tricarico E. & Ilhèu M. 2002c. Spatial behaviour of the invasive crayfish, *Procambarus clarkii*, in a Mediterranean temporary stream. *Ethology Ecology & Evolution*, in stampa.
- Gherardi F., Barbaresi S., Vaselli A. & Bencini A. 2002a. Trace metal accumulations in freshwater macro-decapods: a comparison between indigenous and alien species. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology* 35: 179-188.
- Gherardi F., Raddi A., Barbaresi S. & Salvi G. 1999. Life history patterns of the red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in an irrigation ditch in Tuscany. *Crustacean Issues* 12: 99-108.
- Grosholz E.D. & Ruiz G. 1996. Predicting the impact of introduced marine species: lessons from the multiple invasions of the European green crab *Carcinus maenas*. *Biological Conservation* 78: 59-66.
- Gutiérrez-Yurrita P.J., Martínez J.M., Bravo-Utrera M.Á., Montes C., Ilhéu M. & Bernardo J.M. 1999. The status of crayfish populations in Spain and Portugal. *Crustacean Issues* 11: 161-192.
- Gutiérrez-Yurrita P.J., Sancho G., Bravo M.Á., Baltanás Á. & Montes C. 1998. Diet of the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* in natural ecosystems of the Doñana National Park temporary fresh-water marsh (Spain). *Journal of Crustacean Biology* 18: 120-127.
- Hobbs III H.H., Jass J.P. & Huner J.V. 1989 A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two north American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56: 299-316.
- Huner, J.V. & Barr J.E. 1991. Red swamp crayfish: biology and exploitation, 3rd edn. *Louisiana Sea Grant College Program, Center for Wetland Resources, Louisiana State University, Baton Rouge, Louisiana*.
- Huner J.V. & Lindqvist O.V. 1995. Physiological adaptations of freshwater crayfish that permit successful aquacultural enterprises. *American Zoologist* 35: 12-19.
- Ilhéu M. & Bernardo J.M. 1993. Aspects of trophic ecology of red swamp crayfish (*Procambarus clarkii* Girard) in Alentejo, South Portugal. *Actas VI Congreso Español de Limnología*, pp. 417-423.
- McMahon B.R. & Hankinson J.J. 1993. Respiratory adaptations in burrowing crayfish. *Freshwater Crayfish* 9: 174-178.
- Magnuson J.J., Capelli G.M., Lorman J.G. & Stein R.A. 1975. Consideration of crayfish for macrophyte control. In: Brezonik P.L. and Fox J.L. (Edits). The proceedings of a symposium on water quality management through biological control. Report number ENV07-75-1. Pp. 66-74. *University of Florida, Gainesville, Florida*.
- Mundhal N.D. 1989. Seasonal and diel changes in thermal tolerance of the crayfish *Orconectes rusticus*, with evidence for behavioural thermoregulation. *Journal of the North American Benthological Society* 8: 173-9.

- Mundahl N.D. & Benton M.J. 1990. Aspects of the thermal ecology in the rusty crayfish *Orconectes rusticus* (Girard). *Oecologia* 82: 216.
- Oluoch A.O. 1990. Breeding biology of the Louisiana red swamp crayfish *Procambarus clarkii* Girard in Lake Naivasha, Kenya. *Hydrobiologia* 208: 85-92.
- Paglianti A. & Gherardi F. 2002. Combined effects of temperature and diet on growth and survival of YOY crayfish: a comparison between indigenous and invasive species. *Journal of Crustacean Biology*, in stampa.
- Payne J.F. 1996. Adaptive success within the cambarid life cycle. *Freshwater Crayfish* 11: 1-12.
- Ruesink J.L., Parker I.M., Groom M.J. & Karieva P.M. 1995. Reducing the risk of nonindigenous species introductions. *Bioscience* 45: 465-477.
- Salvi G. 1999. Dieta, preferenze alimentari e potenziale impatto del gambero alloctono *Procambarus clarkii* sugli ecosistemi invasivi. *Tesi di Laurea, Università di Firenze*.
- Sommer T.R. 1984. The biological response of the crayfish *Procambarus clarkii* to transplantation into California ricefields. *Aquaculture* 41: 373-384.
- Suko T. 1956. Studies on the development of the crayfish. Development of winter eggs. *Science Reports of Saitama University* 2B: 213-219.
- Williamson M. 1996. Biological invasions. *Chapman & Hall, London, UK*.
- Williamson M. & Fitter A. 1996. The characters of successful invaders. *Biological Conservation* 78: 163-170.

Tecniche di controllo e di eradicazione dei gamberi invasivi

FRANCESCA GHERARDI & PATRIZIA ACQUISTAPACE

*Dipartimento di Biologia Animale e Genetica, Università di Firenze, via Romana 17,
50125 Firenze. E-mail: gherardi@dbag.unifi.it*

In another thousand years most of the world's surface and much of its fresh water will have been altered and fashioned by man, or at any rate covered with living communities of plants and animals profoundly different from what they were even a few hundred years ago. And all the times these communities will continue to be invaded by the species arriving from other parts of the world. So far the brunt of these invasions has been borne by the communities much changed and simplified by man.

C.S. Elton (1958)

Le attuali popolazioni europee di gamberi dulcacquicoli appartengono a cinque specie indigene, gli Astacidae *Astacus astacus*, *A. leptodactylus*, *A. pachypus*, *Austropotamobius pallipes* e *A. torrentium* (di cui tre definite “vulnerabili”, IUCN 1996) e a quattro specie nord-americane, l’Astacidae *Pacifastacus leniusculus*, e i Cambaridae *Orconectes limosus*, *Procambarus clarkii* e *P. zonangulus* (Gherardi & Holdich 1999). Negli anni ’70, *P. leniusculus* e *P. clarkii* furono introdotti in Europa per ovviare alla riduzione delle popolazioni dei gamberi indigeni, ma l’introduzione di queste specie si è dimostrata presto un ulteriore caso di “effetto Frankenstein” (Moyle et al. 1986). Dopo relativamente pochi anni dal loro arrivo in Europa, l’invasione dei gamberi nord-americani ha raggiunto la fase di “stabilizzazione” (Vermeij 1996): le popolazioni si sono naturalizzate, riproducendosi localmente e costituendo a loro volta popolazioni madre per un’ulteriore diffusione di propaguli verso aree non ancora invase. Quindi, mantenendosi lo *status quo*, nei prossimi anni si attende una dilatazione dell’areale di distribuzione delle specie non-indigene, che sul momento occupano già 12 stati europei, e una complementare contrazione dell’areale delle specie indigene. Si sono infatti accumulate evidenze, che, oltre a individuare nelle specie non-indigene una sorgente di diffusione di *Aphanomyces astaci* (agente eziologico della peste del gambero), dimostrano la loro superiorità competitiva (per competizione diretta e indiretta) nei confronti delle specie indigene (Gherardi 2002). Inoltre, una serie di proprietà ecologiche ed etologiche (Huner & Lindqvist 1995; Barbaresi, questo volume) rendono queste specie non-indigene possibili cause di “omogeneizzazione” degli habi-

tat dulcacquicoli (Lodge 1993), potenziali “agenti di estinzione” (Lodge & Hill 1994) e probabili “tumori ecologici” (Gherardi 2000), ma anche ragione di consistenti danni economici (valutati per altri invasori da Vitousek et al. 1996). Preoccupazioni per il futuro delle acque interne europee sono inoltre alimentate dalla considerazione che gli ecosistemi dulcacquicoli risultano particolarmente vulnerabili alle invasioni, sia a causa del legame tra l’acqua e le attività umane (commercio, trasporto, attività ricreative) sia a causa della rapidità con cui le specie acquatiche disperdono, se confrontate con quelle terrestri (Beisel 2001).

Per contrastare lo scenario fornito da Taugbøl & Skurdal (1999), dove le acque interne europee del 2100 appaiono dominate dai gamberi nord-americani e da poche altre specie non-indigene, è possibile programmare interventi volti al controllo o all’eradicazione degli invasori?

In questa presentazione individueremo alcuni punti di discussione, nella necessità di elaborare protocolli di gestione dove si valutino argomentazioni di tipo ecologico, economico ed etico. Controllo ed eradicazione sono qui definiti come parte di un gradiente di interventi gestionali, che hanno come finalità comune quella di annullare, o comunque ridurre, l’impatto esercitato da specie invasive su popolazioni e specie indigene, su comunità ed ecosistemi. Come suggerito da Holdich et al. (1999), in un’ottica “cauta” di intervento è necessario che i metodi utilizzati (1) siano sicuri per l’ambiente; (2) presentino un’elevata probabilità di successo; (3) non siano costosi; (4) non provochino danni alla salute umana; e (5) siano giustificabili di fronte al pubblico. Viste le ovvie difficoltà nell’individuare metodi che presentino contemporaneamente questi cinque attributi, appaiono necessarie decisioni mirate a “ottenere il meglio” (non solo in termini economici) da una situazione difficile. Inoltre, è indispensabile valutare con strumenti scientifici le situazioni in cui l’intervento è possibile e accettabile dai punti di vista ecologico, economico ed etico, secondo quel processo definito in letteratura “situazionalizzazione” (Gherardi & Angiolini 2002).

Sono noti pochi esempi di intervento nei confronti di popolazioni invasive di gamberi, esempi dove si fa uso di predatori naturali, catture intensive o biocidi. Nella consapevolezza che in molte situazioni solo approcci multipli possono risultare efficaci (Bills & Marking 1988) e facendo in parte riferimento alla classificazione dei metodi di controllo per gli insetti fornita da Fernald & Shepard (1955), discuteremo potenzialità e vantaggi/svantaggi di quattro ampie categorie di intervento (Gherardi & Angiolini 2002), quali: (1) rimozione meccanica dell’invasore da una determinata area; (2) costruzione di “barriere” per prevenire la diffusione dell’invasore (o per prevenirne l’ingresso); (3) riduzione delle dimensioni della popolazione invasiva usando (a) mezzi biologici; (b) biocidi; (c) autocidi; e (4) modificazione dell’habitat.

(1) La rimozione meccanica, purché condotta con sistemi di cattura selettivi, costituisce il metodo meno rischioso nei confronti dell’habitat, ma comporta un costo molto elevato in termini di sforzo di cattura. Può essere utilizzata per mantenere le dimensioni della popolazione invasiva a un livello “non virulento”, ma non è in grado di eradicare una popolazione, a meno che non sia effettuata in aree ristrette e

isolate o sia associata ad altri metodi. Inoltre, non assicura la cattura di tutte le classi di taglia di una popolazione (i piccoli sono “trap-shy”) e non tutte le specie, tra cui *Orconectes limosus*, sono attratte da trappole.

- (2) All’inizio degli anni ’90 sono state istituite in Gran Bretagna “no-go areas” come zone dove è vietata (tranne che con licenza) ogni forma di detenzione di gamberi non-indigeni (Holdich 1999). Nel 1996, questa esclusione è stata estesa all’intera isola britannica.
- (3) L’uso di predatori naturali (in particolare pesci) è considerato un metodo biologico ottimale per controllare e anche eradicare i gamberi invasivi, ma sono state sollevate numerose obiezioni (come intervento volto a “combattere il fuoco con il fuoco”, Malakoff 1999) soprattutto per il potenziale impatto che i predatori (indigeni e non) possono esercitare sull’habitat, in particolare quando la preda elettiva è ridotta o scomparsa. In popolazioni isolate, l’uso di ceppi virulenti di *Aphanomyces astaci* può portare a una relativamente rapida eradicazione dell’invasore, ma chiaramente non è un metodo accettabile per gli effetti potenziali sulle specie indigene e per la facilità con cui le spore funginee possono diffondersi. Biocidi, come gli insetticidi organocloruri e organofosfati, pur efficaci, (i) possono essere bioaccumulati e magnificati attraverso la catena alimentare, (ii) non sono specifici (come anche i piretroidi) e (iii), almeno nel caso del rotenone, possono estendere la loro tossicità ad altri organismi, per esempio pesci e anfibi, a concentrazioni inferiori (nel caso del rotenone: $0,5 \text{ mg l}^{-1}$) di quelle letali per i crostacei ($>50 \text{ mg l}^{-1}$). Autocidi, e in particolare sostanze attrattive come i feromoni sessuali, sono ampiamente usati nel controllo degli insetti e costituiscono uno dei metodi di maggior successo (anche in termini di sicurezza nei confronti dell’ambiente). Che i feromoni sessuali siano utilizzati dai crostacei decapodi è documentato in letteratura (Dunham 1978), ma, con la sola eccezione del brachiuro *Erimacrus isenbeckii* (Asai et al. 2000), non si sono ancora identificate le sostanze chimiche coinvolte. L’isolamento e la sintesi dei feromoni sessuali (che sono specie-specifici) assicurerebbero la disponibilità di sostanze attrattive nei confronti dei maschi durante il periodo riproduttivo; la rimozione dalla popolazione dei maschi sessualmente maturi avrebbe come risultato una rapida riduzione della dimensione delle popolazioni invasive, senza peraltro interferire sulle popolazioni di gamberi indigeni nelle aree di sintopia.
- (4) Interventi di drenaggio ed essiccamento di stagni o laghi e di isolamento di sezioni di fiumi possono produrre buoni risultati in aree limitate, ma comunque non appaiono efficienti per specie che occupano tane e che sopravvivono a condizioni di disidratazione per periodi relativamente lunghi.

Quando prevenire non è più possibile, come suggerito almeno per la situazione statunitense da Lodge et al. (2000), l’unica strada da percorrere per proteggere non solo la fauna indigena e gli ecosistemi acquatici, ma anche le attività legate alla pesca e altre attività produttive, è quella di stimolare la ricerca volta all’individuazione di metodi di eradicazione “sicuri” nel caso di popolazioni localizzate e di metodi di controllo effica-

ci nel caso di popolazioni più ampiamente diffuse. E la storia dell'eradicazione della nutria in East Anglia (Gosling 1989) insegna che è indispensabile un'interazione costante tra ricerca e gestione per l'elaborazione e la realizzazione di corretti protocolli di intervento nei confronti delle specie invasive. Questi protocolli dovranno individuare in modo non ambiguo e definire su base scientifica (e non aneddotica o soggettiva, Byers et al. 2002): (a) l'impatto esercitato dall'invasore nei confronti dell'ambiente e delle attività produttive (quindi, quali benefici si attendono dall'intervento?), (b) gli obiettivi da raggiungere, (c) l'opzione (o le opzioni) di intervento più adatte alla situazione, (d) modalità e tempi per il monitoraggio e la verifica del programma gestionale e (e) sulla base di quanto definito in (b), (c) e (d), i costi che dovranno essere sostenuti dall'Ente preposto per la realizzazione e il completamento di tale intervento. Innumerevoli esempi tratti dalla letteratura (Gherardi & Angiolini 2002) mostrano infatti che, oltre all'inadeguatezza dei metodi utilizzati e all'assenza di una loro situazionalizzazione, una causa frequente di insuccesso dei programmi di intervento è l'assenza di un realistico preventivo di spesa, che tenga inoltre conto dei costi legati all'educazione del pubblico, alla prevenzione di introduzioni successive attraverso strumenti legislativi efficaci (quali l'elaborazione di "liste bianche" secondo l'ottica del "presunto colpevole", Van Driesche & Van Driesche 2001) e al ripristino, dove necessario, dell'equilibrio dell'habitat.

Bibliografia

- Asai N., Fusetani N., Matsunaga S. & Sasaki J. 2000. Sex pheromones of the hair crab *Erimacrus isenbeckii*. Part 1: Isolation and structures of novel ceramides. *Tetrahedron* 56: 9895-9899.
- Beisel J.-N. 2001. The elusive model of a biological invasion process: time to take differences among aquatic and terrestrial ecosystems into account? *Ethology Ecology & Evolution* 13: 193-195.
- Bills T.D. & Marking L. 1988. Control of nuisance populations of crayfish with traps and toxicants. *Prog. Fish-Culturist*. 50: 103-106.
- Byers J.E., Reichard S., Randall J.M., Parker I.M., Smith C.S., Lonsdale W.M., Atkinson I.A.E., Seastedt T.R., Williamson M., Chornesky E. & Hayes D. 2002. Directing research to reduce the impacts of nonindigenous species. *Conservation Biology* 16: 630-640.
- Dunham P.J. 1978. Sex pheromones in Crustacea. *Biol. Rev.* 53: 555-583.
- Elton C.S. 1958. The ecology of invasion by animals and plants. *London: Methuen*.
- Fernald H.T. & Shepard H.H. 1955. Applied entomology. *London: McGraw-Hill*.
- Gherardi F. 2000. Are non-indigenous species 'ecological malignancies'? *Ethology Ecology & Evolution* 12: 323-325.
- Gherardi F. 2002. Interactions between non-indigenous and indigenous crayfish species. *Bulletin française de la Pêche et de la Pisciculture*, in stampa.
- Gherardi F. & Angiolini C. 2002. Eradication and control of invasive species. In: Gherardi F., Corti C. & Gualtieri M. (Edits). Biodiversity conservation and habitat management. Vol. 1.67, Our fragile world. *Paris: EOLSS-Unesco*, in stampa.

- Gherardi F. & Holdich D.M. (Edits) 1999. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? *Rotterdam: A.A. Balkema*.
- Gosling M. 1989. Extinction to order. *New Scientist* 4 Marzo 1989: 44-49.
- Holdich D.M. The introduction of alien crayfish species into Britain for commercial exploitation – An own goal?: pp. 85-97 In: J. Carel von Vaupel Klein & F.R. Schram (Edits). The biodiversity crisis and Crustacea. *Rotterdam: A.A. Balkema*.
- Holdich D.M., Gydemo R. & Rogers W.D. 1999. A review of possible methods for controlling nuisance populations of alien crayfish: pp. 245-270. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (Edits). Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? *Rotterdam: A.A. Balkema*.
- Huner J.V. & Lindqvist O.V. 1995. Physiological adaptations of freshwater crayfish that permit successful aquacultural enterprises. *American Zoologist* 35: 12-19.
- IUCN 1996. 1996 IUCN Red List of Threatened Animals. Gland, Switzerland: IUCN.
- Lodge D.M. 1993. Biological invasions: lessons for ecology. *Trends in Ecology and Evolution* 8: 133-137.
- Lodge D.M. & Hill A.M. 1994. Factors governing species composition, population size, and productivity of coolwater crayfishes. *Nordic Journal of Freshwater Researches* 69: 111-136.
- Lodge D.M., Taylor C.A., Holdich D.M. & Skurdal J. 2000. Reducing impact of exotic crayfish introductions: new policies needed. *Fisheries* 21-23.
- Malakoff D. 1999. Fighting fire with fire. *Science* 285: 1841-1843.
- Moyle P.B., Li H.W. & Barton B.A. 1986. The Frankenstein Effect: impact of introduced fishes on native fishes in North America. In: Strond R.H. (Edit), Fish culture in fisheries management. *Bethesda: American Fisheries Societies*.
- Taugbøl T. & Skurdal J. 1999. The future of native crayfish in Europe: how to make the best of a bad situation?: pp. 271-279. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (Edits). Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation? *Rotterdam: A.A. Balkema*.
- Van Driesche J. & Van Driesche R. 2001. Guilty until proven innocent. *Conservation Biology in Practice* 2: 8-17.
- Vermeij G.J. 1996. An agenda for invasion biology. *Biological Conservation* 78: 3-9.
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L. & Westbrooks R. 1996. Biological invasions as global environmental change. *American Scientist* 84: 468-478.

Andamento temporale della popolazione del crostaceo *Procambarus clarkii* nel comprensorio del Lago di Massaciuccoli

PAOLO ERCOLINI

Consulente Ente Parco Regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli.
E-mail: paoler@tin.it

Introduzione

Il Lago di Massaciuccoli ha un'estensione di bacino compresa tra le province di Pisa e di Lucca di oltre 2.000 ettari, di cui 700 di lago e 1.300 di palude, il cui profilo vegetale è costituito prevalentemente da cannuccia (*Phragmites australis*), tifa (*Typha angustifolia*) e falasco (*Cladium mariscus*).

L'intero bacino lacuo-palustre, arricchito da canali e chiari di pregevole interesse naturalistico, presenta un substrato costituito da torba di origine vegetale. In tale contesto si inserisce il problema del carico eutrofico rappresentato da prodotti di origine agricola (nitrati) e domestica (fosfati) che sono causa principale dell'intorbidamento delle acque e di eccessiva produzione algale (Simoni & Bianucci 1997).

Annuali problematiche cui da tempo numerosi ricercatori hanno provato a dare delle risposte anche a seguito di indagini finalizzate, promosse dall'Ente Parco Regionale e tese al miglioramento delle condizioni di eutrofia in cui versa il lago.

A condizionare il già precario equilibrio dell'intera area umida, a partire dai primi anni del 1990, è stata l'introduzione più o meno accidentale, nel comprensorio lacustre del Massaciuccoli, del crostaceo decapode *Procambarus clarkii*, la cui prima segnalazione in queste acque, risale alla primavera del 1994 (Baldaccini 1995, Ercolini et al. 1997, Gherardi et al. 1998). Da allora le segnalazioni e le catture di questo astacide, si sono succedute costantemente su tutto il territorio sia a nord che a sud del lago, per estendersi poi anche sull'intero bacino idrico rappresentato da fossi e canali della Versilia (Baldaccini et al. 1997).

Negli anni successivi alla sua comparsa, questa specie è riuscita pienamente ad acclimatarsi nell'intero comprensorio e a raggiungere livelli competitivi nella catena trofica, molto lesivi per le specie presenti nell'ecosistema lacustre.

Alcune aree dove ancora erano presenti ninfee (*Nymphaea alba*), fino a pochi anni fa accertate sul territorio (Tomei et al. 1997) come anche altre specie vegetali rappresentate da macrofite (*Myriophyllum* spp., *Ceratophyllum* spp.), nell'arco di un paio di anni, dall'arrivo dell'astacide, sono andate sempre più contraendosi, cancellate presumibilmente dalla voracità di *Procambarus clarkii*. Con la scomparsa delle macrofite, inoltre, si è assistito ad un impoverimento di alcune componenti zooplanctoniche come ad esempio i cladoceri che della vegetazione acquatica facevano elemento di vitale sopravvivenza, in quanto importanti zone di rifugio, in grado di ridurre la pressione predatoria delle specie ittiche zooplanctofaghe e favorendo altresì l'attività di pascolo dello stesso zooplancton durante le ore notturne, quando la stessa fauna ittica non può predare per l'assenza di luce (Moss et al. 1996, Baldaccini et al. 1999).

Naturalmente questa significativa riduzione della biodiversità non è direttamente imputabile all'azione di *Procambarus clarkii*, anche se possiamo comunque ipotizzare l'avvio del processo a cascata a seguito della sua azione di pascolo sulle piante acquatiche dell'area umida.

Materiali e metodi

Con la presenza dunque del crostaceo, l'Ente Parco Regionale ha dato inizio, a partire dal 1997 circa, ad una serie di attività legate alla pesca del gambero mediante la collaborazione dei pescatori di professione (Cenni 1997).

In questa prima fase agli undici operatori, autorizzati dall'Ente Parco, con accordi presi assieme alla Provincia di Lucca (Ufficio Risorse Ittiche), successivamente se ne aggiunsero altri, andando a costituire, nel tempo, un numero compreso tra le quindici e le diciotto unità. Il gruppo di lavoro con il quale è stata effettuata l'indagine per la cattura del crostaceo è sempre stato comunque, costituito da otto soggetti.

A ciascun pescatore è stata assegnata un'area ed apposite schede sulle quali registrare il quantitativo di prelievo e il numero degli attrezzi utilizzati. A partire dal 1998 è stato poi istituito un regolamento di pesca interno al Parco, sull'attività alieutica nel lago, tutt'oggi in vigore, ed effettuato il primo regolare censimento del numero delle attrezzature utilizzate per la pesca dell'astacide.

L'indagine si è protratta fino al settembre del 2002 con la raccolta delle schede che i pescatori, una volta compilate, hanno consegnato presso gli operatori dell'Ente Parco.

L'attrezzo di pesca

I collaboratori hanno utilizzato come strumento per la cattura del crostaceo, il bertibello, attrezzo usato sia in mare che nelle acque interne, costituito da una serie di reti coniche collegate le une nelle altre, in modo tale che i pesci e crostacei possano entrare facilmente, ma non uscirne. In genere i pescatori del lago, vi introducono come esca pesci morti prevalentemente rappresentati dai carassi e una volta così "armato", il bertibi-

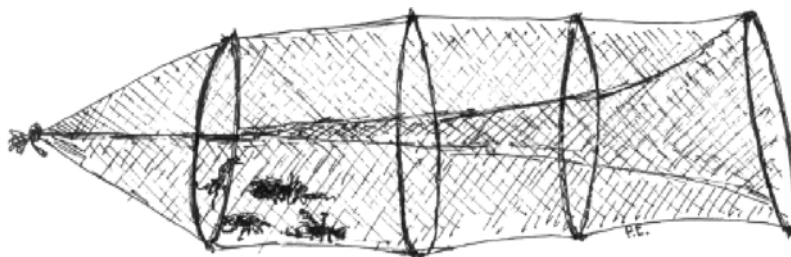


Fig. 1. Bertibello.

bello, viene calato in acqua per essere recuperato nell'arco delle successive 48 - 72 ore.

Il numero totale di bertibelli censiti ed utilizzati nella pesca del gambero a partire dal 1999, ad oggi, è riportato in Tabella 1. Le informazioni sono state assunte dai pescatori.

Tab. 1. Censimento delle attrezzature

Numero di bertibelli (1999-2000)	Numero di bertibelli (2001-2002)	Settore di pesca	Tipologia del substrato
1.504	1.425	Sponde del lago e canali (prof. media 1 m)	Fango e torba

Risultati

I dati ottenuti sullo sforzo di pesca con il duplice scopo di offrire da un lato un contributo sulla presunta distribuzione temporale del gambero rosso americano, nel corso dei bienni 1999-2000 e 2001-2002 e dall'altro di individuare strategie atte ad un maggior controllo di questa specie, sono visibili nei grafici sotto riportati.

Risulta evidente, in Figura 2, osservando il quantitativo espresso in chilogrammi, il picco di catture nel mese di maggio, dove si è registrato un valore di pesca intorno ai 3.000 kg.

Il quantitativo totale, mette in risalto un elevato sforzo di pesca nel primo biennio di indagine, pari a 11.760 kg, corrispondente in media ad un valore per singolo pescatore pari a 1.470 kg di gamberi.

Osservando l'andamento delle catture del secondo biennio di indagine, si nota lo stesso andamento, ma con la forte riduzione per quanto riguarda il dato di prelievo totale, con un calo delle catture rispetto a quelle del primo biennio. Infatti nel 2001-2002, il quantitativo totale biennale, corrisponde a 5.820 kg, vale a dire 727,5 kg per singolo pescatore. In Figura 3 risulta nullo il valore di pescato del mese di settembre, perché non sono stati effettuati e registrati i prelievi; d'altronde gli ultimi tre mesi del-

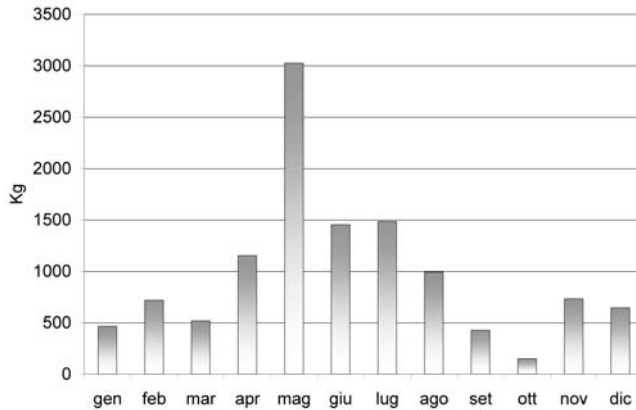


Fig. 2. Catture biennio 1999-2000.

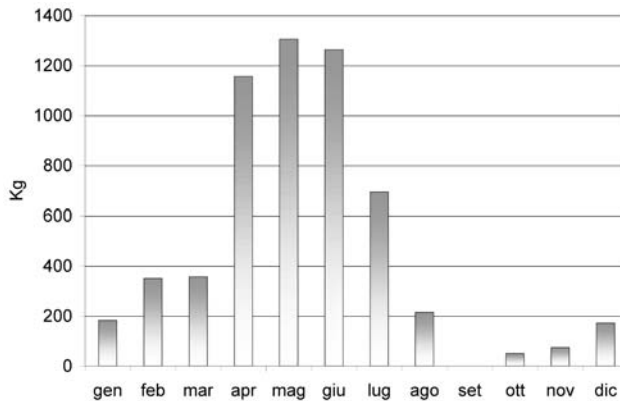


Fig. 3. Catture biennio 2001-2002.

l'anno 2002, non sono stati conteggiati in quanto non ancora effettuate le catture. Si evidenzia dunque un netto calo di materiale catturato, rispetto al biennio precedente, pur tenendo in debita considerazione le osservazioni sopra esposte.

Tab. 2. Catture (kg) di *Procambarus clarkii* nei quattro anni di indagine (1999 - 2002).

1999-2000	2001-2002
11.760	5.820

Discussione e conclusioni

I dati raccolti hanno fornito, anche se per sommi capi, l'acquisizione di informazioni per intraprendere futuri interventi di gestione e contenimento in merito all'impatto esercitato sul territorio da questa specie esotica.

Lo sforzo di pesca, dunque la selezione, operata dal gruppo di collaboratori dell'Ente Parco Regionale, ha dimostrato di essere per adesso, l'unica forma di contenimento di *Procambarus clarkii*. A garantire la selezione di questa specie, dovranno essere perseguite anche altre forme di gestione ambientale, non a caso, parallelamente alla pesca artigianale, sono in corso indagini sul ripristino naturalistico del territorio, come quella che vede coinvolta la collaborazione tra enti pubblici quali Provincia di Lucca, Comune di Massarosa e Università degli Studi di Parma, in un'indagine biennale sulla riproduzione artificiale e naturale del luccio (*Esox lucius*) (Ercolini et al. 2001, Ercolini & Alessio 2002, Ercolini et al. 2002, Alessio et al. 2002), il cui reinserimento nel contesto naturalistico dell'intera area umida, dovrà garantire il ripristino di originari equilibri, con all'apice della catena alimentare non più il gambero rosso americano, ma la popolazione rappresentata dagli esocidi.

Ulteriori aspetti di indagine e di ricerca a favore di un riequilibrio dell'ecosistema lacustre, potranno trovare conforto con interventi mirati alla completa eradicazione di specie invasive e lesive sul territorio come il Carassio, che con la sua attività nel corso degli anni, può avere contribuito alla contrazione sul territorio di specie dall'elevata valenza ecologica come il luccio (Alessio et al. 1995, Ercolini & Alessio 2002). Inoltre, allo studio, vi sono indagini che prevedono il monitoraggio delle Carpe, risultate nel corso degli anni, forti consumatrici dell'astacide.

Il sistema di contenimento del gambero rosso americano effettuato sul Massaciuccoli dai pescatori mediante pesca artigianale, anche se al momento si è rivelata la strategia più idonea per il contenimento di questa specie esotica, non garantisce la sua eradicazione, ma conduce a buoni risultati. A testimonianza di ciò, si fa osservare che in alcune aree del territorio, sono ricomparse le ninfee e le acque, in conseguenza ai processi metabolici operati dalle stesse piante, sono risultate più trasparenti rispetto ad altri siti lacustri. Nel contempo in queste aree sono drasticamente diminuiti i crostacei oggetto di indagine. Simili risultati sono venuti a concretizzarsi nell'arco di alcuni anni e nella perenne e quotidiana pressione alieutica. Non va tantomeno dimenticato che questa specie pur essendo stata contenuta, è pur sempre vitale sul territorio, potendo espandersi al primo minimo segnale di arresto della pesca artigianale o di un qualsiasi altro controllo esercitato sul gambero. Tale possibile evenienza dovrà essere prevista dagli enti pubblici preposti al controllo e alla tutela del territorio, che potranno così attuare interventi più mirati al contenimento del crostaceo.

Tutto ciò anche in previsione di quanto potrà accadere all'ecosistema rispetto ad un presumibile aumento della temperatura in grado di condizionare dovunque i numerosi habitat terrestri (Rifkin 2002). Sul Lago di Massaciuccoli e sull'intero territorio ad esso circostante, l'aumento di temperatura, anche se di pochi gradi, consentirà l'adattamento di specie e la sopravvivenza soprattutto di quelle, come il gambero rosso americano, che essendo di origini tropicali, sfrutterà nel migliore dei modi il nuovo clima e ciò anche in virtù del fatto che i cambiamenti climatici degli ultimi tempi sono sotto gli occhi di tutti.

Le numerose specie introdotte nelle acque del lago se da un lato contribuiscono ad alterare i già precari equilibri di un'area umida compromessa, dall'altro trovano conforto proprio nei cambiamenti geo-climatici cui sempre più ci stiamo spingendo come l'aumento termico, quello delle piogge di breve durata, ma dalla forte intensità, la salinizzazione della falda superficiale ecc. (Cenni 1997, Cavazza et al. 2002).

Il collasso dell'ecosistema, scatenerrebbe inevitabilmente una serie di processi a cascata che si ripercuoterebbero sull'intera catena ecologica, flora e fauna, uomo incluso e noi non possiamo rischiare che ciò avvenga. Queste osservazioni non devono essere interpretate come una forma di eccessivo allarme, al contrario, portare a riflettere sul ruolo futuro e sugli interventi che dovranno essere messi in pratica per tutelare un territorio quanto mai delicato e proprio per questo da tutelare e rispettare per lasciarlo in eredità alle future generazioni.

Ringraziamenti

L'autore ringrazia l'Ente Parco Regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli per aver concesso l'uso dei dati del pescato di *Procambarus clarkii*, per la stesura di questo articolo.

Bibliografia

- Alessio G. et al. 1995. I popolamenti del Lago di Massaciuccoli (Toscana) e le prospettive di biomanipolazione: pp. 79-90. In: Tomei P.E. & Guazzi E. (Edits). Il bacino del Massaciuccoli IV - Cons. Idraulico II cat. *Pacini Ed.*
- Alessio G., Bellelli E., Gandolfi G.L. & Ercolini P. 2002. Valutazione di differenti sistemi di trasporto e di incubazione di uova di luccio, *Esox lucius* L. *Atti 9° Convegno AIIAD, 11-13 giugno 2002, Acquapartita* (in stampa).
- Baldaccini G.N. 1995. Considerazioni su alcuni macroinvertebrati dell'area umida del Massaciuccoli (Toscana). Consorzio idraulico di II categoria. *Collana di indagini tecniche e scientifiche per una migliore conoscenza del Lago di Massaciuccoli e del suo territorio*. Vol. IV°: 91-103.
- Baldaccini G.N., Ercolini P. & Gianecchini M. 1997. Qualità biologica delle acque superficiali della Versilia. II°. Il reticolo idrografico dei fossi di bonifica. *ARPAT*.
- Baldaccini G.N., Ercolini P. & Bresciani O. 1999. Comunità zooplanctonica e macrobentonica nell'area lacustre. Struttura e dinamica delle popolazioni sotto l'effetto dei mutamenti ambientali. Il risanamento del Lago di Massaciuccoli. *Quaderni tecnici A.R.P.A. T.*: 124 - 152.
- Cavazza S., Cortopassi P., Crisci A., Duchi G., Pardossi A. & Simonetta J. 2002. Nuovi studi sulla crisi idrica e sulla salinizzazione a Viareggio e in Versilia. *Consorzio di Bonifica Versilia Massaciuccoli, Comune di Viareggio, Amici della Terra Versilia*: 1-108.
- Cenni M. 1997. Gli interventi per il risanamento del Lago di Massaciuccoli e del suo padule. Lago di Massaciuccoli - 13 ricerche finalizzate al risanamento - 2° contributo. *Ente Parco Regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli* 13: 389-410.

- Ercolini P., Baldaccini G.N. & Mattioli M. 1997 - *Procambarus clarkii* nel Lago di Massaciuccoli: una specie esotica infestante o una risorsa da sfruttare?: pp. 551-555. In: Baldaccini G.N. & Sansoni G. (Edits). Atti del convegno: "I biologi e l'ambiente oltre il 2000...", Venezia 22-23 novembre 1996. *CISBA, Reggio Emilia, 1999*.
- Ercolini P., Alessio G., Bianucci P. & Bertolucci A. 2001. Interventi preliminari per la riproduzione guidata del luccio, *Esox lucius*, L. a scopo di recupero della popolazione autoctona nel comprensorio del Lago di Massaciuccoli (Toscana, Italia). *Convegno A.I.I.A.D. (Associazione Italiana Ittiologi Acqua Dolce) Codroipo giugno 2000, quaderni ETP (a Journal of Freshwater Biology)*: 179 - 185.
- Ercolini P. & Alessio G. 2002. Indagine ricognitiva di acque vocate per il reinserimento della popolazione autoctona minacciata di *Esox lucius* L. nel bacino del Massaciuccoli. *Atti 9° Convegno AIIAD, 11-13 giugno 2002, Acquapartita* (in stampa).
- Ercolini P., Alessio G., Bianucci P., Belletti E. & Gandolfi G.L. 2002. Sperimentazioni per produzione di giovani lucci, *Esox lucius* L., ai fini di recupero della popolazione originaria del lago di Massaciuccoli. *Atti 9° Convegno AIIAD, 11-13 giugno 2002, Acquapartita* (in stampa).
- Gherardi F., Baldaccini G.N., Barbaresi S., Ercolini P., De Luise G., Mazzoni D. & Mori M. 1998. Alien crayfish in Europe: the situation of Italy: pp. 107-128 pp. In: Gherardi F. & Holdich D. (Edits). Crustacean Issues. *A.A. Balkema/Rotterdam/Brookfield/1999*.
- Moss B., Madgwick J. & Phillips G. 1996. A guide to the restoration of nutrient-enriched shallows lakes. *Broads Authority, Norfolk. NR3 1BQ*.
- Rifkin J. 2002. Economia all'idrogeno. La creazione del Worldwide Energy Web e la redistribuzione del potere sulla terra. *Mondadori ed.*, 1-344 pp.
- Simoni F. & Bianucci E. 1997. Composizione e ciclo annuale del Fitoplancton. Interazione tra alcuni caratteri fisici, biologici e batteriologici delle acque del Bacino di Massaciuccoli. Seconda fase di studio. *Quaderni tecnici del consorzio del parco naturale Migliarino San Rossore Massaciuccoli*. Vol. XIII°: 203-273.
- Tomei P.E., Guazzi E. & Barsanti A. 1997. La carta della vegetazione delle paludi e del Lago di Massaciuccoli. Lago di Massaciuccoli 13 ricerche finalizzate al risanamento - 2° contributo. *Ente Parco Regionale Migliarino San Rossore Massaciuccoli* 13: 275-288.

I gamberi alloctoni nel Lazio (Italia)

MASSIMILIANO SCALICI & GIANCARLO GIBERTINI

Dipartimento di Biologia, Università Roma Tre, viale G. Marconi 446, 00146 Roma.
E-mail: scalici@bio.uniroma3.it, gibertin@bio.uniroma3.it

Introduzione

L'attuale distribuzione delle specie animali e vegetali sul pianeta è il risultato di un gran numero di fattori e di eventi sia ecologici che biogeografici. La loro dispersione inoltre viene influenzata dall'azione dell'uomo che rilascia diverse specie deliberatamente o accidentalmente. Attualmente il Database sull'Immissione di Specie Acquatiche della FAO (DIAS) conta 3.150 records di introduzioni di 654 differenti specie appartenenti a 140 famiglie. Le ragioni di tali rilasci sono spesso di diversa natura: ricerca, controllo biologico, introduzione accidentale, sport, commercio, ecc. (Welcomme 1988). L'introduzione di specie alloctone, con particolare riferimento alle specie di gamberi d'acqua dolce *Procambarus clarkii*, *Orconectes limosus* e *Astacus leptodactylus*, è stato un problema trascurato per molto tempo, soprattutto in Italia. Molto si conosce sull'autoecologia, ma ben poco si sa circa la loro distribuzione nel territorio nel quale sono stati introdotti. Al contrario, la diffusione più o meno dettagliata delle popolazioni di gamberi esotici è già nota ad esempio in paesi del Nord e del Centro Europa, come l'Inghilterra (Holdich & Reeve 1991), la Francia (Arrignon 1987), la Germania (Troschel & Dehus 1993), la Repubblica Ceca (Policar & Kozak 2000) e l'Austria (Pockl 1999). La conoscenza della distribuzione delle popolazioni astacicole esotiche è il primo passo che deve essere compiuto per poter gestire al meglio una situazione sfuggita di mano negli anni passati. A tale scopo è stato intrapreso uno studio per aumentare le conoscenze circa l'attuale situazione dei gamberi alloctoni nel Centro Italia ed in particolare nel Lazio.

Distribuzione delle specie alloctone

La distribuzione dei gamberi di fiume esotici è stata ricostruita verificandone la presenza in stazioni precedentemente note e attraverso la segnalazione di nuovi siti.

Inoltre ci si è avvalsi delle comunicazioni personali dei dottori P.T. Colombari, M. Iaconelli, G. Nardi e S. Sarrocco, che hanno contribuito alla conoscenza della presenza dei gamberi sul territorio laziale fornendo rispettivamente informazioni relative alla provincia di Viterbo, Roma, Latina e Rieti. Attualmente le specie esotiche presenti nel territorio laziale sono tre: due di origine nord-americana, *Procambarus clarkii* e *Orconectes limosus*, appartenenti alla famiglia Cambaridae; una proveniente dalla Turchia, *Astacus leptodactylus*, appartenente alla famiglia Astacidae (Fig. 1).

Il gambero rosso della Louisiana, Procambarus clarkii (Girard, 1852)

Il gambero rosso della Louisiana è del Nord America (Huner 1988). In Europa è stato importato in Spagna nel 1972 (Ackefors 1999) e successivamente introdotto in altri paesi europei (Hobbs et al. 1989, Stucki 1997). In Italia la sua presenza è stata segnalata nel 1990 in Piemonte (Del Mastro 1992), in Toscana (Versilia) (Froggia 1995) e in due località dell'Emilia Romagna: Rimini e Ferrara (Mazzoni et al. 1996).

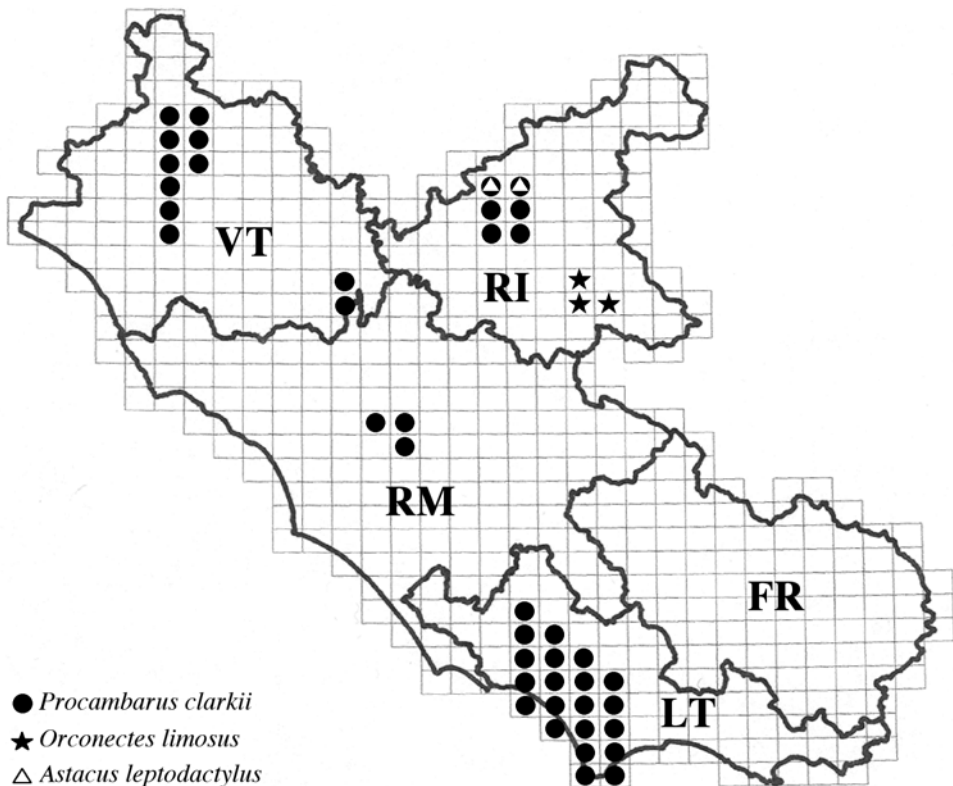


Fig. 1. Distribuzione delle specie alloctone ottenuta utilizzando il quadro di unione delle cartine CTR (10 × 10km) del Lazio.

Attualmente la specie è in continua espansione in diverse regioni del nord e del centro (Gherardi, Raddi et al. 1999). *Procambarus clarkii* è il gambero esotico che nel Lazio presenta la distribuzione più ampia. In provincia di Viterbo è presente nel tratto alto del fiume Marta, nel Lago di Bolsena e nel Fosso del Ponte in prossimità di Castel Sant'Elia. In provincia di Rieti, il sito segnalato da Del Mastro & Laurent (1997) in un affluente del fiume Velino presso la Villa di Rivodutri è stata confermata; è possibile segnalare la sua presenza inoltre nei Laghi Lungo e Ripasottile e in tutti i fossi ed i canali di irrigazione della conca rietina. In Provincia di Roma le popolazioni selvatiche di *P. clarkii* sono meno abbondanti ma più interessanti. Sono stati ritrovati, difatti, esemplari di gambero della Louisiana lungo le sponde urbane del Tevere all'altezza della diga di Castel Giubileo e lungo le rive del tratto terminale dell'Aniene, prima di immettersi nel Tevere (sito già segnalato in precedenza da Giucca, 1997). Infine, i sistemi idrici di passaggio dell'acqua necessaria per l'irrigazione e il sistema di fossi della provincia di Latina costituiscono non solo un ambiente ideale per il gambero della Louisiana ma anche un'ottima rete di diffusione. *P. clarkii* è difatti ampiamente distribuito in tutto il sistema idrico dell'agro pontino.

Il gambero americano, Orconectes limosus (Rafanisque, 1817)

Il gambero americano è originario della regione orientale degli Stati Uniti (Hobbs 1972). In Europa è stato introdotto, a partire dal 1890 ed è attualmente diffuso nell'Europa centro-orientale (Cukerzis 1984, Hardy 1989, Kossakowski 1973, Kossakowski & Orzechowski 1975, Laurent & Forest 1979, Schweng 1973). In Italia la prima segnalazione del gambero americano *Orconectes limosus* nel Lago d'Iseo risale al 1991 (Del Mastro 1992). Due anni dopo, la sua presenza è stata segnalata da Groppali nel bacino del Naviglio Pavese e nel 1994 è stato ritrovato anche nella Pianura Veronese (Confortini & Natali). Una segnalazione del 1999, ad opera di Del Mastro, proviene anche dal Piemonte, in una valle denominata Serra Corta. Nel Lazio, infine, il gambero nord-americano *Orconectes limosus* è stato ritrovato nel Lago del Salto, in provincia di Rieti; la sua presenza in questa area è già stata segnalata da Quattrocchi e collaboratori (1996). Questo dato è stato recentemente confermato, avvalorando la naturalizzazione di questa specie, che sembra avere contribuito, assieme al gambero rosso della Louisiana e al gambero turco, alla scomparsa da questa area del gambero nostrano, già in forte rarefazione.

Il gambero turco, Astacus leptodactylus Eschscholz, 1823

È una delle specie più conosciute fra i gamberi d'acqua dolce europei per le sue grandi capacità di adattamento e per il suo largo impiego in acquacoltura (Mancini 1986). È molto comune nelle acque che vanno dalla Turchia alla Siberia occidentale e dal nord della Germania fino alle coste del Mar Caspio, ma per il suo abbondante uso in astacicoltura è presente praticamente nelle acque di tutti i paesi europei (Koksal

1988). In Italia la presenza di popolazioni selvatiche di gambero turco sono note soltanto in provincia di Milano (Gherardi, Baldaccini et al. 1999) e di La Spezia (Braidà et al. 1997). Nel Lazio, *Astacus leptodactylus* è stato ritrovato presso i corsi d'acqua adiacenti ai Laghi Lungo e Ripasottile (Gibertini et al. 1998). Come per il gambero *Orconectes limosus*, questo dato è stato recentemente confermato, dimostrando che la popolazione riesce ad automantenersi.

Conclusioni

L'introduzione di specie esotiche può portare alla loro acclimatazione (o addirittura naturalizzazione), allorché esse siano in grado di occupare una nicchia nel nuovo habitat. Ciò comporta in genere uno squilibrio nell'ambiente che può, in primo luogo, compromettere la diversità e la struttura delle biocenosi originarie e, in secondo luogo, creare un disturbo socio-economico che influisce sulle attività professionali. È il caso di *P. clarkii*, *O. limosus* e *A. leptodactylus* che presentando strutture morfo-anatomiche e fisiologiche più funzionali e competitive rappresentano una forte minaccia per il gambero di fiume nostrano. Inoltre queste specie rischiano di compromettere l'equilibrio degli ecosistemi a causa di un consumo più efficiente delle risorse ambientali che non hanno il tempo di rinnovarsi. Questi gamberi costituiscono ormai una realtà delle biocenosi a macroinvertebrati delle acque italiane e non devono rappresentare un problema da estirpare alla radice, bensì una situazione da sorvegliare e monitorare in maniera responsabile attraverso un attento controllo ed una serie di interventi diretti sul territorio da parte degli enti preposti, come la Guardia Forestale, la Provincia, la Regione e/o le Università. Inoltre tali enti dovrebbero sensibilizzare l'opinione pubblica a riguardo e cercare di risolvere una situazione di confusa applicazione delle leggi che regolamentano la gestione della fauna autoctona. In questo senso, un'analisi più accurata sulla distribuzione e sulla presenza di queste specie può contribuire alle pratiche di gestione della biodiversità bentonica per una conservazione sostenibile di questa biocenosi. L'istantanea eradicazione delle specie alloctone, difatti, oltre a rappresentare un'azione di gestione non priva di difficoltà non sempre rappresenta la migliore conclusione. Le specie esotiche potrebbero essersi integrate tanto nell'ecosistema da rappresentare una risorsa indispensabile o comunque molto importante per altre specie (Beja, 1996) e talvolta la loro presenza può anche contribuire all'incremento della biodiversità del nuovo ecosistema con cui interagiscono (Barbaresi & Gherardi 2000). Si consideri inoltre che le immissioni di specie aliene possono contribuire a risolvere problemi locali o regionali. Le azioni di "restaurazioni biologiche" (Carral et al. 1993) però devono essere effettuate con cautela per evitare spiacevoli conseguenze come l'effetto Frankenstein (Moyle et al. 1986). A tutto ciò si aggiunga che il quadro normativo che regola le immissioni faunistiche del nostro Paese ha presentato notevoli carenze fino a pochi anni fa. Tuttavia passi in avanti sono stati compiuti in Italia nel settore delle Amministrazioni. Il Governo italiano con la ratifica di nuovi decreti abbraccia i

principi e le leggi per lo sfruttamento sostenibile, la tutela della fauna autoctona e l'immissione di specie esotiche enunciate dalla Convenzione di Rio de Janeiro e dal CITES, che comunque non includono i gamberi di fiume nelle loro Appendici. In linea più generale, il Governo italiano con la ratifica della direttiva 92/43/ECC, art. 12.3 del D.P.R. n. 357 dichiara che l'introduzione debba essere approvata dall'INFS. Tale intervento comunque non risolve i problemi di cattiva applicazione e le lacune del campo legislativo che devono essere colmate dai fatti e non solo dalle parole.

Bibliografia.

- Ackefors H. 1989. Intensification of european freshwater crayfish culture in Europe. Special session on crayfish aquaculture. *World Aquaculture Society, Los Angeles, USA, February 13.*
- Arrignon J.C.V. 1987. Situation de l'écrevisse en France: pp. 79-86. In: *Crayfish culture in Europe. Report from the Workshop on Crayfish Culture, 16-19 November 1987, Trondheim, Norway.*
- Barbaresi S. & Gherardi F. 2000. The invasion of the alien crayfish *Procambarus clarkii* in Europe, with particular reference to Italy. *Biological Invasion* 2: 259-264.
- Beja P.R. 1996. An analysis of otter *Lutra lutra* predation on introduced American crayfish *Procambarus clarkii* in Iberian streams. *J. Appl. Ecol.* 33 (5): 1156-1170.
- Braida L., Mori M. & Salvidio S. 1997. Alien crayfishes in Liguria (N.W. Italy): pp. 23-24. *Abstract Volume of the International Workshop "The Introduction of alien species of crayfish in Europe. How to make the best of a bad situation?" Florence, September 24-27.*
- Carral J.M., Celada J.D., Gonzalez J., Saez-Royuela M., Gaudioso V.R., Fernandez R. & Lopez-Baïsson. 1993. Wild freshwater crayfish populations in Spain: current status and perspectives. *Freshwater Crayfish* 9: 158-162.
- Cukerzys J. 1984. La biologie de l'écrevisse (*Astacus astacus* L.). *Institut National de la Recherche Agronomique, Paris*, 3-300.
- Confortini I. & Natali M. 1994. Presenza del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafanisque, 1817), in alcuni corsi d'acqua della Pianura Veronese. *Ann. Mus. Civ. Rovereto* 10: 399-404.
- Del Mastro G.B. 1992. Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane (Crustacea: Decapoda: Cambaridae). *Pianura, Suppl. di Provincia Nuova* 4: 5-10.
- Del Mastro G.B. 1992. Il gambero americano *Orconectes limosus* (Rafanisque), un nuovo decapode neartico nelle acque dolci del Nord Italia (Crustace Decapoda Cambaridae). *Natura Bresciana. Ann. Mus. Civ. Sc. Nat., Brescia* 27: 171-174.
- Del Mastro G.B. 1999. Annotazioni sulla storia naturale del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Piemonte Centrale e prima segnalazione regionale del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafanisque, 1817) (Crustace Decapoda Cambaridae). *Riv. Piem. St. Nat.* 20: 65-92.
- Del Mastro G. & Laurent P.J. 1997. Recentes avancées des écrevisses américaines en Italie. *L'Astaciculteur de France* 50: 2-6.
- Froggia C. 1995. Crustacea Malacostraca III (Decapoda). In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (Edits). Checklist delle specie della fauna italiana, 31. *Calderini, Bologna*. 17 pp.

- Gherardi F., Baldacchini G.N., Ercolini P., Barbaresi S., De Luise G., Mazzoni D. & Mori M. 1999. The situation in Italy. Crayfish in Europe as alien species. How to make the best of a bad situation?: pp. 107-128. In: Gherardi F. & Holdich D.M. (Edits). *A.A. Balkema/ Rotterdam/ Brookfield/1999*.
- Gherardi F., Raddi A., Barbaresi S. & Salvi G. 1999. Life history patterns of the red swamp crayfish (*Procambarus clarkii*) in an irrigation ditch in Tuscany, Italy. The biodiversity crisis and Crustacea: pp. 99-108. *Proceedings of the Fourth International Crustacean Congress, Amsterdam, The Netherlands, July 20-24*.
- Gibertini G., Quattorocchi L., Bonifazi A. & Meloni M. 1998. Gamberi autoctoni e alloctoni nella Riserva dei Laghi Lungo e Ripasottile e nella Provincia di Rieti. *Consorzio Riserva Naturale Laghi Lungo e Ripasottile*, 23 pp.
- Giucca F. 1997. Nuove segnalazioni relative all'ittiofauna del tratto urbano del fiume Tevere. *I Conv. Naz. Fauna Urbana, Roma 12 Aprile 1997. Riassunti*, 48.
- Groppali R. 1993. Sulla presenza del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafanisque) in acque della Pianura Pavese (Crustace Decapoda Cambaridae). *Riv. Piem. St. Nat.* 14: 93-96.
- Hobbs H.H. 1972. Crayfishes (Astacidae) of north and middle America. *Environmental Protection Agency Project 18050 ELD contract*, 14-12-894: 1-173.
- Hobbs H.H., Jass J.P. & Huner J.V. 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two north American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56: 299-316.
- Holdich D.M. & Reeve I.A. 1991. Distribution of freshwater crayfish in the British Isles, with particular reference to crayfish plague, alien introductions and water quality. *Aquatic Conservation Marine and Freshwater Ecosystems* 4: 139-158.
- Huner J.V. 1988. *Procambarus* in North America and elsewhere: pp. 239-261. In: Holdich D.M. & Lowery R.S. (Edits). *Freshwater crayfish: biology and exploitation. The University Press, Cambridge*.
- Koksál G. 1988. *Astacus leptodactylus* in Europe: pp. 365-400. In: Holdich D.M. & Lowery R.S. (Edits). *Freshwater crayfish: biology and exploitation. Croom Helm, Beckenham*.
- Kossakowski J. 1973. The freshwater crayfish in Poland a short review of economic and research activities. *Freshwater Crayfish* 1: 17-26.
- Kossakowski J. & Orzechowski B. 1975. Crayfish *Orconectes limosus* in Poland. *Freshwater Crayfish* 2: 31-47.
- Laurent P.J. & Forest J. 1979. Données sur les écrevisses qu'on peut rencontrer en France: pp. 32-34. In: *La pisciculture française. Special écreviss d'eau vive et d'étang saumatre et marine*. 56. 15° année, 2° trimestre 1979, Paris.
- Mancini A. 1986. Astacicoltura. Allevamento e pesca dei gamberi d'acqua dolce. *Edagricole, ed. Calderini Bologna*. 180 pp.
- Mazzoni D., Minelli G., Quaglio F. & Rizzoli M. 1996. Sulla presenza del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque interne dell'Emilia-Romagna. *Atti Cong. Naz. "Il contributo dei progetti di ricerca allo sviluppo dell'acquacoltura nazionale"*. Udine, 17-19 Giugno. 75.
- Moyle P.B., Li H.W. & Barton B.A. 1986. The Frankenstein Effect: impact of introduced fishes in North America. In R.H. Stroud (Edit). *Fish culture in fisheries management. Bethesda, MD: American Fisheries Society*.
- Pockl M. 1999. The distribution of native and introduced species of crayfish in Austria. *Freshwater Forum* 12: 4-17.

- Polícar T. & Kozak P. 2000. Occurrence of the crayfish in the Czech Republic. *Bulletin VURH Vodňany* 1/2: 18-22.
- Quattrocchi L., Gibertini G., Mancini A. & Bonifazi A. 1996. *Orconecets limosus* (Crustacea Decapoda Cambaridae), un gambero esotico d'acqua dolce, nelle acque del Centro Italia. *57° Congresso Nazionale U.Z.I., San Benedetto del Tronto, 22-26 Settembre 1996. Riassunti dei contr. Scient. Camerino*, 36.
- Schweng E. 1973. *Orconecets limosus* in Deutschland, unsbesondere im Rheingebiet. *Freshwater Crayfish* 1: 79-87.
- Stucki T.P. 1997. Three American crayfish species in Switzerland. *Freshwater Crayfish* 11: 130-133.
- Troschel H.J. & Dehus P. 1993. Distribution of crayfish species in the Federal Republic of Germany, with special reference to *Austropotamobius pallipes*. *Freshwater Crayfish* 9: 390-398.
- Vorburger C. & Ribí G. 1999. Aggression and competition for shelter between a native and an introduced crayfish in Europe. *Freshwater Biology* 42: 111-119.
- Welcomme R.L. 1988. International introductions of inland aquatic species. FAO Fisheries Technical Paper 294. Rome: FAO.

L'arrivo dei gamberi rossi americani a Massaciuccoli: un caso giornalistico

DAMIANO FEDELI

Giornalista, collaboratore del Corriere della Sera. E-mail: d.fedeli@aruba.it

L'arrivo

“Pronto, vigili urbani? Ho aperto il frigorifero e ho sentito uno strano rumore. Poi ho visto su un ripiano un animale, un gambero. È rosso e minaccioso. Che devo fare?”. È l'estate del 1995: nel lago di Massaciuccoli scoppia l'emergenza gamberi. Gli animali, fuggiti tre anni prima da un allevamento, “invadono” come in un film di Hitchcock case e giardini.

“In diversi se li ritrovano anche nell'appartamento. Qualcuno nel lavandino. Qualcun altro, appunto nel frigorifero”, racconta Giovanni Cecchi, assessore all'ambiente del comune di Massarosa. Ma i gamberi rossi americani appaiono ovunque: sulle strade, schiacciati dalle macchine, nei giardini dove pizzicano con le chele i piedi di qualche bambino che gioca scalzo. La gente è disorientata, non sa che fare. Telefona ai vigili urbani. Nasce qualche comitato spontaneo per tentare di arginare la situazione.

Una vicenda che sembra fatta apposta per finire sulle prime pagine dei giornali locali. Subito gli animali vengono battezzati “killer”, subito si diffondono leggende metropolitane sul loro arrivo, subito si accendono rivalità campanilistiche fra le due sponde, Massarosa e Torre del Lago (“li avete portati voi”, “no, ce li avete messi voi”).

Le versioni su come questi rossi crostacei siano arrivati a Massaciuccoli non si contano e molte hanno, appunto, il sapore della leggenda. Secondo alcune persone, ad esempio, gli animali furono portati da un emigrante tornato dagli Stati Uniti e deciso a passare la propria pensione a Massarosa, suo paese d'origine. Sarebbero poi fuggiti dall'allevamento perché un fulmine avrebbe spaccato le vasche dove si trovavano. Ma qual è la verità? Com'è nata realmente quest'emergenza ambientale?

Maurizio Balestri, era, nell'estate '95 agente del Parco regionale di Migliarino-San Rossore-Massarosa al cui interno si trova il lago. Allora si occupò delle indagini per conto del Parco. Grazie al suo aiuto è possibile ricostruire, almeno parzialmente, l'inizio della vicenda.

Nel 1988 nacque a Massarosa una società agricola e di piscicoltura con lo scopo di allevare quelle che in Versilia chiamano anguille “cee”, ossia cieche. La società, una Sas composta da due persone (conosciute in zona per diversi problemi societari), richiese i permessi edilizi per costruire l'allevamento.

Pare che tre anni dopo, nel 1991, quella società ottenesse dei finanziamenti europei per allevare le anguille. Ancora un anno – siamo nel 1992 – e, senza i permessi edilizi necessari, i soci procedettero comunque alla costruzione degli edifici che servivano per la loro attività.

L'allevamento era costituito da un magazzino e da diverse vasche larghe 5 metri e lunghe 20 (Figura 1). Le sponde, realizzate in Eternit (Figura 2), erano alte pochi centimetri, una protezione sufficiente per le anguille ma che si sarebbe dimostrata del tutto inadeguata per i gamberi.

La zona dove fu realizzato l'allevamento era quella della Bonifica di Massarosa, in località Rio Nuovo. L'allevamento confinava con un canale comunicante con il padule e quindi con il lago, facile via di fuga per gli animali (Figura 3). Fu fra il 1991 e il 1992 che i gamberi americani d'acqua dolce furono portati nelle vasche. Il guardaparco racconta di aver interrogato molte persone e di essersi imbattuto in una diffusa omertà. Secondo le testimonianze raccolte, pare che i gamberi siano stati portati di notte, con un'autobotte dalla targa spagnola (in Spagna *Procambarus clarkii* era già stato importato dagli Usa nei primi anni Settanta). Nessun riscontro, però, è stato trovato nei documenti fiscali della società toscana. Uno dei due soci, interrogato, dichiarò a suo tempo di aver trovato i gamberi in un vicino fosso e di averli portati da lì nel suo allevamento.

Nell'autunno del 1992, durante l'alluvione che colpì la Versilia, l'allevamento rimase sommerso. Fu allora che i gamberi uscirono dalle vasche per finire nelle acque del lago. Nel dicembre dello stesso anno, la società di piscicoltura chiuse l'attività.



Fig. 1. Alcune delle vasche dell'allevamento (foto Parco Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli).



Fig. 2. Le sponde in Eternit di una vasca (foto Parco Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli).



Fig. 3. Il canale vicino alle vasche comunicante con il lago (foto Parco Migliarino-San Rossore-Massaciuccoli).

L'inchiesta

Nel 1993, i vigili di Massarosa sequestrarono l'allevamento e inviarono un'informazione edilizia alla pretura di Viareggio. Solo nel giugno del 1995, con la già ricordata "esplosione" del fenomeno gamberi, ci si cominciò a chiedere da dove provenissero. Partirono così le indagini del Parco. Vennero coinvolte anche istituzioni scientifiche come il Crip (Consorzio regionale di idrobiologia e pesca) di Livorno, l'Ente tutela

pesca di Udine e il Centro ricerche ligure. Al termine dell'inchiesta, scattò da parte del Parco la denuncia alla magistratura dei due soci per violazione della legge sui parchi. La denuncia non portò però a niente sul fronte dell'introduzione di specie straniere: l'accusa non riuscì infatti a trovare elementi sufficienti per dimostrare che i due allevatori avessero importato i gamberi.

L'inchiesta andò avanti invece sul fronte degli abusi edilizi, con l'azione promossa dal Comune di Massarosa. Per le strutture murarie i due soci avevano chiesto il condono, essendo state costruite prima del 1993. Ma il provvedimento era stato negato perché il Parco aveva dichiarato, nel 1997, che "un manufatto in zona umida non è ammissibile". Quindi gli edifici dell'allevamento risultavano abusivi e i soci vennero condannati.

Nel novembre 2000, il Giudice dell'esecuzione penale del Tribunale di Lucca, sezione di Viareggio, ordinò, a seguito del passaggio in giudicato della sentenza di condanna, la demolizione delle costruzioni. Demolizione già richiesta, senza effetto, dal Comune di Massarosa. La Corte di Cassazione, cui si era rivolto uno dei soci, ha ritenuto così, nel luglio 2001, che le opere abusive, "essendo trascorsi 90 giorni dall'ordinanza del sindaco senza che questa fosse ottemperata", fossero da considerarsi di proprietà del Comune stesso e che pertanto la Procura non poteva più chiederne la demolizione. Il risultato è che, nell'aprile 2002, i manufatti abusivi erano ancora in piedi.

I danni

Quando l'emergenza esplose, non ci furono solo gli eventi curiosi ricordati sopra. Per qualcuno fu un vero dramma personale. Racconta Giuseppe Sargentini (Figura 4),



Figura 4: Giuseppe Sargentini davanti alla coltivazione di fiori di loto devastata dai gamberi (foto dell'autore).

coltivatore di fiori di loto di Bozzano, a pochi chilometri da Massarosa: “Era l’estate del 1996. Improvvisamente le foglie cominciarono a riempirsi di buchi, sempre più grandi. In breve tempo sparì tutto e non rimase che acqua. Persi il raccolto: ci mettemmo tutti a piangere”.

Sargentini, unico in Italia, coltiva loto esportandolo in Germania, Svizzera e persino in Australia. Un’azienda familiare nata alla fine degli anni Sessanta. Sargentini aveva ereditato quel grande stagno, un tempo risaia. Otto ettari di un acquitrino di cui nessuno sapeva che fare. “Ebbi l’idea di ripulirlo dalle erbe infestanti e di lasciarci crescere queste piante acquatiche bellissime”. E così nacque l’attività. Per Sargentini, la presenza dei gamberi rossi americani si rivelò doppiamente nociva. Non solo, infatti, gli animali – perfettamente a loro agio in quell’ambiente – mangiarono i bulbi e le foglie delle piante di loto, ma, con le loro tane ramificate, facevano crollare gli argini e i camminamenti, gli stretti terrapieni da cui viene effettuata la raccolta. Il danno per Sargentini superava i 400 milioni.

I pescatori

Ma qualcuno, al contrario, ha anche approfittato dell’emergenza ambientale per mettere su una piccola attività. Sono i pescatori che hanno usufruito delle licenze di pesca concesse dal Parco. Una strategia dell’ente per combattere il gambero: allentare un po’ le maglie dei regolamenti e concedere ai pescatori maggiore libertà per far sì che la cattura riduca il numero di quei crostacei.



Fig. 5. Giancarlo Tonelli preleva alcuni gamberi da un vascone (foto dell’autore).

Virgilio Gragnani è uno dei pescatori. Seduto nel suo capanno sul lago di Massaciuccoli, alla finestra da cui comanda la rete a bilancia, racconta la sua storia: “I primi gamberi si trovavano all’inizio degli anni ’90. Per caso. Poi (sarà stato il ’94) cominciai a trovare le reti piene di questi animali”. E prosegue: “Sono stato per trent’anni pescatore di frodo: carpe, tinche, anguille. Si veniva di notte. E si sapevano tutti i modi per scappare quando le guardie c’inseguivano”. Adesso, il pescatore è in qualche modo riconoscente a questi animali. Anche grazie a loro gli è stato più facile mettersi in regola: “Ma quale killer? Un pesce

non ce la fa mica a chiapparlo. Sono leggende. Pensi che volevo denunciare un giornalista che m'intervistò e che parlò di "gamberi killer": è una diffamazione del gambero! Il fatto è che con questa storia del "gambero killer", qui non li vuole nessuno. E comunque la gente non creda che siano sempre aragoste o astici quelli che servono al ristorante...".

Sul mercato, i gamberi rossi americani costano dai 3 ai 9 euro il chilo. "Catturarli – racconta Gragnani – è semplice: si usano come trappole delle reti cilindriche, i "bertivelli". Dentro ci va un'esca, una qualsiasi. Sono fatte in modo che gli animali non escano più una volta entrati". Dopo la cattura, Gragnani tiene i gamberi dentro delle reti, 30 centimetri sotto l'acqua del lago. "Serve per spurgarli", spiega.

La stessa funzione di spurgo e di pulizia prima dell'immissione sul mercato la svolge, in maniera quasi industriale, un'altra persona che col gambero ha trovato una fonte di reddito. Si chiama Giancarlo Tonelli e abita a una quindicina di chilometri da Lucca, nell'entroterra.

Non lontano dalla statale che porta in Garfagnana, Tonelli ha costruito un grosso capannone di 80 metri per 12. Accanto, la sua abitazione. Un prefabbricato dove vive da solo. Nel capannone ci sono 108 vasconi cilindrici neri. Ciascuno contiene 750 litri d'acqua rinnovati in continuazione grazie a un impianto automatico. Ogni vascone può contenere fino a 20 chili di animali (Figura 5). "I gamberi - spiega Tonelli - stanno qui per quindici giorni per quella che viene chiamata "stabulazione" ossia spurgano le loro impurità prima di essere venduti". Per due settimane vengono nutriti solo con poco granturco (se non venisse dato loro niente, si mangerebbero fra di sé).

Diverse volte al mese, Tonelli parte con un furgone. Dietro, una cisterna per il trasporto dei gamberi. "D'estate, per tenerli freschi ci metto delle bottiglie d'acqua ghiacciata. Li porto in tutto il centro-sud: specie nelle Marche, in Umbria, in Abruzzo". Fa il viaggio di notte, per essere sui mercati la mattina presto. A differenza che in Toscana, altrove i gamberi rossi americani sono molto apprezzati, arrivando a costare al dettaglio fino a 15 euro al chilo. Per Tonelli, il gambero è stata una piccola



Fig. 6. Viareggio, carnevale 2001. La ragazza mascherata da "gambero killer" (foto Fondazione Carnevale).

ancora di salvezza: “Allevo anche trote, pesci gatto. Ma il gambero è la mia attività principale. Pensi che un ristorante qua vicino ha anche inventato un cacciucco d’acqua dolce dove questo crostaceo è l’ingrediente base”.

In maschera

Il carnevale impazza per i viali a mare di Viareggio. Fra coriandoli e stelle filanti passa un individuo alto, dall’aria losca. Indossa un impermeabile blu elettrico e un paio di occhialetti tondi. A tracolla, una cartucciera, tanto per non dare nell’occhio. Il suo volto è rosso, i denti minacciosi. A svelare ogni dubbio sulla sua identità bastano le antenne che gli partono dalla testa. Non è un alieno, è proprio lui: il “gambero killer”. Se ci fossero ancora perplessità, ha un mitra in “mano”, pardon, fra le chele. E un cartello gli pende dal vestito: “Gambero killer”.

È l’inverno 2001 e una ragazza, Maria Debora Marsili, ha deciso di mascherarsi proprio come il rosso crostaceo (Figura 6). La sua fantasia viene premiata. La giuria le assegna il settimo premio fra le maschere isolate che sfilano nei corsi.

Nell’acquario

Ma la “gamberomania” è arrivata anche lontano dalla costa. Qualcuno addirittura ha pensato di mettersi il rosso crostaceo americano nell’acquario di casa, come un pesciolino esotico (Figura 7). Nel pieno centro di Firenze, a due passi dal Duomo e da



Fig. 7. Due esemplari di *Procambarus clarkii* nella vasca di un acquario (foto dell’autore).

piazza Signoria, un negozio li vende. Così, in mezzo a pesci rossi, pappagalli e canarini, ci sono le vasche dei “gamberi killer”. Racconta la titolare: “Sono una decina d’anni che li abbiamo. Li abbiamo fatti arrivare direttamente da Massaciuccoli”. Il prezzo varia a seconda delle dimensioni: si va dai 10 ai 15 euro. Ma la gente li compra? “Beh, piacciono soprattutto ai bambini. Sono belli”, racconta la negoziante.

Precauzioni particolari, chi vuole tenerseli in casa non deve averne. Basta che stiano da soli nella vasca. Sugli altri pesci, infatti, prenderebbero il sopravvento, uccidendoli. “Meglio mettere dentro piante finte: quelle vere le distruggerebbero”, spiega poi la titolare del negozio. Ma non c’è il rischio che con tutte queste attenzioni necessarie, la gente si stufi e vada a buttarli in qualche corso d’acqua, contribuendo così alla diffusione? “Mah, non credo. Conosco i miei clienti”. Il dubbio, in ogni caso, rimane. È stato proprio grazie all’azione di curiosi e di turisti che i gamberi *Procambarus clarkii* si sono diffusi in altre zone e in altri corsi d’acqua a partire dal lago di Massaciuccoli.

Testuggini alloctone in Italia: il caso di *Trachemys*

SUSANNA PIOVANO & CRISTINA GIACOMA

Università di Torino, Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo, via Accademia
Albertina 17, 10125 Torino. E-mail: susannapiovano@yahoo.it

Introduzione

Nel variegato panorama del commercio di rettili alloctoni quali animali da compagnia, le testuggini terrestri e palustri occupano da sempre "un posto d'onore". In tale ambito, *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1839) è divenuta nota a livello mondiale per il commercio di cui sono stati oggetto i giovani esemplari.

Il rilascio di esemplari di *T. s. elegans* in ambienti naturali ha contribuito ad alimentare il dibattito europeo sulla necessità di tutelare le zone umide (Piovano & Giacomina 1999).

Chi è *Trachemys scripta elegans* e come è giunta in Italia?

T. s. elegans rappresenta una delle 14 sottospecie (Ernst 1990) riconoscibili all'interno della specie americana *Trachemys scripta* (Agassiz, 1857). Le altre sono *T. s. callirostris* (Gray, 1855), *T. s. cataspila* (Günther, 1885), *T. s. chichiriviche* (Pritchard et Trebbau, 1984), *T. s. gaigeae* (Hartweg, 1939), *T. s. grayi* (Bocourt, 1868), *T. s. hiltoni* (Carr, 1942), *T. s. nebulosa* (Van Denburgh, 1895), *T. s. ornata* (Gray, 1831), *T. s. scripta* (Schoepff, 1792), *T. s. taylori* (Legler, 1960), *T. s. troosti* (Holbrook, 1836), *T. s. venusta* (Gray, 1885), *T. s. yaquia* (Legler and Webb, 1970). L'areale di distribuzione di questa specie nearctica si estende negli Stati Uniti dalla Virginia alla Florida, al Kansas, all'Oklahoma ed al New Mexico; quindi attraversa il Messico e l'America Centrale giungendo a comprendere il Venezuela.

L'areale di origine di *T. s. elegans* corrisponde al bacino del Mississippi, che si estende dall'Illinois fino al Golfo del Messico. È questa l'area in cui venivano progressivamente reclutati i riproduttori da inserire negli allevamenti americani, dai quali si stima che siano state esportate verso i mercati euroasiatici circa 6.000.000 di testuggini dalle guance rosse all'anno (Ferri 1999a). Come conseguenza al volume d'affari sostenuto

da questo emidide, altri allevamenti sono sorti nel sud-est asiatico per soddisfare la domanda proveniente da quest'area e, soprattutto, di Giappone e Taiwan. Piccoli allevamenti, prevalentemente di natura amatoriale, hanno fatto la loro comparsa anche in Italia.

All'interno di questi allevamenti, adulti appartenenti a razze geografiche diverse si sono incrociati, originando individui geneticamente impuri destinati alla commercializzazione.

I giovani individui venivano trasportati subito dopo la nascita (adattabile alle esigenze del mercato grazie al ricorso alle incubatrici) dagli allevamenti ai grossisti, che provvedevano alla loro spedizione. La stima della mortalità in queste fasi si aggirava intorno al 90-95%.

Si stima che in Italia siano così giunte circa 900.000 testuggini dalle guance rosse all'anno e che, al 1996, circa 2.800 *T. s. elegans* siano state abbandonate nei soli ambienti umidi lombardi (Ferri & Di Cerbo 2000).

Grazie alla notevole capacità di adattamento ecologico che le caratterizza, ed anche al miglioramento dei cibi industriali a loro dedicati, sempre più spesso le giovani testuggini sono riuscite a sopravvivere, anche all'interno di stabulari non idonei.

È noto che con il passare del tempo molti proprietari si sono disaffezionati al proprio animale e lo hanno liberato. Spesso la liberazione è avvenuta in ambienti urbani quali vasche e fontane, o suburbani, ad esempio in laghi di cava, ma segnalazioni della presenza di pochi esemplari o gruppi esigui di *Trachemys* provengono anche dalle aree naturali protette. Per comprendere meglio le dimensioni del fenomeno si consideri che il Progetto Arcadia/*Trachemys* (Lombardia) ha ricevuto 827 esemplari in 3 anni, dal 1994 al 1996 (Ferri & Di Cerbo 2000); presso il Parco urbano della Pellerina sono state censite 781 testuggini dalle guance rosse in 3 anni, dal 1997 al 1999 (Petterino et al. 2001).

Nel corso degli anni si è passati dalla segnalazione di pochi individui a quella di intere colonie in numerose regioni d'Italia e, in particolare, in Pianura Padana (Gentili & Scali 1999).

Tale situazione ha generato due ordini di problemi di conservazione:

1. l'impatto di questi gruppi di individui sull'ambiente, nel breve e nel lungo termine;
2. il mantenimento della popolazione americana, soggetta a prelievo e inquinamento genetico.

L'impatto dei gruppi di *Trachemys* sull'ambiente, nel breve e nel lungo termine

La presenza di una specie di testuggine alloctona negli ambienti umidi italiani ha posto il problema di stimare l'impatto degli individui sull'ambiente, nonché di verificare la capacità di reclutamento dei gruppi, per stabilire se le popolazioni eventualmente insediatesi siano in grado di mantenersi nel tempo.

Riproduzione

Dai dati noti si evince che le testuggini dalle guance rosse sono in grado di riprodursi con successo solo in condizioni di buona stabulazione in cattività. Casi di schiuse sono noti anche per condizioni di semi-allevamento (ovvero con assenza di predatori e disponibilità costante di cibo), anche se nel clima mediterraneo la maggior parte delle uova si disidrata prima della nascita dei neonati (Ballasina 1995).

In Lombardia le limitate fasi di corteggiamento osservate, il rinvenimento di sole uova sterili e l'assenza di ritrovamenti di neonati (Agosta & Parolini 1999) supportano l'ipotesi di incapacità delle testuggini dalle guance rosse a mantenere nel tempo una popolazione. Lo scarso successo riproduttivo è stato verificato anche in Italia Centrale (Luiselli et al. 1997).

In condizioni semi-naturali in Piemonte si è osservato che alcune femmine sono in grado di deporre uova fecondate, ma queste ultime raramente si sviluppano fino alla nascita del neonato (Scocozza 1999/2000). Il reclutamento dei piccoli è risultato così esiguo da non essere sufficiente al mantenimento del gruppo nel tempo (Piovano & Giacoma 1999). Esiste comunque la possibilità che in aree ed in anni climaticamente favorevoli possano verificarsi nascite e reclutamenti di giovani (Piovano & Giacoma 1999).

Competitività con *Emys orbicularis* (L., 1758)

Emys orbicularis è l'unica specie italiana di testuggine palustre. A causa del declino delle sue popolazioni dovuto a fattori antropici, essa compare nell'Allegato II "Specie di fauna rigorosamente protetta" della Convenzione di Berna, ratificato in Italia con la legge n. 503 del 5 agosto 1981.

Trachemys scripta elegans appare ecologicamente più competitiva rispetto a *Emys orbicularis* (ad esempio, il range di temperature alle quali gli individui sono attivi è più ampio). Si è pertanto ipotizzato che il rilascio di esemplari di *Trachemys* in ambienti colonizzati da *Emys orbicularis* fosse potenzialmente negativo. Evidenze di effetti negativi dovuti all'interazione di *Trachemys* con le popolazioni locali di *Emys* sono state raccolte in Francia (Dupre 1995).

In Italia è stato ipotizzato che *Emys* possa venire danneggiata nella competizione per le aree di basking qualora *Trachemys* sia presente con densità elevate (Gianaroli et al. 2001). Nel nostro Paese non sono ancora disponibili studi esaustivi e conclusivi sull'argomento. I casi in cui gli esemplari delle due specie convivono appaiono fortunatamente sporadici. La gran parte delle testuggini alloctone viene abbandonata in ambienti fortemente antropizzati, alterati o artificiali, non abitati da *Emys orbicularis* (Ferri 1999b).

Peraltro alcuni autori ipotizzano che la scomparsa di *Emys orbicularis* dal Lago Angitola in Calabria sia attribuibile alla presenza di una consistente popolazione di *T. s. elegans* (Tripepi & Aceto 1999, Tripepi & Sperone 2002).

Alimentazione e predazione

I giovani seguono una dieta prevalentemente carnivora, mentre gli adulti sono onnivori opportunisti (Clark & Gibbons 1969). L'osservazione dei contenuti stomacali di adulti e subadulti di 8 sottospecie di *Trachemys scripta* ha rivelato una dieta estremamente varia (Parmenter & Avery 1990). Gli unici vertebrati compresi sono risultati pesci, tranne nel caso di *T. s. troostii*, che si nutre anche di uova di anfibi e di girini. Dalle analisi bromatologiche condotte su due gruppi di *Trachemys* presenti in ambienti fortemente eutrofizzati privi di piante acquatiche è emerso che il 40% del cibo era costituito da insetti rinvenuti sulla superficie dell'acqua (in particolare Coleotteri, Ditteri, Emitteri, Imenotteri), il 20% da vegetali, il 16% da alimenti di origine antropica, il rimanente da frammenti legnosi, di plastica, peli di mammifero e sassi (Agosta & Parolini 1999). Sia in Piemonte che in Lombardia sono stati osservati casi di necrofagia, mentre non sono stati registrati casi di predazione o di aggressione diretta alla piccola fauna simpatica, ad esempio a pesci e pulli di Rallidi e di Anatidi (Agosta & Parolini 1999, Piovano et al. 2001).

Il rilascio in natura di un ingente numero di esemplari di *Trachemys scripta elegans* si riflette principalmente in una maggiore predazione a carico degli invertebrati acquatici e delle piante acquatiche, molte delle quali già minacciate dall'inquinamento e dalla scomparsa degli habitat più idonei alla loro crescita.

È nota altresì la funzione di spazzini che le testuggini dalla guance rosse svolgono nei confronti di carcasse e di vertebrati acquatici malati, mentre non sono ancora stati pubblicati studi esaustivi e conclusivi sul tipo di interazione (positiva, negativa o nulla) con le specie dell'erpetofauna italiana.

In Olanda non sono state evidenziate interazioni negative con la fauna autoctona (Bruekers & Keijlen 1999).

Per quanto riguarda la predazione condotta da altre specie animali sulle testuggini a guance rosse, in Piemonte è stata osservata sporadicamente; è imputabile a cani durante il basking atmosferico o gli spostamenti tra bacini, a ratti durante il periodo letargico e presumibilmente a cornacchie sugli esemplari di piccole dimensioni o inabilitati al movimento (Petterino et al. 2001).

Patologie

Le patologie legate ad alimentazione errata, non idonea o carente, nonché alle cattive condizioni di stabulazione, sono quasi sempre riscontrabili negli animali appena abbandonati e si protraggono o si aggravano in condizioni di libertà in un ambiente diverso da quello di origine (Ferri & Soccini 2001, Piovano et al. 2001).

Sebbene le *Trachemys* possano essere portatrici di batteri o di virus trasmissibili all'uomo, quali ad esempio le salmonelle, non sono noti per l'Italia casi di zoonosi (Agosta & Parolini 1999, Piovano & Giacomini 1999, Piovano et al. 2001).

Il mantenimento della popolazione americana

Un problema di conservazione strettamente correlato a quello dell'abbandono degli esemplari, sebbene di natura opposta, è quello del prelievo di riproduttori per gli allevamenti. In Nord America *Trachemys scripta elegans* era la testuggine domestica più comune (Ernst 1990) e l'esportazione all'estero interessava Europa, Asia e Africa. A causa del sistema del ranching, le popolazioni naturali americane sono risultate estremamente impoverite (Ferri 1999a).

Per tutelare le popolazioni autoctone dai rischi sanitari e dall'inquinamento genetico dovuto al mescolamento delle razze negli allevamenti, gli Stati Uniti non accettano il rimpatrio degli esemplari di *T. s. elegans* esportati o nati all'estero (Ballasina 1995). In ogni caso, neanche gli USA sono risultati immuni al fenomeno dell'abbandono di esemplari domestici, tanto che nuove popolazioni sono state segnalate per il Michigan, la Pennsylvania e il New Jersey (Ernst & Barbour 1972, Conant 1975, Manchester 1982).

Conclusioni

Il caso di *Trachemys scripta elegans* costituisce un tipico esempio di cattiva gestione della biodiversità. Il prelievo dall'habitat di origine a scopo commerciale e l'introduzione in habitat alloctoni in seguito all'abbandono rappresentano una minaccia ecologica per alcune specie di flora e fauna, con ricadute negative sugli ecosistemi interessati. Per questi motivi la sottospecie è stata inserita negli elenchi europei della CITES (1997) e l'introduzione in Europa di esemplari vivi provenienti dagli Stati dell'area di distribuzione è stata sospesa (Reg. UE n. 2551/97 e successive modifiche e integrazioni).

Sebbene l'importazione di nuovi individui sia oggi vietata, rimane da affrontare la gestione degli esemplari già presenti negli habitat italiani naturali e antropici. Un esempio in tal senso proviene dalla Lombardia, dove nell'ambito del progetto Arcadia/*Trachemys* sono stati previsti provvedimenti, come il divieto di introdurre testuggini palustri alloctone, il recupero degli esemplari presenti sul territorio e l'accettazione di quelli consegnati dai cittadini, nonché l'individuazione di ambienti seminaturali che consentano la gestione etica degli esemplari recuperati, tramite introduzioni controllate e autorizzate (Agosta & Parolini 1999, Ferri 1999b, Ferri et al. 1999).

La bassa probabilità di reclutare nuovi individui nati localmente fa supporre che i gruppi di testuggini oggi presenti negli ambienti urbani e seminaturali scompariranno con il trascorrere del tempo. Nuovi studi dovranno essere condotti al fine di appurare il tipo di interazione esistente tra *Trachemys scripta elegans* e la fauna e la flora degli ambienti naturali in cui è stata introdotta. La priorità cade sui rapporti con le specie animali e vegetali già minacciate a livello nazionale o locale.

Escludiamo la necessità di procedere ad una eradicazione della sottospecie, ma nel contempo ci preme sottolineare l'importanza del suo isolamento dagli ambienti naturali.

Purtroppo “la storia non insegna”, e nei negozi e acquaterrari italiani la testuggine dalle guance rosse è già stata sostituita con esemplari di altre sottospecie di *Trachemys scripta* o di altre specie di testuggini palustri esotiche (ad es. *Graptemys pseudo-geografica*). È presumibile pensare che se questi esemplari sopravviveranno abbastanza a lungo da raggiungere le dimensioni indesiderate ai loro proprietari, le ritroveremo nei medesimi ambienti naturali e antropici che già avevano ricevuto gli individui di *T. s. elegans*.

Bibliografia

- Agosta F. & Parolini L. 1999. Autoecologia e rapporti sinecologici di popolazioni introdotte in Lombardia di *Trachemys scripta elegans*. Dati preliminari. In: “Atti 2° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Praia a Mare, 1998)”. *Riv. Idrobiol.* 38 (1/2/3): 421-430.
- Ballasina D. 1995. Salviamo le tartarughe! *Edagricole, Bologna*.
- Bruekers J. & Keijlen H. van der 1999. *Trachemys scripta elegans* in the Netherlands; a threat for Dutch flora and fauna? *Nederlandse Schildpadden Vereniging (NSV), Dutch Turtle/Tortoise Society*. <www.igr.nl/users/nsv/english/1.htm>
- Clark D.B. & Gibbons J.W. 1969. Dietary shift in the Turtle *Pseudemys scripta* (Schoepff) from youth to maturity. *Copeia* 4: 704-706.
- Conant R. 1975. A field guide to reptiles and amphibians of eastern and central North America. *Houghton Mifflin Co., Boston*.
- Dupre A. 1995. La Tortue de Floride en France: un bilan de la situation actuelle. *Internat. Congr. of Chelonian Conservation, Gonfaron (France), Soptom (Eds)*: 295-297.
- Ernst C.H. & Barbour R.W. 1972. Turtles of the United States. *University of Kentucky Press, Lexington*.
- Ernst C.H. 1990. Systematics, Taxonomy, Variation, and Geographic Distribution of the Slider Turtle: pp. 57-67. In: Gibbons J.W. (Edit). Life History and Ecology of the Slider Turtle. *Smithsonian Institution Press, Washington D.C.*
- Ferri V. 1999a. Tartarughe e testuggini. *Mondadori, Milano*.
- Ferri V. 1999b. Le iniziative di conservazione di *Emys orbicularis* in Italia: stato di fatto e prospettive. In: “Atti 2° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Praia a Mare, 1998)”. *Riv. Idrobiol.* 38 (1/2/3): 311-321.
- Ferri V., Agosta F., Parolini L. & Soccici C. 1999. La gestione di testuggini d'acqua abbandonate: cinque anni del Progetto Arcadia/*Trachemys* in Lombardia. *Atti Conv. Tutela animali di Genova*.
- Ferri V. & Di Cerbo A.R. 2000. La *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1839) negli ambienti umidi lombardi: inquinamento faunistico o problema ecologico? In: “Atti I Congr. naz. S.H.I. (Torino, 1996)”. *Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino*: 803-808.
- Ferri V. & Soccini C. 2001. Monitoraggio Salute Testuggini: rendiconto dei primi due anni di attività. In: “Atti 3° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Pavia, 2000)”. *Pianura* 13: 149-152.

- Gentilli & Scali 1999. Analisi della diversità erpetologica in Pianura Padana. In: "Atti 2° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Praia a Mare, 1998)". *Riv. Idrobiol.* 38 (1/2/3): 113-122.
- Gianaroli M., Lanzi A. & Fontana R. 2001. Utilizzo di trappole del tipo "bagno di sole artificiale" per la cattura di testuggini palustri. In: "Atti 3° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Pavia, 2000)". *Pianura* 13: 153-155.
- Luiselli L., Capula M., Capizzi D., Filippi E., Trujillo J.V. & Anibaldi C. 1997. Problems for conservation of Pond Turtles (*Emys orbicularis*) in Central Italy: is the introduced Red-Eared Turtle (*Trachemys scripta*) a serious threat? *Chelonian Conservation and Biology* 2 (3): 417-419.
- Manchester D. 1982. Red-eared sliders in Pennsylvania. *Testudo* 2: 27-40.
- Parmenter R.R. & Avery H.W. 1990. The feeding ecology of the Slider Turtle: pp. 257-266. In: Gibbons J.W. (Edit). Life History and Ecology of the Slider Turtle. *Smithsonian Institution Press, Washington D.C.*
- Petterino C., Scocozza T., Piovano S. & Giacoma C. 2001. Risultati dell'introduzione di *Trachemys scripta elegans* in un parco urbano di Torino. In: "Atti 3° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Pavia, 2000)". *Pianura* 13: 295-298.
- Piovano S. & Giacoma C. 1999. Censimento di *Trachemys scripta elegans* presente in un Parco urbano di Torino. In: "Atti 2° Congresso Nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Praia a Mare, 1998)", *Riv. Idrobiol.* 38 (1/2/3): 499-508.
- Piovano S., Trincherò H. & Giacoma C. 2001. Indagine epidemiologica su *Trachemys scripta elegans* in condizione di semi-cattività. In: "Atti 3° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Pavia, 2000)". *Pianura* 13: 219-222.
- Scocozza T. 1999/2000. La presenza di *Trachemys* all'interno del parco urbano della Pellerina. Tesi di Laurea in Etologia, Corso di Laurea in Scienze Naturali, Facoltà di Scienze M.F.N., *Università degli Studi di Torino. Relatore: Giacoma C., Correlatore: Piovano S.*
- Tripepi S. & Aceto F. 1999. Dati preliminari sulla distribuzione di *Emys orbicularis* nel Parco Nazionale del Pollino. In: "Atti 2° Congresso nazionale della *Societas Herpetologica Italica* (Praia a Mare, 1998)". *Riv. Idrobiol.* 38 (1/2/3): 457-466.
- Tripepi S. & Sperone E. 2002. Distribuzione ed ecologia di *Emys orbicularis* in Calabria. *Riassunti del 4° Congresso nazionale della Societas Herpetologica Italica*: 68-69.

Effetti dell'introduzione delle specie ittiche sugli Anfibi e proposte per limitare l'impatto

CARLO SCOCCIANTI

Biologo, Responsabile Conservazione Erpetofauna WWF Toscana.
E-mail: carlo.scoccianti@inwind.it

Dato il particolare ciclo vitale gli Anfibi possono essere considerati ad alto rischio nel caso di introduzioni sia di fauna terrestre che acquatica. Generalmente gli effetti negativi più evidenti delle immissioni sono stati osservati negli ambienti acquatici dove, per la presenza delle uova e delle larve spesso concentrate in spazi ridotti, le specie appaiono particolarmente vulnerabili.

I taxa introdotti dall'uomo e potenzialmente pericolosi per le popolazioni di Anfibi sono molto numerosi. In questa pubblicazione sono discussi, a titolo di esempio, gli effetti dovuti all'immissione delle specie ittiche.

L'impatto sulle specie

Le azioni di immissione di ittiofauna sono considerate una delle cause più comuni e più gravi di impatto sulle biocenosi acquatiche (Krueger & May 1991, Flecker & Townsend 1994).

A parte le specie di Anfibi legate per la riproduzione ai corsi di acqua corrente, gli habitat acquatici tipici per la maggior parte delle specie sono quelli definibili 'ad allagamento temporaneo', caratterizzati cioè dalla frequente possibilità di completo disseccamento. Al contrario nelle regioni temperate i Pesci risultano legati ad habitat umidi di tipo perenne e di conseguenza essi dovrebbero essere assenti da tutte i vari tipi di habitat temporaneo a meno di casi particolari, come per esempio a seguito di alluvioni (Scoccianti 2001).

Di fatto una delle cause più gravi e comuni di compromissione degli ambienti umidi utilizzati dagli Anfibi per la riproduzione è proprio l'introduzione di specie ittiche. Questa forma di alterazione è spesso resa ancora più grave dal fatto che l'uomo stravolge il naturale carattere temporaneo di molti di questi habitat con un approvvigionamento idrico forzato anche durante i periodi di siccità (Scoccianti

2001). Quest'ultima pratica permette così ai Pesci introdotti di superare indenni questi periodi.

In Italia, come in molte altre aree d'Europa, l'introduzione di ittiofauna può essere considerata una pratica legata alla storia dell'uomo sul territorio. Questa pratica però nei tempi più recenti è stata adottata su così vasta scala che è stata capace di alterare una vastissima porzione dei bacini idrografici, comprese anche numerose raccolte d'acqua e bacini isolati. La principale causa di questa invasione va ricercata nella ostinata volontà di immettere le specie in qualsiasi tipo di corpo idrico, a cui va poi aggiunto l'effetto della realizzazione di canali e di altre connessioni artificiali che ha certamente contribuito in molte aree a questa invasione (Scoccianti 2001). Fra le introduzioni volontarie possono essere distinti casi di introduzione mirata, finalizzata ad esempio ad aumentare le possibilità di pesca sportiva o commerciale oppure al 'controllo' di specie ritenute nocive (zanzare, etc.), e casi di introduzione senza particolare fine e dovuta al semplice rilascio di individui detenuti a scopo ornamentale o di allevamento commerciale. In particolare bisogna anche ricordare che il fenomeno delle immissioni periodiche di ittiofauna su vasta scala nei corsi d'acqua e laghi ('ripopolamento ittico') è stato ed è tuttora una pratica pianificata e realizzata, nella più totale noncuranza dei danni provocati sulle biocenosi, dalle amministrazioni locali con contributi pubblici, in accordo con le associazioni di pescatori. Dato che anche i tratti dei corsi d'acqua posti più a monte, dove mai prima i Pesci erano stati presenti, sono stati per anni e sono tuttora oggetto di questi interventi di immissione, la situazione è estremamente grave per le specie di Anfibi che sono soliti riprodursi.

Se i sopra descritti periodici interventi di ripopolamento ittico sono deleteri per le comunità faunistiche di gran parte dei corsi d'acqua corrente e laghi di grandi e medie dimensioni, altrettanto dannosi per gli Anfibi sono anche i numerosi e continui casi di immissione diffusa di Pesci compiuti da singoli cittadini per vari scopi (ornamentale, pesca, 'controllo' di specie ritenute nocive, etc.). A quest'altra pratica di immissione ittica deve infatti essere imputata in particolare la grave alterazione di tutti gli habitat di piccole/medie dimensioni (laghetti, stagni, pozze, vasche, etc.), generalmente isolati rispetto ai corsi d'acqua principali, che come noto sono importantissimi proprio per la riproduzione degli Anfibi.

Tutte le specie di Pesci che più frequentemente vengono introdotte sono capaci di arrecare gravi danni alla maggioranza delle specie di Anfibi. Gli effetti dovuti alla presenza di Pesci negli habitat riproduttivi degli Anfibi possono essere di tipo diretto e indiretto. La morte per predazione costituisce l'effetto più evidente (effetto diretto). Generalmente l'impatto della predazione si verifica a carico delle uova e delle larve ma è noto anche su individui adulti. Soltanto le uova e le larve di alcune specie di Anfibi (ad esempio quelle di *Bufo bufo*) risultano inappetibili (*unpalatable*) per certe specie di Pesci che quindi non le predano (Voris & Bacon 1966, Wilbur 1997).

Uguualmente degne di nota ai fini del successo riproduttivo e della sopravvivenza delle popolazioni sono però anche le conseguenze dello stress indotto sugli individui dalla presenza dei predatori (effetti indiretti) che in molte specie può determinare

notevoli modificazioni del comportamento, come ad esempio il dover ricorrere all'uso continuo di rifugi, il ridurre la mobilità e il modificare i ritmi di attività (Scoccianti 2001). Come ricorda ancora Scoccianti (2001), tutto ciò può avere pesanti conseguenze sul successo riproduttivo delle specie, in particolare per una riduzione nell'assunzione di sostanze trofiche con conseguente ritardo nella crescita e nello sviluppo e la possibilità che le larve non possano fare in tempo a completare lo sviluppo prima che il sito si prosciughi.

In molti casi l'introduzione di ittiofauna può significare per alcune specie di Anfibi forti cambiamenti nella distribuzione sul territorio, una diminuzione della possibilità di dispersione e quindi un aumento del grado di isolamento delle popolazioni (Fellers & Drost 1993, Funk & Dunlap 1999, Hecnar & M'Closkey 1997, Scoccianti 2001).

La probabilità di predazione può dipendere anche dalle caratteristiche dell'habitat ed in particolare da quelle delle sponde dove vengono effettuate le ovodeposizioni. Alla presenza o meno di un'estesa fascia perimetrale con acque molto basse e ricche di vegetazione è legata infatti la diversa possibilità di accesso dei Pesci (almeno di quelli di grandi dimensioni) alle ovature o alle larve (Scoccianti 2001).

Le specie ittiche introdotte possono agire sulle popolazioni di Anfibi indirettamente anche attraverso l'alterazione delle caratteristiche ecologiche dell'habitat riproduttivo (Scoccianti 2001). La presenza di Pesci può determinare cambiamenti della qualità dell'habitat, ad esempio attraverso il forte intorbidamento dell'acqua e la diminuzione e alterazione della vegetazione acquatica. Inoltre si può avere competizione per le risorse.

Infine fra gli effetti indiretti va anche ricordata la possibilità che i Pesci introdotti possano essere vettori di infezioni trasmissibili agli Anfibi (Blaustein et al. 1995).

Vi sono numerose osservazioni che sembrano attestare per alcune specie del genere *Triturus* una particolare vulnerabilità rispetto all'introduzione di ittiofauna negli habitat riproduttivi. (Dolmen 1982, Beebe 1985, Bressi 1995, Baker & Halliday 1999).

Sono stati anche descritti, a proposito di popolazioni di *T. cristatus*, casi di forte ripresa o ricolonizzazione di raccolte d'acqua dopo la rimozione artificiale di popolazioni di *Gasterosteus aculeatus* precedentemente introdotte (McLee & Scaife 1993, Cooke 1997, Baker 1999).

Fra le numerose specie ittiche che devono essere considerate ad alto rischio per gli Anfibi vi sono anche quelle del genere *Gambusia* (in particolare *Gambusia affinis* e *Gambusia holbrooki*, che sono le specie più comunemente introdotte) (Scoccianti 2001). Gli adulti di *Gambusia* sp., da sempre ritenuti forti predatori di larve di zanzara, in seguito a specifici studi sono stati riconosciuti capaci di predare numerosi taxa di invertebrati acquatici, senza però alcuna preferenza per le larve di zanzara (Malesani 1985, Goodsell & Kats 1999). È stato inoltre osservato che *Gambusia* sp. non solo può competere a livello trofico con le larve e gli adulti degli Urodeli acquatici (Morales et al. 1993, Bressi & Dolce 1993) ma può anche predare direttamente le uova (Grubb 1972, Gamradt & Kats 1996) e le larve degli Anfibi (Bressi 1995, Goodsell & Kats 1999).

L'impatto che *Gambusia* sp. può determinare sulle popolazioni di Anfibi è quindi estremamente grave anche a causa delle sue modeste dimensioni. Infatti *Gambusia* sp. è in grado di introdursi con facilità anche nelle aree più riparate, tra la vegetazione e nelle acque basse delle sponde dei corpi idrici, dove generalmente si trovano le uova e le larve degli Anfibi (Scoccianti 2001). Quest'ultimo Autore ricorda anche che durante gli eventi di disseccamento dei corpi idrici temporanei è sufficiente che permanga in fondo al letto del corpo idrico anche una minima raccolta d'acqua perchè *Gambusia* sp. sia in grado di sopravvivere. Tutto questo è da ritenersi ancora più grave in considerazione del fatto che essa è ovovivipara, potendo partorire ogni volta alcune decine di avannotti con un rapporto di 1:1 fra i sessi (Bisazza et al. 1990, Grimaldi & Manzoni 1990). La sopravvivenza dunque anche di una sola femmina in un ambiente temporaneo non perfettamente prosciugato, può significare una cospicua presenza di *Gambusia* sp. nello stesso habitat anche durante la stagione successiva.

Date le attuali conoscenze sul possibile impatto di *Gambusia* sp. sulle biocenosi, la sua introduzione deve essere oggi vietata in tutte le regioni italiane, come già accaduto in Piemonte (L.R. n. 7 del 18/2/81) e Emilia-Romagna (L.R. n. 11 del 22/3/93). Se questi possono essere ritenuti i primi importanti segnali di un cambiamento in atto rispetto all'uso massivo e spesso superfluo del passato, purtroppo l'utilizzo di *Gambusia* sp. è ancora oggi proposto da taluni, in particolare negli ambienti agricoli caratterizzati da allagamento periodico come ad esempio le risaie, ritenendo che il danno su questi ambienti possa essere limitato. Questa affermazione appare però del tutto erronea in quanto non tiene conto dei gravissimi effetti che questo intervento può causare sulla sopravvivenza di molte specie di Anfibi, che in molti agroecosistemi di pianura sono ormai legate per la sopravvivenza proprio a questo tipo di habitat.

Proposte per limitare l'impatto

Cessazione delle operazioni di 'ripopolamento' e regolamentazione dell'attività di pesca

Di fronte alla gravità del fenomeno delle introduzioni di ittiofauna e al fine di limitare, per quanto ancora possibile, ulteriori danni agli habitat e alle specie, è necessario imporre una drastica riduzione (meglio il divieto) delle operazioni di ripopolamento in tutti gli ambienti ritenuti particolarmente a rischio per la riproduzione degli Anfibi. Come suggerito da Scoccianti (2001), dovrà essere previsto quindi il divieto di introduzione di specie ittiche:

- nei tratti dei corsi d'acqua dove i Pesci non erano presenti in passato;
- nei tratti superiori dei corsi d'acqua delimitati da barriere naturali che non permettono la risalita dei Pesci;
- nei tratti superiori dei corsi d'acqua soggetti ad essiccamento stagionale.

Il divieto di introduzione deve valere anche per le immissioni di specie utilizzate nell'ambito degli interventi di 'lotta biologica' alle zanzare. Come già sottolineato nel

paragrafo precedente, in particolare l'uso di *Gambusia* sp. deve essere vietato su tutto il territorio. L'urgente cessazione delle pratiche di ripopolamento ittico da parte delle amministrazioni pubbliche appare oggi del tutto ovvia e necessaria e potrebbe inoltre permettere di utilizzare i fondi disponibili per interventi concreti di miglioramento ambientale e ripristino degli habitat a favore dell'ittiofauna autoctona, da operarsi al di fuori dei tratti sopra ricordati. Perseverare invece nelle attuali forme di cattiva gestione del patrimonio faunistico collettivo, per di più con l'utilizzo di denaro pubblico, appare del tutto illogico.

Sempre come proposto da Scoccianti (2001), dovrà, inoltre, essere sancito per legge anche quanto segue:

- Divieto di immissione di Pesci per qualsivoglia motivo e fine nelle raccolte d'acqua di vecchia e nuova realizzazione inferiori a 30 m di diametro, di qualsiasi tipo e forma (pozze, laghetti, stagni, etc.), anche quando trattasi di bacini residui da escavazioni o di sbarramenti e dighe su corsi d'acqua.
- Divieto di traslocazione del pescato da un corpo idrico ad un altro o in altri tratti dello stesso (il rilascio degli individui pescati ancora vivi dovrà avvenire solo nello stesso corso d'acqua e nello stesso punto dove è stato effettuato l'atto di pesca).
- Divieto di realizzare impianti di allevamento di ittiofauna in zone esondabili.

Inoltre dovranno essere sancite le seguenti norme riguardanti i laghi da pesca a pagamento:

- Divieto di realizzazione di tali attività in aree esondabili.
- Restrizioni sulle specie di Pesci che possono essere introdotte.
- Divieto di fare uscire dai laghi il pubblico con Pesci vivi (per non incorrere nelle comuni pratiche di rilascio del pescato in altri luoghi).

Sensibilizzazione

Per rendere operative le suddette norme che sanciscono il divieto di immissione di ittiofauna, dovrà essere promossa un'ampia campagna di informazione. Infatti l'immissione di ittiofauna è spesso compiuta da cittadini fermamente convinti che così facendo si 'arricchisce biologicamente' un habitat.

Come ricorda Scoccianti (2001), in particolare con questa campagna di informazione si dovrà chiarire che:

- Il destinare corpi idrici circoscritti (piccoli bacini, laghetti, vasche, etc.) ad aree di immissione o stabulazione di ittiofauna, per scopi ornamentali, per la pesca o per controllo delle zanzare, è una grave forma di 'inquinamento biologico'.
- Una volta presenti i Pesci, questi habitat divengono in poco tempo ambienti artificializzati e non potranno più presentare tipiche biocenosi acquatiche: se quindi destinati a tale uso, essi dovranno essere considerati soltanto 'aree di allevamento' di Pesci.
- Il rischio di gravi effetti sulle popolazioni di Anfibi riguarda tutte le specie di Pesci. Anche la specie *Carassius auratus*, per esempio, così spesso detenuta in cattività e

altrettanto spesso rilasciata in natura, deve essere considerata una pesante minaccia perchè è un efficiente predatore di uova e larve di Anfibi.

- Anche gli stessi Pesci, una volta introdotti in corpi idrici come le pozze che hanno tipicamente dimensioni ridotte e che possono essere soggetti a periodici eventi di prosciugamento, non trovano condizioni ecologiche consone alle loro necessità.

Interventi di eradicazione delle specie introdotte

La fattibilità degli interventi di eradicazione delle popolazioni di Pesci immesse negli ambienti di riproduzione degli Anfibi è condizionata da numerosi fattori fra cui in particolare le caratteristiche del corpo idrico. Fra i vari metodi possibili quello più ovvio è il prosciugamento artificiale dell'invaso. Questo metodo, che è più facilmente applicabile nei bacini caratterizzati da allagamento temporaneo o che mostrano comunque dimensioni contenute, se attuato in modo corretto e con mezzi adeguati permette di eradicare completamente i Pesci presenti.

In alternativa gli interventi di eradicazione possono essere compiuti utilizzando anche sostanze chimiche che risultano tossiche per i Pesci. È evidente che l'uso di tali sostanze va valutato tenendo conto di tutti i possibili gravi danni e le conseguenze negative sulle altre specie presenti e, più in generale, sulla qualità dell'habitat (per ulteriori approfondimenti sull'argomento si veda Scoccianti 2001).

Progettazione di habitat per la riproduzione degli Anfibi in zone a rischio

Vi sono zone che possono essere considerate ad alto rischio per la possibile invasione da parte dell'ittiofauna. Generalmente si tratta di zone di pianura, in particolare lungo le aree di pertinenza fluviale dove bassure, pozze, e simili ambienti possono essere interessati da fenomeni di allagamento per fuoriuscita delle acque dall'alveo del fiume a seguito delle piene. In queste aree la progettazione di habitat riproduttivi per Anfibi deve tendere alla realizzazione di ambienti caratterizzati da allagamento temporaneo o comunque ambienti che, mediante opportune caratteristiche costruttive, risultino facilmente prosciugabili al momento che si dovesse verificare l'invasione di specie ittiche (per ulteriori approfondimenti sull'argomento si veda Scoccianti 2001).

Bibliografia

- Baker J.M.R. 1999. Abundance and survival rates of great crested newts (*Triturus cristatus*) at a pond in central England: monitoring individuals. *Herpetological Journal* 9: 1-8.
- Baker J.M.R. & Halliday T. R. 1999. Amphibian colonization of new ponds in an agricultural landscape. *Herpetological Journal* 9: 55-63.
- Blaustein A.R., Edmond B., Kiesecker J.M., Beatty J.J. & Hokit D.G. 1995. Ambient ultraviolet radiation causes mortality in salamander eggs. *Ecological Applications* 5(3): 740-743.

- Bisazza A., Zulian E. & Merlin E. 1990. Note sulla biologia riproduttiva di *Gambusia holbrooki* nell'Italia nord-orientale. *Rivista di Idrobiologia* 29(1): 151-162.
- Bressi N. 1995. Erpetofauna delle foci del fiume Isonzo, e note ecoetologiche sull'erpetofauna dell'Isola della Cona (Friuli-Venezia Giulia, Italia nord-orientale). *Atti del Museo Civico di Storia Naturale di Trieste* 46: 179-220.
- Bressi N. & Dolce S. 1993. Primi dati sulla situazione e la salvaguardia degli Anfibi in Provincia di Trieste. In: Ferri V (Edit). Atti I Convegno Nazionale Salvaguardia degli Anfibi (I). Primi dati sulla situazione e la salvaguardia degli Anfibi in provincia di Trieste. *Quaderni della Civica Stazione di Idrobiologia di Milano* 19 [1992]: 93-100.
- Cooke A.S. 1997. Monitoring a breeding population of crested newts (*Triturus cristatus*) in a housing development. *Herpetological Journal* 7: 37-41.
- Dolmen D. 1982. Zoogeography of *Triturus vulgaris* (L.) and *T. cristatus* (Laurenti) (Amphibia) in Norway, with notes on their vulnerability. *Fauna Norvegica Ser. A* 3: 12-25.
- Fellers G.M. & Drost C.A. 1993. Disappearance of the cascades frog *Rana cascadae* at the southern end of its range, California, USA. *Biological Conservation* 65: 177-181.
- Flecker A.S. & Townsend C.R. 1994. Community-wide consequences of trout introduction in New Zealand streams: pp. 203-215. In: Samson F.B. & Knopf F.L. (Edits). Ecosystem Management, selected readings. *Springer-Verlag, New York, USA*.
- Funk W.C. & Dunlap W.W. 1999. Colonization of high-elevation lakes by long-toed salamanders (*Ambystoma macrodactylum*) after the extinction of introduced trout populations. *Canadian Journal of Zoology* 77: 1759-1767.
- Goodsell J.A. & Kats L.B. 1999. Effect of introduced mosquitofish on pacific treefrogs and the role of alternative prey. *Conservation Biology* 13(4): 921-924.
- Grimaldi E. & Manzoni P. 1990. Enciclopedia delle specie ittiche d'acqua dolce di interesse commerciale e sportivo. *Camera di Commercio di Como e Istituto Geografico De Agostini, Novara, Italia*: 1-142.
- Hecnar S.J. & M'Closkey R.T. 1997. The effects of predatory fish on amphibian species richness and distribution. *Biological Conservation* 79: 123-131.
- Krueger C.C. & May B. 1991. Ecological and genetic effects of salmonid introductions in North America. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 48(suppl. 1): 66-77.
- Malesani V. 1985. La gambusia (*Gambusia affinis* Baird et Girard) nel Garda. *Atti del Museo Civico di Storia Naturale di Trieste* 37(3): 235-246.
- McLee G. & Scaife R.W. 1993. The colonisation by great crested newts (*Triturus cristatus*) of a water body following treatment with a piscicide to remove a large population of sticklebacks (*Gasterosteus aculeatus*). *The British Herpetological Society Bulletin* 42: 6-9.
- Morales J.J., Lizana M., De Hoyos C., Lopez J. & Martin-Sanches R. 1993. Characterization of amphibians habitat determinants in ponds of agricultural and holm oak ecosystem: p. 100. In: Programme & Abstracts of the 7th Ordinary General Meeting of the Societas Europaea Herpetologica, 15-19 September 1993, Barcelona, Spain.
- Scoccianti C. 2001. Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione. WWF Italia, Sezione Toscana. *Editore Guido Persichino Grafica, Firenze*: XIII+430 pp.
- Voris H.K. & Bacon J.P. 1966. Differential predation on tadpoles. *Copeia* 1966(3): 594-598.
- Wilbur H.M. 1997. Experimental ecology of food webs: complex systems in temporary ponds. *Ecology* 78(8): 2279-2302.

Stato delle conoscenze sulla nutria (*Myocastor coypus*) in Lombardia e problematiche di gestione

ALESSANDRO BALESTRIERI, LUIGI REMONTI & CLAUDIO PRIGIONI

Dipartimento di Biologia Animale, Università di Pavia, Piazza Botta 9, 27100 Pavia.
E-mail: alebls@libero.it

Premessa

Il presente contributo fornisce un quadro generale sulla situazione della nutria *Myocastor coypus* (Caviomorpha, Myocastoridae) e sulle iniziative in atto finalizzate al controllo numerico della specie in Lombardia. Accanto ad aspetti relativi all'eco-etologia, sono analizzati l'impatto della specie sulla vegetazione naturale e sull'economia agricola e le problematiche di gestione. Nell'esposizione dei dati non sono specificate le relative metodiche utilizzate, per le quali si rimanda ai lavori citati nel testo.

Distribuzione e status

La nutria è diffusa in tutta la fascia centro-meridionale della Lombardia, compresa tra la zona delle risorgive e il Po, con oltre l'80% delle segnalazioni riferite a quote inferiori ai 250 m s.l.m. (Prigioni et al. 2001).

La presenza della specie interessa l'intero territorio delle province di Mantova, Cremona e Lodi, buona parte della provincia di Pavia con segnalazioni sporadiche nell'alto Oltrepo, la Valle del Ticino sino all'inizio della provincia di Varese, le aree di pianura delle province di Milano e Brescia. Le vie di espansione comprendono i principali affluenti del Po (Ticino, Lambro, Adda, Oglio, Mincio) e la fitta rete di canali e fossi d'irrigazione, specialmente nelle zone coltivate e in aree anche fortemente antropizzate.

Complessivamente l'areale regionale della specie è valutabile in circa 11.500 km², pari al 48,2% del territorio lombardo (Fig. 1).

Gli ambienti più frequentati sono quelli ripariali, sia fluviali o di canali, sia lacustri o palustri, mentre recentemente sono in incremento gli avvistamenti in aree rurali e urbane.

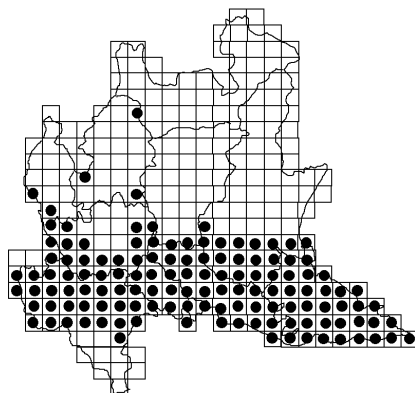


Fig. 1. Distribuzione della nutria in Lombardia (Prigioni et al. 2001).

Ecologia della specie nei Parchi fluviali lombardi

Negli anni 1995-96, la consistenza e le preferenze ecologiche della specie sono state valutate nei Parchi fluviali della Lombardia, con l'eccezione di quello del Mincio (Prigioni et al. 1996).

La consistenza complessiva è risultata pari a circa 12.000 individui (Tab. 1), distribuiti soprattutto lungo il corso pavese del Ticino, il tratto di Oglio compreso nel Parco Oglio Sud e il fiume Adda tra Lodi e la foce. Le densità variavano da 4 a 21,7 ind./ha per le lanche e da 8 a 14,9 ind./100 m di riva di canali.

Attualmente, tenendo conto della rete idrografica lombarda in cui la specie è presente, è possibile stimare, con la dovuta cautela, una popolazione complessiva di 35.000-40.000 soggetti (Prigioni et al. 2001).

La velocità dell'acqua ($r_s = -0,19$; $P = 0,036$), la pendenza delle rive ($r_s = 0,19$; $P = 0,029$) e la larghezza del corpo idrico ($r_s = 0,21$; $P = 0,019$) sembrano essere i principa-

Tab. 1. Parchi fluviali oggetto di studio con relative superfici e consistenza stimata della nutria (— = presenza non accertata)

Parchi fluviali	Superficie (ha)	N° di animali
Parco Lombardo del Ticino	90.640	4.500
Parco del Lambro	6.452	—
Parco Adda Nord	5.580	—
Parco Adda Sud	23.600	2.500
Parco del Serio	7.750	—
Parco Oglio Sud	12.800	4.000
Parco Oglio Nord	14.170	1.000
Totale	154.540	12.000

li fattori influenzanti la distribuzione della specie. La quasi totalità degli avvistamenti riguarda corpi idrici aventi velocità della corrente debole o nulla (Fig. 2), con pendenza delle rive non accentuata (Fig. 3). In aggiunta, il 37% degli animali avvistati è stato reperito in corpi idrici di larghezza compresa tra 2 e 5 m e il 33% in lanche o morte di larghezza superiore a 10 m (Fig. 4).

I canali di piccole dimensioni (larghezza < 5 m) sono quelli maggiormente utilizzati per la costruzione delle tane (Fig. 5), probabilmente perché presentano una minore velocità della corrente (i giovani hanno difficoltà di spostamento in presenza di correnti anche deboli).

Alcune tane (8%) sono state ricavate all'interno di complessi di gallerie occupati dal tasso (*Meles meles*).

La produttività media mensile della specie è stata valutata in 0,24 juv./ad., corrispondente ad una produttività media annua di 2,88 juv./ad, in accordo con quanto rilevato nel Lazio nella Riserva Naturale Tevere-Farfa (Reggiani et al. 1993).

Considerando un rapporto medio fra i sessi di 1 (Maschio) : 1,7 (Femmine) (Doncaster & Micol, 1990) si ottiene un valore annuo di produttività pari a 4,57 juv./femmina ad.

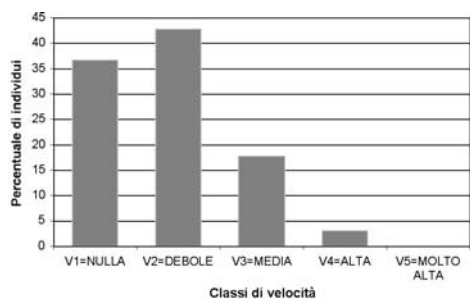


Fig. 2. Percentuale di individui in relazione alla velocità dell'acqua dei corpi idrici in cui sono avvenuti gli avvistamenti.

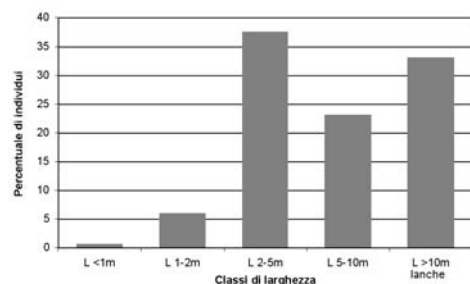


Fig. 4. Percentuale di individui in relazione alla larghezza del corpo idrico in cui sono avvenuti gli avvistamenti.

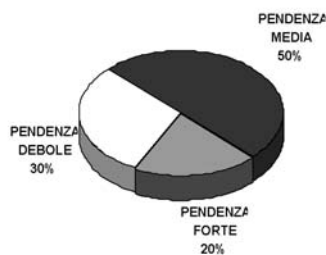


Fig. 3. Percentuale di individui in relazione alla pendenza delle rive dei corpi idrici in cui sono avvenuti gli avvistamenti.

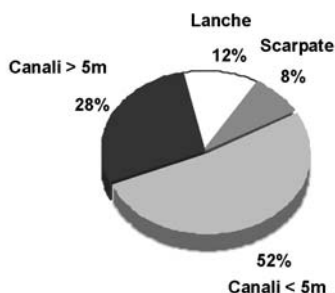


Fig. 5. Ripartizione delle tane di nutria per tipologia di corpo idrico.

Le nascite non sono uniformemente distribuite nel corso dell'anno, ma presentano un picco evidente in primavera, in particolare in marzo-aprile, ed uno in autunno (settembre-ottobre).

L'andamento delle nascite è simile a quello rilevato in altri studi condotti in Italia ed in altri paesi europei (Doncaster e Micol 1990, Velatta & Ragni 1991), e viene posto in relazione con il verificarsi di inverni relativamente miti, che non determinano una sostanziale diminuzione del successo riproduttivo, e consentono di avere le prime nascite nei primi mesi dell'anno.

La mortalità invernale è risultata pari a circa il 35% della consistenza autunnale. Questo dato è circa la metà di quello ottenuto in Francia da Doncaster & Micol (1990), a causa probabilmente della maggiore severità del clima invernale nella loro area di studio.

Impatto sulla vegetazione naturale

Lo spettro trofico della nutria in aree di vegetazione naturale è stato indagato nel Parco del Ticino negli anni dal 1994 al 1996 (Balestrieri et al. in prep.); comprende specie acquatiche e, secondariamente, piante ripariali della fascia prossimale al corpo idrico e specie non strettamente legate agli ambienti umidi in proporzioni simili (Fig.6).

La cannuccia di palude (*Phragmites australis*) e una specie alloctona, la peste d'acqua (*Elodea* spp.), sono le piante più utilizzate, seguite dal millefoglio d'acqua (*Myriophyllum spicatum*), dalla gamberaia maggiore (*Callitriche stagnalis*) e dalla robinia (*Robinia pseudoacacia*), di cui vengono consumate le foglie. Un discreto utilizzo si registra anche per altre specie acquatiche, come nannufaro (*Nuphar luteum*) e lenticchia d'acqua (*Lemna* sp.).

La cannuccia di palude, di cui la nutria utilizza germogli, foglie e rizomi, viene consumata durante tutto il corso dell'anno; la sua importanza come fonte trofica trova riscontro in numerose ricerche (Reggiani et al. 1993, Chabreck et al. 1981, Ehrlich 1967, Gosling, 1981). L'elevato consumo di Idrofite, in particolare dalla tarda primavera all'autunno, concorda con l'elevata percentuale di proteine e l'ampia varietà di aminoacidi in esse contenute (Hubac et al. 1984).

Lo scortecciamento di rami e tronchi caduti di salici (*Salix* spp.) e pioppi (*Populus* spp.) viene riscontrato in tutte le stagioni, seppure con un picco evidente in inverno, stagione in cui predominano le specie non strettamente legate all'ambiente acquatico, quali Graminacee e Ranunculacee; nello stesso periodo Gariboldi (1993) segnala un elevato consumo di ghiande.

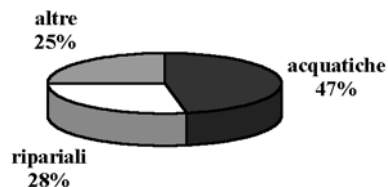


Fig. 6. Ripartizione percentuale della dieta della nutria.

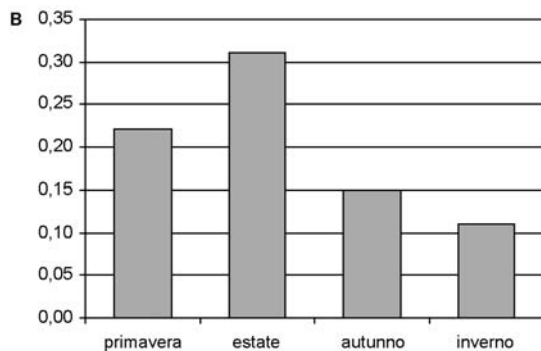


Fig. 7. Variazioni stagionali dell'ampiezza di nicchia trofica

La dieta, come prevedibile, appare diversificata soprattutto nel periodo vegetativo delle piante, per subire poi una semplificazione con il sopraggiungere della stagione fredda (Fig. 7).

Le diete di adulti e giovani risultano piuttosto diversificate: i primi utilizzano soprattutto specie acquatiche sommerse e galleggianti, mentre per i giovani le risorse principali sono rappresentate da piante erbacee ripariali e da foglie di robinia e salici. Le differenze

rilevate nell'alimentazione delle due classi di età trovano riscontro nella maggiore percentuale di attività dedicata dai giovani al foraggiamento a terra (Prigioni et al. 1996). Nel complesso lo spettro trofico dei giovani è costituito da un numero limitato di specie: il valore dell'ampiezza di nicchia trofica B è pari a 0,22 per i giovani e a 0,42 per gli adulti.

Nel periodo di studio non sono stati rilevati danni evidenti ad alcuna specie vegetale, anche se tra quelle utilizzate dal Roditore ne figurano alcune, quali *Nuphar luteum* e *Nymphaea alba*, che rientrano nella lista delle specie particolarmente protette della Lombardia.

Va però segnalato che lungo le aree golenali dei principali fiumi della regione sono state raccolte numerose segnalazioni della diminuzione di alcune specie igrofile, in particolare giaggiolo acquatico (*Iris pseudacorus*), ninfee, mazzasorda (*Typha* sp.), castagna d'acqua (*Trapa natans*) e cannuccia di palude, in seguito all'espansione della nutria (Prigioni et al., 1996).

Per quanto riguarda le interazioni con le specie ornitiche che nidificano nei canneti, va segnalata l'assenza della nidificazione della gallinella d'acqua (*Gallinula chloropus*) in alcuni canali naturali del Parco del Ticino, dove, prima della comparsa della nutria, era registrata una densità di 0,6 nidi/100 m di riva di canale (Prigioni, dati inediti).

Impatto sulle attività economiche

Analogamente a quanto riscontrato da Abbas (1991) nella Francia centro-occidentale, la nutria non si allontana molto dall'acqua ed i coltivi danneggiati si trovano sempre in prossimità di un corpo idrico; le piante abbattute o consumate si trovano generalmente in una fascia perimetrale di circa 5-6 metri di larghezza (Prigioni et al. 1996).

Il mais ed il frumento sono le coltivazioni maggiormente danneggiate: della prima vengono consumate sia le tenere foglie delle piantine appena germinate (maggio-giu-

gno), sia le spighe, previa recisione alla base del fusto (fine agosto-ottobre); la seconda viene utilizzata nei mesi immediatamente precedenti la raccolta, che avviene in giugno-luglio.

In Lomellina (PV), il 45,8% dei danni segnalati riguarda il riso, consumato in settembre prima del raccolto (Prigioni, dati inediti). L'erba medica viene danneggiata all'epoca del primo sfalcio, mentre per quanto riguarda l'orzo e i prati i danni, generalmente di lieve entità, sembrano dovuti principalmente allo schiacciamento degli steli.

Le radici ricche di carboidrati della barbabietola, coltivazione relativamente poco diffusa, sembrano essere particolarmente appetite, tanto da determinare, secondo quanto segnalato, notevoli concentrazioni di animali. Meno gravi, in proporzione, i danni a soia, angurie e verze, e per quest'ultime riferibili principalmente ad orti ricavati sulle sponde di canali o piccoli invasi.

La ripartizione stagionale delle segnalazioni e delle osservazioni sui danni alle colture presenta un picco evidente in maggio-giugno (Prigioni et al. 1996), corrispondente al periodo dello sviluppo della maggior parte delle specie coltivate e dovuto al fatto che nelle aree ad agricoltura intensiva, nella tarda primavera, le risorse trofiche reperibili nelle coltivazioni sono nettamente maggiori, per quantità e diffusione sul territorio, di quelle fornite dalla ridotta vegetazione spontanea.

Più consistenti, ma di ardua quantificazione, sembrano essere i danni causati alla stabilità delle arginature e della rete idrica per l'irrigazione; la selezione di canali di larghezza inferiore a 5 m per lo scavo delle tane determina un impatto maggiore sui fossi e i canali secondari che si irradiano capillarmente tra i coltivi.

Operazioni di controllo sul territorio regionale

Il decreto P.G.R. n° 4641/93 della Regione Lombardia prevede, con il parere favorevole dell'Istituto Nazionale della Fauna Selvatica (Prot. 1842/TA24/93), la totale eradicazione della specie dal territorio regionale. Attualmente le province interessate dalla presenza del roditore, con l'eccezione di quella di Milano, hanno avviato autonomamente campagne di controllo, che prevedono l'abbattimento diretto con l'uso del fucile e/o la cattura con apposite gabbie e la soppressione con "metodo eutanascico".

Complessivamente, negli anni 2000 e 2001 le soppressioni ammonterebbero 17.000 individui circa, quantità sicuramente sottostimata.

Le informazioni fornite dai diversi enti variano infatti ampiamente per precisione e dettaglio, rendendo impossibile valutare con precisione "l'impatto economico" della nutria a livello regionale. Nell'arco di tempo succitato l'impegno finanziario affrontato supera probabilmente i 500.000.000 di Lire (258.228 Euro), ai quali corrisponderebbe un elevato costo *pro capite*, pari a oltre Lire 29.000 (15 Euro) per nutria abbattuta.

Dall'analisi dei provvedimenti adottati dalle singole province emerge significativamente la necessità di un coordinamento a livello regionale, presupposto indispensabile per un piano di controllo efficace sull'intero territorio lombardo.

La regione Lombardia sta attualmente promovendo una ricerca, condotta dal Dipartimento di Biologia Animale dell'Università di Pavia, tesa a valutare l'efficacia degli interventi di controllo della specie messi in atto dalle province.

Quest'ultime saranno ripartite in unità territoriali di intervento, coincidenti in linea di massima con gli Ambiti Territoriali di Caccia e i Comprensori Alpini. Per ciascuna unità saranno individuate delle situazioni "critiche", o per la consistenza del roditore o per l'entità dei danni riscontrati, dove, con la collaborazione del personale di vigilanza, delle guardie venatorie volontarie e dei proprietari dei fondi coinvolti, saranno avviate le operazioni di cattura con un numero di trappole adeguato alla superficie interessata. Degli animali soppressi saranno rilevate le misure biometriche standard, il peso e il sesso, in abbinamento a valutazioni dell'età e dello status riproduttivo, al fine di determinare la struttura, la dinamica e la produttività delle popolazioni.

Sulla base del numero di individui catturati e dei passaggi di accesso all'acqua per ogni area di trappolaggio, si cercherà di elaborare un algoritmo che permetta di censire con facilità la specie in ambienti diversi, a partire dal conteggio degli "scivoli".

Conclusioni

L'areale della nutria in Lombardia comprende la quasi totalità delle zone di pianura e recentemente si è ampliato verso le fasce collinari prospicienti, aumentando l'allarme per la flora acquatica autoctona e per l'economia agricola.

Attualmente l'impatto della nutria sulle comunità vegetali idrofile è in effetti di difficile valutazione: per verificare oggettivamente possibili variazioni della composizione floristica degli ambienti acquatici e ripariali in aree con buona copertura vegetazionale, sarebbe necessario predisporre rilievi fitosociologici specifici, da svolgere stagionalmente per più anni in zone campione caratterizzate da densità e tempi di presenza della nutria differenti.

In aree di vegetazione naturale ancora relativamente estese, come è il caso della Valle del Ticino, gli effetti negativi esercitati dal roditore sulle specie vegetali autoctone potrebbero determinare, piuttosto che una diffusa riduzione dei canneti, il declino di alcune specie particolarmente sensibili, come segnalato per la castagna d'acqua nel Parco del Mincio (Scaravelli & Martignoni 1994).

I danni procurati dalla specie all'economia agricola sono generalmente circoscritti alle zone con elevate concentrazioni e riguardano soprattutto le colture di mais, frumento e riso, più marginalmente quelle orticole. Sempre maggior rilievo sembra assumere il danneggiamento della rete irrigua.

Gli interventi di controllo adottati sino a questo momento, non essendo tra loro coordinati e adottando spesso metodiche non standardizzate, risultano inefficaci, limitandosi a un contenimento della specie localizzato e a breve periodo, grazie anche all'elevata capacità di ripresa delle popolazioni colpite. Spesso inoltre si effettuano in

modo dispersivo, in base alle segnalazioni di danni ai coltivi, favorendo rapidi fenomeni di immigrazione da aree adiacenti. In questo contesto, il controllo della specie dovrebbe riguardare in prima istanza gli ecosistemi naturali di particolare pregio, per prevenire o limitare l'impatto della specie sulle comunità vegetali e animali autoctone.

In zone protette dove sono stati attuati interventi di controllo tramite trappole (Riserva naturale della Garzaia di Valenza e Fontana del Gigante, Piemonte), la vegetazione acquatica mostra infatti significativi segni di ripresa in tempi relativamente brevi (L. Gola, com. pers.).

Bibliografia

- Abbas A. 1991. Feeding strategy of coypu (*Myocastor coypus* Molina) in central western France. *J. Zool. Lond.* 224: 385-401.
- Chabreck R.H., Love J.R. & Linscombe G. 1981. Foods and feeding habits of nutria in brackish marsh in Louisiana: pp. 531-543. In: Chapman, J.A. & Pursley, D. (Edits). Worldwide furbearer conference proceedings. Frostburg.
- De Ciechi R. & Prigioni C. 1998. Distribuzione ed ecologia della Nutria (*Myocastor coypus*) nella valle del Ticino (Italia nord occidentale). *Atti Soc. it. Sci. Nat. Museo civ. Stor. Nat., Milano* 138:13-23.
- Doncaster C.P. & Micol T. 1990. Response by coypus to catastrophic events of cold and flooding. *Holarct. Ecol.* 13: 98-104.
- Ehrlich S. 1967. Field studies in the adaptation of nutria to seasonal variations. *Mammalia* 30: 142-152.
- Gariboldi A. 1993. La nutria (*Myocastor coypus*) in Lombardia. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* 21:259-262.
- Gosling L.M. 1981. Climatic determinants of spring littering by feral coypus, *Myocastor coypus*. *J. Zool. London* 195: 281-288.
- Hubac J.M., Beuffe H., Blake G., Corradi M., Dutartre A., Vaucouloux M. & Vuillot M. 1984. Les plantes aquatiques utiles: les lentilles d'eau (Lemnacées). *Paris: Association Francaise pour l'étude de l'eau.*
- Prigioni C., Balestrieri A., Remonti L. & De Ciechi R. 1996. Indagine sulla consistenza e distribuzione della Nutria (*Myocastor coypus*) nei Parchi fluviali della Lombardia. *Università di Pavia, Dipartimento di Biologia Animale, e Regione Lombardia, Servizio Tutela Ambiente Natura e Parchi, Settore Territorio*, 70 pp.
- Prigioni C., Cantini M. & Zilio A. (Edits) 2001. Atlante dei Mammiferi della Lombardia. *Regione Lombardia e Università degli Studi di Pavia*, 324 pp.
- Reggiani G., Boitani L., D'Antoni S. & De Stefano R. 1993. Biology and control of the coypu in the mediterranean area. *Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XXI: 67-100.
- Scaravelli D. & Martignoni C. 1994. Studio finalizzato alla conoscenza ed alla gestione della nutria (*Myocastor coypus*) nel Parco Naturale del Mincio.
- Velatta F. & Ragni B. 1991. La popolazione di nutria (*Myocastor coypus*) del Lago Trasimeno. Consistenza, struttura e controllo numerico. *Atti II Conv. Naz. Biol. Selv., Suppl. Ric. Biol. Selvaggina* XIX: 311-326.

Evoluzione del popolamento di *Myocastor coypus* in Provincia di Forlì

DINO SCARAVELLI

S.T.E.R.N.A. e Museo Ornitologico di Forlì, via Pedriali 12, 47100 Forlì.
E-mail: dinosc@tin.it

Introduzione e metodo

I popolamenti di nutria *Myocastor coypus* hanno avuto in provincia di Forlì una evoluzione singolare dovuta alla struttura del paesaggio. In questo lavoro si riassume brevemente quanto rilevato negli ultimi 10 anni e le considerazioni relative ai possibili futuri scenari.

Sono state raccolte informazioni sulla presenza e consistenza delle popolazioni locali di nutrie selvatiche e le possibili relazioni con le strutture del paesaggio.

Risultati e considerazioni

Nelle pagine dell'Atlante dei Mammiferi di Forlì (Gellini et al. 1992) si legge come, nel periodo di rilievo 1990-92, le presenze del roditore alloctono fossero scarse e legate soprattutto a solitari esemplari che avevano trovato temporaneo rifugio nelle vicinanze del Canale Emiliano Romagnolo e come rappresentassero ancora un fatto del tutto raro. D'altro canto prima non si erano registrate segnalazioni storiche per l'area romagnola (cfr. Zangheri 1961).

Mentre negli adiacenti ambienti ravennati si andavano costituendo nelle aree umide principali, a partire proprio da quegli anni, i nuclei della successiva "conquista" del territorio le zone della bassa forlivese e cesenate rimanevano ancora caratterizzate da pochi individui.

La parcellizzazione aziendale e il relativo utilizzo quasi spasmodico del terreno per le colture con un controllo ferreo, una minore disponibilità di aree umide più o meno naturali ha di certo rallentato la colonizzazione di queste aree.

I contingenti presenti nella pianura ravennate si sono fatti comunque sempre più consistenti ed è aumentata quindi la disponibilità di giovani in dispersione. Elemento

primario di mobilità sono stati i fiumi e il canale principale che dal 1995 al 2000 hanno portato a insediarsi piccoli nuclei lungo le aste principali fino alla linea della Via Emilia. Negli ultimi due anni si va assistendo alla radicalizzazione dei suddetti nuclei e una rinvigorita capacità colonizzatrice sta ora spingendo individui a salire lungo le valli principali di Marecchia, Rubicone, Savio, Ronco-Bidente, Rabbi, Montone e Tramazzo verso i tratti più appenninici, attestandosi ora già a quote tra i 50 e i 100 m di altezza.

Le azioni di controllo al momento appaiono ripercorrere la strada già fin troppe volte intrapresa con interventi puntiformi e non organizzati, tanto da far presagire uno sviluppo futuro simile a quello raggiunto nella vicina Ravenna (Scaravelli 2001). Un esempio è rappresentato dall'Oasi di Magliano, presso Forlì, dove un piccolo nucleo è oramai solidamente infeudato nel sistema di ex-cave e del fiume presenti, da cui irradiano esemplari per l'intera vallata.

Diviene sempre più necessario un piano provinciale di contenimento senza aspettare danni a colture o arginature come altrove avvenuto.

Bibliografia

- Gellini S., L.Casini & Matteucci C. (Edits). 1992. Atlante dei Mammiferi della Provincia di Forlì. Maggioli ed.: 62-63.
- Scaravelli D. 2001. Nutria *Myocastor coypus*, In: Scaravelli D., Gellini S., Matteucci C. & Cicognani L. (Edits). Atlante Mammiferi Provincia di Ravenna. STERNA & Amm. Prov. Ravenna: 90.
- Zangheri P. 1961. La Provincia di Forlì nei suoi aspetti naturali. Ed. CCIATA, Forlì.

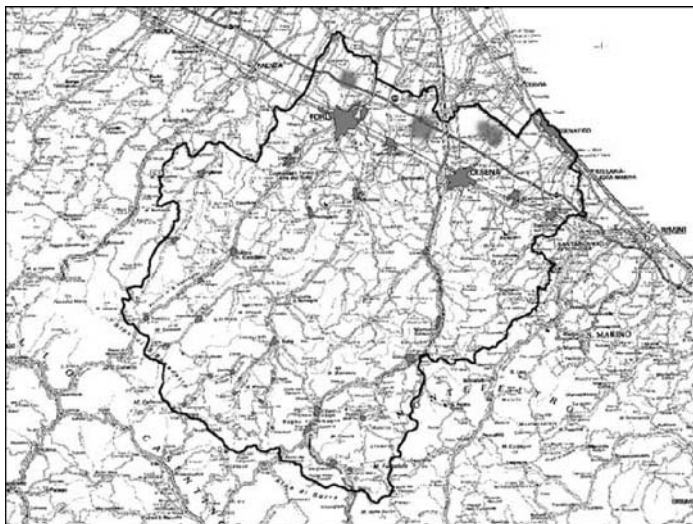
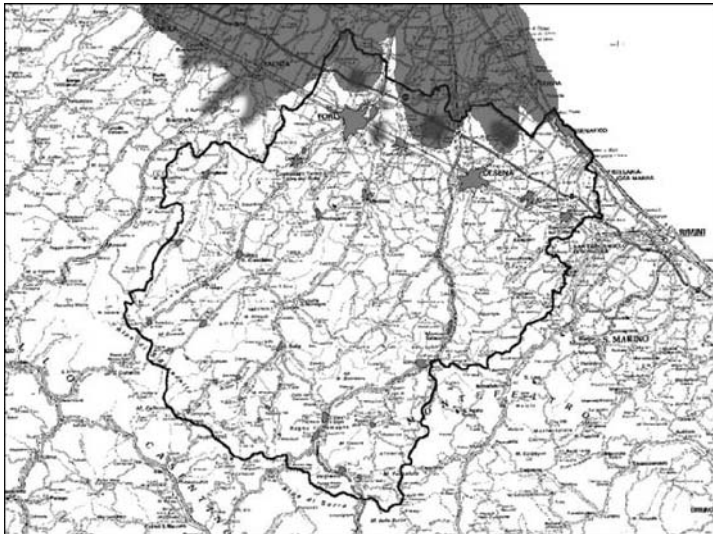
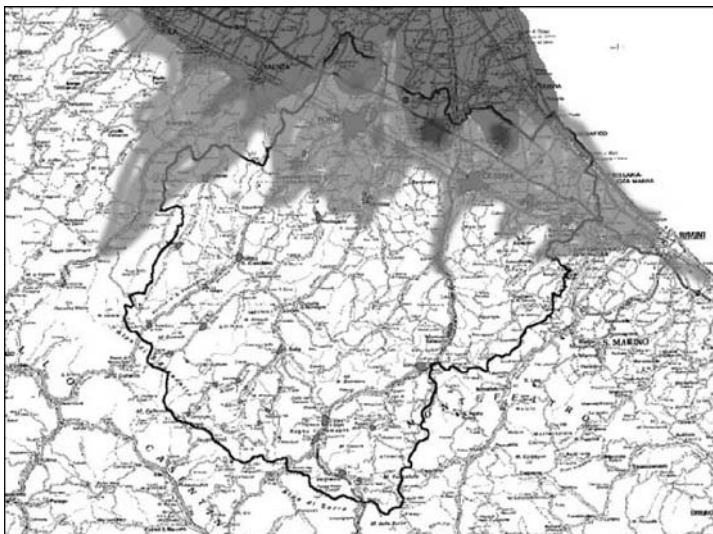


Fig. 1. Diffusione *Myocastor coypus* negli anni 1991-92.



Diffusione *Myocastor coypus* negli anni 1995-97.



Diffusione attuale *Myocastor coypus*.

L'acclimatazione del persico trota (*Micropterus salmoides*, Lacépède 1802) nel Lago di Bracciano (Lazio)

ANDREA MARINELLI, MASSIMILIANO SCALICI, GIUSEPPE MOCCIA
& GIANCARLO GIBERTINI

Dipartimento di Biologia, Università Roma Tre, viale G. Marconi 446, 00146 Roma.

Introduzione

Il persico trota, *Micropterus salmoides* (Lacépède, 1802), è un centrarchide originario del Nord America introdotto in Europa verso la fine del 1800 e segnalato per la prima volta nel Nord Italia attorno agli inizi del 1900 (Alessio 1981, Gandolfi et al. 1991). È attualmente presente anche nel Centro Italia (Tortonese 1975). In provincia di Roma, nel Lago di Bracciano, è stata segnalata (Provincia di Roma Uff. Caccia e Pesca) la sua presenza alla fine degli anni '90 a seguito di immissioni non autorizzate dalla Provincia stessa. È stato intrapreso uno studio al fine di valutare lo stato di salute di questa popolazione, l'impatto che può avere sull'ecosistema lacustre, e le possibili interazioni con le specie già presenti nel lago.

Area di studio

Il Lago di Bracciano è un lago di origine vulcanica, tendenzialmente oligotrofico, situato a 30 km a Nord di Roma, nel complesso dei Monti Sabatini. Si estende per una superficie di 57,02 km², ha una profondità massima di 165 m e una profondità media di 88,6 m. È situato ad un'altitudine di 164 m e riceve l'acqua di un bacino di drenaggio di 146 km². Il ricambio completo delle acque, stimato in funzione dei volumi in uscita dal suo unico effluente (Arrone), è di 137 anni, il più alto tra i laghi italiani. Dalla fine degli anni '80 è interdetto ai natanti a motore da diporto; è inoltre soggetto a forti captazioni d'acqua che in alcuni periodi dell'anno provocano escursioni batimetriche piuttosto evidenti (I.R.S.Arm. 1980). Sono diverse le specie ittiche di interesse economico e gestionale presenti nel lago: *Esox lucius*, *Perca fluviatilis*, *Tinca tinca*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Rutilus rubilio*, *Cyprinus carpio*, *Carassius carassius*,

Mugil cephalus, *Lepomis gibbosus*, *Anguilla anguilla*, *Atherina boyeri* e *Coregonus lavaretus*. Quest'ultima specie, rappresenta la principale risorsa alieutica. È presente, presso Anguillara Sabazia, un Incubatorio Ittico Provinciale, istituito dalla Provincia di Roma, tra i cui fini molto importante è la produzione di avannotti di coregone da semina, a sostegno della naturale produttività del lago. La vegetazione subacquea macrofita, è essenzialmente costituita da Characeae, che formano una prateria sommersa fra i 3 e gli 8 m. Molto abbondanti sono anche piante sommerse che raggiungono la superficie, come *Potamogeton perfoliatus*, *Myriophyllum spicatum* e *Ceratophyllum demersum*. Quasi scomparsa in ogni parte del lago è *Phragmites communis*, ancora ampiamente diffusa fino ai primi anni '90.

Materiali e metodi

Il materiale ittico è stato pescato nel Lago di Bracciano, per un numero totale di 163 individui, catturati mensilmente, da ottobre 2001 a settembre 2002, con l'ausilio di pescatori professionisti. Attualmente, dei 163 esemplari pescati, l'indagine riportata riguarda 118 individui. In ogni campionamento è stato prelevato un numero variabile di persici trota di entrambi i sessi, compreso tra 12 e 19 individui. Di ogni esemplare sono stati rilevati i caratteri morfometrici: lunghezza totale, lunghezza standard, lunghezza del capo, spazio pre-opercolare e post-opercolare, lunghezza opercolare, altezza massima e minima, lunghezza e altezza di tutte le pinne, distanza interorbitaria, lunghezza del mascellare, larghezza massima, larghezza bocca, con approssimazione al millimetro; e i caratteri meristici: numero delle scaglie della linea laterale, numero e

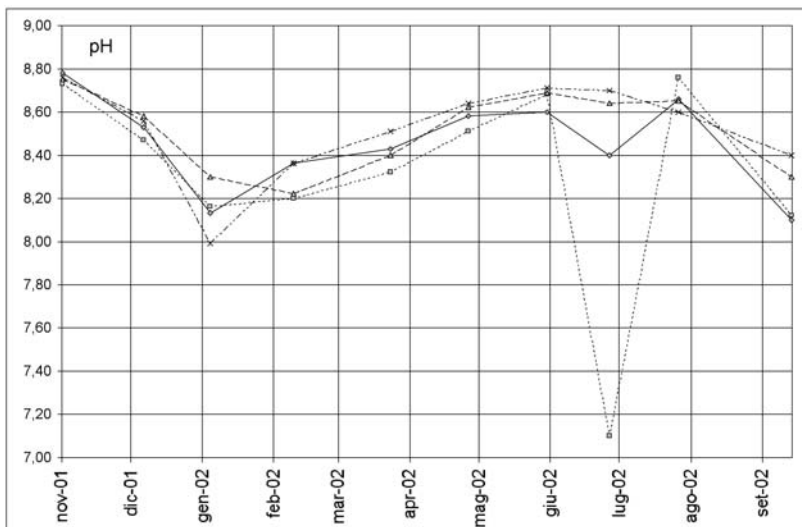


Fig. 1. Andamento dei valori di pH in funzione del periodo dell'anno

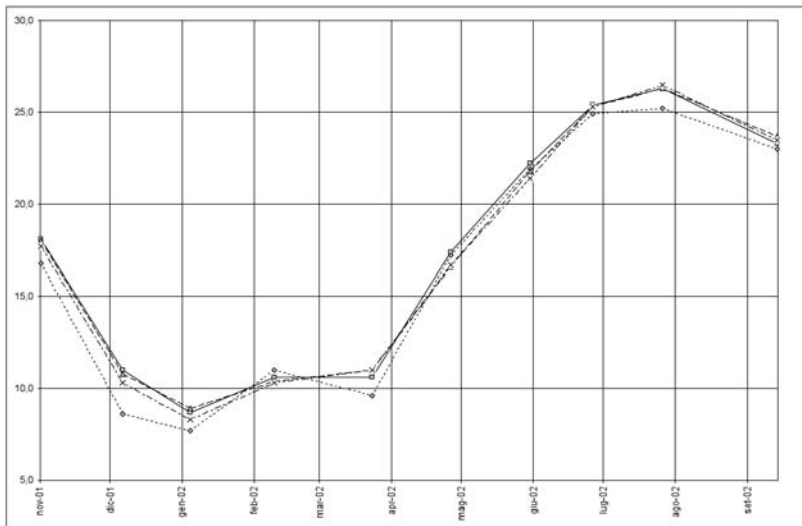


Fig. 2. Andamento delle temperature a 1m di profondità nel corso dell'anno

forma dei raggi di tutte le pinne. Di ogni pesce è stato inoltre calcolato il peso corporeo con approssimazione a 0,1 g. Inoltre sono state prelevate le gonadi per seguirne il ciclo di maturazione, il periodo riproduttivo e per l'identificazione del sesso. Le gonadi, una volta pesate per il calcolo dell'I.G.S. (Fig.7), sono state sottoposte ad analisi istologica classica, mediante fissazione in liquido di Bouin, inclusione in paraffina, sezioni dello spessore di 7 μm , colorazione con Emallume-Eosina. Sono state anche seguite le abitudini alimentari di *M. salmoides* utilizzando lo stomaco di ogni pesce, che una volta prelevato, è stato pesato e conservato in alcool a 70° per le successive analisi dei suoi contenuti. La tecnica della lettura delle scaglie ha permesso la suddivisione degli individui in classi di età. Inoltre, con l'ausilio di una sonda multiparametrica, sono stati rilevati mensilmente i valori chimico-fisici (pH, conducibilità, temperatura ecc.) dell'acqua del lago in quattro stazioni (Fig. 1 e 2).

Risultati e discussione

Le classi di età individuate attraverso la lettura delle scaglie al microscopio, sono 4: 0+, 1+, 2+, 3+. L'assenza di esemplari più vecchi è riconducibile a due fattori: innanzi tutto la recente immissione di questa specie nel lago, non ha ancora consentito una strutturazione uniforme della popolazione in classi di età e in numero di individui; in secondo luogo, le tecniche di pesca utilizzate (prevalentemente pesca a sciabica), non consentono di raggiungere quelle profondità (oltre i 40 m) dove stazionano i pesci più vecchi. L'uso della tecnica della lettura delle scaglie (Fig. 3) si è rivelato piuttosto sem-

plice, anche se gli anuli di accrescimento stagionali spesso sono poco evidenti. Questo poiché le condizioni climatiche del Lago di Bracciano rimangono sempre piuttosto costanti, rispetto a quelle dei bacini idrici dell'areale di origine; questa specie, infatti, alle nostre latitudini, non risente in particolar modo dei periodi di stress; al contrario si è ben adattata anche variando la sua alimentazione in funzione della stagione. Infatti dall'analisi dei contenuti stomacali, si è osservata una radicale variazione della dieta. Nel periodo invernale, il persico trota tende a cacciare grandi quantità di gamberetti del genere *Palaemonetes* (fino a 12 gamberetti in un solo stomaco) (Fig. 4), per passare ad una fase prevalentemente ittiofaga (*Atherina boyeri*, *Esox lucius*, Blennidae ecc.) in primavera-estate. Di notevole interesse è la presenza nei contenuti stomacali di resti di *Perca fluviatilis*. Questo sta ad indicare che l'immissione di *M. salmoides* nel Lago di Bracciano, ha influito sulla nicchia ecologica del persico reale, sia per competizione diretta sulla risorsa trofica comune, sia in quanto suo predatore. Questa ipotesi è confermata anche dalle interviste ai pescatori professionisti delle cooperative presenti al Lago di Bracciano, i quali lamentano una forte riduzione del persico reale nelle pescate. È anche da evidenziare il cannibalismo in questa specie, notato dal reperimento di giovani di *Micropterus* negli stomaci di individui adulti. L'osservazione dei preparati istologici delle gonadi sia maschili (Fig. 5) che femminili (Fig. 6), ha mostrato le diverse fasi del ciclo di maturazione gonadica, mettendo in evidenza uova a stadi previtellogenici o, addirittura, vitellogenici, già nel mese di febbraio, così come anche stadi di spermatogenesi avanzata (spermatidi e spermatozoi) nello stesso mese. La maturazione delle gonadi osservata risulta alquanto in anticipo rispetto alla normale stagione riproduttiva di *M. salmoides*, comunemente descritta in bibliografia (Aprile-Luglio) (Alessio 1983). Inoltre, sono state osservate gonadi mature (sia maschili che femminili) in individui 1+ e 2+ (secondo il metodo di determinazione di Nikolsky, 1963). Le femmine, ad ovario asincrono, presentano uova mature, con conseguente deposizione, più volte, a partire dal mese di febbraio. I maschi sono in grado di produrre spermatozoi maturi, almeno in due periodi riproduttivi, da febbraio a luglio.

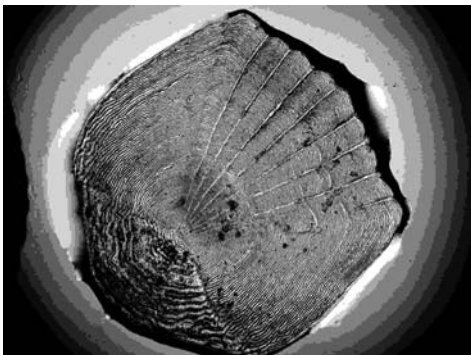


Fig. 3. Scaglia di individuo 3+.

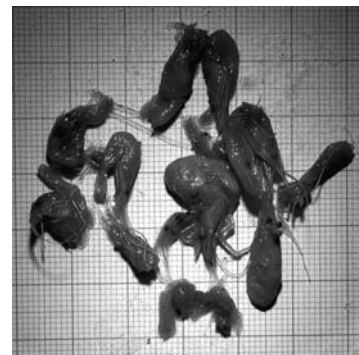


Fig. 4. Contenuto stomacale: *Palaemonetes* sp.

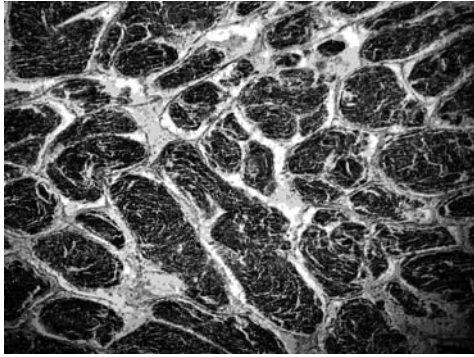


Fig. 5. Preparato istologico di gonade maschile.

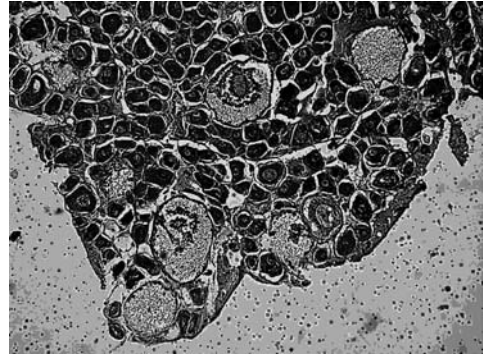


Fig. 6. Preparato istologico di gonade femminile.

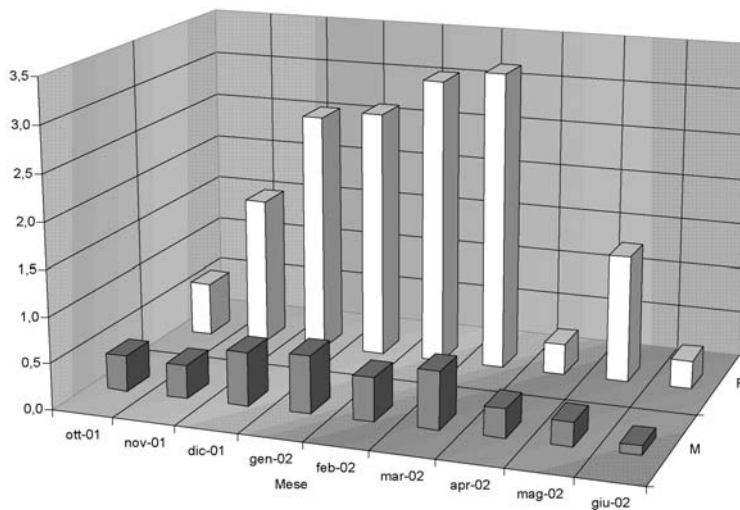


Fig. 7. Grafico I.G.S.

Conclusioni

La relativa abbondanza di giovani nelle peschate, sta ad indicare uno stato buono di salute della popolazione di *Micropterus salmoides* nel Lago di Bracciano, nel quale sembra perfettamente acclimatata, dato il suo successo riproduttivo. Si tratta però di una specie alloctona, immessa deliberatamente nel lago, che sta provocando danni a livello di biocenosi nella comunità ittica, data anche la sua ampia valenza ecologica e resistenza agli stress ambientali. Sembra avere infatti range di tolleranza maggiori rispetto a molte specie autoctone presenti nel lago; questo è il motivo per cui ha occupato rapi-

damente la nicchia ecologica di alcune di esse (come *Perca fluviatilis*), inducendone una continua e costante diminuzione numerica. Un'analisi più accurata degli effetti che questa specie può causare a livello biocenotico nella comunità ittica del Lago di Bracciano, può contribuire alle pratiche di gestione della biodiversità lacustre per una conservazione sostenibile dell'ittiofauna.

Bibliografia

- Alessio G. 1981. Ricerche sul persico trota, *Micropterus salmoides* (Lacépède) nel bacino medio superiore del fiume Po. *Natura, Soc. Ital. Sci. Nat. Museo civico stor. Nat. Acquario civ. Milano* 72: 197-200.
- Alessio G. 1983. Le black bass, *Micropterus salmoides* (Lacépède) dans les eaux italiennes. Un antagoniste du brochet? *Bull. Fr. Piscic.* 292: 1-17.
- Gandolfi G., Zerunian S., Torricelli P. & Marconato A. 1991. I pesci delle acque interne italiane. *Min. Ambiente. (Istituto Poligrafico Zecca dello Stato)*.
- I.R.S.Arm. 1980. Indagine sulla qualità delle acque lacustri italiane. *Quaderni* 43(2): 377 pp.
- Nikolsky G.V. 1963. The ecology of fishes. *Academic Press, New York, London*, 352 pp.
- Tortonese E. 1975. Osteichthyes, parte II – Fauna d'Italia, vol.XI. *Calderini, Bologna*, XVIII+636 pp.

Lungo le rotte migratorie. Progetti di ricerca: la nutria

RICCARDO PETRINI, ALESSIO BARTOLINI & EMILIA VENTURATO

*Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio, via
Castelmartini 125/a, 51036 Larciano (PT). E-mail: fucecchio@zoneumidetoscane.it*

Sintesi della relazione pubblicata su: Venturato E. & Petrini R. (a cura di) 2001. Lungo le rotte migratorie. Progetti di ricerca sulla vegetazione, l'avifauna e le specie aliene. *Quaderni del Padule di Fucecchio n. 1. Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio.* (Consultabile presso: www.zoneumidetoscane.it/eventi/padeventi.html).

Il progetto Nutria

Nella Toscana settentrionale la nutria è presente allo stato selvatico dalla metà degli anni '60. Le prime popolazioni riproduttive si sarebbero formate lungo il corso dell'Arno a seguito di una massiccia liberazione di animali da parte di un grosso allevamento avvenuta in occasione dell'alluvione del novembre del 1966. Nel giro di un paio di decenni la specie ha praticamente colonizzato tutto il sistema di aree umide comprese nel bacino idrografico dell'Arno ed in questo ampio comprensorio si concentrano i nuclei più consistenti della regione.

Anche se in misura molto diversa, tutte le aree protette coinvolte nel progetto *Lungo le rotte migratorie* sono interessate dalla presenza della nutria.

Le legittime preoccupazioni per le possibili conseguenze sulle biocenosi (e in primo luogo sulla vegetazione spontanea) per la comparsa o la notevole crescita demografica della specie, hanno indotto il comitato promotore del progetto ad inserire una specifica indagine volta a delineare un primo quadro conoscitivo della situazione.

Materiali e metodi

Sopralluoghi

In ogni area di studio sono stati eseguiti tre sopralluoghi, in concomitanza con l'esecuzione delle sessioni di cattura, seguendo un percorso standard. Sono state registra-

te le tracce di presenza della nutria quali impronte, feci, segni di scavo, tane e l'eventuale presenza ed estensione di impatto negativo su argini, coltivazioni, vegetazione selvatica. Ulteriori informazioni sono state raccolte interpellando i responsabili della gestione delle singole aree.

Catture

Nella Riserva Naturale Padule di Fucecchio sono state effettuate tre sessioni di catture: 1) *estate 1999*: dal 21-07-1999 al 05-08-1999; 2) *inverno 1999*: dal 22-12-1999 al 29-12-1999; 3) *estate 2000*: dal 07-07-2000 al 20-07-2000.

Per la stima della popolazione presente è stato adottato il metodo del *removal-trapping* consigliato da Doncaster & Micol (1988), che sfrutta la tecnica di Zippin (1958) per la stima della densità. Nel nostro caso le nutrie catturate non sono state materialmente rimosse, ma solo marcate per renderle riconoscibili; ciò implica che animali particolarmente attratti dalle esche nelle trappole abbiano impedito la cattura di ulteriori soggetti, rendendo la stima inferiore alla realtà.

Risultati dei sopralluoghi

Riserva Naturale Lama di Fuori

La presenza della nutria è stata accertata solamente nel sopralluogo invernale, con il ritrovamento di pochi escrementi e tracce sul bordo del Fosso delle Cateratte.

Nell'area quindi la presenza della nutria è da considerarsi prevalentemente stagionale, dovuta probabilmente a pochi individui che vi si stabiliscono nei mesi invernali.

La vicinanza con l'Arno, lo Scolmatore d'Arno, il Serchio ed il Fosso Morto Nuovo, dove sono presenti popolazioni di nutria, impone un accurato controllo periodico in quanto tutte queste vie sono possibili fonti di immigrazione.

ANPIL Bosco del Bottaccio e ANPIL Bosco Tanali

Durante il sopralluogo invernale, con presenza di acqua nella zona, sono state osservate alcune impronte e feci fresche lungo il Rio Visona.

La presenza di nutria nell'area è, per il momento, molto limitata. Gli animali frequentano principalmente il Canale Emissario confinante e si spingono all'interno soprattutto durante i mesi invernali, quando i livelli dell'acqua sono più elevati.

Riserva Naturale Lago di Sibolla

La presenza della nutria nell'area è stata accertata nel corso del 2000, tramite sporadiche osservazioni dirette.

Il monitoraggio ha evidenziato solo la presenza di poche tracce. È quindi probabile che le nutrie che gravitano nella zona siano un numero relativamente basso. È stata però notata una sensibile riduzione della superficie occupata da *Nynphaea alba* nello stagno rispetto agli anni precedenti.

Il legame con il Padule di Fucecchio, dove le nutrie sono molto abbondanti, impone un monitoraggio continuo per prevenire l'insediamento di una popolazione stabile.

Riserva Naturale Padule di Fucecchio

In tutti i sopralluoghi effettuati la presenza di nutria è risultata facilmente rilevabile lungo tutto il percorso considerato. La presenza dei numerosi segni di presenza è stata rilevata in modo omogeneo. Oltre ad impronte, scivoli, escrementi e tane, sono stati numerosi anche gli avvistamenti diretti di adulti e piccoli, in alcuni casi estremamente confidenti.

Si notano molto frequentemente piante consumate dalla nutria, tra le quali anche *Carex elata*. Presumibilmente è attribuibile alla nutria anche l'allettamento di porzioni di canneto, fenomeno diffuso in tutti i settori a fragmiteto dell'area. È stato osservato anche lo scortecciamento alla base di una quindicina di talee di salice messe a dimora per schermare una passerella.

In alcuni casi le tane hanno provocato piccoli cedimenti, mentre i molti scivoli presenti ovunque hanno aumentato visibilmente l'erosione e lo smottamento degli argini.

ANPIL La Querciola

I sopralluoghi hanno evidenziato la totale mancanza di tracce. L'ambiente non sembra particolarmente adatto alla permanenza di una popolazione stabile. I corsi d'acqua circostanti (Fosso Quadrelli, Torrente Ombrone) sono quasi privi di vegetazione riparia e durante i mesi estivi hanno una portata molto ridotta. Attualmente l'area può essere interessata solo da individui in transito ed in modo irregolare. Il Torrente Ombrone può fungere da raccordo per la popolazione di nutrie dell'Arno e la presenza di numerosi fossi e canali può facilitare la diffusione della specie.

Risultati delle catture

Il fatto di aver catturato un maggiore numero di individui adulti rispetto ai giovani e ai sub-adulti, ha probabilmente creato le premesse per una sottostima del numero complessivo di nutrie presenti; questa situazione è già stata riscontrata da Doncaster & Micol (1988) con popolazioni di densità vicine o superiori a 1 nutria/ha.

Per il calcolo della densità sono state prese in considerazione due misure di superficie rispetto alla localizzazione delle trappole:

- superficie globale di 43,8 ha, calcolata considerando un buffer di 150 m per lato (circa

la metà del diametro di un home-range medio) intorno al transetto; tale valore, considerando le distanze massime di ricattura registrate, è in realtà molto conservativo; la *Densità globale* (nutrie/ha) è stata valutata come nutrie stimate/superficie globale.

- superficie di cattura di 6,7 ha, calcolata considerando un buffer di 55 m per lato (la distanza media tra due trappole attigue) intorno al transetto; la *Densità di cattura* (nutrie/ha) è stata valutata come nutrie stimate/(superficie di cattura × fattore di correzione); il fattore di correzione è la percentuale delle trappole che effettivamente hanno catturato almeno una nutria durante la sessione.

Stima della densità di nutria (E.S. = Errore Standard; I.C. = Intervallo di Confidenza).

Sessione	Nutrie stimate	E.S.	I.C. 95%	Densità globale	Densità di cattura
Agosto 1999	42	8,73	35-77	0,96	7,88
Dicembre 1999	36	2,55	35-47	0,82	5,41
Luglio 2000	49	7,64	43-78	1,12	8,66

Discussione

In quattro aree (le ANPIL La Querciola, Bosco Tanali e Il Bottaccio, e la Riserva Naturale Lama di Fuori), dove è stata riscontrata una presenza più o meno stabile di piccole popolazioni (o singoli individui) e la specie non desta al momento particolari motivi di preoccupazione, è raccomandabile la prosecuzione del monitoraggio della presenza, nonché l'ulteriore acquisizione di informazioni riguardo ai collegamenti con altre popolazioni.

Nella Riserva Naturale Padule di Fucecchio la stima della densità ha evidenziato una consistenza della popolazione paragonabile con quelle osservate da vari autori sia in Italia che all'estero in situazioni in cui si suggerisce di attuare interventi di controllo. Inoltre è stato riscontrato un probabile trend di ulteriore crescita; d'altra parte, trattandosi di una colonizzazione relativamente recente, è verosimile che la popolazione non abbia ancora raggiunto la sua consistenza definitiva.

Pertanto si rende necessaria la prosecuzione su aree campione del monitoraggio periodico della densità e degli altri parametri di popolazione, nonché quello relativo all'impatto. È ipotizzabile anche la realizzazione di interventi sperimentali di riduzione della densità, su aree ben definite, mediante cattura e soppressione degli animali. Oltre a diminuire l'impatto della nutria nel breve termine, l'obiettivo è quello di ottenere dati utili al fine di mettere a punto piani di gestione efficaci e applicabili su aree più vaste.

Nella Riserva Naturale Lago di Sibolla, considerati i pochi individui ancora presenti, si propone un tempestivo intervento di eradicazione, ed un successivo monitoraggio periodico della presenza. L'insediamento di una consistente popolazione di

nutria metterebbe certamente a rischio la sopravvivenza di gran parte delle entità botaniche di notevole interesse presenti nell'area (già si notano danni rilevanti a livello delle rizofite).

A differenza delle altre aree, in cui è stata analogamente riscontrata una popolazione di nutria molto contenuta, per il Lago di Sibolla è facilmente prevedibile una rapida crescita numerica. In questo caso infatti si è in presenza di un ambiente particolarmente favorevole per la presenza di acque permanenti, l'abbondanza di vegetazione e le coltivazioni di mais a ridosso dell'area umida.

Bibliografia

- Doncaster C.P. & Micol T. 1988. Comparison of three absolute estimates of coypu abundance form cage trapping. *Acta Oecologica* 9: 89-99.
- Zippin C. 1958. The removal method of population estimation. *Journal of Wildlife Management* 22: 82-90.

Note conclusive

Quando, a fine primavera del 2001, proponemmo alla Regione Toscana la realizzazione di un convegno sulle problematiche legate alla presenza negli ambienti naturali della nutria e del gambero rosso della Louisiana, pensavamo ad un incontro che avrebbe interessato solo pochi addetti ai lavori. Evidentemente ci sbagliavamo.

Grazie all'impegno dei membri del Comitato Scientifico, durante le due giornate del convegno sono state presentate 20 relazioni orali e 6 poster che hanno illustrato efficacemente lo *status* attuale della ricerca e della gestione di varie specie alloctone presenti attualmente in Italia.

Più di 200 persone hanno partecipato alle due giornate del convegno e sicuramente avrebbero potuto essere un numero maggiore se problemi connessi alla capienza della sala non ci avessero costretto a chiudere anticipatamente le iscrizioni. Come dato interessante si segnala la numerosa partecipazione di Enti pubblici (Amministrazioni Provinciali e Regionali) di gran parte d'Italia.

I motivi di questo grande interesse sono stati sottolineati efficacemente nelle relazioni introduttive di entrambe le giornate.

Le immissioni faunistiche sono legate da sempre alla storia dell'uomo, ma è solo in tempi recenti, cioè da quando sono entrati in uso i concetti di conservazione e di biodiversità, che si è veramente percepita la portata negativa di questo fenomeno. Oggi, la diffusione incontrollata di specie animali e vegetali alloctone è riconosciuta a livello mondiale come uno dei principali motivi di perdita della biodiversità, secondo solo alla perdita e frammentazione degli *habitat*. Il numero di nuove specie alloctone introdotte, che negli ultimi 200 anni ha avuto un incremento esponenziale, sembra destinato a crescere ulteriormente se non saranno pianificati ed applicati strumenti, sia tecnici sia normativi, finalizzati a contrastarlo, considerato anche il progressivo aumento della mobilità, delle tecnologie dei mezzi di trasporto, del turismo e dei viaggi, della libertà di commercio a livello globale.

Le relazioni sulle specie ittiche, sia di acqua dolce che marine, hanno permesso di valutare, anche da un punto di vista quantitativo, gli effetti dell'introduzione di specie alloctone.

La situazione dell'ittiofauna delle acque interne italiane risulta essere molto compromessa: si registra infatti un incremento impressionante delle specie alloctone che solo negli ultimi 10-15 anni sono aumentate da 28 a 40, raggiungendo il 40% del patrimonio ittico complessivo.

In ambito marino, il problema nasce prevalentemente dal trasporto di specie alloctone tramite le acque di zavorra delle navi da carico che, si stima, trasportano ogni giorno circa 3-4.000 specie nel mondo. In alcuni casi le specie introdotte hanno provocato profondi mutamenti del patrimonio ittico originario con danni economici legati alla mancata pesca stimabili nell'ordine di milioni di euro all'anno oltre che, ovviamente, degli ecosistemi colpiti.

Per quanto concerne la nutria, le relazioni hanno mostrato come la situazione italiana riguardo alla diffusione di questa specie sia ormai molto compromessa, a causa del ritardo con cui si è affrontata la questione. Ma è emerso anche come sia possibile risolvere, o comunque minimizzare, il problema del suo impatto attraverso un approccio gestionale razionale. Sono state acquisite ormai notevoli conoscenze circa la biologia della specie, le tecniche di controllo delle popolazioni e di prevenzione dei danni; in alcune situazioni locali questi interventi danno risultati soddisfacenti ed esistono i presupposti per ulteriori approfondimenti ed affinamenti. In generale si è registrato un comune accordo sulla necessità di intervenire, anche sulla base delle recenti linee guida formulate dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica, con l'eradicazione dove le condizioni la rendano perseguibile, altrimenti con un controllo numerico duraturo delle popolazioni.

Per quanto riguarda il gambero rosso della Louisiana, la situazione appare estremamente problematica. L'invasione di questa specie è avvenuta in Italia nell'arco di soli 20-25 anni, durante i quali ha raggiunto livelli di diffusione e di densità impressionanti. Colpisce la facilità con cui è stato possibile, grazie all'incuria nella gestione degli allevamenti ed all'eccessiva "intraprendenza" di singoli, il realizzarsi di questo fenomeno. A ciò si aggiunge il fatto che, considerate le caratteristiche peculiari della specie, risulta estremamente difficoltoso mitigarne l'impatto negli ambienti naturali ed è ancora necessaria una fase di ricerca per determinare quali siano le pratiche gestionali più efficaci.

Durante i momenti di discussione sono state esposte da parte degli intervenuti al convegno diverse opinioni, sia a commento delle relazioni sia come approfondimento di argomenti trattati marginalmente, ma importanti per la corretta gestione delle specie alloctone.

A livello normativo si registrano numerose carenze. È stato evidenziato che, a causa di una certa confusione terminologica, spesso le norme risultano essere troppo vaghe e dunque difficilmente applicabili. Ciò si traduce spesso in immobilismo o in situazioni di conflittualità che non permettono di affrontare concretamente i problemi anche da parte del personale preposto alla vigilanza del territorio. Dal punto di vista operativo, le norme vigenti non prevedono l'eradicazione di specie che si riproducano in ambiente naturale, rendendo attualmente difficoltoso, se non impossibile, prevedere questa opportunità nella gestione delle specie alloctone. Poiché l'Italia ha già sottoscritto varie direttive e convenzioni comunitarie o internazionali che identificano il problema e

danno indicazioni sui metodi di risoluzione, è necessario e auspicabile che vi si adegui con una normativa nazionale chiara e non contraddittoria.

In tal senso costituirà un opportuno riferimento la Decisione n. 1600/2002/CE del Parlamento Europeo del 22 luglio 2002 che si pone l'obiettivo di "arrestare il deterioramento della diversità biologica al fine di raggiungere questo obiettivo entro il 2010, segnatamente prevenendo e riducendo l'effetto di specie e di genotipi invasivi esotici". Inoltre lo schema di Decreto del Presidente della Repubblica "recante modifiche al DPR 8 settembre 1997, n. 357, concernente regolamento di attuazione della direttiva 92/43/CEE relativa alla conservazione degli habitat naturali e seminaturali, nonché della flora e della fauna" (approvato dal Consiglio dei Ministri il 16-5- 2002), prevede la modifica e l'introduzione dei seguenti commi dell'articolo 13:

"comma 4. L'introduzione pregressa di popolazioni o specie non autoctone è oggetto di controllo e monitoraggio da parte delle regioni, delle province autonome di Trento e di Bolzano, nonché degli Enti di gestione delle aree protette al fine di valutare, attraverso un apposito studio, gli effetti di tali introduzioni sulle specie e sugli habitat inseriti negli allegati A, B, e D e sulle specie di cui all'allegato I della direttiva 79/409/CEE. I risultati degli studi derivanti dal controllo e dal monitoraggio sono inviati ogni due anni al Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio che, sentiti, se necessario e per quanto di competenza, l'Istituto nazionale per la fauna selvatica o altri organismi tecnico scientifici pubblici competenti per materia, d'intesa con la Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le regioni e le province autonome di Trento e Bolzano, stabilisce le azioni da intraprendere per il ripristino delle condizioni ecologiche ottimali, individuando i soggetti istituzionali che dette azioni debbono adottare nell'ambito della rispettiva competenza.

comma 5. E' vietata la reintroduzione e l'introduzione e il ripopolamento in natura di specie e popolazioni non autoctone".

Il sostegno politico risulta essere fondamentale. In molti casi ci sarebbero i modi per evitare ulteriori ingressi di fauna alloctona, ma manca la consapevolezza, spesso anche da parte delle Amministrazioni Pubbliche, del fatto che questo problema costituisca una priorità ai fini della tutela ambientale e paesaggistica.

Per quanto riguarda gli aspetti gestionali sono stati evidenziati alcuni dubbi circa l'opportunità di trasformare le specie alloctone in risorse utilizzabili in una qualche attività umana (per esempio per sfruttamento economico o venatorio). Questa eventualità infatti potrebbe rendere impossibile il controllo effettivo delle specie in questione a causa degli interessi generati. Tanto meno dovrebbe essere preso in considerazione qualsiasi concetto di "sfruttamento sostenibile" di queste specie, anche per evitare che si ripetano ulteriori introduzioni. In questo senso sono fondamentali le campagne di sensibilizzazione, in quanto la corretta comprensione di questo fenomeno, e degli sviluppi che spesso comporta, permette sicuramente di limitarlo.

Esiste, infine, la necessità di trovare una forma di coordinamento per collegare tra loro le iniziative legate al monitoraggio ed al controllo delle specie alloctone. Lo scam-

bio di informazioni tra ricercatori ed operatori che, a vario titolo, lavorano nel settore, risulta essere fondamentale per razionalizzare e ottimizzare lo sforzo necessario, perseguendo quindi risultati soddisfacenti. Esistono molti casi di studi ed esperienze di gestione, anche di ottima qualità, che sono noti solo agli incaricati del progetto e alle Amministrazioni coinvolte; i risultati raggiunti spesso non trovano la necessaria diffusione né un confronto con esperienze analoghe. Mancano inoltre alcune conoscenze di base fondamentali per impostare corretti piani di gestione: per alcune specie, ad esempio, non è nota la distribuzione delle popolazioni né a livello locale né, tanto meno, a livello nazionale. Questi aspetti, rendono difficilmente realizzabili quegli interventi che, effettuati a livello di popolazione, sarebbero sicuramente più efficaci e duraturi.

Dunque, le maggiori probabilità di successo nella lotta di prevenzione e controllo delle specie alloctone nascono sicuramente dalla realizzazione di un coordinamento efficace tra tutte le parti interessate. Sarà questo l'impegno prevalente nei prossimi anni, parallelamente alle iniziative già intraprese a livello locale.

Della stessa collana fanno parte i seguenti volumi:

Venturato E. & Petrini R. (a cura di) 2001. Lungo le rotte migratorie. Progetti di ricerca sulla vegetazione, l'avifauna e le specie aliene. *Quaderni del Padule di Fucecchio n. 1. Centro di Ricerca, Documentazione e Promozione del Padule di Fucecchio.*