

Biologia Ambientale

Volume 27
Numero 2
Settembre 2013

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- SANTONE P., NORSCIA C., MILANA G., BATTISTI C., SOCCINI C., FERRI V., LOCASCIULLI O., FORLIZZI E. - **Impatto diretto, indiretto e potenziale degli impianti eolici sull'avifauna: prime evidenze da un sito dell'Appennino abruzzese (Italia centrale)** 3
- BONADONNA L., BRIANCESCO R., PARADISO R., SEMPRONI M. - **Validità di metodi utilizzati per la determinazione di enterococchi intestinali in acque naturali e sottoposte a clorazione** 15
- ESPOSITO C. - **Lo scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) sui Monti Lepini (Italia, Lazio meridionale): evidenze di una ricolonizzazione** 21
- PAOLETTI M.G., SOMMAGGIO D., FUSARO S. - **Proposta di Indice di Qualità Biologica del Suolo (QBS-e) basato sui Lombrichi e applicato agli Agroecosistemi** 25
- VIAROLI P. - **Cambiamenti globali e pressioni locali: tendenze evolutive e problemi inediti negli ecosistemi delle acque interne** 45
- GUACCI C., FERRI M., GIPPOLITI S. - **Un manifesto pro conservazione "ex situ" dell'orso bruno marsicano *Ursus arctos marsicanus* Altobello, 1921** 55
- TURIN P., TIOLI S., ZANETTI M., LALLI A. - **Fauna e monitoraggio delle grandi opere: l'esperienza del Passante di Mestre** 59

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- LANCIANI G., PICCOLI F., CELLI N., CALABRESE R., DI RENZO G., SALVATORE B., MARRONE M., PAGLIANI T. - **La popolazione di *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) nella Riserva Naturale "Cascate del Verde" (Borrello, CH): confronto tra diversi metodi di campionamento e di stima della popolazione - primi risultati** 69
- DUTTO M., SÜSS L. - **Reperti di *Periplaneta americana* (Linné, 1758) in Piemonte (Blattaria, Blattidae). Contributo alla conoscenza della geonemia di una specie infestante alloctona** 75
- ZERUNIAN S. - **Lista Rossa dei Vertebrati Italiani: considerazioni critiche relative ai Pesci d'acqua dolce** 78
- Recensioni** 86

Foto di copertina

Femmina di orso marsicano, Vallelonga (AQ). (Foto: Stefano Tribuzi)

IMPRESSO NEL MESE DI SETTEMBRE MMXIII
DALLA «LINOGRAF MAURILUCIANO» - CREMONA

Impatto diretto, indiretto e potenziale degli impianti eolici sull'avifauna: prime evidenze da un sito dell'Appennino abruzzese (Italia centrale)

Pasquale Santone¹, Claudio Norscia^{1,2}, Giuliano Milana³, Corrado Battisti^{4*}, Christiana Soccini⁵, Vincenzo Ferri⁵, Osvaldo Locasciulli⁶, Elia Forlizzi⁷

1 CSOA (Centro Studi Ornitologici d'Abruzzo), Viale Colle delle More, 50 – 65013 Città Sant'Angelo (PE)

2 Via Sorripe 44 – 65013 Città Sant'Angelo (PE)

3 Dipartimento di Biologia e Biotecnologie "Charles Darwin", Università di Roma "Sapienza", P.le Aldo Moro, 5 – 00185 Roma

4 Via dei Carafa, 274 – 00148 Roma

5 Studio Natura Arcadia, via Valverde, 4 – 01016 Tarquinia (VT)

6 Ente Parco Nazionale del Gran Sasso e Monti della Laga, via del Forte, 1 – 64046 Montorio al Vomano (TE)

7 Corso dei Vestini 4 – 65017 Penne (PE)

* Referente per la corrispondenza: cbattisti@inwind.it

Pervenuto il 16.3.2012; accettato il 27.4.2012

Riassunto

Negli anni 2010-2011 è stato condotto un monitoraggio degli impatti diretti, indiretti e potenziali sull'avifauna nidificante e di passo migratorio in un'area dell'Appennino abruzzese ove sono collocati 36 aerogeneratori eolici attivi. In 389 sopralluoghi sono state rinvenute 4 carcasse relativamente integre e altri reperti per un totale di 14 individui (6 specie). La mortalità stimata per il periodo di studio, controllando per i bias da efficienza dei rilevatori e per i tassi di decomposizione/rimozione delle carcasse da parte di specie "spazzine", ha portato a valori di collisione compresi tra 55,70 collisioni/anno (se calcolato solo su carcasse integre) e 194,96 (se calcolate in base a tutti i reperti ottenuti; 1,54-5,42 collisioni/impianto/anno), valori all'interno dei range noti per altri studi in Europa. Non sono state riscontrate differenze evidenti nella struttura e composizione delle comunità ornitiche nidificanti (22 specie) nelle due sub-aree 'trattamento' (ove sono presenti gli impianti eolici) e 'controllo'. Tutta l'area rappresenta un importante sito di foraggiamento, transito e frequentazione per alcuni falconiformi nidificanti e in migrazione (11 specie; più contattate: *Gyps fulvus* e *Falco tinnunculus*), alcuni tra i quali possono rientrare per una serie di fattori (es., densità relativamente elevata, elevati tempi di permanenza nell'area, modalità di volo, altezze di volo che si sovrappongono in gran parte con lo sviluppo verticale degli impianti) tra quelle maggiormente vulnerabili localmente all'impatto con gli impianti. L'applicazione di un indice di rischio d'impatto ha portato ad un ranking tra le specie, pur se i dati necessitano di un campione più rappresentativo.

PAROLE CHIAVE: avifauna nidificante / passo migratorio / impatto diretto / stazioni d'ascolto / falconiformi / indice di rischio d'impatto

An evaluation of the direct, indirect and potential impact of windfarms on birds: evidences from a site of central Apennines (Italy)

In 2010-2011 we carried out a monitoring study focused on the direct, indirect and potential impacts on breeding and migratory birds in a wind farm of central Apennines (L'Aquila). On 389 survey (only spring-summer), we sampled between 4 and 14 carcasses belonging to 6 species. Fatality rate, estimated by checking for the bias of researcher efficiency and the scavenger removal rates of decomposition or removal by scavenger species, ranged between 55.70 and 194.96 collisions/year (1.54 -5.42 collisions/facility/year), within the range known for other studies in Europe. There were no strong differences in the structure and composition of the breeding bird communities (22 species) in the two sub-areas 'treatment' (where are present the wind plants) and 'control'. The study area represents an important foraging, breeding and migratory site for a large number of raptors (11 species; more sampled in number: *Gyps fulvus* and *Falco tinnunculus*): some of them may be considered vulnerable for some proper ecological traits (e.g., high local density, flight type, height of flight overlapping the wind facilities). In a preliminary way, we also applied a risk index based on a set of ecological and conservation traits obtaining a species ranking of impact sensitivity.

KEY WORDS: breeding birds / bird migration / direct impact / point count method / hawks / risk index

INTRODUZIONE

La letteratura internazionale ha evidenziato, soprattutto nell'ultimo decennio, l'impatto provocato dal complesso sistema di opere collegate direttamente o indirettamente agli impianti eolici. Tali opere e infrastrutture costituiscono, infatti, fattori (e/o sono all'origine di processi) che sono in grado di alterare in senso fisico-strutturale e funzionale sia il substrato e la geomorfologia, sia le componenti biotiche vegetali e animali, nonché i processi ecologici di un sito o di un ambito territoriale a scala più ampia (es., WINKELMAN, 1992, 1995; MARTÌ e BARRIOS, 1995; LANGSTON e PULLIAN, 2003). In particolare, l'impatto delle infrastrutture destinate alla produzione di energia elettrica è stato ampiamente analizzato per alcuni gruppi di vertebrati terrestri omeotermi (es., uccelli e mammiferi chiroterti). Tra gli uccelli, recenti studi hanno evidenziato un impatto diretto e indiretto (per trasformazione di habitat) di queste opere su singoli individui, su popolazioni e su intere comunità, pur se le risposte sembrano risentire di una elevata specificità a livello di singole specie, oltre che relativa a differenti contesti e scale spaziali e temporali (cfr. LANGSTON e PULLAN, 2003 per una revisione). In particolare, alcune specie e gruppi di specie mostrano una sensibilità elevata agli impianti eolici e alle strutture annesse (anemometri, linee elettriche, strade) sia per alcune caratteristiche intrinseche, ad esempio di tipo fenologico, demografico e ecologico-comportamentale in senso lato, sia estrinseche, ad esempio quelle legate a specificità del contesto territoriale ove tali strutture si collocano (condizioni climatiche locali, geomorfologia, assetto vegetazionale dei siti; ZIELIŃSKI *et al.*, 2009; NOGUERA *et al.*, 2010).

Questo studio riporta i dati ottenuti durante il monitoraggio *post-operam* dell'avifauna nel biennio 2010-2011 nel sistema di impianti eolici tipo a tre pale collocati in un sito dell'Appennino abruzzese (provincia dell'Aquila). In tale monitoraggio è stata prevista una elaborazione quantitativa con metodi differenti orientati a raccogliere informazioni sull'impatto diretto, indiretto e potenziale degli impianti eolici sull'avifauna. In particolare sono state avviate tre ricerche differenti finalizzate ad indagare: i) l'impatto diretto, attraverso il rilevamento di reperti parziali o integri di uccelli (carcasse di animali o parti di esse), ii) l'impatto indiretto per trasformazione di habitat analizzando la composizione e struttura delle comunità ornitiche nidificanti in siti "trattamento" (sotto gli impianti eolici) e in siti "controllo", collocati a distanza dai primi, in ambienti comparabili; iii) l'impatto potenziale sulla composizione della comunità di veleggiatori medio-grandi (falconiformi ed, eventualmente, altri gruppi), nidificanti o in transito migratorio, attraverso la definizione di un indice di rischio d'impatto specie-specifico.

MATERIALI E METODI

Area di studio

Il monitoraggio ha riguardato tutta l'area degli impianti eolici attualmente attivi collocati dalla località Alto Cituro nel Comune di Cerchio sino ai territori comunali di Collarmele e Pescina (es., Vallone Collarmele, Costa Muricci, Monte Coppetella, Costa Giordana, Colle Formica, Rascito Forchetta), nel comprensorio denominato Marsica (provincia dell'Aquila).

Tutti i 36 impianti alimentati dal vento attualmente presenti, attivati dal 2007 in poi, ricadono in un comprensorio collocato ad una altitudine compresa approssimativamente tra 800 e oltre 1300 m s.l.m. e sono costituiti appunto da aerogeneratori o turbine eoliche (tipo VESTAS 2MW e GE; di seguito "impianti"); potenza 2 MW; altezza del rotore tra 78 e 80 m da terra; lunghezza delle singole pale: 40 m; altezza complessiva interessata: 118-120 m; superficie spazzata dalle pale: tra 5000 e 5200 m²).

Protocolli di campionamento

Impatto diretto – Al fine di verificare l'impatto diretto degli impianti eolici sull'avifauna nidificante e di passo migratorio pre- e post-nuziale è stata condotta una serie di sopralluoghi dal 13 agosto 2010 al 4 settembre 2011 per complessive 77 giornate (2010: 21 giornate; 2011: 56 giornate; totale: 304 ore e 20 min. di campionamento), finalizzati a raccogliere, sotto gli impianti, eventuali reperti integri di uccelli ("carcasse") o parti di essi (penne, piume, altri resti), la cui presenza potesse essere fatta risalire ad impatto diretto degli individui per collisione con queste stesse strutture. Gli operatori (alternativamente tutti gli autori del lavoro), una volta scelto un singolo impianto in modo *random*, all'interno di un sub-campione rappresentativo di 23 impianti dell'area di progetto (ciascuna indicata da un codice alfanumerico), percorrevano con andatura lenta in modo da coprire tutto il settore sottostante l'impianto per un raggio di 50 m dall'asse dello stesso. Durante la perlustrazione, gli stessi osservavano attentamente il settore di percorrenza avanti a sé e lateralmente, all'interno di una fascia di 2 m circa a destra e sinistra, al fine di individuare eventuali carcasse intere di animali o parti di esse conseguenti a impatto diretto con le pale e comunque con la struttura complessiva dell'impianto. È stata, pertanto, sottoposta a perlustrazione un'area di circa 1 ha per ciascun impianto (tempo approssimativo per impianto: tra 45' e 1 h). Durante tale indagine ci si è serviti di bussola e GPS Garmin *E-trex* al fine di posizionare correttamente l'eventuale reperto.

Al fine di valutare l'efficienza di ricerca dei rileva-

tori stessi (*Searcher efficiency*) e di stimare i tempi di decomposizione e di rimozione delle carcasse (*Scavenger removal rates*) si è proceduto ad effettuare, come consigliato da JAIN *et al.* (2010), alcuni *trial* utilizzando, nel primo caso sagome di stoffa o plastica e nel secondo caso, carcasse di animali di dimensioni medie (es., quaglie di allevamento; 10 per ogni *trial*). In quest'ultimo caso, ogni carcassa è stata lasciata in loco, verificandone la presenza giornalmente, fino alla sua eventuale rimozione da parte di un necrofago o fino alla sua completa decomposizione. I *trial* sono stati effettuati tre volte su altrettanti impianti, uno per stagione (invernale 2010-2011, primavera 2011, estiva 2011). I *Searcher efficiency trial* sono stati effettuati da ciascun rilevatore impiegato nello studio.

Complessivamente sono stati condotti 389 campionamenti (*survey*) sugli impianti appartenenti al sub-campione. I dati sono stati successivamente elaborati ricavando il numero di reperti (sia carcasse intere sia parti di esse) e calcolando: i) il n. totale di reperti (n. rep.: carcasse o parti di esse; assumendo che ogni reperto indipendente corrisponda ai resti di un singolo individuo impattato); ii) il n. di individui integri accertati (n. ind.; ricavato in base al solo numero di carcasse intere e resti anatomici integri, escludendo quindi singole parti come, ad esempio, le spiumate, assumendo che solo le prime costituiscano la testimonianza di un impatto per collisione). Tali valori sono stati normalizzati al numero di *surveys* effettuate (n = 389) ottenendo i rapporti: i) n. rep./*survey* e n. ind./*survey*.

La stima del numero di collisioni sulla base del numero di carcasse rinvenute (C, ottenuto sia da n. rep. sia da n. ind.) è stato corretto sulla base del tasso di predazione da necrofagi (*Sc*), del tasso di efficienza dei rilevatori (*Se*) e della proporzione delle turbine eoliche effettivamente indagate rispetto al totale delle turbine eoliche in esercizio presso l'impianto eolico monitorato (*Ps*), per una frequenza di monitoraggio di 7 giorni.

Il tasso di efficienza di ricerca (*Searching efficiency rate: Se*) è stato calcolato come il rapporto tra il numero di carcasse rinvenute dai rilevatori rispetto al numero di carcasse posizionate durante i *trial* (valore medio tra tutti i *trial*).

Il tasso di rimozione/decomposizione (*Scavenging rate; Sc*) è stato calcolato come la frequenza relativa del numero di carcasse rinvenute dopo 7 giorni, calcolato come valore medio su tutti i *trial*.

Su questa base è stato calcolato l'indice E (JAIN *et al.*, 2010):

$$E = C / (Sc \cdot Se \cdot Ps)$$

espresso sia in n. ind. (E_{ind}) sia in n. rep. (E_{rep}).

Impatto indiretto sugli habitat delle comunità ornitiche nidificanti – Al fine di ottenere dati sulla composizione e struttura delle comunità ornitiche nidificanti sia in aree occupate da impianti che in comparabili aree 'controllo', è stato applicato il metodo delle stazioni d'ascolto (di seguito, 'stazioni') di tipo quantitativo denominato I.P.A. (Indice Puntuale di Abbondanza; BIBBY *et al.*, 2000; SUTHERLAND, 2006). Tale metodo permette di campionare, con uno sforzo di ricerca contenuto, le specie ornitiche più facilmente contattabili, perché più diffuse e abbondanti. Nel periodo compreso tra aprile e giugno 2011 sono state individuate 10 stazioni nella sub-area 'di trattamento' (una per ciascuno di altrettanti impianti eolici selezionati in modo *random*, ciascuna centrata sulla verticale delle turbine) e 10 stazioni 'controllo', localizzate lontano dagli impianti (almeno 200 m ca.) e caratterizzate da ambienti paragonabili a quelli sottostanti gli impianti. In ciascuna stazione, nelle ore del mattino (dalle 9 alle 14 ca., ora solare), sono state condotte due sessioni di campionamento della durata di 10 minuti ciascuna (BIBBY *et al.*, 2000), per complessivi 400 minuti. Durante il tempo di rilevamento sono stati registrati tutti gli individui di ciascuna specie ornitica nidificante. Per ciascuna specie sono stati considerati i valori massimi tra le due sessioni (ciò in ragione del fatto che in questo tipo di indagini si assume che i campionamenti siano sempre affetti da sottostime; SUTHERLAND, 2006).

I dati sono stati successivamente elaborati ottenendo, dal numero dei contatti per ogni singola specie (n) e totali (N) e per ognuna delle due sub-aree 'trattamento' e 'controllo': i) la frequenza relativa (fr_i , come il rapporto n/N): questo valore esprime il peso (o 'dominanza') delle specie sul totale delle specie della comunità (con $fr_i > 0,05$: specie "dominanti"); ii) il numero complessivo di specie (S) e la ricchezza normalizzata di Margalef ($Dm = S - 1 / \log N$; MAGURRAN, 2004, indice che normalizza il numero di specie ottenute alla numerosità del campione, consentendo comparazioni tra comunità aventi numerosità differenti dei dati ottenuti); iii) l'indice di diversità di Shannon-Wiener (calcolato come $H' = -\sum fr_i \ln fr_i$; SHANNON e WEAVER, 1963).

Frequentazione di falconiformi e stima dell'impatto potenziale – Al fine di ottenere dati sulla frequentazione dell'area da parte di alcune specie particolarmente sensibili alla presenza degli impianti eolici (falconiformi e, eventualmente, altri grandi veleggiatori: es., caradriformi, ciconiformi, gruiformi) è stata effettuata una serie di visite periodiche dal 2 aprile al 20 maggio 2011 (periodo di passo migratorio pre-nuziale), per un totale approssimativo di 35 ore di lavoro sul campo, utilizzando attrezzature ottiche tradizionali (binocoli

Pentax 574 10x50 Field 5.5° e Coated – Mod. Optics “zoom” 8-20x50, cannocchiale Kowa TSN-1 zoom 20-60x). Durante ogni visita, in accordo con NOGUERA *et al.* (2010), sono stati raccolti dati su: i) numero di individui contattati, ii) loro altezza di volo, iii) distanza dagli aerogeneratori; iv) tipo di volo.

Da questi dati è stato ottenuto un indice di rischio d’impatto (IRI) dei falconiformi agli impianti eolici (da NOGUERA *et al.*, 2010, modificato). Nella analisi di problematiche di carattere ambientale, il rischio è un valore definito dal prodotto:

$$R = P \cdot Vu \cdot Val$$

ove *P* = pericolosità potenziale dell’evento in analisi, ovvero la probabilità che un fenomeno accada in un determinato spazio con un determinato tempo di ritorno, *Vu* = vulnerabilità, ovvero l’attitudine di un determinato elemento a sopportare gli effetti legati al fenomeno pericoloso, *Val* = valore assegnato all’elemento esposto al pericolo. Come proposto da NOGUERA *et al.* (2010), questo indice è stato declinato alla specifica tematica (impiantistica eolica) e ai target ecologici considerati (falconiformi) considerando come *P* la sommatoria ottenuta dagli *scores* relativi ad una serie di attributi ecologici intrinseci (*ecological traits*) delle singole specie che le rendono vulnerabili all’impatto con gli impianti (letti pertanto come attributi di pericolosità). A ogni *trait* e per ciascuna specie è stato assegnato ogni volta un punteggio (*score*) da 0 (bassa sensibilità intrinseca) a 1 (alta sensibilità), con intervalli di 0,25. Analogamente, per la variabile *Val* è stato assegnato un punteggio da 0 (basso valore) a 1 (alto valore) considerando il valore conservazionistico della specie. Per tutte le specie abbiamo assegnato il punteggio 1 alla variabile *Vu*, assumendo che l’impatto con gli impianti costituisca per ogni individuo un evento irreversibile (vulnerabilità massima).

Nello specifico abbiamo considerato i seguenti *ecological trait* (attributi di pericolosità):

- altezza di volo (AV). Questo punteggio è stato assegnato tenendo conto delle altezze di volo delle specie (suddivise per categorie: 0-15 m, > 15-30, >30-120, >120-150, >150-300, >300), ciascuna delle quali può far presumere un diverso livello di sensibilità intrinseca della specie considerando la struttura media degli impianti in Europa (NOGUERA *et al.*, 2010). Le classi di altezza dal suolo corrispondono ad altrettante fasce di rischio potenziale differente per gli uccelli corrispondenti ad ambiti specifici delle turbine (sotto le pale propriamente dette: 0-15 e >15-30 m, tra le pale in movimento: >30-120 m e sopra le pale: >120 m; il raggio di azione delle pale si colloca, approssimativamente, tra i 30 e i 120 m di altezza). L’altezza di volo è stata rilevata tenendo conto dei punti di riferimento presenti sugli impianti. Il punteg-

gio 1 è stato assegnato alle osservazioni riferite ad oltre 300 m di altezza dal suolo; 2: da 0 a 15 m e da 150 a 300; 3: da 15 a 30 m e da 120 a 150 m; 4: da 30 a 120 m.

- tipologia di volo (TV). Come suggerito da NOGUERA *et al.* (2010) abbiamo assegnato un punteggio di pericolosità crescente alle diverse tipologie di volo. Se posato = 1; se in volo con direzione costante = 2; se in volo con rapidi movimenti verticali/orizzontali = 3; se in volo secondo traiettorie circolari e/o seguendo venti ‘termici’ = 4 (massima sensibilità/vulnerabilità).
- distanza dagli aerogeneratori (DA). Tra gli individui che frequentano l’area, si considera una pericolosità crescente al diminuire della distanza dalle pale. È stato assegnato: 1, ai contatti > 100 m; 2, ai contatti > 50-100; 3: >0-50; 4: ai contatti sulla verticale degli impianti.
- fenologia (FE). Si basa sull’assunto che le specie residenti, che potenzialmente trascorrono un elevato periodo di permanenza nell’area, sono quelle più esposte al rischio di impatto. Pertanto è stato assegnato un punteggio massimo di sensibilità/vulnerabilità (4) alle specie localmente residenti e nidificanti; 3, alle specie svernanti o ai migratori nidificanti; 2, ai migratori non nidificanti (specie in transito migratorio); 1, alle specie localmente occasionali (*vagrants*).
- densità locale (DL). Assumendo che il rischio d’impatto sia anche funzione della densità locale delle specie, abbiamo attribuito punteggi decrescenti tenendo conto di questo parametro demografico alla scala locale: 1: se la specie è stata contattata solo occasionalmente (1 ind. in tutto il periodo di studio); 2, se contattata da 2 a 5 volte; 3, se contattata da 5 a 10 volte; 4, se contattata > 10 volte (cfr. variabile ‘n tot’, tab. V).

Per gli attributi di pericolosità AV, TV, DA gli *score* sono stati assegnati ad ogni contatto individuale ed il punteggio totale per l’attributo è risultato pari alla media dei punteggi ottenuti per tutti i contatti.

Abbiamo, inoltre, considerato i seguenti attributi di valore:

- dimensione della popolazione nidificante a livello nazionale (PN). Sulla base delle stime riportate in MESCHINI e FRUGIS (1993), sono stati assegnati i seguenti valori su base logaritmica decimale: 4, alle specie non nidificanti sul territorio nazionale (perché estinte come tali o perché solo migratorie) oppure nidificanti con stime comprese tra 0 e 10 ind.; 3: se presenti con stime comprese tra 10 e 100; 2: se con stime tra 100 e 1000; 1: se con stime tra 1.000 e 10.000.
- status di conservazione (SC). Questo attributo è relativo allo status di conservazione della specie.

Abbiamo assegnato 1 alle specie non inserite in nessun elenco di interesse conservazionistico (All. I, Dir. 79/409/CEE, elenchi SPEC: TUCKER e HEATH, 1994; BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004, Lista rossa nazionale: BULGARINI *et al.*, 1998; aggiornamento: LIPU e WWF, 1999); 2, alle specie inserite tra le SPEC; 3, alle specie inserite in Lista rossa nazionale come *Near Threatened* (prossima allo stato di minaccia) o come *Lower risk* (a basso rischio); 4, alle specie inserite in All. I della Dir. 79/409/CEE e/o in Lista rossa nazionale come *Vulnerable* (vulnerabile), *Endangered* (in pericolo) o *Extinct* (estinta come nidificante).

Gli attributi sono stati divisi in due gruppi (uno di tipo ecologico locale, l'altro di interesse conservazionistico generale), ottenendo il seguente indice di rischio d'impatto (*range*: 2-8; NOGUERA *et al.*, 2010, modif.):

$$IRI = (AV + TV + DA + FE + DL) / 5 \cdot (PN + SC) / 2$$

Tutti i campionamenti sono stati condotti utilizzando protocolli che garantissero: i) una buona rappresentatività spaziale; ii) una replicazione dei dati; iii) un controllo della pseudo-replicazione dei dati; iv) una *detectability* ('contattabilità') relativamente costante tra le specie; v) un controllo del *bias* da 'effetto osservatore' (per una revisione sul tema dell'attendibilità dei dati da campionamento, cfr. BATTISTI e DODARO, 2010).

Per la nomenclatura delle specie e il nuovo ordine sistematico si è fatto riferimento ai recenti lavori di AERC TAC (2003) e FRACASSO *et al.* (2009). Per la fenologia a scala regionale ci si è riferiti alla recente Check-list degli uccelli d'Abruzzo (PELLEGRINI *et al.*, 2007).

È stato applicato il test del χ^2 per verificare la significatività statistica delle differenze tra frequenze relative (livello \pm di 0,01 e 0,05). Sono stati utilizzati i software SPSS 13.0 per Windows e Primer 4.2.

RISULTATI

Impatto diretto: ricerca delle 'carcasse'. Nel periodo agosto 2010-settembre 2011 sono state complessivamente rinvenute 4 carcasse totalmente o parzialmente integre e reperti separati (penne, prevalentemente copritrici alari, timoniere e remiganti), per un totale di 14 reperti ascrivibili a 6 specie di uccelli: 1 falconiforme e 5 passeriformi (0,04 rep./survey; Tab. I, II). *Corvus cornix* ha mostrato il maggior numero di reperti di carcasse o parti di esse (Tab. I). Non considerando le singole penne (in assenza di altri parti anatomiche) esistono evidenze per 4 individui certi (0,01 ind./survey; Tab. I).

I reperti sono stati rinvenuti solo nei mesi primaverili e estivi (aprile, luglio, agosto e settembre), con

massimi da luglio a settembre (Tab. II).

Tutte le carcasse dei *trial* sono scomparse relativamente presto dai siti: dopo una settimana solo il 16,67% delle carcasse era ancora presente sotto gli impianti ($Sc = 0,17$). Durante i *trial*, sono state rinvenute dai rilevatori 99 carcasse su 150 posizionate (66%: $Se = 0,66$). Il valore di (Ps) per l'area di studio è di 0,64 (=23 impianti sottoposti a *survey* su 36). Pertanto la mortalità effettiva stimata per il periodo di studio corrisponde a E_{rep} di 194,96 e di E_{ind} di 55,70 (5,42 rep./impianto/anno e 1,54 ind./impianto/anno).

Tab. I. Specie e numero di reperti (n. rep.) rinvenuti sotto gli impianti eolici nel periodo agosto 2010-settembre 2011. Tra parentesi, numero di individui accertati (n. ind.). Sono riportati i rapporti empirici (estrapolazione diretta): n. rep./survey e n. ind./survey (cfr. Metodi).

Specie	n. rep. (n. ind.)	n. rep./survey (n. ind./survey)
<i>Falco tinnunculus</i>	1 (1)	0,003 (0,003)
<i>Corvus cornix</i>	9 (2)	0,023 (0,005)
<i>Carduelis carduelis</i>	1 (1)	0,003 (0,003)
<i>Turdus viscivorus</i>	1 (0)	0,003 (-)
<i>Turdus merula</i>	1 (0)	0,003 (-)
<i>Fringilla coelebs</i>	1 (0)	0,003 (-)
Totali	14 (4)	0,04 (0,01)

Tab. II. Riepilogo dei reperti rinvenuti nel *survey* 'carcasse' ripartito per mese (abbreviazioni come in Tab. I).

anno	mese	n. surveys	n. rep. (n. ind.)	n. rep./survey (n. ind./survey)
2010	agosto	8	2 (2)	0,25 (0,25)
	settembre	40	4 (2)	0,10 (0,05)
	ottobre	28		
	novembre	19		
	dicembre	12		
2011	gennaio	7		
	febbraio	17		
	marzo	28		
	aprile	37	3	0,08 (-)
	maggio	68		
	giugno	48		
	luglio	29	2	0,07 (-)
	agosto	40		
	settembre	8	3	0,38 (-)
Totali		389	14 (4)	0,04 (0,01)

Comunità ornitiche nidificanti (metodo delle stazioni d'ascolto) – Sono stati ottenuti 245 contatti individuali (103 nella sub-area 'trattamento', 142 nella sub-area 'controllo') relativi a 22 specie di uccelli, tutte potenzialmente o certamente nidificanti nell'area di studio (Tab. III, IV).

La sub-area 'controllo' ha mostrato valori più elevati sia di ricchezza assoluta di specie (20 contro 16 della sub-area 'trattamento'), sia dell'indice di Margalef (che normalizza il numero di specie al campione; Tab. IV).

Alauda arvensis, Anthus campestris, Oenanthe oenanthe, Corvus cornix, Carduelis carduelis, Carduelis cannabina e Miliaria calandra sono risultate tutte dominanti ($fr_i > 0,05$) in entrambe le sub-aree, ad eccezione di *Corvus cornix*, dominante solo nella sub-area 'trattamento'. Otto specie tra quelle rilevate nelle due sub-aree sono di interesse conservazionistico (Tab. V).

Frequentazione di falconiformi e stima dell'impatto potenziale – Sono stati ottenuti un totale di 127 contatti complessivi relativi a 11 specie di falconiformi (Tab. V). Alcuni individui sono stati osservati attraversare categorie di altezze di volo o di tipo di volo

Tab. IV. Parametri di comunità delle due sub-aree di studio ('trattamento' e 'controllo') – primavera 2011. N: n. contatti individuali totali; S: ricchezza assoluta di specie; Dm: numero di specie normalizzato (indice di Margalef); H: indice di diversità di Shannon-Wiener.

Parametro	trattamento	controllo
N	103	142
S	16	20
Dm	7,452	8,828
H	2,25	2,13

Tab. III. Numero di individui contattati (n max: numero massimo dei contatti ottenuti tra le due sessioni) per ciascuna delle due sub-aree di studio ('trattamento', sotto gli aerogeneratori, e 'controllo', distante da questi ultimi; cfr. Metodi), numero totale dei contatti (N) e frequenze relative delle singole specie (fr_i) – primavera 2011. In grassetto, le specie dominanti (con $fr_i > 0,05$). Sono state indicate le specie nidificanti, inserite nell'All. I della Dir. 79/409/CEE (e s.m.i.) e il tipo di classificazione SPEC (cfr. Metodi per le categorie).

Specie	trattamento		controllo	
	n	fr_i	n	fr_i
<i>Buteo buteo</i>	1	0,010	-	-
<i>Falco tinnunculus</i> (SPEC 3-D)	-	-	4	0,028
<i>Upupa epops</i> (SPEC 3-D)	2	0,019	1	0,007
<i>Lullula arborea</i> (Dir. 79/409/CEE; SPEC 2-H)	1	0,010	3	0,021
<i>Alauda arvensis</i> (SPEC 3-H)	31	0,301	59	0,415
<i>Anthus campestris</i> (Dir. 79/409/CEE) (SPEC 3-D)	14	0,136	11	0,077
<i>Anthus spinoletta</i>	3	0,029	6	0,042
<i>Saxicola torquatus</i>	-	-	1	0,007
<i>Oenanthe oenanthe</i> (SPEC 3-D)	10	0,097	19	0,134
<i>Turdus merula</i>	2	0,019	1	0,007
<i>Sylvia atricapilla</i>	1	0,010	2	0,014
<i>Regulus ignicapilla</i>	-	-	1	0,007
<i>Periparus ater</i>	-	-	1	0,007
<i>Cyanistes caeruleus</i>	-	-	1	0,007
<i>Parus major</i>	-	-	1	0,007
<i>Corvus cornix</i>	6	0,058	3	0,021
<i>Fringilla coelebs</i>	3	0,029	2	0,014
<i>Serinus serinus</i>	2	0,019	-	-
<i>Carduelis chloris</i>	1	0,010	1	0,007
<i>Carduelis carduelis</i>	7	0,068	8	0,056
<i>Carduelis cannabina</i> (SPEC 2-D)	13	0,126	8	0,056
<i>Emberiza calandra</i> (SPEC 2-D)	6	0,058	9	0,063
N	103	1	142	1

Tab. V. Falconiformi contattati durante il periodo di studio (transito migratorio) per i tre set di dati considerati (totali, altezza di volo, tipologia di volo). N = numero totale dei contatti. Per ciascuna specie è stato indicato il livello di interesse conservazionistico (All. 1 della Dir. 79/409/CEE e s.m.i., SPEC, Lista Rossa nazionale, LR, con una specifica categoria di minaccia: VU: vulnerabile, EN: in pericolo, EX: estinto come nidificante, NT: potenzialmente minacciato).

Specie	n tot	altezza di volo	tipologia di volo
<i>Pernis apivorus</i> Dir. 79/409/CEE ,LR (VU)	1	1	2
<i>Milvus milvus</i> SPEC 2, LR (EN)	1	5	2
<i>Gyps fulvus</i> Dir. 79/409/CEE, SPEC 3, LR (EN)	71	71	92
<i>Circaetus gallicus</i> Dir. 79/409/CEE , SPEC 3, LR (EN)	1	1	1
<i>Circus aeruginosus</i> LR (EN)	1	3	3
<i>Circus cyaneus</i> LR (EX), SPEC 3	1	1	1
<i>Buteo buteo</i>	4	4	4
<i>Buteo rufinus</i> Dir. 79/409/CEE	1	1	1
<i>Falco tinnunculus</i> SPEC 3	29	37	35
<i>Falco vespertinus</i> SPEC 3, LR (NT)	14	27	14
<i>Falco peregrinus</i> Dir. 79/409/CEE, LR (VU)	1	2	1
<i>Falco</i> sp	1	1	1
<i>Circus</i> sp.	1	1	1
N	127	155	158

Tab. VI. Altezze e tipologia di volo dei falconiformi contattati durante il periodo 2 aprile – 20 maggio 2011 (transito migratorio) suddivise per categorie e per specie. È stata riportata anche la frequenza relativa dei contatti per ciascuna categoria.

Specie	altezza di volo						tot	tipologia di volo				tot
	0-15	>15-30	>30-120	>120-150	>150-300	>300		posato	direzione costante	rapidi movimenti	voli circolari e termiche	
<i>Pernis apivorus</i>			1				1		1		1	2
<i>Milvus milvus</i>	1	1	1	1	1		5	1		1		2
<i>Gyps fulvus</i>				4	3	64	71		32		60	92
<i>Circaetus gallicus</i>						1	1		1			1
<i>Circus aeruginosus</i>		1	1			1	3		2		1	3
<i>Circus cyaneus</i>						1	1				1	1
<i>Buteo buteo</i>		1	1		1	1	4	1	1		2	4
<i>Buteo rufinus</i>						1	1				1	1
<i>Falco tinnunculus</i>	12	5	9	5	5	1	37	4	12	12	7	35
<i>Falco vespertinus</i>		1			13	13	27	1			13	14
<i>Falco peregrinus</i>					1	1	2			1		1
<i>Falco</i> sp					1		1		1	1		2
<i>Circus</i> sp.					1		1		1			1
Totali	13	9	13	10	26	84	155	7	51	15	86	159
Frequenza relativa dei contatti	0,08	0,06	0,08	0,06	0,17	0,54	1	0,04	0,32	0,09	0,54	1

differente: in questo caso, il dato è stato riportato più volte: pertanto, il numero di contatti è differente dal numero totale dei contatti (Tab. V). La specie con il maggior numero di contatti totali è risultata *Gyps fulvus* (56% sul totale; N = 127; Tab. V). Le altre specie con un numero progressivamente inferiore di contatti sono state *Falco tinnunculus* (23%), *Falco vespertinus* (11%), *Buteo buteo* (3%; Tab. V). Tutte le specie, eccetto *Buteo buteo*, sono inserite in almeno una delle

tre liste di interesse conservazionistico considerate.

Complessivamente oltre il 50% dei contatti è stato ottenuto per la categoria di altezza di volo > 300 m (Tab. VI). La differenza tra le frequenze relative della penultima (> 150-300 m) e dell'ultima categoria (> 300 m) è risultata significativa ($\chi^2 = 45.781$; $p < 0,01$). Per alcune specie è stato ottenuto un numero di contatti relativamente rappresentativo ($n > 30$), tale da consentire una prima elaborazione: tra queste, *Falco*

Tab. VII. Distanza dagli aerogeneratori dei falconiformi contattati durante il periodo di studio, suddivise per categorie e per specie (cfr. Metodi). È stata riportata anche la frequenza relativa sul totale dei contatti.

Specie	distanza da aerogeneratori					tot	%
	0	>0-50	>50-100	>100-300	>300		
<i>Pernis apivorus</i>			1	1		2	0,02
<i>Milvus milvus</i>		1				1	0,01
<i>Gyps fulvus</i>		1		8	61	70	0,54
<i>Circaetus gallicus</i>					1	1	0,01
<i>Circus aeruginosus</i>	1			2	1	4	0,03
<i>Circus cyaneus</i>					1	1	0,01
<i>Buteo buteo</i>			1	1	2	4	0,03
<i>Buteo rufinus</i>				1		1	0,01
<i>Falco tinnunculus</i>	1	7	7	10	4	29	0,22
<i>Falco vespertinus</i>				13	1	14	0,11
<i>Falco peregrinus</i>					1	1	0,01
<i>Falco sp.</i>			1			1	0,01
<i>Circus sp.</i>					1	1	0,01
N	2	9	10	36	73	130	1
Frequenza relativa dei contatti	0,02	0,07	0,08	0,28	0,56	1	1

Tab. VIII. Indici IRI (rischio d'impatto) per le 11 specie di falconiformi diurni contattati nell'area di studio (ordinamento in senso decrescente). In grassetto, le specie rilevate in modo non occasionale (> 1 contatto). Per il significato degli attributi di pericolosità (AV → DL) e degli attributi di valore (PN-SC) cfr. Metodi.

specie	AV	TV	DA	FE	DL	PN	SC	IRI
<i>Gyps fulvus</i>	1,15	3,30	1,03	4	4	3	4	6,87
<i>Falco vespertinus</i>	1,00	3,79	1,00	2	4	4	3	6,45
<i>Circus cyaneus</i>	1,00	4,00	1,00	2	1	4	4	6,25
<i>Buteo rufinus</i>	1,00	4,00	1,00	1	1	4	4	6,00
<i>Pernis apivorus</i>	4,00	3,00	1,50	2	1	2	4	5,88
<i>Circus aeruginosus</i>	1,00	2,67	1,75	2	1	3	4	5,60
<i>Falco peregrinus</i>	0,50	3,00	1,00	4	1	2	4	5,38
<i>Milvus milvus</i>	0,40	2,00	3,00	2	1	3	3	5,10
<i>Circaetus gallicus</i>	1,00	2,00	1,00	2	1	2	4	4,75
<i>Falco tinnunculus</i>	0,03	2,63	1,83	4	4	1	2	4,62
<i>Buteo buteo</i>	0,25	2,75	1,25	4	4	1	1	4,06

tinnunculus ha mostrato di frequentare maggiormente la categoria 0-15 m, con un andamento significativamente decrescente verso le categorie più elevate ($\chi^2 = 14,173$; $p < 0,01$; Tab. VI). Al contrario, *Gyps fulvus* ha mostrato la frequenza più elevata nella categoria > 300 m (90% dei contatti; significativamente differente dalle altre ($\chi^2 = 248,968$; $p < 0,01$; Tab. VI).

Considerando i diversi tipi di volo, il “volo circolare/termico” e il “volo con direzione costante” sono risultati quelli significativamente più rappresentati (54% dei contatti, $N = 159$; $\chi^2 = 132,520$; $p < 0,01$; Tab. VI). Considerando le specie con $n > 20$ contatti, *Gyps fulvus* ha mostrato una prevalenza significativa di voli con direzione costante e di tipo “circolare/termico” ($\chi^2 = 145,391$; $p < 0,01$) mentre *Falco tinnunculus* ha mostrato una ripartizione più uniforme dei tipi di volo (con una differenza non significativa tra le categorie: $\chi^2 = 7,124$; $p = 0,089$; Tab. VI).

La categoria di distanza dagli aerogeneratori più rappresentata complessivamente è stata quella > 300 m (56%; $N = 130$; Tab. VII). La differenza tra le frequenze dei contatti delle ultime tre categorie ($> 50-100$, $> 100-300$, > 300 m) è risultata significativa ($\chi^2 = 45,781$; $p < 0,01$), analogamente alla differenza tra le categorie $> 50-100 / > 100-300$ m ($\chi^2 = 16,508$; $p < 0,01$) e $> 100-300 / > 300$ m ($\chi^2 = 20,473$; $p < 0,01$).

L'indice IRI, considerando solo le specie con almeno 2 contatti, mostra un livello di rischio elevato per *Gyps fulvus* e *Falco vespertinus* (Tab. VIII).

DISCUSSIONE

Impatto diretto

A fronte di un rilevante sforzo di campionamento, la ricerca di carcasse ha consentito di ottenere dati di impatto diretto per collisione su 6 specie (14 reperti; 4 carcasse ascrivibili con certezza a individui singoli). L'estrapolazione a tutta l'area degli impianti, controllando per l'efficienza dei rilevatori e il tasso di rimozione/decomposizione delle carcasse, ha portato a stime comprese tra ca. 50 e 200 collisioni/anno (tra 1,5 e 5,4 collisioni/impianto/anno), valori ricadenti nell'intervallo di variazione noto da letteratura (2-20 collisioni/impianto/anno; LANSNGTON e PULLIAN, 2003; JOHNSON e ERICKSON, 2010).

È noto, tuttavia, come i tassi di collisione possano essere anche notevolmente sottostimati per problemi intrinseci o estrinseci al campionamento ovvero per: i) la rimozione, secondo un regime spazio-temporale difficilmente prevedibile, delle carcasse e di parti di esse da parte di specie ‘spazzine’ quali i cani randagi, i cani pastore al seguito delle greggi, i cinghiali (*Sus scrofa*) e la volpe (*Vulpes vulpes*), i corvidi (soprattutto *Corvus cornix*), gli insetti. Non esistono tuttavia stime specifi-

che sul regime locale del fenomeno del randagismo canino e sulle densità e percorsi delle greggi; ii) decomposizione organica che, alle nostre latitudini, porta alla scomparsa dei reperti in periodi compresi tra ca. 2 e 50 gg; iii) difetto di ricerca per bassa contattabilità in presenza di complesse condizioni di schermatura vegetazionale ed eterogeneità morfologica (es., asperità del terreno, presenza di cavità, rocce,); iv) allontanamento attivo o passivo dagli impianti degli individui impattati (alcuni individui colpiti dalle pale possono, perché feriti o semplicemente per lo spostamento d'aria e l'energia di impatto, ricadere ad una distanza notevole dagli impianti stessi, al di fuori dell'area di ricerca); v) eventi occasionali e non facilmente quantificabili come quelli di tipo meteorico (vento, pioggia e acque di ruscellamento) che possono rimuovere dal sito eventuali carcasse o parti di esse. Tali considerazioni valgono soprattutto per i piccoli uccelli (es., Passeriformi) che pertanto possono essere anche notevolmente sottostimati (LANSNGTON e PULLIAN, 2003; TRILLE *et al.*, 2008; HUSO, 2010), pur facendo uso di indici di rischio che controllino alcuni dei fattori elencati. Si deve infine ricordare che le estrapolazioni di valori da campioni molto ridotti (ove l'effetto del caso può essere anche molto rilevante) deve essere letta con molta cautela.

I dati empirici ottenuti attraverso la ricerca di carcasse suggeriscono anche che le specie più comuni e che frequentano per più tempo l'area (es., *Falco tinnunculus*, *Corvus cornix*), potrebbero essere quelle a maggior rischio d'impatto, anche se vista la bassa numerosità del campione: ciò costituisce ancora solo una ipotesi di lavoro.

Impatto indiretto

Le specie nidificanti rilevate in questo studio (metodo delle stazioni d'ascolto), alcune delle quali di interesse conservazionistico, sono caratteristiche delle comunità di ecosistemi aperti di media-alta montagna, diffusamente presenti nell'Italia centrale appenninica (cfr. SANTONE e DI CARLO, 1994), già note come presenti in Abruzzo durante il periodo riproduttivo (PELLEGRINI *et al.*, 2007). L'area di studio è caratterizzata da ambienti con vegetazione strutturalmente semplificata (prevalentemente comunità vegetali erbacee con presenza di rocce affioranti e solo occasionalmente interessate da una copertura di arbusti e alberi, soprattutto conifere di impianto artificiale, tra cui *Pinus nigra*). Tale semplificazione, sia verticale che orizzontale, che è nota condizionare la diversità delle ornitocenosi (WIENS, 1989), spiega i bassi valori sia del numero di specie che delle specifiche densità, analogamente a quanto riscontrato in altri contesti territoriali comparabili dell'Appennino centrale abruzzese (es., MANCINELLI *et al.*, 2009). La componente di interesse

conservazionistico è ben rappresentata (quasi il 50% sul totale).

Tra gli uccelli nidificanti, non sono state riscontrate differenze evidenti nella struttura e composizione delle comunità nelle due sub-aree 'trattamento' e 'controllo'. *Corvus cornix* è l'unica specie che ha mostrato una dominanza ($fr > 0,05$) nella sub-area 'trattamento' e una sub-dominanza ($0,02 < fr < 0,05$) nella sub-area 'controllo'. Tale differenza andrebbe approfondita, su un campione di dati più ampio e rappresentativo, per testare l'ipotesi che la presenza di strutture artificiali, come gli aerogeneratori, possa attrarre questo corvide sinantropico, con implicazioni anche sulle maggiori probabilità di collisione degli individui di questa specie con le turbine. Altre differenze (densità totali, presenze/assenze di specie occasionali tra sub-aree) appaiono non significative o dovute a minime differenze ambientali tra sub-aree: esse meritano indagini su campioni più rappresentativi.

L'area di studio rappresenta un importante sito di foraggiamento, transito (erratismi, spostamenti a breve, medio e lungo raggio) e frequentazione *sensu lato* per alcune specie di falconiformi sia nidificanti (nel sito e nelle aree limitrofe), sia in migrazione (nidificanti e/o di passo). Tutte le specie di falconiformi contattate, ad eccezione di *Buteo buteo*, rivestono un interesse conservazionistico a scala nazionale e/o europea.

Se si considerano le altezze dal suolo, sono emerse differenze evidenti tra le varie specie. *Gyps fulvus* è stato sempre osservato ad altezze superiori a 120 m, con un massimo di contatti nella fascia più alta (> 300 m). Questa specie sembra utilizzare l'area solo per muoversi tra massicci montuosi limitrofi all'area di impianto, anche sfruttando i venti termici delle ore più calde, come dimostrato dalle tipologie di volo più rappresentate (direzione costante e voli circolari/termici). Queste ultime tipologie corrispondono a quelle note in letteratura come di maggiore vulnerabilità (cfr. NOGUERA *et al.*, 2010). Il fatto che alcuni individui siano stati osservati ad una altezza di volo che coincide con il margine superiore del raggio di azione delle pale (ca. 120 m) costituisce un elemento di vulnerabilità che richiede un atteggiamento precauzionale, vista anche la frequentazione di questa specie nell'area compresa tra il complesso del Sirente-Velino e il settore settentrionale del Parco nazionale d'Abruzzo, Lazio e Molise (ALLAVENA e PANELLA, 2003), che includono questo sito. *Gyps fulvus* è stato indicato tra le specie ad elevato rischio di collisione con gli aerogeneratori (es., MARTÌ e BARRIOS, 1995; JOHNSON e ERICKSON, 2010; FERRER *et al.*, 2011). FERRER *et al.* (2011) hanno, inoltre, osservato in questa specie (e nei piccoli falconidi, *Falco* sp.) una relazione tra il numero di individui in volo su un sito/

campo eolico e il numero di impatti: ciò costituisce un ulteriore motivo di preoccupazione riguardo al potenziale impatto locale delle turbine su queste specie, visto che tale specie rientra tra le più contattate nella nostra area di studio

Falco tinnunculus è l'unico falconiforme che ha mostrato un rilevante numero di contatti (ca. il 30%) ad altezze di volo comprese tra il suolo e i 15 m. L'area di studio è utilizzata da questa specie come sito di foraggiamento e nelle immediate vicinanze dell'area degli impianti sono presenti siti di nidificazione (oss. pers.). Riteniamo che questa specie possa rientrare, a livello locale, tra quelle maggiormente vulnerabili all'impatto con gli impianti per una serie di fattori (densità relativamente elevata, elevati tempi di permanenza nell'area, modalità di volo, altezze di volo che si sovrappongono in gran parte con lo sviluppo verticale degli impianti). Tali considerazioni sono suffragate dal ritrovamento locale di suoi resti, nonché da dati di letteratura (LANGSTON e PULLIAN, 2003; JOHNSON e ERICKSON, 2010).

Anche altre specie di falconiformi migratori di interesse conservazionistico (es., *Milvus milvus*, *Falco vespertinus*) hanno mostrato di frequentare, anche se occasionalmente, altezze di volo coincidenti con lo sviluppo in altezza degli impianti eolici e sono state indicate tra quelle sensibili agli impianti (es., RICHARDSON, 2000).

Riguardo alla sensibilità potenziale delle specie, l'indice IRI (ottenuto sulla base di alcune caratteristiche ecologiche e conservazionistiche e considerando solo le specie che, localmente, hanno fatto registrare un numero non occasionale di contatti) ha mostrato un rischio elevato per due specie (*Gyps fulvus* e *Falco vespertinus*). Il ranking generale tra le specie deve essere letto con cautela sia per il basso numero di dati che hanno portato all'elaborazione dell'indice, sia per alcune critiche recentemente mosse verso questi ultimi (es., FERRER *et al.*, 2011), comunque basate su molti assunti *a priori* che dovrebbero essere più attentamente verificati.

Per l'area esistono evidenze certe di uccelli impattati per collisione con le turbine. L'unico falconiforme raccolto (*Falco tinnunculus*) e il passeriforme con il maggior numero di reperti (*Corvus cornix*) sono entrambi specie localmente comuni e caratterizzate da lunghi tempi di permanenza (es., per foraggiamento) nell'area: questi dati possono far ipotizzare una correlazione diretta tra densità (o tempi di permanenza) e rischio di impatto, come evidenziato in letteratura (FERRER *et al.*, 2011).

Si può concludere che: i) molte specie, sia nidificanti che in transito migratorio, sono di interesse conservazionistico e frequentano, benché con basse densità,

altezze di volo e distanze dagli aerogeneratori che sono comprese nelle fasce di quota e tra le distanze sensibili ad un potenziale impatto degli uccelli con le turbine; ii) a livello di comunità, non esistono evidenze di un cambiamento di composizione e struttura nelle comunità nidificanti (prevalentemente passeriformi) tra aree ove sono presenti impianti e aree 'controllo', pur se è necessario un campione di dati più rappresentativo; iii) esistono prove di impatto diretto per collisione di uccelli (anche falconiformi) nell'area di studio; iv) le stime del numero di collisioni su tutta l'area di studio e su un ciclo annuale sulla base dei reperti ottenuti rientrano nel *range* noto a livello europeo per questo tipo di impianti: esse possono essere largamente sottostimate, se non si considerano alcune variabili (tasso di decomposizione e rimozione, *bias* da 'effetto osservatore').

Nel ribadire un approccio precauzionale alle scelte relative ad eventuali ulteriori collocazioni, ripristini, sostituzioni di aerogeneratori nell'area, si sottolinea,

infine, la necessità di provvedere ad impegnare risorse sviluppando accorgimenti e compensazioni finalizzati a ridurre l'impatto ambientale (su comunità, ecosistemi e paesaggi) degli impianti ed a favorire il riconoscimento delle pale da parte degli uccelli in volo, anche adottando tecnologie innovative. Ciò anche alla luce delle indicazioni emerse nel recente lavoro di TEOFILI *et al.* (2009), che sottolineano come tutto il settore dell'Appennino centrale abruzzese, ad eccezione della specifica conca del Fucino, mostra un elevato interesse ornitologico, rientrando nelle categorie di Livello '0' ("aree non idonee ad ospitare impianti di tipo industriale superiori a 1 MW") e di Livello '1' ("aree idonee a ospitare solamente impianti di media-potenza compresi tra 1 e 30 MW").

Ringraziamenti

Andrea Storione ha partecipato ai rilevamenti sul campo. Un anonimo revisore ha fornito utili suggerimenti che hanno migliorato il lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- AERC TAC, 2003. AERC TAC *Checklist of bird taxa occurring in Western Palearctic Region, with distributional notes on subspecies* – 15th Draft on line: <http://www.aerc.be>
- ALLAVENA S., PANELLA M., 2003. La reintroduzione del Grifone *Gyps fulvus* nella Riserva Naturale del Monte Velino. *Avocetta*, **27**: 125.
- BATTISTI C., DODARO G., 2010. Attendibilità dei dati nelle consulenze ambientali: una proposta di scheda sintetica di autovalutazione. *Biologia ambientale*, **25**: 63-67.
- BIBBY C.J., BURGESS N.D., HILL D.A., MUSTOE S., 2000. *Bird Census Techniques*. 2nd edition. Academic Press, London.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. Cambridge, UK: Birdlife International. (Birdlife Conservation Series No. 12).
- BULGARINI F., CALVARIO E., FRATICELLI F., PETRETTI F., SARROCCO S., 1998. *Libro rosso degli animali d'Italia. Vertebrati*. WWF Italia.
- FERRER M., DE LUCAS M., JANSSE G.F.E., CASADO E., MUÑOZ A.R., BECHARD M.J., CALABUIG C.P., 2011. Weak relationship between risk assessment studies and recorded mortality in wind farms. *Journal of Applied Ecology*, in press. DOI: 10.1111/j.1365-2664.2011.02054.x
- FRACASSO G., BACCETTI N., SERRA L., 2009. La lista CISO-COI degli Uccelli italiani parte prima: liste A, B e C. *Avocetta*, **33**: 5-24.
- HUSO M.M.P., 2010. An estimator of wildlife fatality from observed carcasses. *Environmetrics*, **22**: 318-329.
- JAIN A.A., KOFORD R.R., HANCOCK A.W., ZENNER G.G., 2010. Bat mortality and activity at a Northern Iowa wind resource area. *American Midland Naturalist*, **165**: 185-200.
- JOHNSON G.D., ERICKSON W.P., 2010. *Avian, bat and habitat cumulative impacts associated with wind energy development in the Columbia Plateau Ecoregion of Eastern Washington and Oregon*. Klickitat County Planning Department, Western EcoSystems Technology, Inc.
- LIPU e WWF (a cura di), 1999. Nuova Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia. *Rivista italiana di Ornitologia*, **69**: 3-43.
- LANGSTON R.H.W., PULLAN J.D., 2003. *Windfarms and birds: an analysis of the effects of windfarms on birds, and guidance on environmental assessment criteria and site selection issues*. XXIII Meeting of Standing Committee, BirdLife International, RSPB, Strasbourg.
- MAGURRAN A., 2004. *Measuring biological diversity*. Blackwell Publishing, Malden, MA.
- MANCINELLI A., DE CASTRO G., DE SANCTIS A., POSILICO M., 2009. La comunità ornitica delle praterie d'altitudine di monte Greco, Appennino centrale. Atti XV Convegno italiano di Ornitologia, *Alula*, **16**: 366-368.
- MARTI M.R.E., BARRIOS J., 1995. *Effects of wind turbine power plants on the avifauna in the campo de Gibraltar region*. Spanish Ornithological Society, Madrid.

- MESCHINI E., FRUGIS S. (Eds.) 1993. Atlante degli uccelli nidificanti in Italia. *Supplementi Ricerche di Biologia della Selvaggina*, **20**: 1-344.
- NOGUERA J.C., PÉREZ I., MINGUEZ E., 2010. Impact of terrestrial wind farms on diurnal raptors developing a spatial vulnerability index and potential vulnerability maps. *Ardeola*, **57**:41-53.
- PELLEGRINI M., ANTONUCCI A., ARTESE C., CARAFA M., CIRILLO M., DE SANCTIS A., DUNDEE V, LALLI G., STRINELLA E., 2007. Check-list degli uccelli d'Abruzzo. *Rivista italiana di Ornitologia*, **77**: 27-38.
- RICHARDSON W.J., 2000. *Bird Migration and Wind Turbines: Migration Timing, Flight Behaviour, and Collision Risk*. In: PNAWPPM-III. pp 132-140.
- SANTONE P., DI CARLO E.A., 1994. Check-list degli Uccelli d'Abruzzo e Molise. *Gli uccelli d'Italia*, **19**: 25-38.
- SHANNON C.E., WEAVER W., 1963. *Mathematical Theory of Communication*. University of Illinois Press, Urbana, Illinois.
- SUTHERLAND W.J., 2006. *Ecological Census Techniques*. Blackwell Science, Massachusetts.
- TEOFILI C., PETRELLA S., VARRIALE M., 2009. Valutazione di idoneità ecologica per la realizzazione di impianti eolici industriali in Italia. Atti XV Convegno italiano di Ornitologia, Sabaudia. *Alula*, **16**: 53-58.
- TRILLE M., LIOZON R., TALHOËT S., 2008. *Suivi ornithologique et chiroptérologique du parc éolien de Castelnaud-Pégayrols. Bilan de la première année de suivi*. LPO-AVEYRON, 47 pp.
- TUCKER G.M., HEAT M.F., 1994. *Birds in Europe – Their conservation status*. Birdlife Conservation Series n.3.
- WINKELMAN J.E., 1992. *The impact of the Sep wind park near Oosterbierum (Fr.), the Netherlands, on birds, 1: collision victims*. DLO Instituut voor Bos-en Natuuronderzoek. RIN-rapport 92/3. 4 volumes.
- WIENS J.A., 1989. *The ecology of bird communities. Vol. 2. Processes and variations*. Cambridge studies in ecology, Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- ZIELIŃSKI P., BELA G., MARCHLEWSKI A., 2009. *Report on monitoring of the wind farm impact on birds in the vicinity of Gniezdzevo (gmina Puck, pomorskie voivodeship)*. Available on line.

Validità di metodi utilizzati per la determinazione di enterococchi intestinali in acque naturali e sottoposte a clorazione

Lucia Bonadonna*, Rossella Briancesco, Rosa Paradiso, Maurizio Semproni

Istituto Superiore di Sanità, Reparto di Microbiologia e Virologia Ambientale e Wellness - Dipartimento di Ambiente e Connessa Prevenzione Primaria, Viale Regina Elena, 299 – 00161 Roma

* Referente per la corrispondenza: lucia.bonadonna@iss.it

Pervenuto il 28.2.2012; accettato il 17.4.2012

Riassunto

La procedura riportata dalla norma di riferimento UNI EN ISO 7899 per la determinazione degli Enterococchi nelle acque è stata messa a confronto con il metodo rapido DST/Enterolert™ DW. Se la prima è una procedura tradizionale, basata sulla riduzione del 2,3,5-trifeniltetrazolio cloruro e l'idrolisi dell'esculina, il metodo rapido sfrutta l'attività dell'enzima β -glucosidasi degli enterococchi, non necessita di conferme degli isolati e ha un tempo di incubazione di 24÷28 ore, contro un totale 50 ore del metodo di riferimento per l'ottenimento dei risultati. Il parametro Enterococchi è stato determinato in parallelo con i due metodi analizzando un totale di 56 campioni di acqua contenenti basse concentrazioni di microrganismi-bersaglio. Dopo conferma degli isolati sono stati identificati un totale di 91 ceppi. In percentuale maggiore sono state identificate le specie *E. faecium* (63,4%) e *E. hirae* (23,3%). Per l'analisi di acque naturali non è stata osservata nessuna differenza significativa tra i due metodi. Per acque clorate, una differenza statisticamente significativa tra i due metodi è stata calcolata con i risultati ottenuti dopo incubazione Enterolert™ DW a 24 ore, ma non a 28 ore. I risultati conclusivi hanno dimostrato che i due metodi messi a confronto sono equivalenti. Il metodo Enterolert™ DW ha mostrato una specificità del 100% che conferma la sua efficienza e la possibilità di avere risultati definitivi entro un massimo di 28 ore, senza necessità di effettuare prove di conferma.

PAROLE CHIAVE: Acqua / enterococchi / Enterolert™ DW / metodi microbiologici

Effectiveness of methods used for the intestinal enterococci recovery in natural and chlorinated waters

The procedure described by the standard UNI EN ISO 7899 for the analysis of Enterococci in waters was compared with the rapid method DST/Enterolert™ DW. The first technique consists in a traditional procedure based on the reduction of 2,3,5 triphenyltetrazolium chloride and the esculin hydrolysis, the rapid method takes advantage of the β -glucosidase activity and any isolates confirmation is required. Incubation times are faster if Enterolert™ DW is used (24÷28 hours) while a longer time is necessary for obtaining confirmed results with the reference method (50 hours in total). Enterococci were recovered in parallel with the two methods and 56 water samples containing low numbers of target microorganisms were analyzed. After confirmation of isolates, a total of 91 strains were identified: *Enterococcus faecium* (63%) and *E. hirae* (23%) were the prevalent species. Any significant difference between the two methods was calculated when natural waters were analyzed. For disinfected waters, a statistically significant difference was observed with results obtained when Enterolert™ DW was incubated for 24 hours, but not for 28 hours. Results have shown the two methods were equivalent. The Enterolert™ DW exhibited a 100% specificity confirming its efficacy and capability to produce final results within 28 hours without confirmation tests.

KEYWORDS: Enterococci / Enterolert™ DW / microbiological methods / water

INTRODUZIONE

Il controllo della qualità delle acque si basa primariamente sulla ricerca di microrganismi indicatori di contaminazione, storicamente utilizzati in alternativa a quella dei patogeni. Ancora oggi è riconosciuto che il rischio di contrarre malattie causate da agenti eziologici speci-

fici (virus, batteri, protozoi, metazoi) a seguito dell'uso di un'acqua sia da considerarsi in relazione al suo grado di fecalizzazione. Le analisi di monitoraggio, stabilite dalle normative per il controllo delle acque, fanno dunque riferimento a gruppi microbici, di per sé

non patogeni, ma indicatori del grado di fecalizzazione e in grado di esprimere l'esistenza o meno di una contaminazione microbica in tempi rapidi e con metodi facilmente applicabili per poter formulare un giudizio igienico-sanitario o di qualità delle acque in esame (BONADONNA, 1997).

Tra i parametri da sottoporre a controllo, gli enterococchi, precedentemente compresi sotto l'unica definizione di streptococchi fecali, rivestono un ruolo fondamentale ai fini della valutazione della qualità delle acque. Solo in tempi relativamente recenti, la revisione tassonomica del gruppo degli streptococchi ha reso possibile, sulla base di caratteristiche fisiologiche e di tecniche di ibridizzazione del DNA, la distinzione in tre generi diversi di cui due –*Enterococcus* e *Streptococcus*– comprenderebbero specie intestinali o di sicura origine fecale. Si tratta di cocchi gram positivi, catalasi negativi, del diametro di circa 1 µm, provvisti dell'antigene D, con tendenza a disporsi a catena nei terreni liquidi, aerobi ed anaerobi facoltativi, batteri capaci di ridurre il 2,3,5-trifeniltetrazolio cloruro a formazano e di idrolizzare l'esculina a 44°C. Soddisfano specifici requisiti quali la crescita a 10°C e 45°C, la resistenza a 60°C per 30 minuti, la crescita a pH 9,6 e al 6,5% di NaCl, l'idrolisi del 4-metilumbelliferil-β-D-glucoside in presenza di tallio acetato, acido nalidixico e 2,3,5-trifeniltetrazolio cloruro (BONADONNA e OTTAVIANI, 2007).

Studi più recenti hanno permesso la distinzione delle varie specie, sulla base di caratteristiche fisiologiche e di tecniche di ibridazione del DNA.

Secondo le normative che stabiliscono i requisiti di qualità delle acque e le tecniche per eseguire i controlli (D.Lgs. 31/2001; D.Lgs. 116/2008), la ricerca degli enterococchi deve essere effettuata con procedure analitiche tradizionali che prevedono l'uso di terreni agarizzati selettivi che forniscono risultati "presuntivi", a cui, per la conferma, fanno seguito esami biochimici. Negli ultimi anni, tuttavia, sulla base della consapevolezza dei limiti dei convenzionali metodi analitici, sono stati messi a punto, e vengono proposti, sistemi di rilevamento ed identificazione più rapidi, sensibili e specifici. Infatti, con l'uso di specifici substrati, l'idrolisi enzimatica batterica di sostanze cromofore o fluorofore permette di selezionare i microrganismi ricercati senza necessità di svolgere ulteriori prove per la conferma dell'appartenenza al genere o alla specie. Questo comporta una maggiore rapidità nella risposta alle analisi e aggiunge il vantaggio di semplificare l'esecuzione del test non comportando neanche modifiche sostanziali alle normali pratiche di routine (BONADONNA e CATALDO, 2007). La superiorità di queste nuove procedure analitiche sta soprattutto nella nozione che l'attività enzimatica batterica non risenta degli effetti legati

a stress ambientale e tecnologico cui sono sottoposti i batteri nelle acque. In questi casi, pertanto, vengono rilevati anche microrganismi danneggiati che, non in grado di moltiplicarsi, generalmente non riescono a formare colonie sui substrati selettivi più tradizionali. Alcuni metodi basati su questi nuovi principi stanno già trovando ampia applicazione nei laboratori che effettuano i controlli di qualità delle acque anche perché sono di facile manualità e meno esposti a interpretazioni soggettive e ad errori dell'operatore.

Il D.Lgs. n. 31/2001 sulla qualità delle acque destinate al consumo umano ha stabilito il metodo di riferimento per la ricerca degli *Enterococchi* da determinare con il metodo previsto dalla norma UNI EN ISO 7899-2 (UNI EN ISO 7899-2:2003). La procedura analitica, basata sulla tecnica della filtrazione su membrana, utilizza un terreno colturale che sfrutta il tradizionale principio dell'idrolisi dell'esculina e della riduzione del 2,3,5-trifeniltetrazolio cloruro a formazano.

Diversamente, con le nuove tecniche, composti fluorogeni o cromofori presenti nei nuovi substrati sono idrolizzati dall'enzima β-glucosidasi prodotto dagli enterococchi. Uno di questi metodi, il Defined Substrate Technology (DST / Enterolert™ DW), utilizza l'orto-nitrofenil-β-D-glucoside come nutriente-indicatore. Quando il substrato enzimatico viene metabolizzato, il colore del pozzetto contenente i batteri target cambia in verde, indicando una positività della reazione.

Nello studio di seguito presentato sono stati ricercati Enterococchi nelle acque utilizzando due metodi: il nuovo metodo Enterolert™ DW è stato messo a confronto, e applicato in parallelo, con il metodo di riferimento ufficiale stabilito dalla normativa. Una valutazione delle prestazioni del nuovo metodo è stata condotta mediante la verifica dei microrganismi isolati e la comparazione tra i due metodi è stata condotta statisticamente utilizzando il Test "t" di Student.

MATERIALI E METODI

Nell'anno 2011 sono stati raccolti ed analizzati campioni provenienti da stazioni di prelievo poste su corpi idrici superficiali. All'arrivo in laboratorio i campioni erano immediatamente sottoposti ad analisi per la determinazione della concentrazione di Enterococchi. In base ai risultati ottenuti era calcolato il volume di campione da analizzare al fine di ottenere concentrazioni di Enterococchi comprese tra 5 e 35 UFC/100 mL, sia per le acque naturali non trattate sia per le acque da sottoporre a clorazione. A seguito delle analisi preliminari sono stati quindi selezionati 56 campioni di acqua che rispondevano ai requisiti richiesti. Di questi, 26 campioni sono stati analizzati tal quali come acque superficiali naturali, mentre 30 campioni sono

stati sottoposti a disinfezione con cloro. Questi ultimi sono stati preparati artificialmente in laboratorio, combinando un volume di acqua superficiale naturale, calcolato in base ai risultati preliminari ottenuti, con acqua di rubinetto che rispondeva ai requisiti di potabilità per raggiungere un volume finale di 500 mL, miscela a cui era aggiunta una soluzione di cloro allo 0,3% (Palintest Ltd, England). Dopo intervalli di tempo di contatto prestabiliti si è proceduto ad aggiungere sodio tiosolfato al 10% allo scopo di ottenere concentrazioni di enterococchi comprese tra 1 e 35 UFC/100 mL. Si è quindi proceduto all'analisi dei campioni così costituiti.

Ciascun campione ottenuto (acqua superficiale naturale e acqua sottoposta a clorazione), suddiviso in due aliquote da 100 mL, è stato analizzato, in duplicato e in parallelo, con il metodo di riferimento UNI EN ISO 7899-2 e con il metodo Defined Substrate Technology a pozzetti multipli (DST / Enterolert™ DW).

Il metodo di riferimento prevede una filtrazione attraverso una membrana con porosità nominale 0,45 µm che viene posta sul terreno colturale selettivo agarizzato Slanetz e Bartley Agar, seguita da incubazione per 44±4 ore a 36±1°C e lettura di risultati presuntivi. Successivamente, la procedura obbliga allo svolgimento di prove di conferma delle colonie con caratteristiche morfologiche tipiche (colonie rosse, marroni o rosa). Per la conferma degli isolati, le colonie sono trasferite su terreno agarizzato contenente bile, esculina, ed azide (BEAA) e l'incubazione avviene a 44±1°C per almeno 2 ore. Sono considerati enterococchi confermati quelli derivati da colonie che producono una colorazione da marrone-tannino a nero nel terreno circostante. Il risultato definitivo si ottiene dopo circa 50 ore.

L'Enterolert™ DW, metodo semiautomatico miniaturizzato a multi-pozzetto (51 pozzetti), è basato sulla tecnica del Most Probable Number (MPN). Permette il rilevamento degli Enterococchi in un minimo di 24 ore fino ad un massimo di 28 ore, entro cui i risultati sono da considerare validi, alla temperatura di 41±1°C. La presenza di Enterococchi si rileva tramite il cambiamento di colore di pozzetti che, da incolori, diventano verdi per l'avvenuta idrolisi dell'orto-nitrofenil-β-D-glucoside ad opera dell'enzima β-glucosidasi. Sono da considerare pozzetti positivi e confermati tutti quelli che presentano una variazione della colorazione entro le 28 ore. Il metodo non prevede l'esecuzione di prove di conferma degli isolati.

Ai fini della ricerca, per la valutazione della validità e selettività dei metodi utilizzati, sono state sottoposte a conferma, mediante la prova dell'idrolisi della esculina, oltre alle colonie tipiche isolate dal terreno Slanetz and Bartley, anche quelle derivate dai pozzetti positivi del-

l'Enterolert™ DW. In quest'ultimo caso si è proceduto prelevando volumi di circa 10 µL da ciascun pozzetto, successivamente strisciati sul terreno BEAA. L'incubazione è stata effettuata a 36±1°C per 18-24 ore. Erano confermati come Enterococchi le colonie che presentavano una colorazione da marrone-tannino a nero sul retro del terreno.

Inoltre, per avere ulteriore conferma degli isolati, si è proceduto all'identificazione, a livello di specie, di ceppi provenienti da entrambi i substrati. Le prove biochimiche sono state eseguite con il sistema miniaturizzato automatizzato Vitek (Biomérieux).

La comparazione tra i metodi è stata effettuata calcolando i valori ottenuti dal confronto delle medie dei microrganismi confermati mediante il test "t" di Student a due code.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Sono stati confrontati i conteggi ottenuti con il metodo di riferimento con i risultati a 24 ore del metodo Enterolert™ DW, il tempo minimo indicato nel metodo. Il risultato dell'elaborazione statistica ha dimostrato che non sussiste nessuna differenza statisticamente significativa tra i due metodi. Infatti, il risultato del test "t" ha evidenziato che le medie osservate con i due metodi non sono statisticamente differenti ($p < 0,05$).

Da un'analisi più dettagliata dei risultati a 24 ore, ma considerando separatamente le due tipologie di campioni, acque superficiali non trattate ed acque clorate, è stato osservato che, per le acque naturali, i valori ottenuti con i due metodi non si discostano, essendo stata calcolata nessuna differenza significativa ($p < 0,05$).

Diversamente, per le acque clorate, i calcoli hanno evidenziato una differenza statisticamente significativa ($p < 0,05$), con il metodo di riferimento che mostra conteggi più alti rispetto ai campioni analizzati con il metodo Enterolert™ DW. Se il confronto viene invece eseguito, ancora per questo tipo di acque, rispetto alla lettura dei risultati a 28 ore, tempo massimo entro cui i risultati sono ancora validi, non viene osservata alcuna differenza significativa tra i due metodi.

Questo risultato trova spiegazione nella comparsa di pozzetti positivi tardivi, rilevabili comunque entro le 28 ore di incubazione. Per il metodo Enterolert™ DW il confronto delle letture dei risultati ottenuti a 24 ore e a 28 ore, ha evidenziato un incremento dei pozzetti positivi che ha riguardato 28 campioni sui 56 analizzati (Tab. I).

Dall'analisi dei dati è stata osservata una distribuzione dei pozzetti tardivi, differenziata tra le due tipologie di campioni esaminati. Infatti, se per i campioni di acque naturali l'incremento è stato contenuto, per le acque clorate è stata invece la gran parte dei campioni

Tab. I. Numero di campioni risultati positivi dopo le 24 ore di incubazione e percentuale di incremento.

	N° campioni	N° campioni positivi dopo 24 ore	Incremento %
Acque naturali	26	3	11,5
Acque sottoposte a clorazione	30	25	83,3
Totale	56	28	50

Tab. II. Numero di pozzetti positivi a 24 ore e a 28 ore e percentuale di incremento.

	N° pozzetti positivi a 24 ore	N° pozzetti positivi a 28 ore	Incremento pozzetti positivi (%)
Acque naturali	213	217	1,8
Acque sottoposte a clorazione	269	311	13,5

Tab. III. Numero di campioni analizzati, conferme eseguite e isolati confermati ed identificati nell'indagine utilizzando i due metodi per la ricerca di enterococchi in parallelo.

		Acque naturali	Acque sottoposte a clorazione	Totale
	N° campioni	26	30	56
Enterolert DW	N° pozzetti sottoposti a conferma	240	443	683
	N° pozzetti confermati	240	443	683
	N° isolati identificati	17	52	69
UNI EN ISO 7899-2	N° isolati sottoposti a conferma	325	651	976
	N° isolati confermati	306	628	934
	N° isolati identificati	11	11	22

a risultare positiva oltre le 24 ore di incubazione. Da qui la diversa incidenza che l'incremento dei pozzetti positivi ha avuto sul confronto dei risultati, con il metodo di riferimento, per le due tipologie di acqua (Tab. II).

Le acque naturali hanno mostrato incrementi limitati compresi tra 1 e 2 pozzetti, corrispondenti ad un incremento medio di 0,2 pozzetti per analisi, che ha determinato un incremento medio del valore MPN di 0,2 unità. Per le acque clorate, invece, sono stati registrati incrementi nel numero di pozzetti compresi tra 1 e 7, equivalenti ad un incremento medio di 2 pozzetti per analisi che ha comportato un incremento medio del valore MPN di 3,6 unità.

L'isolamento e la successiva identificazione delle colonie derivate dai 46 pozzetti risultati positivi a 28 ore ha confermato comunque l'appartenenza al genere *Enterococcus*, mettendo in evidenza l'esistenza di ceppi stressati a più lenta crescita.

Nella tabella III sono riassunti il numero di campioni analizzati, di conferme eseguite e di isolati confermati

ed identificati nell'indagine effettuata per la ricerca di enterococchi con i metodi UNI EN ISO 7899-2 e Enterolert™ DW in acque naturali e clorate.

Nel corso dell'indagine le prove di conferma hanno comunque riguardato le colonie ottenute da tutti i pozzetti positivi (683 pozzetti). La percentuale di confermati è stata del 100% per tutti gli isolati sottoposti a conferma.

Sessantanove ceppi provenienti da pozzetti positivi, appartenenti al genere *Enterococcus*, sono stati identificati anche a livello di specie. Dopo conferma di tutte le colonie presuntive su BEAA, dall'analisi effettuata con il metodo UNI EN ISO 7899-2, sono stati identificati 22 ceppi, tutti risultati appartenenti al genere *Enterococcus*.

Sono state successivamente identificate un totale di 91 colonie isolate dai due terreni culturali. Tra le colonie isolate sono state identificate in percentuali maggiori le specie *E. faecium* (63,4%) e *E. hirae* (23,3%) (Fig. 1). In entrambe le tipologie di acqua, la specie più frequentemente rilevata è stata *E. faecium*.

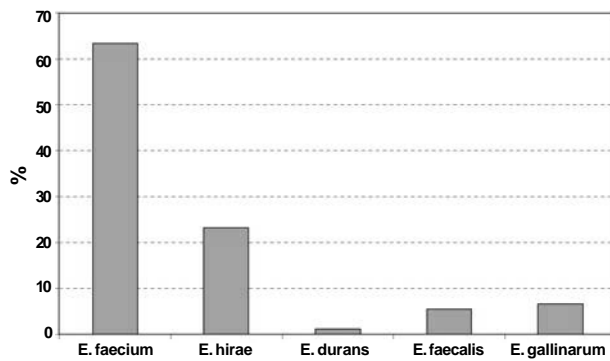


Fig. 1. Percentuali di rilevamento delle diverse specie di Enterococchi nei campioni di acqua sottoposta a clorazione e di acqua naturale.

Il controllo microbiologico dell'acqua ha lo scopo di accertare che essa non sia e non possa diventare veicolo di trasmissione di microrganismi patogeni.

Requisito prioritario in un contesto di prevenzione e tutela della salute pubblica è quello di poter disporre dei risultati analitici derivati dal controllo della qualità di acque potabili in tempi più rapidi possibili. Più rapidamente è possibile ottenere il segnale dell'eventuale deterioramento della qualità dell'acqua, prima potranno essere individuate le cause, disposte le eventuali ordinanze di non idoneità all'uso, informati i consumatori e individuati i provvedimenti più idonei per ritornare ad una condizione di buona qualità del prodotto.

Il metodo Enterolert™ DW ha dimostrato di avere il vantaggio di dare risposte definitive in tempi più rapidi (24 ore, o al massimo 28 ore) rispetto al metodo di riferimento stabilito dalla normativa (circa 50 ore). Nonostante esso sia basato sulla tecnica del Most Probable Number (MPN), si differenzia in realtà dalla più classica tecnica dell'MPN in cui la precisione è bassa (l'intervallo di confidenza del 95% di un MPN a cinque repliche si trova approssimativamente tra un terzo del risultato analitico e tre volte il medesimo). Infatti, dall'aumento del numero di inoculi di campione nei pozzetti multipli (51 pozzetti), disposti in parallelo, consegue un aumento della precisione del metodo, caratteristica che diventa equiparabile a quella della tecnica di conta diretta su terreno agarizzato (LIGHT-FOOT e MAIER, 1998).

Il metodo di riferimento, nonostante la sua ampia diffusione e storico utilizzo da parte dei laboratori che effettuano controlli, risulta più elaborato rispetto a quello a multi-pozzetto. Svolgimento di prove di conferma e conseguente allungamento dei tempi per l'ottenimento degli esiti definitivi dell'analisi, dovrebbero far considerare la necessità di utilizzare metodi più rapidi e di più moderna concezione.

In questa direzione si inserisce il nuovo metodo che

si basa su una tecnologia che sfrutta l'attività enzimatica dei microrganismi. In questo caso, la β -glucosidasi, idrolizza il substrato orto-nitrofenil- β -D-glucoside e si è rivelata specifica degli enterococchi.

I risultati ottenuti nel corso dell'indagine hanno dimostrato che i due metodi, messi a confronto, sono equivalenti. Da parte sua, il metodo Enterolert™ DW ha mostrato una specificità del 100% che conferma la possibilità di avere risultati definitivi in 24 ore, o al massimo 28 ore, senza necessità di effettuare prove di conferma.

Risposte al confronto diverse per i due metodi sono state osservate in funzione della diversa tipologia di acqua. Per le acque naturali l'Enterolert™ DW è risultato equivalente al metodo di riferimento UNI EN ISO 7899-2 dopo 24 ore di incubazione. L'aumento dei pozzetti positivi che si è osservato allo scadere delle 28 ore di incubazione risulta trascurabile e non incide sulle capacità di recupero del metodo.

Diversamente, per le acque sottoposte a clorazione, la differenza statisticamente significativa riscontrata per i risultati a 24 ore, è sicuramente da attribuire alla comparsa di pozzetti positivi tardivi, rilevati oltre le 24 ore di incubazione ma entro 28 ore. D'altra parte, se il confronto dei risultati viene effettuato considerando le letture a 28 ore, tra i due metodi non c'è differenza statistica e, come confermato dalle identificazioni svolte anche sui pozzetti tardivi, tutti gli isolati appartenevano al gruppo dei batteri target. Per le acque clorate l'incremento dei pozzetti positivi ha inciso sulle prestazioni di recupero del metodo. In questo caso, la necessità di tempi più lunghi per il manifestarsi della positività può essere sicuramente dovuta alle condizioni di stress ambientale (presenza di un agente disinfettante) in cui si trovavano i microrganismi (BONADONNA *et al.*, 2008).

L'Enterolert™ DW si è comunque dimostrato un metodo valido e selettivo, particolarmente adatto all'analisi di acque naturali, ma idoneo anche per acque clorate contenenti microrganismi danneggiati. È consigliabile tuttavia che, quando si analizzino campioni di quest'ultimo tipo, vengano prolungati i tempi di incubazione fino a 28 ore per permettere la crescita di tutti i batteri bersaglio.

Il suo punto di forza sta comunque nella sua capacità di fornire risultati attendibili in tempi più brevi rispetto al metodo di riferimento più tradizionale e comunemente usato. Un sistema analitico rapido dovrebbe essere abbastanza sensibile da mettere in evidenza il più basso livello rilevabile di microrganismi nel 50% del tempo richiesto da un metodo di riferimento, e con una specificità non inferiore al 90% (NIEMELÄ, 2000; GEORGE *et al.*, 2000). Il nuovo metodo utilizzato in questo studio presenta queste caratteristiche.

BIBLIOGRAFIA

- BONADONNA L., 1997. Batteri ambientali patogeni opportunisti in acque potabili. In: Aspetti igienico-sanitari delle acque destinate al consumo umano. *Rapporti ISTISAN 97/9*: 41-48.
- BONADONNA L., CATALDO C., 2007. Enterococchi nelle acque: metodo di analisi e significato sanitario. *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR 2*: 10-12.
- BONADONNA L., MEMOLI G., CHIARETTI G., 2008. Formazione di biofilm su materiali a contatto con acqua: Aspetti sanitari e tecnologici. *Rapporti ISTISAN 08/19*.
- BONADONNA L., OTTAVIANI M., 2007. Metodi analitici di riferimento per le acque destinate al consumo umano ai sensi del DL.vo 31/2001. Metodi microbiologici. *Rapporti ISTISAN 07/5*.
- DECRETO LEGISLATIVO 2 febbraio 2001, n. 31. Attuazione della Direttiva 98/83/CE relativa alla qualità delle acque destinate al consumo umano. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana* n. 52 del 3 marzo 2001.
- DECRETO LEGISLATIVO 30 maggio 2008, n. 116. Attuazione della direttiva 2006/7/CE relativa alla gestione della qualità delle acque di balneazione e abrogazione della direttiva 76/160/CEE. *Gazzetta Ufficiale della Repubblica Italiana* n. 155 del 4 luglio 2008.
- GEORGE I., PETIT M., SERVAIS P., 2000. Use of enzymatic methods for rapid enumeration of coliforms in freshwaters. *Journal of Applied Microbiology*, **88**: 404-413.
- LIGHTFOOT N., MAIER E., 1998. *Microbiological Analysis of Food and Water: Guidelines for Quality Assurance*. Elsevier Science, Amsterdam.
- NIEMELÄ S.I., 2000. Performance characteristics of microbiological water analysis methods. In: Heinonen P., Ziglio G., Van Der Beken A. (eds.), *Water Quality Measurements Series*. John Wiley & Sons, New York: 277-284.
- UNI EN ISO 7899-2: 2003. Qualità dell'acqua. Ricerca ed enumerazione di enterococchi intestinali. Metodo di filtrazione su membrana.

Lo scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) sui Monti Lepini (Italia, Lazio meridionale): evidenze di una ricolonizzazione

Carmine Esposito

Via della Neccia est n. 31, I-00049 Velletri (Roma); esposito.carm@tiscali.it

Riassunto

Lo scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*), un tempo presente nel comprensorio dei Monti Lepini (Italia, Lazio meridionale), a causa dell'uomo si è estinto nell'immediato dopoguerra. Diversi studi condotti sino ad oggi avevano sempre confermato la sua scomparsa. Con la presente nota l'autore riporta alcuni dati sulla ricolonizzazione, a partire dal 2008, di questa specie.

PAROLE CHIAVE: Scoiattolo / *Sciurus vulgaris* / ricolonizzazione / Monti Lepini / Lazio meridionale / Italia

The squirrel (*Sciurus vulgaris*) of Monti Lepini (Italia, Lazio meridionale): evidence of a recolonization

The squirrel (*Sciurus vulgaris*), once located and well spread in the area of Monti Lepini (Italy, Southern Latium), got extinct right after the postwar period due to the anthropogenic causes. Several studies have confirmed his disappearing since today. Through this short note the author refer to some records about the squirrel recolonization, starting from 2008.

KEY WORDS: Squirrel / *Sciurus vulgaris* / recolonization / Monti Lepini / Southern Latium / Italy

Lo scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) è una specie a distribuzione paleartica. In Italia è presente in gran parte del territorio ad esclusione delle zone maggiormente antropizzate e povere di boschi, mentre manca del tutto in Sicilia, Sardegna e isole minori (AMORI, 2002; WAUTERS e MARTINOLI, 2008).

Nel Lazio la specie è ampiamente distribuita, soprattutto nelle aree collinari e montane dell'Appennino (CALÒ e VERUCCI, 1993; WAUTERS e MARTINOLI, 2008; CAPIZZI, 2009). Risulta invece estinta nella maggior parte delle pinete e dei boschi litorali costieri, come nel Parco Nazionale del Circeo (MONTEMAGGIORI, 2000; AMORI *et al.*, 2005, 2008; CAPIZZI, 2009), ed è assente anche nei Monti Ausoni e Aurunci (MARTULLO *et al.*, 2001; MARTULLO e CORSETTI, 2010).

Nel comprensorio dei Monti Lepini e nelle zone limitrofe, in passato, lo scoiattolo comune era presente; LEPRI (1911, 1935) riporta testualmente: “*Comune alle Paludi Pontine, fin quasi sulla riva del mare...Nei boschi dell'Appennino romano non è molto comune, ma ne ho visti ed uccisi nei Monti Ernici e nei Monti*

Lepini.” La specie era presente e veniva catturata per scopi alimentari fino all'immediato dopoguerra nei boschi tra i Campi di Segni (RM) e di Montelanico (RM), ed era conosciuta con il nome locale di “*iattarile o iattarione*” (con muso da gatto, “*iatta*”), per distinguerlo dal ghiro, chiamato invece “*arile o arila*” (AMORI *et al.*, 2002).

Studi condotti negli anni '70 e '80 hanno confermato la sua estinzione (MARCHETTI, 1974; CURSI, 1988); soltanto SCISCIONE (1982) riporta dei dati generici ed indiretti, avuti da un tassidermista, che comunque non sono stati avvalorati da prove certe. Successive ricerche hanno sempre stabilito l'assenza di questo roditore (CALÒ e VERUCCI, 1993; AMORI *et al.* 2002; WAUTERS e MARTINOLI, 2008; CAPIZZI, 2009; MARTULLO e CORSETTI, 2010). Un solo dato degno di fede è stato raccolto per questo periodo e riguarda l'osservazione di un individuo avvenuta negli anni '90 in località “Campo Rosello”, nel comune di Bassiano (LT) (Forcina, com. pers., 2009), dato che però non è stato più confermato.

Le cause dell'estinzione dello scoiattolo comune nel comprensorio lepino sono state diverse e molteplici. Prima di tutto, ha certamente influito l'azione diretta dell'uomo, sia a causa della caccia ma anche attraverso la modificazione dell'habitat che ha generato una notevole frammentazione spaziale e ambientale a cui questa specie è particolarmente sensibile (CELADA *et al.*, 1994; WAUTERS *et al.*, 1994a, 1994b; WAUTERS, 1997; WAUTERS e MARTINOLI, 2008; MORTELLITI *et al.*, 2010; SPINOZZI *et al.*, 2012). Questi cambiamenti hanno così determinato un isolamento geografico dei Lepini, tale da non permettere un ritorno dello scoiattolo dalla catena appenninica. Da diversi anni, questo roditore ha comunque riacquisito nuove aree boschive, sia a livello nazionale (WAUTERS e MARTINOLI, 2008) sia a livello regionale (CAPIZZI, 2009), come sui Colli Albani (Badaloni, com. pers., 2012) da cui molto probabilmente è arrivato dai Monti Prenestini (ANGELICI e RIGA, 2001). Anche sui Monti Lepini, da pochi anni, lo scoiattolo è tornato ad essere presente.

Il quadro riepilogativo delle osservazioni dello scoiattolo comune nei Monti Lepini è riportato nella tabella I. Il primo dato accertato, in ordine cronologico, risale all'1/3/2008 in cui è stato osservato un individuo in un rimboschimento a conifere a una quota di circa 300 m s.l.m., sulle pendici sud di Colle Olivella, nel comune di Norma (LT). L'esemplare era caratterizzato da una "forma nera", con dorso, coda e zampe di colore uniformemente marrone molto scuro con tendenza al nero, mentre le parti inferiori erano di colore bianco; le dimensioni erano abbastanza piccole, con una lunghezza testa-corpo di circa 20 cm e della coda di circa 15 cm. Un'altra segnalazione è relativa ad una osservazione avvenuta nel 2009 in una faggeta del Monte Semprevisa (Capizzi, com. pers., 2012).

Nel 2011 gli avvistamenti si fanno più frequenti: due esemplari, più spesso uno solo, vengono ripetutamente osservati a partire dal mese di giugno (Ciotti, com. pers., 2012), presso l'eremo di S. Erasmo, a 849 m s.l.m. nel comune di Roccamassima (LT), in una formazione vegetale costituita in parte da conifere e in parte da bosco misto. Gli ultimi avvistamenti per questa località risalgono al 10/08/2012 quando vengono osservati e fotografati due individui differenti uno dei quali di sesso femminile (Fig. 1) e con le mammelle gonfie. Nel dicembre 2011, viene più volte osservato un esemplare in una valletta boscosa a 600 m circa s.l.m., sulle pendici ovest di Dosso dell'Ospedale, tra il comune di Sermoneta (LT) e di Bassiano (LT) (Ruzza, com. pers., 2012).

Il 26/03/2012 viene osservato uno scoiattolo attra-

versare la strada che collega Roccamassima (LT) a Segni (RM), a 662 m s.l.m., sulle pendici nord di Monte Rapiglio, in un bosco misto e castagneto. Il giorno successivo l'esemplare non viene osservato, ma nei pressi viene scoperto un nido attribuibile alla specie: di forma ovale, del diametro di circa 30-40



Fig. 1. Esemplare di sesso femminile fotografato nel comune di Roccamassima.



Fig. 2. Nido su acero attribuibile allo scoiattolo comune.



Fig. 3. Esemplare fotografato nel comune di Roccamassima.

Tab. I. Tabella riepilogativa delle osservazioni dello scoiattolo comune dei Monti Lepini.

Data	Sito di segnalazione	Note	Rilevatore
1 mar. 2008	Colle Olivella, Norma	osservato 1 esemplare	C. Esposito
2009	Monte Semprevisa	osservato 1 esemplare	D. Capizzi
giu. 2011	S. Erasmo, Roccagorga	osservati 1-2 esemplari	E. Ciotti
dic. 2011	Dosso dell'Ospedale, Sermoneta	osservato 1 esemplare	D. Ruzza
26 mar. 2012	M.te Rapiglio, Roccamassima	osservato 1 esemplare	C. Esposito
27 mar. 2012	M.te Rapiglio, Roccamassima	osservato 1 nido	C. Esposito
1 apr. 2012	M.te Rapiglio, Roccamassima	osservato 1 esemplare	C. Esposito
12 mag. 2012	Campo di Segni, Segni	osservato 1 esemplare	D. Campagna
10 ag. 2012	S. Erasmo, Roccagorga	osservati 2 esemplari	C. Esposito
13 ag. 2012	Pian della Croce, Supino	osservato 1 esemplare	C. Esposito
22 ag. 2012	Piano della Civita, Artena	osservato 1 esemplare	D. Campagna
2 nov. 2012	Lago di Ninfa, Sermoneta	osservato 1 esemplare	C. Esposito

cm, formato da un intreccio di foglie, paglia e rametti, è collocato a un'altezza di circa 15 m sulla cima di un acero (*Acer obtusatum*) (Fig. 2). L'1/04/2012 lo scoiattolo viene nuovamente osservato nello stesso sito ed anche fotografato per la prima volta (Fig. 3). Il 12/05/2012, viene segnalato un altro scoiattolo, questa volta nei pressi del Campo di Segni (RM), in un bosco misto a 830 m circa s.l.m. (Campagna, com. pers., 2012). Il 13/08/2012 viene osservato un altro esemplare nei pressi di Pian della Croce nel comune di Supino (FR) a 1080 m s.l.m., in un bosco costituito da faggi e conifere, mentre il 22/08/2012 viene segnalato un altro scoiattolo alle pendici est del Piano della Civita a 400 m circa, nel giardino di una abitazione privata nel comune di Artena (RM) (Campagna, com. pers. 2012). Ed infine il 2/11/2012 viene osservato uno scoiattolo nei pressi del lago di Ninfa a 30 m circa s.l.m. nel comune di Sermoneta (LT).

Tutte le stazioni dei Lepini citate sono molto distanti tra loro e, considerando che questo roditore ha piccoli *home range* di circa 2-10 ettari (MACDONALD e BARRETT, 1993), si può concludere che siano tutti individui differenti, in comune hanno sempre la colorazione (dorso scuro e ventre bianco) e le piccole dimensioni.

Molto probabilmente gli scoiattoli comuni osservati sui Monti Lepini possono provenire dai vicini Colli Albani; sembra invece improbabile una ricolonizzazione diretta dall'Appennino centrale, essendo questo separato dal comprensorio dei Lepini dall'ampia e antropizzata valle di Frosinone.

Le nuove segnalazioni di questa specie devono essere valutate in una visione più ampia che riguarda la sua espansione in molti ambiti geografici nazionali, come è successo in altre regioni italiane, ad esempio nel Veneto (BON *et al.*, 2008) e in Emilia Romagna (BONIZZONI e TRALONGO, 2003; SCARAVELLI *et al.*, 2007)

È facilmente ipotizzabile che nei prossimi anni, non solo i Lepini, ma l'intera catena preappenninica dei Volsci (Lepini, Ausoni ed Aurunci) sarà nuovamente ricolonizzata.

RINGRAZIAMENTI

L'autore desidera ringraziare: Daniele Badaloni, David Campagna, Dario Capizzi, Andrea Cascianelli, Domenico Cascianelli, Eros Ciotti, Antonio Esposito, Giovanni Forcina, Gianluca Nardi, Giuseppe Piscopo, Antonio Romano, Sabrina Salici e Daniele Ruzza. Tanto amore e riconoscenza al piccolo Davide Esposito che da poco si è affacciato alla vita.

Le foto presenti nel testo sono opera dell'autore.

BIBLIOGRAFIA

- AMORI G., 2002. Scoiattolo comune *Sciurus vulgaris* (Linnaeus, 1758). In: Spagnesi M., De Marinis A. M. (eds.), *Mammiferi d'Italia*. Qua. Cons. Natura, 14, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica, pp. 161-162.
- AMORI G., CORSETTI L., ESPOSITO C., 2002. *Mammiferi dei Monti Lepini*. Quad. Cons. Natura, 11, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica, 210 pp.

- AMORI G., CRISTALDI M., REICHEGGER D., SZPUNAR G., MASTROBUONI G., ZERUNIAN S., 2005. Dati preliminari su Insettivori e Roditori del Parco Nazionale del Circeo. In: Zerunian S. (ed.), *Habitat, Flora e Fauna del Parco Nazionale del Circeo. Atti del Convegno in occasione del settantennale del Parco Nazionale del Circeo, Sabaudia, 19 giugno 2004*. Corpo Forestale dello Stato, Ufficio Gestione Beni ex

- ASFD di Sabaudia, Parco Nazionale del Circeo. Artegraf, Priverno, pp. 133-140.
- AMORI G., REICHEGGER D., IERADI L.A., ZERUNIAN S., CRISTALDI M., 2008. I micromammiferi del Parco Nazionale del Circeo. I. Analisi faunistica. *Biologia Ambientale*, **22** (2): 19-26.
- ANGELICI F.M., RIGA F., 2001. I mammiferi dei Monti Prenestini. In Angelici F.M. (ed.), *Aspetti naturalistici dei Monti Prenestini*. Associazione naturalistica "Orchidea", Genazzano (Roma) - Regione Lazio, Assessorato Ambiente, XVIII: 181-199.
- BON M., FASANO D., MEZZAVILLA F., ZANETTI M., 2008. Espansione dello scoiattolo comune (*Sciurus vulgaris*) in Pianura Veneta nell'ultimo decennio (1998-2007). In: Bon M., Bonato L., Scarton F. (eds.), *Atti 5° convegno Faunisti Veneti*. Boll. Mus. civ. St. nat. Venezia, suppl. al vol. **58**: 312-316.
- BONIZZONI A., TRALONGO S., 2003. Lo scoiattolo (*Sciurus vulgaris*) nel Parco Fluviale Regionale dello Stirone (Emilia-Romagna). In Prigioni C., Meriggi A., Merli E. (eds.), IV Congr. It. Teriologia, *Hystrix*, It. J. Mamm., (N.S.) SUPP. (2003): 112-113.
- CALÒ C.M., VERUCCI P., 1993. *I Mammiferi Selvatici nella provincia di Roma*. Provincia di Roma, Assessorato all'Ambiente, WWF, Delegazione Lazio. Stilgraf Roma, 132 pp.
- CAPIZZI D., 2009. Scoiattolo comune *Sciurus vulgaris* (Linnaeus, 1758). In: Amori G., Battisti C., De Felici S. (eds.), *I Mammiferi della Provincia di Roma. Dallo stato delle conoscenze alla gestione e conservazione delle specie*. Provincia di Roma, Assessorato alle Politiche dell'Agricoltura. Stilgrafica, Roma, pp.150-151.
- CELADA C., BOGLIANI G., GARIBOLDI A., MARACCI A., 1994. Occupancy of isolated woodlots by the red squirrel *Sciurus vulgaris* L. in Italy. *Biological Conservation*, **69**: 177-183.
- CURSI G., 1988. *Contributo alla conoscenza della mammalofauna dei Monti Lepini*. Tesi di Laurea, Università degli studi di Roma "La Sapienza", Anno Accademico 1987/88, 233 pp.
- LEPPI G., 1911. Aggiunta alle ricerche faunistiche e sistematiche sui Mammiferi d'Italia che formano oggetto di caccia. *Boll. Soc. Zool. Ital., serie II*, **12**: 241-250.
- LEPPI G., 1935. La fauna pontina prima e dopo la bonifica. In: AA.VV., *La bonifica delle paludi pontine*. Ist. Di Studi Romani. Leonardo da Vinci, Casa ed., Roma, pp. 93-102.
- MACDONALD D.W., BARRETT P., 1993. Mammals of Britain and Europe. Harper Collins ed., London, 312 pp.
- MARCHETTI L., 1974. La fauna: 11-16. In: AA.VV., *Un Parco Naturale dei Monti Lepini*. Italia Nostra e Consorzio Serv. Cult. Latina, 28 pp.
- MARTULLO S., ESPOSITO C., CORSETTI L., 2001. *La distribuzione della meso e macroteriofauna nel Parco Naturale dei Monti Aurunci (Lazio)*. III Congresso Italiano di Teriologia, San Remo, 21-23 settembre 2001, Riassunti: 91.
- MARTULLO S., CORSETTI L., 2010. La rete ecologica specie-specifica. In: Valle N. & Perrotto C. (eds.), *Rete ecologica dei Monti Lepini, Ausoni e Aurunci*. Gangemi Editore, Roma: 44-57.
- MONTEMAGGIORI A., 2000. *Compilazione dello stato delle conoscenze dei Vertebrati terrestri del Parco Nazionale del Circeo*. Relazione tecnica, Dipartimento di Biologia Animale e dell'Uomo - Università "La Sapienza" Roma, 183 pp.
- MORTELLITI A., AMORI G., CAPIZZI D., RONDININI C., BOITANI L., 2010. Experimental design and taxonomic scope of fragmentation studies on European mammals: current status and future priorities. *Mammal Review*, **40** (2): 125-154.
- SCARAVELLI D., BERTOZZI M., PALLADINI A., 2007. I Mammiferi. In: Casini L., Gellini S. (eds.), *Atlante dei Vertebrati tetrapodi della provincia di Rimini*. Provincia di Rimini: 362-487.
- SCISCIONE L., 1982. Insettivori, Lagomorfi, Roditori, Carnivori ed Artiodattili. In: AA.VV., *Contributi alla conoscenza della Fauna dei Monti Lepini e qualche proposta di intervento*. Regione Lazio, XIII Com. Mont. dei Monti Lepini, Priverno (LT): 256-286.
- SPINOZZI F., BATTISTI C., BOLOGNA M.A., 2012. Habitat fragmentation sensitivity in mammals: a target selection for landscape planning comparing two different approaches (bibliographic review and expert based). *Rendiconti Lincei*, **23** (4): 365-373.
- WAUTERS L.A., HUTCHINSON Y., PARKIND D.T., DHONDT A.A., 1994a. The effects of habitat fragmentation on demography and on the loss of genetic variation in the red squirrel. *Proceedings of the Royal Society, London*, **B**, **255**: 107-111.
- WAUTERS L.A., CASALE P., DHONDT A.A., 1994b. Space use and dispersal in red squirrels in fragmented habitats. *Oikos*, **69**: 140-146.
- WAUTERS L.A., 1997. The ecology of red squirrels in fragmented habitats: a review. In: J. Gurnell & P. W. W. Lurz (eds.), *The Conservation of red Squirrels, Sciurus vulgaris* L.. Peoplès Trust for Endangered Species, London: 5-12.
- WAUTERS L.A., MARTINOLI A., 2008. *Sciurus vulgaris* (Linnaeus, 1758). In: Amori G., Contoli L., Nappi A. (eds.), *Fauna d'Italia. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia*. Vol. XLIV. Edizioni Calderini de Il Sole 24, Milano: 349-360.

Proposta di Indice di Qualità Biologica del Suolo (QBS-e) basato sui Lombrichi e applicato agli Agroecosistemi

Maurizio Guido Paoletti*, Daniele Sommaggio, Silvia Fusaro

Dipartimento di Biologia, Laboratorio di Agroecologia ed Etnobiologia, Università di Padova, via U. Bassi 58/B – 35121 Padova

* *Referente per la corrispondenza: paoletti@bio.unipd.it*

Pervenuto il 20.2.2013; accettato il 7.3.2013

Riassunto

Viene proposto un sistema di valutazione della sostenibilità delle pratiche di gestione dell'agroecosistema basato sui lombrichi, bioindicatori rappresentativi della biodiversità del suolo (QBS-e), partendo dall'importanza della biodiversità della fauna edafica per la salute del suolo e degli agro ecosistemi prendendo come modello l'indice QBS-ar di PARISI, 2001. Questa metodologia è stata pensata per l'agricoltore e l'operatore non necessariamente esperto in tassonomia delle specie per monitorare in autonomia lo stato dell'ambiente prevalentemente agricolo.

PAROLE CHIAVE: qualità biologica / suolo / lombrichi / bioindicatori / agroecosistema / sostenibilità / monitoraggio / biodiversità

An Earthworms Soil Quality Index Proposal (QBS-e) applied to Agroecosystems

We propose a system for assessing the sustainability of agroecosystem management practices based on Earthworms, as Bioindicators of Soil Biodiversity (QBS-e), starting from the importance of the biodiversity of soil fauna for healthy soils and taking as a model the index QBS-ar (PARISI, 2001). This methodology is designed for the farmer and the operator with limited expertise on species taxonomy who can monitor in autonomy the status of the agricultural environment.

KEY WORDS: biological quality / soil / earthworms / bioindicators / agroecosystem / sustainability / monitoring / biodiversity

INTRODUZIONE

L'attività dell'uomo ha profondamente modificato le condizioni ambientali della Terra. Le migrazioni umane possono aver influito su queste modificazioni e l'avvento dell'agricoltura le ha di certo amplificate (DIAMOND, 2005). Questo processo è stato particolarmente evidente negli ultimi 60 anni quando la crescita della popolazione umana, associata ad una maggiore domanda di cibo, acqua, energia, ha comportato un consumo considerevole delle risorse disponibili (TAIN-

TER, 1988; JOHNSON e EARLE, 2000; MA, 2005). Per esempio DAILY (1995) ha stimato che dal 1945 ad oggi l'uomo ha modificato dal 40% al 50% degli ecosistemi naturali della Terra. Un cambiamento nell'utilizzo del suolo viene considerata come la causa principale nella degradazione degli ecosistemi naturali (SALA *et al.*, 2000). Questo impoverimento ha comportato anche ricadute negative sugli agroecosistemi, che rappresentano una delle principali destinazioni di utilizzo del

territorio in seguito all'attività umana (PAOLETTI *et al.*, 1992; 2011). Per esempio circa il 40 % dei terreni coltivati è soggetto a fenomeni di erosione del suolo, ridotta fertilità o "overgrazing" (WOOD *et al.*, 2000; MONTGOMERY, 2007; REYNOLDS *et al.*, 2007). Ciò ha comportato una sempre più pressante richiesta per forme di agricoltura che abbiano come obiettivo primario la sostenibilità delle produzioni e non solamente le rese a breve termine (PAOLETTI *et al.* 1992; 2011; GLIESSMANN, 2007). In quest'ottica diventa di primaria importanza la disponibilità di strumenti che permettano una facile valutazione delle condizioni dell'agroecosistema stesso, in modo da pianificare eventuali interventi e monitorarne la loro efficienza (PAOLETTI, 1999a; HOLE *et al.*, 2005; BIAGINI *et al.*, 2006; GARDI *et al.*, 2009; PAOLETTI *et al.*, 2011).

La scelta del bioindicatore da utilizzare può essere un processo complesso e talora difficile (McGEOCH, 1998; ANDERSEN, 1999; VANDEWALLE *et al.*, 2010). Una prima difficoltà nasce dalla mole elevata di indicatori che sono stati proposti a vario titolo. Per esempio FELD *et al.* (2009), analizzando la letteratura scientifica dal 1994 al 2007 presente nel Science Citation Index Expanded, hanno riscontrato 617 lavori che coprono 531 possibili indicatori di biodiversità. McGEOCH (1998) e CARO e O'DOHERTY (1999) hanno tentato una classificazione dei vari tipi di bioindicatori al fine di favorire una maggiore chiarezza nella pletora di possibili indicatori con varie funzionalità. PAOLETTI (1999a) e PAOLETTI *et al.* (2007) riportano diversi taxa e strategie che possono essere utilizzati come indicatori di biodiversità e sostenibilità negli agroecosistemi.

La fauna del suolo è stata oggetto di studi per valutare la possibilità di utilizzare vari taxa come indicatori di sostenibilità: si possono citare per esempio l'indice di maturità applicato ai Nematodi (BONGERS, 1990; YEATES, 1994) o quello applicato ai Mesostigmati (RUFF, 1998). PARISI e collaboratori (2001, 2005; D'AVINO *et al.*, 2002; ANGELINI *et al.*, 2002; BLASI *et al.*, 2012) hanno proposto un indice di valutazione della qualità del suolo (QBS-ar e QBS-c) che viene elaborato utilizzando la microfauna del terreno come indicatore di sostenibilità.

Il QBS risponde in particolare a tre importanti requisiti che dovrebbe possedere un buon indicatore.

1. La necessità di utilizzare informazioni funzionali prima che tassonomiche. Alcuni autori hanno evidenziato come l'utilizzo di indici che sfruttano come indicatore solo la ricchezza in specie (o di altri gruppi tassonomici) sia riduttivo ed in questo modo si rischi la perdita di informazione (MORETTI *et al.*, 2009; DE BELLO *et al.*, 2010; VANDEWALLE *et al.*, 2010). È necessario poter associare ad ogni gruppo tassonomico, indipendentemente dal suo livello sistematico,

caratteristiche ecologiche (come livello trofico, esigenze ambientali, lunghezza del ciclo di sviluppo). Questi tipi di approccio sono stati ampiamente utilizzati in altri ambiti come nella valutazione della qualità dei corsi d'acqua (es. MOUILLOT *et al.*, 2006; Ghetti, 2001) o nell'utilizzo delle piante come indicatori (es. CORNELISSEN *et al.*, 2003). Nel caso del QBS viene data particolare importanza alla condizione terrestre dei taxa riscontrati. Se viene rilevata la presenza di organismi con caratteristiche spiccatamente edafiche di profondità (come depigmentazione, sviluppo degli occhi scarso o nullo, scarsa mobilità), quel suolo sarà in buono stato di conservazione, rispetto ad uno in cui vengono rilevati organismi con caratteristiche di superficie (come elevata mobilità, pigmentazione, occhi e appendici ben sviluppate) che non sono strettamente legati alla vita all'interno di quel suolo.

2. È importante che il metodo possa essere facilmente utilizzato anche da non specialisti. Nel caso del QBS vengono scelti taxa che appartengono alla microfauna del terreno e che sono di difficile determinazione. Proprio per questo motivo le categorie tassonomiche scelte nel QBS sono ad alto livello sistematico in modo da permettere il riconoscimento anche ad opera di tecnici che non siano degli specialisti del gruppo (PARISI, 2001; PARISI *et al.*, 2005).
3. È fondamentale esprimere il risultato in termini facilmente comprensibili. Molto spesso il risultato di valutazioni ambientali si riduce a lunghi elenchi di specie che hanno poco valore in termini di valutazione del territorio, mentre un buon indicatore dovrebbe fornire dati di facile comprensione (NORTON, 1998; BÜCHS, 2003). In questo senso l'utilizzo di un indice con pochi valori a cui corrispondono delle condizioni di qualità del suolo rende il QBS un sistema di più semplificata lettura e comprensione.

Tuttavia permangono alcuni elementi di criticità legati al QBS. In primo luogo gli indici proposti sinora dal QBS presuppongono l'estrazione degli organismi mediante estrattore Berlese-Tullgren (PAOLETTI *et al.*, 1991) e la successiva osservazione dei campioni allo stereomicroscopio. Ciò comporta la disponibilità di una strumentazione che non è alla portata, per esempio, degli agricoltori. Benché si faccia riferimento a gruppi tassonomici con caratteristiche funzionali omogenee, la necessità di evitare l'identificazione delle specie determina una perdita importante di informazione (PAOLETTI *et al.*, 2010). Infine il QBS rileva solo la presenza di un determinato gruppo di animali con un preciso indicatore—punteggio EcoMorfologico (EMI)—tralasciando l'abbondanza degli individui appartenenti a quel gruppo, cosa che sarebbe di ardua fattibilità dal momento che gli organismi considerati sono molto piccoli e spesso presenti in numero considerevole.

I lombrichi sono conosciuti, fra i bioindicatori del suolo, come un taxon di elevata qualità e ciò richiama all'interesse prestato loro dal grande naturalista Charles Darwin che ha dedicato a questi organismi l'ultimo libro da lui scritto (DARWIN, 1881).

Essi sono infatti poco mobili e quindi strettamente legati al suolo, facilmente campionabili in modo standard con la tecnica dell'*hand-sorting* o *hand-sorting* preceduto dall'uso di soluzione acquosa irritante. Si possono impiegare svariate sostanze irritanti; ad es. tradizionalmente una soluzione acquosa di formaldeide 0,2-0,5%, ma anche una sospensione acquosa con farina di senape o una soluzione acquosa con allyl isotiocianato.

I lombrichi sono molto sensibili alla gestione del suolo sia per lavorazioni, sia per utilizzo di agrofarmaci o fertilizzanti chimici e liquami, rotazioni, pacciamature, salinizzazione e compattazione dei suoli (PAOLETTI, 1988, 1999a; PAOLETTI *et al.*, 1988; PAOLETTI *et al.*, 1991; PAOLETTI *et al.*, 1995a, 1995b; PAOLETTI *et al.*, 1998; PAOLETTI e CANTARINO, 2000; BLAKEMORE e PAOLETTI, 2006; PEIGNÉ *et al.*, 2009).

Lo scopo del presente articolo è quello di proporre un indice analogo a quello di PARISI (2001), da applicare al suolo degli agroecosistemi o degli ambienti semi-naturali presenti nel contesto rurale e basato sui lombrichi, più conosciuti anche dagli operatori agricoli. Quindi l'obiettivo dell'Indice che chiameremo *QBS-e* (Qualità Biologica del Suolo applicato ai lombrichi- *earthworms*) è di valutare la qualità e lo stato di salute del suolo in base al monitoraggio della comunità di lombrichi in esso ospitata. Essendo i lombrichi dei buoni bioindicatori, ciò permette di stimare la sostenibilità delle pratiche di gestione dell'ambiente in questione.

L'ambito di applicazione dell'indice *QBS-e* è pensato essere l'agroecosistema definito come un ambiente semplificato dal punto di vista ecologico con caratteristiche determinate dall'attività dell'uomo che utilizza il suolo per coltivare piante al fine di ricavare prodotti utili al suo sostentamento. Oltre alle specie coltivate, questo ambiente ospita altri organismi selvatici o spontanei più o meno antropofili legati da interazioni ecologiche e svolgenti funzioni integranti dell'ecosistema. In particolare il suolo è la sede di produzione dell'attività agricola, quindi si è scelto di operare con dei bioindicatori, i lombrichi, strettamente legati ad esso e in grado di fornirci informazioni sul suo stato. Sono stati inclusi nel monitoraggio anche altri ambienti che solitamente si ritrovano nel contesto rurale e che vengono definiti semi-naturali come siepi, alberature, capezzagne, fasce inerbite, sponde di piccoli corsi d'acqua che ospitano flora e fauna più o meno spontanee ma che non vengono utilizzate intensamente a

fini produttivi.

Come presupposto si considera che l'operatore (un agricoltore o un addetto al monitoraggio del suolo) non abbia particolari competenze di tassonomia e che possa procedere in autonomia, senza ricorrere all'aiuto di esperti o alla consulenza di un laboratorio. Inoltre non è necessario sopprimerne gli individui raccolti per la determinazione, ma solo prelevarli per un periodo di tempo e poi rilasciarli nell'ambiente; ciò riduce notevolmente l'impatto sulla comunità locale di questi animali. Fra i limiti di questo tipo di monitoraggio è da annoverarsi la scarsa applicabilità in alcune tipologie di ambienti naturalmente poco ospitali per i lombrichi come per esempio quelli con climi troppo asciutti oppure con terreni molto sabbiosi o troppo sassosi.

MATERIALI E METODI

Per effettuare il monitoraggio si applica la tecnica dell'*hand-sorting*, ovvero il prelievo di una zolla di terreno (ad esempio 30cm x 30cm, profondità 20 cm), e lo sminuzzamento di questa su un telo bianco alla ricerca di tutti i lombrichi visibili. Questi vengono prelevati e ripuliti dalla terra servendosi di un contenitore con acqua. Si consiglia di ripetere il prelievo da 5 a 10 volte ad una distanza minima di 6-10 m fra le diverse repliche per ottenere un campione rappresentativo della popolazione di lombrichi dell'area in esame.

Materiali utili

- forca vanga (per evitare di tagliare gli individui),
- telo bianco,
- corda metrica,
- decimetro rigido,
- contenitore con acqua,
- eventuale sospensione di polvere di senape (essenziale per valutare la presenza di lombrichi profondi scavatori),
- scheda di monitoraggio (Fig.1).

Periodo di campionamento

Le stagioni più favorevoli per il campionamento dei lombrichi sono la primavera e l'autunno. Infatti in questo periodo vi è maggiore piovosità e ciò determina una maggiore attività dei lombrichi, che sono rinvenibili più in prossimità della superficie, entro le prime decine di centimetri di suolo. In ogni caso è sempre meglio effettuare il campionamento in seguito a periodi piovosi quando il terreno è in tempera.

Categorie Ecologiche

Una volta estratti gli animali e ripuliti dalla terra, l'attribuzione della categoria ecologica cui appartengono avviene in base alla profondità dove sono stati rinvenuti gli stessi e alle loro caratteristiche anatomi-

che (ed ecologiche) valutabili ad occhio nudo. Le categorie ecologiche individuabili dalla letteratura (BOUCHÉ, 1972; SIMS e GERARD, 1985; LEE, 1985; PAOLETTI, 1999b; EDWARDS, 1998; GREAT LAKES WORM WATCH) e qui proposte sono:

- **Epigei:** pigmentati dorsalmente, frequentano lo strato della lettiera L e l'orizzonte A01 del suolo, in cui è riconoscibile la forma del materiale organico originario (Fig. 2);
- **Endogei:** in genere ma non sempre meno pigmentati, frequentano l'orizzonte A02 (strato organico in cui la forma del materiale originario non è riconoscibile) fino all'orizzonte A1 (evoluto in seguito all'accumulo di sostanza organica umificata associata alla frazione minerale) (Fig. 2); scavano gallerie prevalentemente orizzontali;
- **Anecici o profondi scavatori:** anche di grandi dimensioni, possono arrivare fino all'orizzonte A2 (caratterizzato dalla perdita di argilla, ferro o alluminio con concentrazione di minerali resistenti) e B (ove si accumulano argilla, minerali di ferro, carbonati, humus rendendo questo orizzonte colorato) (Fig. 2); scavano gallerie verticali che possono raggiungere anche qualche metro di profondità, spesso salgono presso la superficie per nutrirsi di lettiera;
- **Coprofagi:** lombrichi che vivono nel letame o nel compost e sono strettamente associati ad esso e quindi raramente si raccolgono nei suoli dove non sopravvivono a lungo, in seguito allo spandimento di materiali organici (letame e compost);
- **Idrofilo:** lombrichi amanti di suoli con falda freatica superficiale, anche in prossimità di fiumi, nelle bonifiche e nelle zone intertidali. Fra questi, piuttosto comune è *Eiseniella tetraedra* che, come tratto distintivo, presenta una doccia concava dorsale longitudinale all'estremità caudale.

Importante è altresì la determinazione dello stadio di sviluppo degli individui in base alla presenza del clitello, organo rigonfio a forma di manicotto o sella, nella parte anteriore dell'animale che indica il raggiungimento della maturità sessuale. Si possono quindi distingue-

re individui:

- **Giovani:** con clitello non distinguibile;
- **Adulti:** con clitello ben visibile, talora di differente colore e ingrossato (Fig. 3).

Per descrivere la popolazione di lombrichi di un ambiente è bene sapere la quantità di giovani e di adulti, in quanto i primi indicano il tasso di ricambio generazionale, mentre la presenza dei secondi presuppone che abbiano avuto le condizioni necessarie e sufficienti per crescere e svilupparsi e sono dei potenziali riproduttori, fondamentali per la prosecuzione della specie.

Non si ritiene necessario distinguere fra specie esotiche, alloctone ed endemiche, in quanto un operatore poco esperto non è in grado di attribuire un individuo rilevato ad una o all'altra categoria; inoltre presupponebbe la determinazione della specie, cosa che per applicare l'indice QBS-e non è richiesta.

Nella tabella I sono elencati in dettaglio i caratteri anatomico-etologici per definire le categorie ecologiche.

Nella tavola illustrata (Fig. 5) sono raccolte alcune foto rappresentative di specie appartenenti alle categorie ecologiche summenzionate.

Si propone in seguito una chiave dicotomica semplificata come strumento utile all'agricoltore o ad un operatore sul campo, per distinguere le cinque categorie ecologiche durante le fasi di monitoraggio (Tab. II).

Nella tabella III si riporta l'elenco completo delle specie di lombrichi rinvenibili in Italia, con la categoria ecologica attribuita.

La designazione di una categoria ecologica ad ogni specie di lombrico è avvenuta in base all'interazione di più caratteristiche sia anatomiche sia etologiche. È doveroso aggiungere che a volte è stato necessario far prevalere una caratteristica ad un'altra (ed esempio il *modus vivendi* rispetto al colore o alle dimensioni) al fine di attribuire la categoria ecologica più appropriata alla specie. Ciò è quanto accade volendo semplificare e incasellare la complessa realtà di organismi viventi: vengono perse alcune informazioni, ma l'indice che ne deriva diventa uno strumento di facile utilizzo.

Campo:				Data:		
Dimensione zolla:				N° di ripetizioni:		
N° di individui	Colore	Stadio (giovane o adulto)	Lunghezza (cm)	Profondità di ritrovamento	Gallerie	Categoria ecologica

Fig. 1. Esempio di scheda per il monitoraggio dei lombrichi utile per il calcolo dell'Indice QBS-e.

Fra questi, piuttosto comune è *Eiseniella tetraedra* che, come tratto distintivo, presenta una doccia concava dorsale longitudinale all'estremità caudale.

Tab. I. Elenco dei caratteri utili per distinguere le categorie ecologiche dei lombrichi campionati. Sono evidenziati in grassetto gli aspetti più facilmente riscontrati nella categoria.

Categoria ecologica	Pigmento	Lunghezza adulto (cm)	Diametro (mm)	Muscolatura	Mobilità	Forma regione caudale	Tipo di gallerie	Cibo	Habitat preferito	Capacità riproduttiva	Reazione al disseccamento del suolo	Capacità rigenerativa
EPIGEI	Marrone, rossiccio, vinaccia, più scuro sul dorso e verso la testa	Piccola (Vivo: < 14; Conservato: < 8)	$1 < X > 2,5$	Ridotta	Elevata	Cilindrica	Non permanenti	Lettera, funghi e microrganismi di essa	Lettera fino ai primi 2,5 cm di profondità, anche sotto corteccia	Elevata (65-106 bozzoli /anno)	Bozzoli	Ridotta
ENDOGEI	Grigiastro, bluastro, giallastro, a volte con la testa rosa chiaro (depigmentazione)	Piccola-media-grande (Vivo: $6 < X > 22$; Conservato: $3 < X > 18$)	$1 < X > 6,5$	Ben sviluppata	Variabile	Cilindrica	Sistemi ramificati di gallerie sub-orizzontali	Suolo, sostanza organica, funghi e microrganismi presenti in esso	Prevalentemente entro i primi 50 cm di profondità	Scarsa (8-27 bozzoli /anno)	Quiescenza (Fig. 4)	Variabile
ANECICI	Rossiccio, marrone, anche a bande, più scuro sul dorso, iridescente, anche depigmentati	Media-grande (Vivo: > 20; Conservato: > 12,5)	$4 < X > 15$	Ben sviluppata	Altamente contrattili, capaci di rapide retrazioni nelle gallerie	Depressa, a forma di pala lanceolata	Prevalentemente verticali, permanenti che possono raggiungere i 3 m di profondità	Letteriera fresca, suolo	Percorrono tutti gli strati del suolo fino a circa 2-3 m: di notte salgono in superficie	Bassa (1-8 bozzoli/anno)	Diapausa	Sviluppata
COPROFAGI	Vario, anche a bande	Piccola (Vivo: < 14; Conservato: < 7)	$2 < X > 5$	Non particolarmente sviluppata	Elevata	Cilindrica	Non scavano gallerie	Solo sostanza organica fresca	Letame o compost	Elevata (107 bozzoli /anno *E. foetida)		Sviluppata
IDROFILI	Vario, rosso, verdastro	Piccola-media (Vivo: < 15; Conservato: < 12)	$2 < X > 5$	Non particolarmente sviluppata	Elevata	Con doccia dorsale	Non scavano gallerie	Sostanza organica	Terreni con falda superficiale, benthos di piccoli corsi d'acqua	Media (41 bozzoli /anno)		

Tab. II. CHIAVE DICOTOMICA SEMPLIFICATA PER CATEGORIE ECOLOGICHE DI LOMBRICHI
(con quesiti relativi ad ecologia, etologia ed anatomia di questi macroinvertebrati)

1) ANATOMIA → Forma del corpo:	
- Cilindrica	2)
- Con una doccia (parte allungata) dorsale concava nella parte posteriore	IDROFILO
2) ECOLOGIA → Habitat di ritrovamento:	
- Dentro il suolo, lungo il profilo	4)
- Presso la superficie del suolo	3)
3) ECOLOGIA → Tipo di superficie del suolo in cui è avvenuto il ritrovamento:	
- Suolo intriso d'acqua	IDROFILO
- Con molta sostanza organica fresca come compost e/o letame	COPROFAGO
4) ECOLOGIA → Profondità di ritrovamento:	
- Entro i primi 5-10 cm dalla superficie	5)
- Entro i primi 30-40 cm dalla superficie	6)
5) ETOLOGIA → Gallerie (visibili nella zolla):	
- Presenti	6)
- Assenti	7)
6) ETOLOGIA → Forma delle gallerie:	
- Ben sviluppate anche in verticale, di 0,5-2 cm di diametro	ANECICO
- Sviluppate prevalentemente in orizzontale e con un diametro indicativo entro 0,5 cm	ENDOGEI
7) ANATOMIA → Dimensione del corpo da vivo:	
- Lunghezza entro 15 cm e diametro fino a 3 mm	8)
- Lunghezza entro 20 cm e diametro fino a 5-6 mm	ENDOGEI
- Lunghezza oltre 20 cm e diametro da 5 a 15 mm a volte con parte caudale appiattita	ANECICO
8) ANATOMIA → Colore del corpo da vivo:	
- Più scuro sul dorso e/o sulla parte anteriore, più chiaro sulla parte ventrale	EPIGEO
- Depigmentato o con colore molto scarso	ENDOGEI

**CATEGORIE ECOLOGICHE DEI LOMBRICHI
O GRUPPI FUNZIONALI**

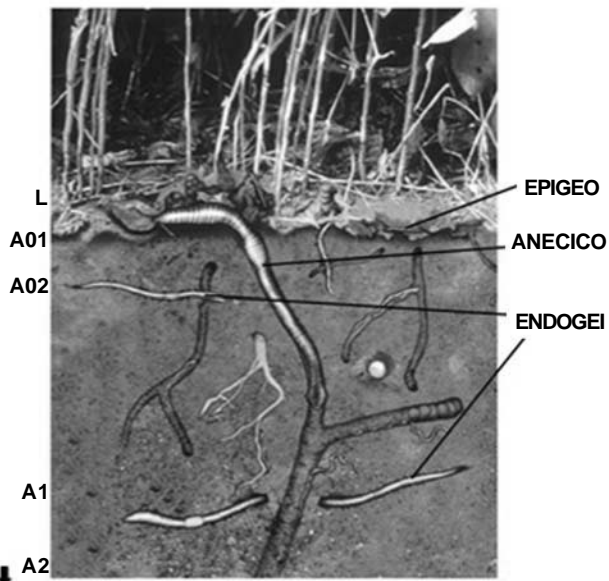


Fig. 2. Schema di profilo pedologico con rappresentazione di alcune categorie ecologiche di lombrichi (modificato da P. LAVELLE, 1996).

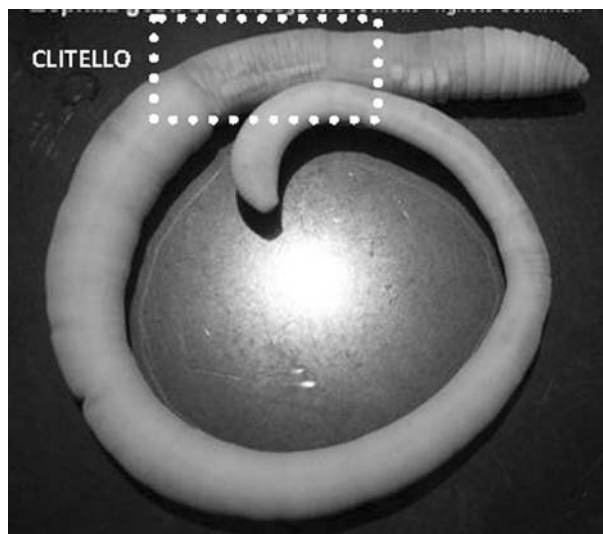


Fig. 3. Individuo adulto, profondo scavatore, di *Eophila gestroi* conservato in alcol, in cui è visibile il clitello a forma di sella nella parte anteriore del corpo.

Tab. III. Elenco delle specie di lombrichi censite nel software di determinazione LOMBRI-CDrom (tratto da PAOLETTI e GRADENIGO, 1996) con l'aggiunta della categoria ecologica di appartenenza (EPI= epigeo, END= endogeo, ANE= anecico, COP= coprofago, IDR= idrofilo). La lunghezza e il diametro si riferiscono agli esemplari adulti conservati.

GENERE	SPECIE	CATEG. ECOL.	PIGMENTO	FORMA CORPO	ECOLOGIA	LUNGHEZZA Adulto (cm)	DIAMETRO Adulto (mm)
<i>Allolobophora</i>	<i>smaragdina</i>	END	verde smeraldo (sbiadiscono in etanolo)	cilindrica un po' depressa inferiormente; vivi a semicerchio	boschi di peccio e misti, lettiera, legno marcescente	4-8	6
<i>Allolobophora</i>	<i>chlorotica</i>	END	scarso-bruno. Colore: verdognolo, giallastro o carneo	cilindrica con clitello appiattito	prati, debole scavatore	3,5-8,5	3-5
<i>Allolobophora</i>	<i>rubiconda</i>	EPI	rosso	cilindrica, caudalmente sub trapezoidale	prati degradati	8-10	3-5
<i>Allolobophora</i>	<i>cupulifera</i>	END	assente	cilindrica con appiattimento caudale		4,5-5	2 - 2,5
<i>Allolobophora</i>	<i>schnaideri</i>	END	assente		prati denudati	4,3-7,2	2,5-3
<i>Allolobophora</i>	<i>leoni</i>	END	assente		terreni argillosi, boschi e suoli coltivati	9-13,5	3,5-6,5
<i>Allolobophora</i>	<i>georgii</i>	END	assente	cilindrica, coda troncata, fenditura anale estesa dorsalmente	prati, boschi, coltivi	3,5-7	2,5 - 5
<i>Allolobophora</i>	<i>jassyensis</i>	END	assente	cilindrica, clavata caudalmente; 10-13 segmenti biannulati, oltre triannulati		6-11	3-3,5
<i>Allolobophora</i>	<i>cuginii</i>	END	assente	cilindrica		7,5	4
<i>Allolobophora</i>	<i>icterica</i>	IDR	giallastro		in terreni umidi in prossimità dell'acqua	5-14	3-4
<i>Allolobophora</i>	<i>rosea</i>	END	sempre assente	cilindrica piuttosto tozza	prati, pascoli, coltivi, tra l'erba	2-5	1,5-3,5
<i>Allolobophora</i>	<i>caliginosa</i>	END	da bruno chiaro a bruno scuro quasi nero sul dorso	anteriamente cilindrica, posteriormente trapezoidale	predilige prati e pascoli umidi, coltivi, argini di canali	6-18	2,5-5,5
<i>Allolobophora</i>	<i>terrestris</i>	END	da bruno scuro a nero sul dorso, chiaro il ventre	anteriamente cilindrica, trapezoidale posteriormente	prati e pascoli montani	12-22	5-6
<i>Amyntas</i>	<i>corticis</i>	IDR	grigio scarso	cilindrica, poco affusolata alle estremità	semiacquatica, predilige le sponde di ruscelli ed alta umidità	6-16	3-4
<i>Bimastus</i>	<i>minusculus</i>	END	assente, da vivo biancastro	cilindrica	debole scavatore, suoli coltivati e boschi planiziali	1,2-2,5	1-1,8
<i>Bimastus</i>	<i>eiseni</i>	EPI	rosso purpureo	cilindrica	lettiera, sotto escrementi vaccini, cortecce, legno marcescente	3-6	3-4
<i>Criodrilus</i>	<i>lacuum</i>	IDR	da verde scuro a nero	quadrangolare con dorso incavato a doccia, ano in posizione dorsale	fango sommerso in corsi d'acqua; bozzoli fusiformi verdi di 4-5 cm	6,5-14 (anche sino a 32)	4-5
<i>Dendrobaena</i>	<i>cognettii</i>	EPI	rossiccio anteriormente	cilindrica, clavata anteriormente	lettiera di bosco	1,1-3	1-1,5
<i>Dendrobaena</i>	<i>attemsi</i>	EPI	rosso chiaro, macchia chiara dorsale presso spermatopori	cilindrica	lettiera, bordure coltivi, sotto cortecce	2-6	2-2,5
<i>Dendrobaena</i>	<i>pantaleonis</i>	EPI	rosa molto scarso	esile a sezione indistintamente poligonale	lettiera di bosco	1,8-4	1,2-2,6

GENERE	SPECIE	CATEG. ECOL.	PIGMENTO	FORMA CORPO	ECOLOGIA	LUNGHEZZA Adulto (cm)	DIAMETRO Adulto (mm)
<i>Dendrobaena</i>	<i>alpina</i>	EPI	roseo molto scarso	cilindrica	pascoli alpini, terriccio di bosco, sotto cortecce	3,5-7,5	3-4,5
<i>Dendrobaena</i>	<i>octaedra</i>	EPI	viola-bruno scuro	a sezione ottaedrica	lettiera, sotto cortecce, legno marcescente, sotto escrementi bovini	1,6-4	1,5-4
<i>Dendrobaena</i>	<i>schmidtii</i>	EPI	viola-bruno scuro anche sul ventre	lievemente prismatica		3,2	3
<i>Dendrobaena</i>	<i>veneta</i>	COP	rosso-violaceo ad anelli trasversi, solchi intersegmentali chiari	alquanto appiattita, tozza	ambienti umidi, ricchi materiale organico, concimaie, orti, tronchi	4-9	4,5-5,8
<i>Dendrobaena</i>	<i>hortensis</i>	EPI	rosso-porpora scarso; talora interrotto da fasce chiare	appiattita	luoghi molto umidi, materiale organico, spesso in grotta	2,6-6	2,3-2,5
<i>Dendrobaena</i>	<i>byblica</i>	END	roseo molto scarso	sezione ottagonale	lettiera, bordi di coltivi, sotto cortecce	2,6-5	2,4-3,2
<i>Dendrodrilus</i>	<i>rubidus rubidus</i>	EPI	rosso, più scuro alle estremità	cilindrica appiattita	prati e pascoli montani anche in quota; lettiera di boschi e sotto cortecce	2,4-4	2-3,5
<i>Dendrodrilus</i>	<i>rubidus subrubicundus</i>	EPI	rosso purpureo talora scarso	cilindrica appiattita	prati, pascoli lettiera, tronchi marci, non alle alte quote	3,5-6,5	3-3,5
<i>Diporodrilus</i>	<i>bouchei</i>	END	assente	cilindrica-tozza, estremità posteriore tronca	con <i>H. redii</i> , sabbie umide, pendii	3,3-4,4	3,5-4,5
<i>Diporodrilus</i>	<i>pilosus</i>	END	assente	cilindrica, tozza	prati e boschi	6,0-11	6,5-9
<i>Eisenia</i>	<i>spelaea</i>	COP/IDR	assente; colore biancastro; rosso mattone a bande	alquanto appiattita dorso ventralmente	sub acquatica, fango, guano, anche fuori da grotte	7-11	5,6-6
<i>Eisenia</i>	<i>foetida</i>	COP	a fasce trasversali, rosso violetto	cilindrica con appiattimento clitellare e caudale	legata ai letamai. Probabilmente è di origine corticicola	5-12	2-4
<i>Eiseniella</i>	<i>tetraedra</i>	IDR	bruno-ocra	quadrangolare	sub acquatica, bordi di torrenti, muschi bagnati	1,2-6	1,5 - 3
<i>Eiseniella</i>	<i>neapolitana</i>	IDR	da vivo verdastro, clitello roseo-aranciato	a sezione quadrata con dorso incavato a doccia	corpi d'acqua stagnante	4-8	2,5-3,5
<i>Eiseniona</i>	<i>handlirschi</i>	EPI	assente; da vivo: rosso chiaro	snella, posteriormente trapezoidale	boschi, prati, luoghi molto umidi	3,5-9,5	2,5-4,5
<i>Eiseniona</i>	<i>sineporis</i>	EPI	rosso-mattone	cilindrica, leggermente quadrangolare posteriormente	prevalentemente nello strato della lettiera	3-4	3
<i>Eiseniona</i>	<i>gabriellae</i>	EPI	rosso, scarso	cilindrica, assottigliata anteriormente	sotto lettiera di boschi mediterranei, campi coltivati	4-7	2,1-3,5
<i>Eiseniona</i>	<i>gabriellae gallurae</i>	EPI	rosso, scarso	cilindrica, assottigliata anteriormente		4-7	2,1-3,5
<i>Eophila</i>	<i>andreinii</i>	ANE	ardesia	cilindrica	macchia mediterranea	12-18	7-10
<i>Eophila</i>	<i>targionii</i>	ANE	ardesia	cilindrica, depressa posteriormente		30	5
<i>Eophila</i>	<i>dugesii</i>	ANE	bruno	cilindrica, rigonfia anteriormente clavata posteriormente	boschi	20-30	10-15
<i>Eophila</i>	<i>gestroi</i>	ANE	assente, ma con tracce di pigmento a bande trasversali	cilindrica, rigonfia nella parte anteriore	boschi, profondo scavatore	9-12	4-7

GENERE	SPECIE	CATEG. ECOL.	PIGMENTO	FORMA CORPO	ECOLOGIA	LUNGHEZZA Adulto (cm)	DIAMETRO Adulto (mm)
<i>Eophila</i>	<i>tellinii</i>	ANE	anelli trasversali bruno-violacei marcati sui segmenti	cilindrica, clavata posteriormente	profondo scavatore: le gallerie sboccano sotto grossi massi	23-45; vivo anche 50-60	12-16
<i>Eophila</i>	<i>asconensis</i>	ANE	assente	cilindrica, posteriormente clavata	profondo scavatore, boschi, incolti	6,5-13	4-5
<i>Eophila</i>	<i>januaeargenti</i>	ANE	assente	cilindrica, clavata posteriormente	profondo scavatore, boschi	7-12	3,5-5
<i>Eophila</i>	<i>corsicana simplex</i>	ANE	assente		profondo scavatore	10,5-11,2	5-7
<i>Helodrilus</i>	<i>patriarchalis</i>	IDR	assente	cilindrica	acquatico, fanghi asfittici sommersi	6-13	4-6
<i>Helodrilus</i>	<i>antipai</i>	END	assente	assottigliata posteriormente	terreni coltivati, pascoli	2,5-6	2-4
<i>Helodrilus</i>	<i>oculatus</i>	IDR	assente	cilindrica	acquatica, fanghi putridi	3,5-8	1,5 - 2
<i>Helodrilus</i>	<i>festai</i>	END	assente	cilindrica	boschi, coltivati	3-6	2
<i>Hormogaster</i>	<i>samnitica</i>	ANE	bruno-grigio chiaro	cilindrica, clavata anteriormente, clitello appiattito	euriecio, tollera condizioni estreme di salinità ed umidità	8,5-30	6-11
<i>Hormogaster</i>	<i>pretiosa</i>	ANE	da argento ad acciaio	cilindrica, clavata anteriormente	boschi di quercia e ruderi	24-34, vivo oltre 50	12-18
<i>Hormogaster</i>	<i>redii</i>	ANE	bruno chiaro-ardesia	cilindrica, clavata anteriormente	euriecio, tollera condizioni estreme di salinità ed umidità	12-30	9-13
<i>Lumbricus</i>	<i>rubellus</i>	EPI	rosso castano-violetto sul dorso	clavata anteriormente, appiattita posteriormente	lettiera, sotto pietre, mediocre scavatore, in prati, boschi	3,8-12	3,5-5,5
<i>Lumbricus</i>	<i>castaneus</i>	EPI	rosso castano-violetto sul dorso	clavata anteriormente, quasi cilindrico	più rigorosamente nella lettiera di bosco misto	3-5	2,5-4
<i>Lumbricus</i>	<i>meliboeus</i>	EPI	rosso- castano- violetto sul dorso	clavata anteriormente, appiattita posteriormente	lettiera, sotto pietre, mediocre scavatore	5-9	3-5
<i>Lumbricus</i>	<i>terrestris</i>	ANE	dorso: rosso-bruno, ventre: giallognolo	clavata anteriormente, appiattita posteriormente	giardini, pascoli, margini boschi, pascoli prealpini	7-20	7-8
<i>Microeophila</i>	<i>marcuzzii</i>	END	assente	cilindrica, ingrossata posteriormente		3,5	3-4
<i>Microeophila</i>	<i>nematogena</i>	END	roseo livido, clitello roseo aranciato	cilindrica	incolti e coltivati	8-10	5
<i>Microeophila</i>	<i>alzonai</i>	COP	grigio cenere	cilindrica, segmenti 16-23 e postclitello bi-triannulato	a 150 m dall'ingresso tra il guano, in grotta	6	2,5
<i>Microscolex</i>	<i>dubius</i>	END	assente	cilindrica	terrestre antropofilo, in orti e giardini, manca nelle zone montane	3-10	1-3
<i>Microscolex</i>	<i>phosphureus</i>	END	assente	cilindrica	terrestre, antropofilo manca nelle regioni montane	1-3,5	1-1,5
<i>Ocnodrilus</i>	<i>occidentalis</i>	IDR	rossi da vivi, pigmento assente	cilindrica	acquatico, fanghi sommersi	1,5-3	1
<i>Octodrilus</i>	<i>lissaensis</i>	END	rosso chiaro	cilindrica, caudalmente affusolata	terreni ricchi di humus di boschi, prati, pascoli	3,3-6	3,5-4,5
<i>Octodrilus</i>	<i>minor</i>	END	bruno chiaro	cilindrica		10-11	5,5-6
<i>Octodrilus</i>	<i>croaticus</i>	IDR	viola purpureo scuro sia da vivo che da conservato	cilindrica, coda troncata	igrofilo, in prossimità di golene, sponde di canali, boschi	3,5-5,2	3,5-5

GENERE	SPECIE	CATEG. ECOL.	PIGMENTO	FORMA CORPO	ECOLOGIA	LUNGHEZZA Adulto (cm)	DIAMETRO Adulto (mm)
<i>Octodrilus</i>	<i>pseudocomplanatus</i>	ANE	da bruno-rossiccio ad ardesia	cilindrica, clavata anteriormente	collinare, montano, in boschi, pascoli	10-18	6,6-10
<i>Octodrilus</i>	<i>boninoi</i>	ANE	bruno, bruno-rossiccio, manca nei solchi intersegmentali	clavata anteriormente	prealpino, alpino, in boschi e pascoli	13-24	10-12
<i>Octodrilus</i>	<i>complanatus</i>	ANE	da bruno a grigio ardesia			11-22	7-10
<i>Octodrilus</i>	<i>transpadanus</i>	END	bruno			5-7	4-5
<i>Octodrilus</i>	<i>kamnense</i>	END	bruno terreo			9 (5,2-7 Omodeo, M.Matajur)	6
<i>Octodrilus</i>	<i>mima</i>	ANE	bruno, con fasce anulari nei segmenti più scure		boschi misti, bordi di coltivi; produce turricoli a forma di ciminiera 8-20 cm	14,3-19,5	10
<i>Octodrilus</i>	<i>omodeoi</i>	END	grigio			5,5-6	0,5-0,6
<i>Octodrilus</i>	<i>ruffoi</i>	END	bruno-rossiccio			5-8	5-7
<i>Octodrilus</i>	<i>argoviensis</i>	END	assente				
<i>Octodrilus</i>	<i>eubenhami</i>	END	rosso-bruno			4,3-6,5	4-5
<i>Octodrilus</i>	<i>hemiander</i>	ANE	rosso pallido		boschi mediterranei	4,6-6,8	4,5-5
<i>Octodrilus</i>	<i>phaenoemidrum</i>	END	rosso-bruno		bosco	4,1-11,5	3-6
<i>Octodrilus</i>	<i>pseudokovacevici</i>	END	rosso-bruno			4,5-6,8	4-5
<i>Octodrilus</i>	<i>rucneri</i>	END	assente				
<i>Octolasion</i>	<i>cyaneum</i>	END	pressoché assente	cilindrica, appiattito il clitello e leggermente la coda		8-14	6-8
<i>Octolasion</i>	<i>lacteum</i>	END	pressoché assente, talora da vivo bruno sul dorso	cilindrica, clitello appiattito	prati, boschi, coltivi; igrofilo, debole scavatore	2,7-16	2,5-5
<i>Pontodrilus</i>	<i>litoralis</i>	IDR	rosso bruno sui primi segmenti	cilindrica	ambiente intertidale tra posidonie spiagiate e substrato	8-10	4-4,5



Fig. 4. Stato di quiescenza (nel riquadro) durante stress idrico nel suolo della specie endogea *Allolobophora caliginosa*.

Indicatore EMI

Dopo aver definito la categoria ecologica e la classe d'età agli individui campionati, si attribuisce un punteggio EMI (Indicatore EcoMorfologico) (PARISI, 2001). Tale punteggio si basa sull'adattamento dei lombrichi ai vari strati del suolo e a differenti nicchie ecologiche prevalentemente occupate. Nella tabella IV sono elencati i dettagli dei punteggi attribuiti alle varie categorie ecologiche.

Calcolo dell'Indice QBS-e

Il calcolo dell'indice QBS-e è dato dalla somma dei punteggi EMI (Tab. IV) attribuiti alle varie categorie ecologiche moltiplicato per il numero di individui/m² appartenenti a quella categoria.

Di seguito la formula:

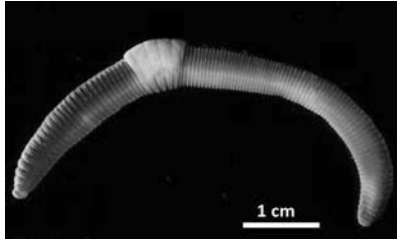
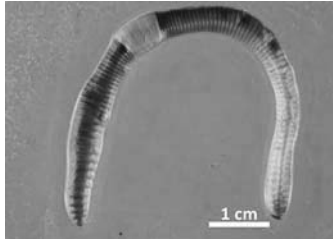

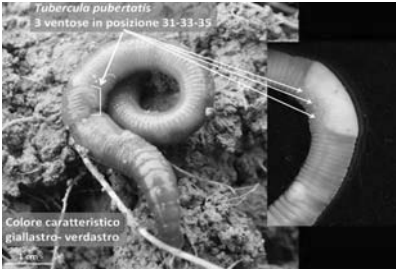
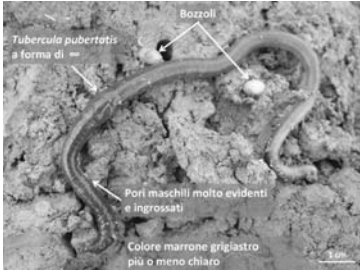

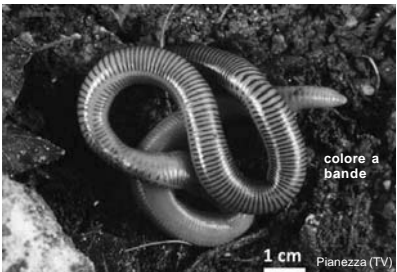



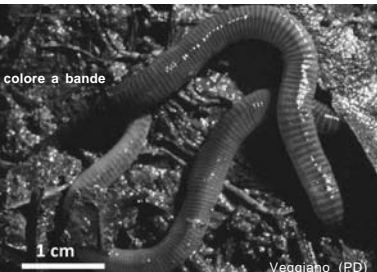
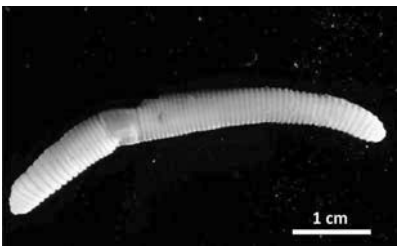
ESEMPI RAPPRESENTATIVI DI CATEGORIE ECOLOGICHE			
EPIGEI	 <p><i>Dendrobaena octaedra</i></p>	 <p><i>Lumbricus rubellus</i></p>	 <p>Colore più scuro sul dorso e verso la parte anteriore</p> <p><i>Lumbricus castaneus</i></p>
ENDOGEI	 <p>Tubercula pubertatis 3 ventose in posizione 31-33-35 Colore caratteristico giallastro-verdastro</p> <p><i>Allolobophora chlorotica</i></p>	 <p>Tubercula pubertatis a forma di B Bozzoli Pori maschili molto evidenti e ingrossati Colore marrone grigiastro più o meno chiaro</p> <p><i>Allolobophora caliginosa</i></p>	 <p>clitello arancio (Foza Asiago, VI)</p> <p><i>Octolasion lacteum</i></p>
ANECICI	 <p>colore a bande Pianezza (TV)</p> <p><i>Eophila tellinii</i></p>	 <p>Clitello Tubercula pubertatis continuano oltre il clitello</p> <p><i>Octodrilus complanatus</i></p>	 <p>Clitello in posizione 31-32-37</p> <p><i>Lumbricus terrestris</i></p>
COPROFAGI	 <p><i>Eisenia foetida</i></p> <p>Follina (TV)</p>	 <p>colore a bande Veggiano (PD)</p> <p><i>Dendrobaena veneta</i></p>	
IDROFILI 1 cm	 <p><i>Eiseniella tetraedra</i></p>		<p>Nota. Il riconoscimento delle specie è facilitato dall'uso della versione a colori delle figure che può essere ottenuta scaricando l'articolo direttamente dalla home page: http://www.bio.unipd.it/agroecology/</p>

Fig. 5. Specie rappresentative di lombrichi appartenenti alle categorie ecologiche di epigei, endogei, anecici, coprofagi e idrofili.

Tab. IV. Punteggio EMI (Indicatore EcoMorfologico) attribuito ad ogni categoria ecologica.

Categoria ecologica	Stadio	Punteggio EMI
Idrofilo (IDR)	Giovane (G)	1
Idrofilo (IDR)	Adulto (AD)	1
Coprofago (COP)	Giovane (G)	2
Coprofago (COP)	Adulto (AD)	2
Epigeo (EPI)	Giovane (G)	2,5
Endogeo (END)	Giovane (G)	2,5
Epigeo (EPI)	Adulto (AD)	3
Endogeo (END)	Adulto (AD)	3,2
Anecico (ANE)	Giovane (G)	10
Anecico (ANE)	Adulto (AD)	14,4

Motivazioni dell'attribuzione del punteggio EMI

Il valore minimo (1) è stato attribuito agli idrofili in quanto sono tipici di ambienti con falda freatica superficiale e soggetti a possibili allagamenti con eventuale anossia del suolo e scarsa degradazione della sostanza organica: tutte condizioni non favorevoli all'agricoltura (se si esclude la risicoltura in acqua). Poi ci sono i coprofagi con il valore 2, che possono essere immessi in campo con la fertilizzazione (letame o compost o vermicomposti); questi, pur avendo scarse possibilità di sopravvivere nel suolo, sono utili ai fini della produzione agricola, essendo abbinati alla letamazione, e del mantenimento della fertilità del suolo. Successivamente sono annoverate categorie che rappresentano condizioni più naturali e che più spesso si rinvengono anche in ambienti naturali non agricoli. L'attribuzione del punteggio alle ultime 3 categorie è stata effettuata partendo da considerazioni relative alla massa degli individui nonché al ruolo ecologico giocato dalle varie categorie. Per quanto riguarda la massa bisogna considerare che un individuo di dimensioni maggiori è in grado di influire maggiormente nel suolo con la sua attività fisiologica (quantità di terreno ingerito, quantità di escrementi, ecc.). I dati di massa relativi alle specie italiane sono stati ricavati da ERNST e EMMERLING (2009) e PAOLETTI *et al.* (1998). Da quanto ricavato in letteratura non vi è molta differenza tra la massa media degli individui endogei ed epigei, mentre gli anecici risultano di maggiori dimensioni. Considerando questi calcoli, dato che non si è riscontrata molta differenza fra il punteggio di epigei (3) ed endogei (3,2) adulti, si è deciso di assegnare lo stesso punteggio ai giovani delle due categorie (2,5). Questa assegnazione di punteggio, oltre che da dati relativi al peso degli animali appartenenti a tali categorie, è giustificata anche dal punto di vista ecologico in quanto l'esistenza degli epigei descrive uno strato di lettiera superficiale in buono stato, mentre la presenza degli endogei presuppone un profilo del suolo abbastanza ben conservato. La presenza di anecici adulti, profondi scavatori, invece presuppone una condizione ottimale del suolo con un profilo ben strutturato fino in profondità, un disturbo scarso/nullo degli orizzonti di questo e che permette la circolazione di aria e acqua rendendolo un luogo ospitale anche per altri organismi edafici: queste considerazioni ecologiche giustificano l'attribuzione del punteggio massimo (14,4). Per quanto riguarda invece il punteggio assegnato ai giovani anecici (10), si è deciso di attribuirgli un valore maggiore della media fra punteggio di endogei adulti (3,2) e anecici adulti (14,4) in quanto si ritiene abbiano un'importanza maggiore anche in relazione alla scarsa capacità riproduttiva propria della categoria. In genere i giovani hanno un punteggio minore in quanto hanno una capacità di scavo inferiore, la loro funzione nel suolo è meno incisiva e sono più facile preda.

$$\begin{aligned} \text{QBS-e} = & (\text{punti IDR G,AD} \cdot N) \\ & + (\text{punti COP G,AD} \cdot N) + (\text{punti EPI G} \cdot N) \\ & + (\text{punti END G} \cdot N) + (\text{punti EPI AD} \cdot N) \\ & + (\text{punti END AD} \cdot N) + (\text{punti ANE G} \cdot N) \\ & + (\text{punti ANE AD} \cdot N) \end{aligned}$$

È importante che il numero di lombrichi (N) sia espresso in ind/m², così da poter standardizzare i dati e confrontarli fra loro qualora si volesse monitorare nel tempo la qualità del suolo. Per farlo si deve moltiplicare il numero di lombrichi trovato (n°) per un fattore di conversione (F.C.) calcolato in base al numero di repliche e alla superficie analizzata per ogni replica come nel seguente esempio.

Si effettuano 5 repliche di campionamento con zolle di 30 cm x 30 cm;

allora la superficie totale campionata è di 4500 cm²; il fattore di conversione da moltiplicare al numero assoluto di lombrichi (trovati nella zolla 30 cm x 30 cm), sarà:

$$\text{F.C.} = 10000 \text{ cm}^2 / 4500 \text{ cm}^2 = 2,2$$

Quindi, generalizzando, si ha che:

$$N = n^\circ \cdot \text{F.C.}$$

Inserendo il dato numerico degli individui appartenenti ad ogni categoria ecologica è possibile ponderare la rappresentanza delle varie categorie nel sito studiato e si ottiene un quadro più preciso della composizione funzionale del popolamento di lombrichi dell'area.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Classi di qualità del suolo

Per ottenere un giudizio sullo stato di salute e conservazione del suolo dell'agroecosistema, sono state individuate alcune classi di qualità in seguito al calcolo del valore QBS-e da dati tratti da fonti bibliografiche (PAOLETTI *et al.*, 1988; PAOLETTI *et al.*, 1995a; PAOLETTI *et al.*, 1995b; PAOLETTI *et al.*, 1998; TONIN, 2006; BEVILACQUA, 2010) (Fig. 6, 7, 8, 9, 10) e da altri inediti ottenuti nel 2012 durante un progetto (Fusaro, ricerca di dottorato in progress) in corso all'Università di Padova (Fig. 11). Nella tabella V sono elencati i valori del QBS-e relativi alle classi di qualità di un agroecosistema o ambiente semi-naturale associato ad esso. Ciò che viene valutato quindi è la sostenibilità della gestione di tale ambiente.

In particolare la classe di qualità 'scadente' indica una situazione con suolo non strutturato, inquinato, oggetto di profonde o non appropriate lavorazioni, molto compatto e con scarsa circolazione di aria e acqua al suo interno. Salendo con il valore della classe di qualità le condizioni migliorano fino ad una situazione ottimale in cui il suolo è poco disturbato, ha una buona circolazione di aria e acqua e ciò permette la vita di una ricca comunità edafica, di cui i lombrichi fanno parte.

Considerazioni ed esempi di applicazione delle classi di qualità

Esempio 1 – *Ambienti coltivati temporanei, permanenti e semi-naturali.* (Tab. VI)

Gli ambienti meno disturbati come la golena fluviale hanno una classe di qualità maggiore rispetto a colture temporanee annuali come il mais oppure permanenti come i vigneti, interessati da trattamenti dannosi per i lombrichi e per il resto della fauna legata al suolo.

Esempio 2 – *Frutteti a differente gestione e ambiente semi-naturale.* (Tab. VII)

Il meleto a gestione convenzionale presenta la classe di qualità più bassa: ciò indica che questo tipo di gestione, caratterizzata in genere da lavorazioni invasive, dal frequente uso di agrofarmaci e fertilizzanti chimici, ma anche dallo scarso interesse per gli ambienti semi-naturali di margine, influisce negativamente sugli organismi edafici, di cui i lombrichi sono dei buoni bioindicatori.

Esempio 3 – *Differenti agroecosistemi con colture temporanee e permanenti.* (Tab. VIII)

La classe di qualità dei vigneti (agroecosistema permanente) è molto più bassa rispetto agli altri agroecosistemi temporanei. Probabilmente incidono pesantemente gli agrofarmaci utilizzati e in particolare il solfato di rame, che influisce negativamente sulla popolazione di lombrichi (es. PAOLETTI *et al.*, 1998).

Esempio 4 – *Differenti frutteti con lavorazioni più (tillage) o meno intense (no tillage).* (Tab. IX)

Per la maggior parte dei frutteti, agroecosistemi permanenti, la classe di qualità diminuisce di un punto se viene aumentato il disturbo del suolo dato da lavorazioni più incisive (*tillage*).

Per quanto riguarda il frutteto a kiwi la classe di qualità rimane invariata fra “*tillage*” e “*no-tillage*” e ciò è dovuto al fatto che c’è stato un abbondante apporto di concime organico che ha favorito la presenza di lombrichi coprofagi ed epigei. Una situazione di tal genere richiede il monitoraggio durante l’anno e anno dopo anno per constatare se il momento descritto da un solo campionamento sia dipendente da operazioni, interventi, lavorazioni contingenti e occasionali come in questo caso la letamazione/concimazione, oppure se sia una tendenza generale dell’agroecosistema.

Esempio 5 – *Aziende agricole a vigneto con differenti gestioni.* (Tab. X)

In genere pur essendo il vigneto un agroecosistema non particolarmente favorevole ai lombrichi (infatti non si raggiungono quasi mai classi di qualità elevate), si osserva come le aziende a gestione biologica abbiano un valore QBS-e per la maggior parte delle volte superiore rispetto alle aziende convenzionali corrispondenti.

Esempio 6 – *Aziende agricole a ortaggi con differenti gestioni.* (Tab. XI)

Il seguente esempio mette in luce l’importanza di poter eseguire almeno due campionamenti in momenti differenti dell’anno, in modo da eliminare variabili imputabili a fattori climatici e non alla conduzione dell’agroecosistema. Infatti in primavera le differenze tra le varie aziende sono molto contenute a causa probabilmente di condizioni climatiche avverse che deprimono la fauna indipendentemente dal tipo di gestione aziendale. Nel campionamento di ottobre invece emerge una maggiore diversità tra le varie aziende: quelle a gestione biodinamico-biologica infatti hanno avuto una classe di qualità sempre superiore a quelle convenzionali.

Tab. V. Corrispondenza fra il valore dell’indice QBS-e e le classi di qualità del suolo.

Valore Indice QBS-e	Classe di Qualità (agroecosistema, ambiente semi-naturale)
QBS-e > 1000	Ottima - 4
600 < QBS-e < 1000	Buona - 3
300 < QBS-e < 600	Discreta - 2
100 < QBS-e < 300	Sufficiente - 1
0 < QBS-e < 100	Scadente - 0

Indice QBS-e in relazione alla tessitura del suolo

Gli indici biotici, come il qui proposto QBS-e, sono basati su organismi viventi con delle precise esigenze ecologiche. In particolare, la presenza di lombrichi è, in genere, influenzata dalla tessitura del terreno: in suoli prevalentemente sabbiosi, anche se ben gestiti e in buone condizioni biotiche, la presenza di lombrichi sarà comunque scarsa. Si veda l’esempio sotto riportato (Fig. 12) relativo ad uno studio (TONIN, 2006) effettuato in vari ambienti dell’area di Vallevecchia, sito costiero non urbanizzato del litorale veneto (TONIN, 2006; PAOLETTI *et al.*, 2010) che presenta una tessitura prevalentemente sabbiosa (Fig. 13).

Mettendo in corrispondenza il grafico del QBS-e di figura 12 con quello della tessitura del suolo in figura 13 è possibile notare come il valore molto basso di QBS-e ottenuto per gli ambienti di pineta e lecceta (considerati semi-naturali e quindi poco disturbati, in cui ci si aspetterebbe un valore più alto) probabilmente è in relazione alla composizione quasi totale di sabbia del terreno, poco ospitale per i lombrichi. Anche l'ambiente salmastro è da considerarsi poco adatto ai lombrichi, infatti ha ottenuto un valore QBS-e molto basso, ma ciò non implica che sia disturbato o mal gestito. Gli altri ambienti risultano essere un po' più ospitali per questi animali (avendo una tessitura definibile come franco limosa in base al triangolo tessiturale USDA) ed è possibile confrontare i valori di QBS-e ottenuti fra loro, pur rimanendo bassi in una scala generale in quanto la situazione attuale si è evoluta da un terreno sabbioso.

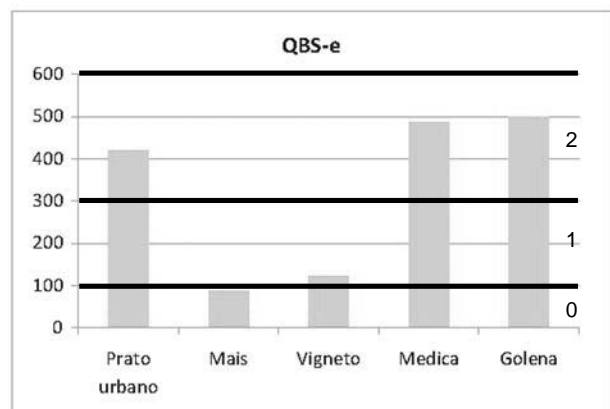


Fig. 6. Indice QBS-e calcolato in base ai dati tratti da PAOLETTI *et al.*, 1988: i campionamenti dei lombrichi sono stati effettuati in differenti ambienti coltivati (mais, vigneto, medica) e semi-naturali (golena fluviale, prato) in provincia di Padova.

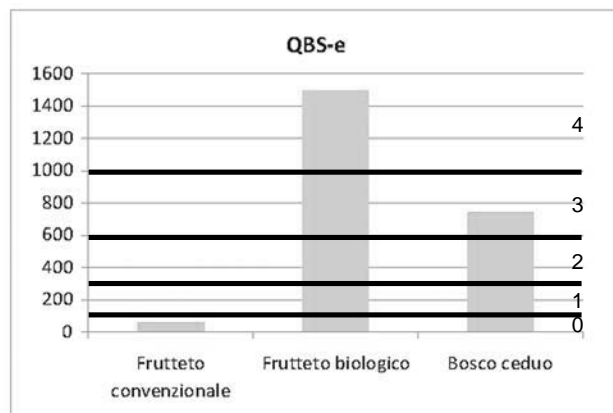


Fig. 7. Indice QBS-e calcolato in base ai dati tratti da Paoletti *et al.*, 1995a: i campionamenti dei lombrichi sono stati effettuati comparando meleti a differente gestione (convenzionale e biologico) con un ambiente semi-naturale (bosco ceduo) in provincia di Bolzano.

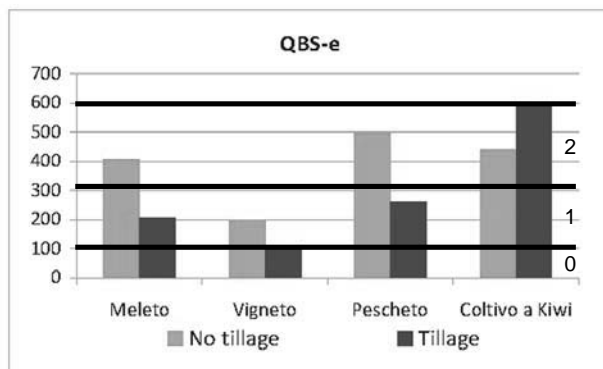


Fig. 9. Indice QBS-e calcolato in base ai dati tratti da Paoletti *et al.*, 1998: i campionamenti dei lombrichi sono stati effettuati in differenti frutteti e con lavorazioni più (*tillage*) o meno intense (*no tillage*) in Romagna.

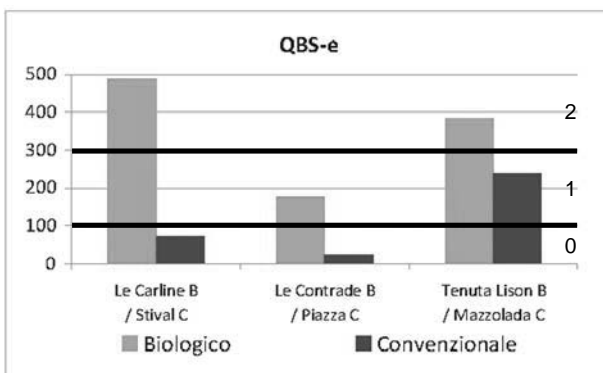


Fig. 10. Indice QBS-e calcolato in base ai dati tratti da Bevilacqua, 2010: i campionamenti dei lombrichi sono stati effettuati in aziende agricole a vigneto con differenti gestioni biologica (B) e convenzionale (C) in provincia di Venezia.

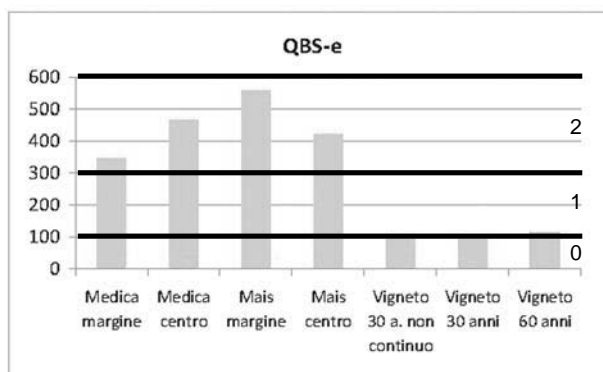


Fig. 8. Indice QBS-e calcolato in base ai dati tratti da Paoletti *et al.*, 1995b: i campionamenti dei lombrichi sono stati effettuati comparando differenti agro ecosistemi temporanei (medica e mais) e permanenti (vigneti) in provincia di Venezia.

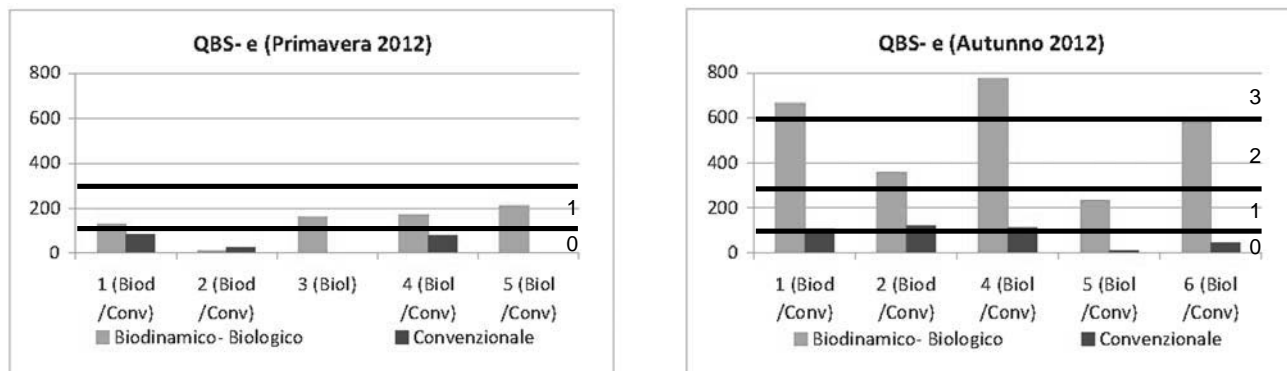


Fig. 11. Indice QBS-e calcolato in base ai dati raccolti nell’ambito di un dottorato di ricerca dell’Università di Padova (Fusaro, ricerca di dottorato in progress): i campionamenti dei lombrichi sono stati effettuati nel 2012 in aziende agricole a ortaggi con diverse gestioni dell’agroecosistema: biodinamica (Biod)-biologica (Biol) e convenzionale (Conv), in Veneto.

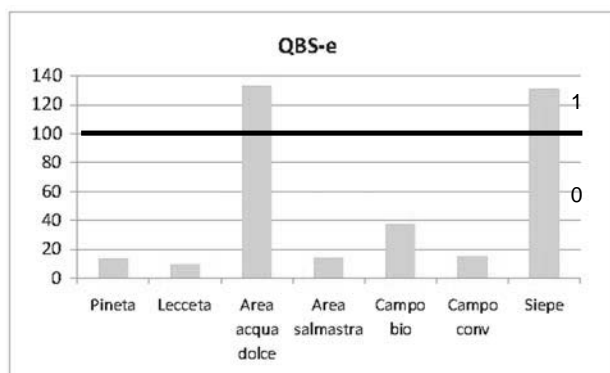


Fig. 12. Indice QBS-e calcolato in base ai dati tratti da **Tonin (2006)**: i campionamenti dei lombrichi sono stati effettuati in ambienti a diversa vocazione di una stessa area con terreno prevalentemente sabbioso (Vallevecchia, Caorle, VE).

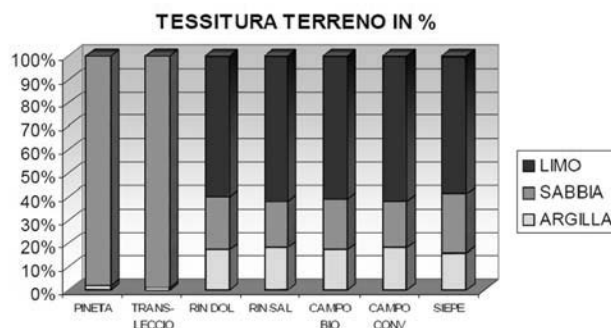


Fig. 13. Tessitura (dati espressi in percentuale) del terreno nei sette siti campionati (Tratto da Tonin, 2006.). N.B. Si fa riferimento ai siti di Fig. 12.

Tab. VI. Valori dell’indice QBS-e relativi ai dati tratti da **Paoletti et al., 1988**.

Habitat/Coltura	QBS-e	Classe di Qualità
Prato urbano	418,9	2
Mais	88,1	0
Vigneto	122,8	1
Medica	487,7	2
Golena fluviale	498,8	2

Tab. VII. Valori dell’indice QBS-e relativi ai dati tratti da **Paoletti et al., 1995a**.

Habitat/Coltura	QBS-e	Classe di Qualità
Frutteto convenzionale	61,7	0
Frutteto biologico	1497,3	4
Bosco ceduo	741,7	3

Tab. VIII. Valori dell'indice QBS-e relativi ai dati tratti da Paoletti *et al.*, 1995b.

Habitat/Coltura	QBS-e	Classe di Qualità
Medica margine	346,4	2
Medica centro	466,1	2
Mais margine	556,6	2
Mais centro	419,8	2
Vigneto 30 anni non continuo	108,1	1
Vigneto 30 anni	103,8	1
Vigneto 60 anni	114,2	1

Tab. X. Valori dell'indice QBS-e relativi ai dati tratti da Bevilacqua, 2010.

Azienda	QBS-e	Classe di Qualità
Le Carline BIO	487,4	2
Le Contrade BIO	176,3	1
Tenuta Lison BIO	385,2	2
Stival CONV	72	0
Piazza CONV	23,1	0
La Mazzolada CONV	238,3	1

Tab. IX. Valori dell'indice QBS-e relativi ai dati tratti da Paoletti *et al.*, 1998.

Frutteto	QBS-e (No tillage)	Classe di Qualità	QBS-e (Tillage)	Classe di Qualità
Meleto	405,3	2	206	1
Vigneto	197,6	1	101,8	1
Pescheto	499	2	262,5	1
Coltivo a Kiwi	440,3	2	594,4	2

Tab. XI. Valori dell'indice QBS-e relativi ai dati raccolti nel 2012 nell'ambito di un dottorato di ricerca in corso all'Università di Padova.

Azienda	QBS-e (Primavera 2012)	Classe di Qualità	QBS-e (Autunno 2012)	Classe di Qualità
1 BIOD	129,5	1	664,5	3
2 BIOD	10,5	0	355,4	2
3 BIOL	161,3	1	/	/
4 BIOL	170	1	774,3	3
5 BIOL	211	1	231,7	1
6 BIOL	/	/	584	2
1 CONV	81,2	0	102,7	1
2 CONV	25,7	0	117,8	1
4 CONV	75,1	0	109,4	1
5 CONV	0	0	7,9	0
6 CONV	/	/	44,2	0

CONCLUSIONI

La disponibilità di indici in grado di fornire informazioni sullo stato di conservazione dell'ecosistema e contemporaneamente facili da utilizzare rappresenta un traguardo ancora lontano almeno per quanto riguarda la valutazione degli ambienti terrestri (PAOLETTI, 1999a,b; PARISI, 2001; HILL *et al.*, 2005; PAOLETTI e SOMMAGGIO, in stampa). In questi ultimi anni diversi taxa sono stati proposti quali possibili indicatori di

sostenibilità negli agroecosistemi (PAOLETTI, 1999a,b; BÜCHS, 2003). Molto spesso tuttavia non vengono indicate e/o standardizzate le metodologie di applicazione di questi bioindicatori, mentre in altri casi le metodologie proposte sono troppo complesse e di non sempre facile utilizzo (MCGEOCH, 1998; NORTON, 1998; VANDEWALLE *et al.*, 2010). Nel presente articolo viene proposto l'indice QBS-e sulla stregua degli indici QBS-c e QBS-ar (PARISI, 2001; PARISI *et al.*, 2005; BLASI *et*

al., 2012) per la valutazione della qualità ed uso del suolo utilizzando i lombrichi.

L'indice qui proposto vuole essere uno strumento di facile utilizzo per gli addetti ai lavori e operatori sul campo, non necessariamente esperti nella determinazione delle specie di lombrichi, funzionale al monitoraggio della sostenibilità ambientale della gestione del campo coltivato. Come per gran parte degli indici biotici, la semplicità di utilizzo per contro comporta una semplificazione a volte eccessiva che non può tenere conto di eccezioni e casi particolari presenti in natura. Ciononostante la rielaborazione del popolamento di lombrichi in alcuni casi studio nel Nord Italia sembra permettere il raggiungimento di conclusioni analoghe a quelle ottenute partendo dalla identificazione delle specie di lombrichi. In definitiva quindi il sistema QBS-e sembra proporsi come uno strumento di facile utilizzo, ma nello stesso tempo altamente informativo sulle condizioni di conservazione e vitalità del suolo negli agroecosistemi. È sicuramente interessante poter testare nel futuro la funzionalità di questo indice in una gamma molto più ampia di ambienti antropizzati ed in particolare di agroecosistemi, al fine di saggiarne la funzionalità e l'applicabilità.

È già possibile comunque individuare alcuni eventuali interventi migliorativi da pianificare o pratiche da mettere a punto qualora, in seguito al monitoraggio utilizzando l'indice QBS-e, si fosse raggiunta una classe di qualità bassa:

- ridurre la compattazione del terreno, utilizzando mezzi agricoli meno pesanti o effettuando passaggi meno

frequenti;

- limitare il più possibile l'utilizzo di agrofarmaci soprattutto dei fungicidi compresi quelli a base di rame;
- preferire la fertilizzazione con materiale organico come compost o letame, al posto di quella esclusivamente minerale;
- evitare, se possibile, di lasciare il suolo privo di copertura vegetale, incrementando ad esempio le pacciamature;
- limitare la pratica dell'aratura oppure, se non è possibile, limitare la profondità di questa;
- mantenere le fasce di margine inerbite e preservare le siepi con latifoglie in modo da creare delle isole di rifugio per i lombrichi e il resto della fauna edafica soprattutto per il superamento della stagione avversa;
- creare delle fasce inerbite anche all'interno del campo per il motivo suddetto.

È bene ricordare inoltre che aree eccessivamente siccitose, terreni molto sabbiosi e/o con elevata presenza di sassi sono scarsamente valutabili con bioindicatori costituiti da lombrichi.

Ringraziamenti

Si ringrazia l'Azienda EcorNaturaSi per aver in parte finanziato la ricerca e per appoggiare la tematica della sostenibilità ambientale in agricoltura. Si ringraziano Davide Prandini, Federico Gavnelli, Nicola Manno, Greta Busseni, Alessandra Rossi, Enrico Ruzzier e Vladimiro Toniello per aver fornito consigli utili e per la lettura critica del manoscritto.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSEN A.N., 1999. My bioindicators or yours? Making the selection. *Journal of insect Conservation*, **3**: 61-64.
- ANGELINI P., FENOGLIO S., ISAIA M., JACOMINI C., MIGLIORINI M., MORISI A., 2002. *Tecniche di biomonitoraggio della qualità del suolo*. Torino.
- BEVILACQUA S., 2010. *Confronto tra vigneti a conduzione biologica e convenzionale della provincia di Venezia attraverso l'uso di bioindicatori*. Tesi di laurea Università di Padova.
- BIAGINI B., BARBUTO M., ZULLINI A., 2006. Bioindicatori della qualità del suolo. *Biologia Ambientale* **20**(2): 19-41.
- BLAKEMORE R.J., PAOLETTI M.G., 2006. Australian earthworms as a natural agroecological resource. *Annals of Arid Zone* **45**(3-4): 309-330.
- BLASI S., MENTA C., BALDUCCI L., CONTI F.D., PETRINI E., PIOVESAN G., 2012. Soil microarthropod communities from Mediterranean forest ecosystems in Central Italy under different disturbances. *Environmental Monitoring and Assessment* **185**(2): 1637-1655.
- BONGERS T., 1990. The maturity index: an ecological measure of environmental disturbance based on nematode species composition. *Oecologia* **83**(1): 14-19.
- BOUCHÉ M.B., 1972. *Lombriciens de France. Ecologie et Systematique*. Institut National de la Recherche Agronomique. 671 pp.
- BÜCHS W., 2003. Biodiversity and agri-environmental indicators-general scopes and skills with special reference to the habitat level. *Agriculture, Agroecosystems & Environment* **98**(1-3): 35-78.
- CARO T.M., O'DOHERTY G., 1999. On the use of surrogate species in conservation biology. *Conservation Biology* **13**(4): 805-814.
- CORNELISSEN J.H.C., LAVOREL S., GARNIER E., DÍAZ S., BUCHMANN N., GURVICH D.E. *et al.*, 2003. A handbook of

- protocols for standardised and easy measurement of plant functional traits worldwide. *Australian Journal of Botany*, **51**: 335-380.
- D'AVINO L., PARISI V., MOZZANICA E., 2002. Qualità Biologica dei Suoli: un metodo innovativo. *ARPA Rivista* n.6, Parma.
- DAILY G.C., 1995. Restoring value to the worlds degraded lands. *Science* **269** (5222): 350-354.
- DARWIN C.R., 1881. *The formation of vegetable mould, through the action of worms, with observations on their habit*. S. Murray, London, pp. 1-328.
- DE BELLO F., LAVOREL S., DÍAZ S., HARRINGTON R., CORNELISSEN J.H.C., BARDGETT R.D., BERG M.P., CIPRIOTTI P., FELD C.K., HERING D., MARINS DA SILVA P., POTTS S.G., SANDIN L., SOUSA J.P., STORKEY J., WARDLE D.A., HARRISON P.A., 2010. Towards an assessment of multiple ecosystem processes and services via functional traits. *Biodiversity Conservation* **19**: 2873-2893.
- DIAMOND J.M., 2005. *Collapse: How societies choose to fail or succeed*. New York, Viking.
- EDWARDS, C.A., 1998. *Earthworms Ecology*. St. Lucie Press. 389 pp.
- ERNST G., EMMERLING C., 2009. Impact of five different tillage systems on soil organic carbon content and the density, biomass, and community composition of earthworms after a ten year period. *European Journal of Soil Biology* **45**: 247-251.
- FELD C.K., DA SILVA P.M., SOUSA J.P., DE BELLO F., BUGTER R., GRANDIN U., HERING D., LAVOREL S., MOUNTFORD O., PARDO I., PÄRTEL M., RÖMBKE J., SANDIN L., JONES K.B., HARRISON P., 2009. Indicators of biodiversity and ecosystem services: a synthesis across ecosystems and spatial scales. *Oikos* **118**: 1862-1871.
- GARDI C., MONTANARELLA L., ARROUAYS D., BISPO A., LEMANCEAU P., JOLIVET C., MULDER C., RANJARD L., RÖMBKE J., RUTGERS M., MENTA C., 2009. Soil biodiversità monitoring in Europe: ongoing activities and challenges. *European Journal of Soil Science* **60**: 807-819.
- GHETTI P.F., 2001. *Manuale di applicazione: Indice Biotico Esteso. I macroinvertebrati nel controllo della qualità degli ambienti di acque correnti*. II ed. Provincia Autonoma di Trento, Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente. 222 pp.
- GLIESSMAN S.R., 2007. *Agroecology: The ecology of sustainable systems*. Taylor & Francis, 384 pp.
- GREAT LAKES WORM WATCH – Earthworms by Ecological Group - A guide to Earthworms you'll find in the Great Lakes Region. Scaricabile al sito: http://www.nrri.umn.edu/worms/identification/ecology_groups.html (ultimo accesso: 15.02.2013)
- HILL D. FASHAM M., TUCKER G., SHEWRY M. SHAW P., 2005. *Handbook of Biodiversity Methods. Survey, Evaluation and Monitoring*. Cambridge University Press, 573 pp.
- HOLE D.G., PERKINS A.J., WILSON J.D., ALEXANDER I.H., GRICE P.V., EVANS A.D., 2005. Does organic farming benefit biodiversity? *Biological Conservation* **122**: 113-130.
- JOHNSON A.W., EARLE T.K., 2000. *The evolution of human society. From foraging group to agrarian state*. Stanford University Press, 440 pp.
- LAVELLE P., 1996. Diversity of soil fauna and ecosystem function. *Biology International* **33**: 3-16.
- LEE K.E., 1985. *Earthworms. Their ecology and relationships with soils and land use*. Academic Press. 411 pp.
- McGEOCH M.A., 1998. The selection, testing and application of terrestrial insects as bioindicators. *Biological Reviews of the Cambridge Philosophical Society* **73**(02): 181-201.
- MA (MILLENNIUM ECOSYSTEM ASSESSMENT), 2005. *Ecosystems and Human Wellbeing: Policy Responses Volume 3*. Chapter 9: Nutrient Management: pp. 295-311. Primary Authors: Howarth, R. and K. Ramakrishna. Eds. K. Chopra, R. Leemans, P. Kumar, and H. Simons. Washington, DC: Island Press.
- MONTGOMERY D.R., 2007. Soil erosion and agricultural sustainability. *PNAS* **33**(104): 13268-13272.
- MORETTI M., DE BELLO F., ROBERTS S.P.M., POTTS S.G., 2009. Taxonomical vs. functional responses of bee communities to fire in two contrasting climatic regions. *Journal Animal Ecology* **78**: 98-108.
- MOUILLOT D., SPATHARIS S., REIZPOULOU S., LAUGIER T., SABETTA L., BASSET A., CHI T.D., 2006. Alternative to taxonomic-based approaches to assess change in transitional water communities. *Aquat. Conserv.* **16**: 469-482.
- NORTON B.G., 1998. Improving ecological communication: the role of ecologists in environmental policy formation. *Ecological Application* **8**: 350-364.
- PAOLETTI M.G., 1988. Soil invertebrates in cultivated and uncultivated soils in Northeastern Italy. *REDIA LXXI*(2): 501-563.
- PAOLETTI M.G., 1999a. Using bioindicators based on biodiversity to assess landscape sustainability. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **74**: 1-18.
- PAOLETTI, M.G., 1999b. The role of earthworms for assessment of sustainability and as bioindicators. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **74**: 137-155.
- PAOLETTI M.G., CANTARINO C.M., 2000. The Use of Invertebrates in Evaluating Rural Sustainability. In: B. Ekbom, M.E. Irwin and Y. Robert. *Interchanges of insects between Agricultural and Surrounding Landscapes*. Kluwer Acad. Publ., Dordrecht, pp. 33-52.
- PAOLETTI M.G., GRADENIGO C., 1996. *Lombri CD-ROM*. Lapis, Padova.
- PAOLETTI M.G., IOVANE E., CORTESE M., 1988. Pedofauna bioindicators and heavy metals in five agroecosystems in north-east Italy. *Rev. Ecol. Biol. Sol.* **25**(1): 33-58.
- PAOLETTI M.G., FAVRETTO M.R., STINNER B.R., PURRINGTON F.F., BATER J.E., 1991. Invertebrates as bioindicators of soil use. *Agriculture, Ecosystems and Environment* **34**: 341-362.
- PAOLETTI M.G., PIMENTEL D., STINNER B.R., STINNER D., 1992. *Agroecosystem biodiversity: matching production and conservation biology*. Agriculture, Ecosystem and Environment **40**: 3-23.
- PAOLETTI M.G., SCHWEIGL U., FAVRETTO M.R., 1995a. Soil macroinvertebrates, heavy metals and organochlorines in low and high input apple orchards and a coppiced woodland. *Pedobiologia* **39**: 20-33.
- PAOLETTI M.G., SOMMAGGIO D., PETRUZZELLI G., PEZZAROSSA B., BARBAFIERI M., 1995b. Soil invertebrates as monitoring

- tools for agricultural sustainability. *Bulletin Entomologique de Pologne* **64**: 113-122.
- PAOLETTI M.G., SOMMAGGIO D., FAVRETTO M.R., PETRUZZELLI G., PEZZAROSSA B., BARBAFIERI M., 1998. Earthworms as useful bioindicators of agroecosystem sustainability in orchards and vineyards with different inputs. *Applied Soil Ecology* **10**: 137-150.
- PAOLETTI M.G., THOMSON L. J., HOFFMANN A.A., 2007. Using invertebrate bioindicators to assess agricultural sustainability in Australia: proposals and current practices. *Australian Journal of Experimental Agriculture* **47**: 379-383.
- PAOLETTI M.G., D'INCÀ A., TONIN E., TONON S., MIGLIORINI C., PETRUZZELLI G., PEZZAROSSA B., GOMIERO T., SOMMAGGIO D., 2010. Soil invertebrates as Bio-indicators in a natural area converted from agricultural use: the case study of Vallevicchia-Lugugnana in North-Eastern Italy. *Journal of Sustainable Agriculture* **34**: 38-56.
- PAOLETTI M.G., GOMIERO T., PIMENTEL D. (Eds.), 2011. Towards a more Sustainable Agriculture. *Critical Reviews in Plant Sciences* **30** (1,2): 1-237.
- PAOLETTI M.G., SOMMAGGIO D., (in prep.). Biodiversità e Bioindicatori di qualità dell'ambiente terrestre o *Bioindicazioni per la sostenibilità del territorio*. Liguori Editore, Napoli.
- PARISI V., 2001. La qualità biologica del suolo. Un metodo basato sui microartropodi. *Acta Naturalia de "L'Ateneo Parmense"* **37**(3/4): 105-114.
- PARISI V., MENTA C., GARDI C., JACOMINI C., MOZZANICA E., 2005. Microarthropod communities as a tool to assess soil quality and biodiversity: a new approach in Italy. *Agriculture, Ecosystems & Environment* **105**: 323-333.
- PEIGNÉ J., CANNAVACIUOLO M., GAUTRONNEAU Y., AVELINE A., GITEAU J.L., CLUZEAU D., 2009. Earthworm populations under different tillage systems in organic farming. *Soil & Tillage Research* **104**: 207-214.
- REYNOLDS J.F., STAFFORD SMITH D. M., LAMBIN E.F., TURNER B. L., MORTIMORE M., BATTERBURY S.P.J., DOWNING T.E., DOWLATABADI H., FERNÁNDEZ R.J., HERRICK J.E., HUBER-SANNWALD E., JIANG H., LEEMANS R., LYNAM T., MAESTRE F.T., AYARZA M., WALKER B., 2007. Global Desertification: Building a Science for Dryland Development. *Science* **316** (5826): 847-851.
- RUFF A., 1998. A maturity index for predatory soil mites (Mesostigmata: Gamasina) as an indicator of environmental impacts of pollution on forest soils. *Applied Soil Ecology* **9**: 447-452.
- SALA O.E., STUART CHAPIN F., ARMESTO J.J., BERLOW E., BLOOMFIELD J., DIRZO R., HUBER-SANNWALD E., HUENNEKE L.F., JACKSON R.B., KINZIG A., LEEMANS R., LODGE D.M., MOONEY H.A., OESTERHELD M., LE ROY POFF N., SYKES M.T., WALKER B.H., WALKER M., WALL D.H., 2000. Global Biodiversity Scenarios for the Year 2100. *Science* **287**(5459): 1770-1774.
- SIMS, R.W., GERARD, B.M., 1985. *Earthworms*. 171 pp.
- TAINTER J.A., 1988. *The collapse of complex societies*. Cambridge University Press.
- TONIN E., 2006. *Impiego dei bioindicatori per l'analisi di un ambiente antropizzato e in fase di rinaturalizzazione: Vallevicchia (VE)*. Tesi di laurea Università di Padova.
- VANDEWALLE M., DE BELLO F., BERG M., BOLGER T., DOLEDEC S., DUBS F., FELD C.F., HARRINGTON R., HARRISON P.A., LAVOREL S., DA SILVA P.M., MORETTI M., NIEMELÄ J., SANTOS P., SATTLER T., SOUSA J.P., SYKES M., VANBERGEN A.J., WOODCOCK B.A., 2010. Functional traits as indicators of biodiversity response to land use changes across ecosystems and organisms. *Biodiversity Conservation* **19**: 2921-2947.
- WOOD A., STEDMAN-EDWARDS P., MANG J. (editors), 2000. *The Root Causes of Biodiversity Loss*. World Wildlife Fund and Earthscan Publications, Ltd., London, UK. 304 pp.
- YEATES G. W., 1994. Modification and qualification of the nematode maturity index. *Pedobiologia* **38**: 97-101.

Cambiamenti globali e pressioni locali: tendenze evolutive e problemi inediti negli ecosistemi delle acque interne

Pierluigi Viaroli

Dipartimento di Bioscienze, Università degli Studi di Parma, Parco Area delle Scienze, 11A – 43124 Parma; pierluigi.viaroli@unipr.it

Pervenuto il 9.1.2013; accettato l'11.3.2013

RIASSUNTO

Il cambiamento climatico e le pressioni locali inducono marcate modificazioni negli ecosistemi delle acque interne con tendenze evolutive spesso imprevedibili. Le cause del cambiamento sono multifattoriali. Le risposte dell'ecosistema sono raramente lineari e il più delle volte si manifestano dopo lunghi periodi di latenza, con cambiamenti di stato improvvisi e irreversibili. In altri casi ci si trova di fronte a processi lenti o transitori, con tendenze stocastiche e poco evidenti. Su questa base deve essere costruito un sistema che integra il monitoraggio tradizionale con la ricerca della soluzione dei nuovi problemi ambientali e con l'obiettivo di fornire un supporto ai nuovi bisogni della società. Di particolare rilievo sono i programmi di ricerca ecologica di lungo termine che possono dare risposte a problemi ambientali inediti e permettono di individuare e applicare nuovi sistemi di indicatori e di monitoraggio e nuove condizioni di riferimento.

PAROLE CHIAVE: cambiamenti globali / pressioni locali / condizioni di riferimento / ricerche di lungo termine / ecosistemi di acque interne

Global changes and local pressures: trends and new issues for inland waters

The climatic change coupled to the local pressures induce strong modification in the inland aquatic ecosystems, whose evolution is often unpredictable. The causes of change are multi-factorial. The ecosystem responses are mainly non linear and with long lag phases, and often causes irreversible regime shifts. Frequently, changes are slow or transient, with stochastic trends. In this context, monitoring strategies and ecological research are challenged by new problems which face the society. The long term ecological research programs provides opportunities for problem solving and identifying new indicators and monitoring systems, and new reference conditions.

KEY WORDS: global changes / local pressures / reference conditions / long term ecological research / inland water ecosystems

CONCETTI E APPLICAZIONI DELL'ECOLOGIA DELLE ACQUE INTERNE

Gli ecosistemi delle acque interne sono collegati in cascata a formare una rete che comprende: ghiacciai e nevai, laghi, zone umide e piccole acque lentiche, e corsi d'acqua che vanno dai piccoli canali ai grandi fiumi di pianura. Questo modello, che in parte è rappresentato dalla *River Ecosystem Synthesis* (RES), considera la rete fluviale come la risultante di ambienti acquatici che compenetrano gli ecosistemi terrestri

(THORP *et al.*, 2006). Un sistema così strutturato non si sviluppa dunque in modo continuo lungo il percorso longitudinale del fiume (VANNOTE *et al.*, 1980), ma risulta piuttosto dalla disposizione stocastica e discontinua di strutture idrogeomorfiche modellate da geomorfologia e clima e che sono in condizioni di quasi-equilibrio o di equilibrio instabile (THORP *et al.*, 2006). In tal senso, il RES contiene in sé il concetto di corpo

idrico che diventa un termine operativo con la Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE).

Idee e ipotesi del RES erano già oggetto di sperimentazione nell'Hubbard Brook Ecosystem Study (HBES), che dimostrò come le caratteristiche dei corsi d'acqua e degli ambienti acquatici ad essi collegati dipendono da processi che avvengono nel bacino scostante, dunque ad una scala molto più ampia di quella dell'alveo fluviale e delle fasce laterali che va "oltre la linea di costa" (LIKENS, 1984). La regolazione dei processi ecologici e biogeochimici avviene però in una fascia del territorio molto più ristretta che costituisce la zona laterale dei corpi idrici e che è soggetta alle variazioni di livello imposte dal regime idrologico (JUNK *et al.*, 1989). Questo modello è applicabile nei grandi fiumi di pianura, che hanno fasce laterali che si estendono per chilometri, e nei piccoli canali o nelle piccole acque lentiche, dove la zona laterale si riduce a pochi metri. In tal modo, aumentano le zone di contatto tra acqua e matrici solide, costituite dalle interfacce tra le diverse componenti dell'ecosistema (acqua-sedimento, vegetazione-sedimento-acqua, alveo bagnato-golena fluviale, ecc.) che agiscono come zone critiche ad altissima reattività biologica ed ecologica (JUNK *et al.*, 1989; WETZEL, 1990). In un sistema fluviale integro tali zone di transizione sono rappresentate da canali intrecciati, meandri e zone di esondazione e dalla struttura del sedimento in cui si ha lo scorrimento iporreico (ZALEWSKI *et al.*, 1997; THORP *et al.*, 2006). Le fasce laterali sono costituite da ambienti di acque lentiche e zone umide e sono colonizzate da vegetazione che si sviluppa lungo gradienti di igrofilia. Le interfacce si sviluppano anche a scala microscopica, a livello dei peli radicali delle piante acquatiche o delle particelle di sedimento a cui sono adesi microorganismi (BARTOLI e VIAROLI, 2006). Complessivamente, lo sviluppo di tali interfacce favorisce i processi di trasformazione della materia organica e degli inquinanti, spesso definiti come processi di "auto depurazione".

Una delle componenti biologiche fondamentali e maggiormente soggette a disturbo è costituita dalle comunità vegetali riparie e sommerse che sono in stretta relazione con il regime idrologico (NILSSON e SVEDMARK, 2002) e che controllano sia direttamente che indirettamente i principali processi biogeochimici (PINAY *et al.*, 2002). In particolare, le macrofite sono in grado di regolare il ciclo dell'ossigeno che, in cascata, è influente sui processi microbici nel sedimento (SOANA e BARTOLI, 2013). La perdita o le modificazioni delle diverse componenti idrogeomorfiche e, di riflesso, la scomparsa delle componenti vegetali sono tra le cause principali del deterioramento della qualità dell'acqua e dello stato ecologico. Ad esempio, a monte degli sbarramenti, la diminuzione della velocità della

corrente e il possibile ristagno delle acque creano condizioni lentiche che sono favorevoli alla comparsa di fenomeni di eutrofizzazione fluviale e, frequentemente, stimolano la crescita massiva di macrofite (CARACO e COLE, 2002; DODDS, 2006). Più in generale, la perdita di connettività degli ecosistemi che compongono il reticolo idrografico tra di loro e con il sistema terrestre circostante è alle radici dell'inquinamento diffuso da azoto. La crescente contaminazione da nitrati è un'emergenza a livello mondiale che ha aperto una nuova frontiera di studi sui fattori e sui processi che nel sistema idrografico controllano il ciclo di questo elemento e sui possibili rimedi (SEITZINGER *et al.*, 2006).

ALTERAZIONI E MODIFICAZIONI LOCALI DEI CORPI IDRICI

Nei principali bacini alluvionali, le pressioni antropiche si concentrano soprattutto nelle aree di pianura o fondovalle, dove si trovano suoli coltivabili e risorse idriche. Lo sviluppo di centri urbani, infrastrutture e agricoltura, e lo sfruttamento delle risorse idriche comportano interventi su morfologia e idrologia di fiumi (bacinizzazione, canalizzazione) e laghi naturali (regolazione dell'incile, diversione degli immissari, ecc.). L'uso dei suoli ha, a sua volta, effetti rilevanti sull'idrologia; ne è un esempio l'impermeabilizzazione dovuta all'espansione delle aree urbane e delle infrastrutture (VIAROLI *et al.*, 2010). Storicamente le alterazioni dell'assetto dei sistemi fluviali sono state causate dalle arginature e dalle difese idrauliche; non meno importanti sono state le bonifiche che hanno rimosso la maggior parte degli ambienti umidi, hanno costruito canalizzazioni, invasi artificiali e impianti di sollevamento idraulico e hanno ristretto fortemente le golene e gli alvei fluviali (RINALDI *et al.*, 2010). Dopo il 1950, con l'avvio dello sviluppo economico e urbanistico, è l'escavazione di materiali inerti in alveo a causare profonde modificazioni morfologiche e idrologiche dei corsi d'acqua con un marcato abbassamento dei letti fluviali (LAMBERTI, 1993). In molti casi, l'erosione è accentuata dalla bacinizzazione e dalla costruzione delle opere per la navigazione. I principali fiumi italiani presentano dighe, anche nei tratti di pianura. In tutto l'arco alpino sono presenti circa 600 bacini artificiali. In alcuni casi, nello stesso fiume sono presenti più dighe disposte a cascata, ad esempio sul Chiese o nei fiumi emissari dei grandi laghi sud-alpini che sono interrotti da numerose traverse per la produzione idroelettrica e sono interessati da decine di derivazioni irrigue.

Attualmente, con gli incentivi per la produzione di energia idroelettrica da fonte rinnovabile ha un grande sviluppo il micro-idroelettrico che è causa di ulteriori

modificazioni dei corsi d'acqua montani.

La bacinizzazione fluviale genera numerosi impatti: accumulo di acqua a monte dello sbarramento e diminuzione del deflusso a valle, alternanza di periodi di secca seguiti da *hydropeaking* (CAROLLI *et al.*, 2010), diminuzione del trasporto solido e variazioni sensibili della stechiometria degli elementi chimici essenziali (HUMBORG *et al.*, 1997). Nei tratti planiziali dei corsi d'acqua, la combinazione di bacinizzazione, estrazione di inerti e bonifiche ha causato la pensilizzazione delle golene fluviali che risultano così disconnesse dal fiume per la maggior parte dell'anno. L'interruzione della connettività laterale è la prima causa della perdita di ambienti acquatici minori: zone umide, lanche e botri. Nella golena del Po in provincia di Piacenza, prima del 1975 erano censiti circa 160 ambienti acquatici marginali con superfici comprese tra poche centinaia di metri quadrati e alcune decine di ettari; tra il 1996 ed il 1998 il loro numero era drasticamente diminuito a meno di 40 (VIAROLI e BARTOLI, 2009). L'interruzione della connessione fiume-golena interferisce su fasi critiche dei cicli vitali della fauna ittica e degli invertebrati acquatici che spesso sfruttano gli habitat ai margini del fiume come aree di frega, riproduzione e *nursery*.

USO DEL SUOLO, RISORSE IDRICHE E DEFLUSSI MINIMI

La funzionalità degli ecosistemi fluviali e, più in generale, di tutti gli ambienti acquatici dipende dalle strette connessioni con il sistema terrestre, a partire dalle canalizzazioni minori fino ad arrivare ai corpi idrici principali. Nelle aree con maggiori pressioni antropiche, l'espansione delle aree urbane ha drammaticamente ridotto gli spazi naturali in cui queste interazioni possono avvenire. In aggiunta, la cementificazione di vaste aree ha praticamente sigillato i suoli rendendoli pressoché impermeabili. Ne è un esempio la provincia di Parma, dove dal 1881 al 1960 la superficie urbanizzata è passata da 30 a 50 km², mentre dal 1960 al 2003 è quasi triplicata fino a raggiungere 138 km² (DALL'OLIO e CAVALLO, 2008). Nel bacino del Po i tassi di urbanizzazione hanno raggiunto picchi di 20 ha d⁻¹, soprattutto nella pianura e nelle zone di fondovalle (www.inu.it).

La maggior parte dei corsi d'acqua e dei laghi sia naturali che artificiali è sfruttata per la derivazione di acqua da destinare al consumo umano ed animale, all'irrigazione e alle attività industriali. In particolare, si stima che circa l'80% dei consumi idrici sia alimentato dalle acque superficiali (VIAROLI *et al.*, 2010). In genere, il picco della domanda d'acqua è in estate, quando la disponibilità è minima. Per tale motivo si presentano spesso situazioni di marcato deficit idrico.

Nell'Italia settentrionale si ha la maggiore disponibilità idrica, ottenuta regimando i grandi laghi alpini che hanno l'incile sbarrato da dighe regolabili. Il deflusso dei fiumi sub lacuali (Ticino, Adda, Oglio e Mincio) è gestito in ragione della necessità di irrigazione. Sul versante appenninico del bacino padano, dove il deflusso dipende dalle deposizioni umide, si è accentuato il regime torrentizio, con lunghi periodi con portate nulle, soprattutto nelle estati più calde e secche. Nel bacino del fiume Taro, piogge di breve durata e forte intensità nella zona di monte, dell'ordine di 100-150 mm in 10-15 ore, nel giro di poche ore possono causare aumenti delle portate nelle sezioni di valle da meno di 5 m³ s⁻¹ a oltre 2000 m³ s⁻¹. In pratica si verificano piene lampo, con bassa probabilità di ricarica delle falde o di ritenzione delle acque nel fiume e con l'accentuazione dell'erosione e dei dissesti.

Particolarmente marcata è la crisi idrica nell'Italia peninsulare e nelle isole, dove la disponibilità di acqua dipende quasi esclusivamente dalla deposizione umida (CAMBI *et al.*, 2003 ; NASELLI FLORES *et al.*, 2011).

Complessivamente, le alterazioni morfologiche e i crescenti consumi idrici stanno modificando in modo sensibile il regime idrologico con effetti spesso irreversibili sulle comunità acquatiche. Il problema del deflusso compatibile con la vita acquatica è stato anzitutto affrontato definendo valori minimi su base idrologica. Nel contempo, è stato verificato come la diminuzione delle portate riduca la disponibilità di habitat per la fauna acquatica, in modo particolare per le specie ittiche più sensibili (POFF e ZIMMERMAN, 2010; CHIUSI *et al.*, 2011). Attualmente, è in discussione un nuovo approccio basato sul deflusso minimo ecologico che prende in considerazione non solo la disponibilità di habitat, ma anche i processi e le funzioni dell'ecosistema che definiscono lo stato ecologico dei corpi idrici (NAVARRO *et al.*, 2012).

BIODIVERSITÀ, SPECIE ALIENE E SERVIZI DELL'ECOSISTEMA

La presenza di habitat diversificati e la ricchezza in specie, soprattutto vegetali, nelle fasce laterali dei corsi d'acqua o lungo il litorale dei laghi ne garantisce il funzionamento con i processi di produzione primaria, decomposizione microbica e le reazioni biogeochimiche ad essi associate. È stato sperimentalmente verificato che nei tratti dei fiumi Oglio e Mincio, in cui la connettività golena-alveo bagnato è conservata, la rimozione dell'azoto è garantita dai processi di denitrificazione diretta e di denitrificazione accoppiata alla nitrificazione (RACCHETTI *et al.*, 2011). Negli stessi ecosistemi, la presenza di macrofite sommerse come *Vallisneria spiralis* è in grado di controllare il carico organico e dei nutrienti, garantendo contemporanea-

mente l'ossigenazione di acqua e sedimenti (RACCHETTI *et al.*, 2010; SOANA *et al.*, 2012; SOANA e BARTOLI, 2013).

A tale riguardo si pone il problema della crescente presenza, anche in termini di biomassa, di specie esotiche ed invasive. Nell'arco di un ventennio, il numero delle specie alloctone della flora è cresciuto del 50% (ASSINI *et al.*, 2010). Le formazioni terofitiche dei substrati periodicamente sommersi sono dominate da specie invasive dei generi *Amaranthus*, *Bidens*, *Cyperus*, *Oenothera* e *Persicaria*. Tra le macrofite sommerse tendono prevalere elodeidi invasive come *Lagrosiphon major* ed *Elodea nuttallii* (BOLPAGNI *et al.*, 2012).

Nel solo bacino idrografico del Po sono segnalate 83 specie animali aliene, che corrispondono a più del 75% della fauna alloctona registrata nelle acque interne italiane (GHERARDI *et al.*, 2010). Di queste, 38 specie appartengono alla fauna ittica, 26 delle quali sono state immesse dal 1950 ad oggi (GANDOLFI, 2010). In alcuni casi, specie ittiche come il *Silurus glanis* possono rappresentare oltre l'80% della biomassa ittica totale (LANZONI *et al.*, 2010).

Nel tratto potamale del fiume Po sono state osservate e descritte comunità planctoniche stabili che si strutturano in risposta alle variazioni della portata e della velocità della corrente e alle interazioni biotiche (FERRARI *et al.*, 2006; ROSSETTI *et al.*, 2009; BERTANI *et al.*, 2013). Nel periodo estivo, le comunità fitoplanctoniche si stabilizzano con picchi di clorofilla-*a* fino a 100 mg L⁻¹ che denotano condizioni di eutrofizzazione delle acque (TAVERNINI *et al.*, 2011). In alcuni casi, soprattutto nei corsi d'acqua bacinizzati come il basso Mincio, si verificano condizioni di ipertrofia (PINARDI *et al.*, 2009).

La Direttiva 2000/60/CE e il D.lgs. n. 152/2006 prevedono la valutazione dello stato ecologico mediante il monitoraggio e la valutazione delle principali componenti biologiche rispetto a condizioni di riferimento che sono caratterizzate dalla presenza di specie indigene. La presenza di specie aliene viene invece interpretata in termini di scostamento dallo stato ecologico buono. Parallelamente però, le specie aliene possono vicariare quelle native, svolgendo funzioni ecologiche simili. La presenza ed il ruolo delle specie alloctone dovranno dunque essere riconsiderati anche nel quadro del cambiamento climatico e della progressiva migrazione delle specie verso Nord.

Un altro tema di un certo interesse riguarda i canali di bonifica che, nei bacini idrografici a forte presenza antropica, hanno una diversità floristica significativa. In altre parole, ambienti meramente artificiali possono contribuire alla conservazione delle componenti acquatiche naturali residue (BOLPAGNI *et al.*, 2012).

CAMBIAMENTI GLOBALI E RISPOSTE LOCALI

Scenari di medio termine prevedono che nel 2050 la media annuale delle portate fluviali e la disponibilità di acqua aumenteranno di un 10-40% alle alte latitudini e in alcune aree umide tropicali, e diminuiranno del 10-30% nelle regioni aride alle medie latitudini e nelle regioni subtropicali (IPCC, 2007). Nella regione mediterranea, in particolare in Italia, si potranno avere riduzioni delle deposizioni umide fino al 50% nel periodo estivo rispetto alle medie del periodo di riferimento 1961-1990. Si prevede anche un marcato gradiente Nord-Sud, soprattutto nel periodo invernale, quando al Nord si avrà un incremento medio compreso tra il 10 e il 30%, mentre al Sud e nelle isole si potrà avere una riduzione del *run off* compresa tra -10 e -40% (COPPOLA e GIORGI, 2010).

Isintomi di una possibile riduzione della disponibilità di acqua nel bacino del Po si sono già verificati dal 2003 al 2007 e, in una certa misura, nel 2012. In particolare, nel 2007 la portata annua del fiume è stata di 26,3 x 10⁹ m³ y⁻¹, a fronte di una media del periodo 1961-1990 di 46,4 x 10⁹ m³ y⁻¹ (NALDI *et al.*, 2010). Le condizioni di particolare siccità che si sono verificate in quegli anni sono state pesantemente amplificate dalle alterazioni idrogeomorfiche del sistema fluviale.

Nelle zone di influenza alpina la disponibilità di acqua dolce dipende dal regime fluviale, che a sua volta dipende dalla capacità di accumulo di ghiacciai, nevai e grandi laghi. Studi recenti hanno evidenziato come nell'ultima decade numerosi ghiacciai abbiano subito un arretramento dell'ordine di 2-3 km con una perdita netta di circa il 12% della massa ghiacciata (BOGDAL *et al.*, 2009). Lo scioglimento dei ghiacciai è stato accompagnato dal rilascio di composti organici persistenti, come il DDT e i PCB, ormai al bando da anni, che erano stati depositi ed accumulati nei decenni precedenti (BETTINETTI *et al.*, 2006; BOGDAL *et al.*, 2009). L'effetto "memoria" dell'inquinamento potrebbe dunque avere conseguenze imprevedibili sulla contaminazione delle acque e del biota.

I laghi profondi sud-alpini costituiscono la maggiore riserva idrica dell'Italia, con un volume complessivo di circa 110 km³ di acque di buona qualità (circa il 70% delle acque superficiali in Italia). Il riscaldamento globale che progredisce con tassi di ~0,2-0,4 °C per decade sembra avere una forte influenza sulla stabilità della stratificazione delle acque che, nel lungo termine, potrebbe indurre meromissi (SALMASO, 2012). I primi segnali, osservati nel lago d'Iseo e nel lago d'Idro, evidenziano la persistente stratificazione delle acque di fondo che, restando a lungo confinate, vanno incontro a deossigenazione fino alla completa anossia. Il perdurare di tali condizioni potrebbe avere nel tempo effetti

significativi anche sulla qualità delle acque superficiali, con ripercussioni negative su tutto il sistema fluviale sub-lacuale.

Il cambiamento climatico associato alle pressioni locali ha effetti rilevanti anche sui laghi poco profondi. Ne è un esempio il lago Trasimeno che sta subendo una contrazione significativa dei livelli idrometrici e l'arretramento della linea di costa: in assenza di interventi il lago viene considerato a rischio di interrimento entro la fine del secolo (LUDOVISI *et al.*, 2012).

Le variazioni dei livelli idrometrici legate all'effetto combinato dei prelievi e dei minori apporti idrici stanno infine causando un forte disturbo nelle fasce litorali dei laghi con gravi danni ai popolamenti bentonici e, soprattutto, alla componente vegetale e alla fauna sessile (BOLPAGNI *et al.*, 2011).

Nella zona peninsulare e nelle isole, i corsi d'acqua sono soggetti ad un progressivo aumento del carattere torrentizio. Il prolungamento dei periodi di secca alternati a piene lampo sta inoltre causando una forte amplificazione delle alterazioni idromorfologiche locali. Si osserva anche una crescente conflittualità legata soprattutto all'uso delle acque che si contrappone al mantenimento dei deflussi minimi. In particolare, si potranno verificare perdita di habitat delle fasce laterali, frammentazione longitudinale e trasversale, aumento delle piene lampo e diminuzione della capacità di laminazione, di ritenzione e accumulo di acqua.

Le piccole acque lentiche (lanche e zone palustri) subiscono già oggi una forte contrazione che non potrà che aumentare. Vista la peculiarità di questi ambienti è altamente probabile la perdita di habitat e di endemismi e di una grande varietà di specie vegetali ed animali, con conseguente impoverimento generalizzato del paesaggio (STOCH, 2005).

NUOVI PROBLEMI, POSSIBILI RISPOSTE

L'aumento della temperatura e la diminuzione delle deposizioni umide saranno prevedibilmente accompagnati da una minore disponibilità idrica, nel momento in cui, per gli stessi motivi, sta aumentando la domanda di acqua dolce: in pratica si potrebbe verificare un corto circuito nel ciclo idrologico (YESTON *et al.*, 2003).

Di fronte a tale evenienza, l'approccio tradizionale è di tipo reattivo e prevede risposte di tipo tecnologico. La carenza idrica viene affrontata con la costruzione di dighe ed invasi artificiali. La bacinizzazione a sua volta può indurre un corto circuito del ciclo idrologico che si può propagare anche nella zona marina-costiera (Fig. 1). Nel corso d'acqua, il tratto bacinizzato diventa un ambiente lentic con possibile comparsa di eutrofizzazione delle acque, presenza di macrofite e/o macroalghe nelle zone stagnanti e deossigenazione delle acque di fondo. Nei tratti a valle degli sbarramenti si presentano problemi di deflusso, perdita di habitat acquatici, aumento delle concentrazioni degli inquinanti. La bacinizzazione può indurre perturbazioni rilevanti del ciclo dei nutrienti, in particolare si avrà ritenzione di elementi con ciclo sedimentario (P, Si) a monte degli sbarramenti e rilascio a valle solo delle specie solubili ($N-NO_3^-$). Fenomeni di questo tipo sono stati già osservati in grandi fiumi bacinizzati (HUMBORG *et al.*, 1997; CARACO e COLE, 2002).

In modo analogo, di fronte ai recenti disastri alluvionali che hanno colpito il levante Ligure, la Lunigiana e la Maremma sono stati proposti interventi di carattere locale, mirati alla riparazione del danno più che alla rimozione delle cause. In particolare, si è insistito sulla necessità di rimuovere le componenti arboree dalle golene e il materiale litoide accumulato nei letti fluviali,



Fig. 1. Rappresentazione schematica dei possibili effetti della bacinizzazione fluviale come risposta alla carenza idrica.

ritenendoli responsabili dell'occlusione degli alvei. Non è stato invece considerato il fatto che aree urbane e infrastrutture si sono sviluppate nelle valli fluviali, addirittura nelle golene e/o nelle zone di pertinenza fluviale, attorno ai laghi e lungo la costa. In tali situazioni, esse sono inevitabilmente esposte agli impatti dei fattori climatici che sono ulteriormente amplificati dal cattivo uso del territorio.

Le risposte locali ai cambiamenti globali dovranno dunque essere attentamente valutate considerandone l'imprevedibilità. La salvaguardia di qualità e stabilità dei corpi idrici dovrà includere non solo le condizioni della sicurezza idraulica, ma anche la conservazione dell'integrità ecologica. Le componenti naturali sono fondamentali nella protezione del territorio; in particolare le fasce di pertinenza fluviale se lasciate libere da infrastrutture e aree urbanizzate possono garantire la laminazione delle piene, il mantenimento dei processi biogeochimici da cui dipende la qualità dell'acqua, la ritenzione e l'accumulo di acqua e la qualità del paesaggio.

A tale riguardo non ci sono però soluzioni di uso immediato e di facile applicazione. Occorre anzitutto individuare le nuove condizioni idrologiche di riferimento, in un contesto di grande variabilità che si discosta dai valori del periodo 1961-1990 fin qui utilizzati (BOLPAGNI *et al.*, 2010). I concetti di qualità delle acque e di stato ecologico vanno rivisitati avendo in mente le tre R: la resilienza, la possibilità di riparazione dei danni e l'eventuale ricostruzione dell'ecosistema. Questa è probabilmente una delle sfide più importanti per la ricerca ecologica nel nuovo millennio, enfatizzata in modo provocatorio da C. Parmesan "*quello di cui abbiamo necessità ora non è di ricreare gli ecosistemi che esistevano 200 o 300 anni fa, ma piuttosto di creare nuovi sistemi che crediamo possano essere più adatti per una certa area per i prossimi 100-200 anni di cambiamento climatico*" (PARMESAN, 2010).

Già ora però si possono individuare possibili linee di un approccio pro-attivo, peraltro già in parte presenti nella pianificazione del bacino del Po (COLOMBO e FILIPPI, 2010): delocalizzazione delle strutture artificiali e ricostruzione delle fasce di esondazione nei fiumi o dello spazio costiero in laghi e lagune (ovviamente dove sia ancora possibile). La sistemazione delle fasce di esondazione e degli alvei deve essere avviata con criteri ecologici che tengano in particolare considerazione il ruolo ecologico della vegetazione (NILSON e SVEDMARK, 2002).

Di grande rilevanza appare la manutenzione e il ripristino del reticolo dei canali a monte dei corsi d'acqua principali; in tal modo si rallenta la velocità di deflusso e si aumentano i tempi di ritenzione con conseguente potenziamento dei buffer idrologici e bio-

geochimici (NARDINI e SANSONI, 2006).

In parallelo, è possibile identificare azioni che sono prevedibilmente dannose e che possono innescare *feedback* positivi. In particolare, l'ulteriore regimazione e/o artificializzazione dei corpi idrici può innescare processi degenerativi, in quanto alvei rettificati e scavati non trattengono, ma scaricano acqua a velocità crescente. D'altra parte, potrebbe essere illusorio applicare in modo generalizzato tecniche di ingegneria naturalistica, soprattutto quando persistono problemi di sicurezza idraulica che richiedono interventi adeguati.

Da quanto esposto nelle sezioni precedenti emerge con forza la necessità di avviare studi e ricerche integrati negli ecosistemi delle acque interne a supporto della pianificazione e delle decisioni, in un contesto che è radicalmente cambiato rispetto a pochi anni fa. Le cause del cambiamento sono multi-parametriche e spesso mascherate da altri fattori. Le risposte dell'ecosistema sono raramente lineari e il più delle volte si manifestano dopo lunghi periodi di latenza con cambiamenti di stato improvvisi e irreversibili. In altri casi ci si trova di fronte a processi lenti o transitori, a eventi episodici o con bassa frequenza, a tendenze stocastiche o poco evidenti, a eventi e processi con cause multiple e con tempi di latenza lunghi.

La comprensione di tali processi e delle relative tendenze è possibile solo con programmi di ricerca di lungo termine (MIRTL *et al.*, 2009), quali ILTER: International Long Term Ecological Research (www.ilter.org) a cui l'Italia partecipa con il LTER-Italy (www.lter.it). I principi cardine di ILTER sono riassunti da PETERS (2010): l'analisi dell'ecosistema ha tempi lunghi che si misurano in decine di anni; per la comprensione delle tendenze sono necessari i dati di base dai monitoraggi istituzionali di tipo meteorologico, idrologico, chimico-fisico e biologico e diventano essenziali esperimenti ad hoc per verificare ipotesi su problemi inediti.

Su questa base può essere costruito un sistema che integra il monitoraggio tradizionale con la ricerca per la soluzione dei nuovi problemi ambientali, con l'obiettivo di fornire un supporto ai nuovi bisogni della società (Fig. 2). Parallelamente, si dovrà progettare un nuovo modo di coinvolgere i cittadini cercando di far crescere la consapevolezza che ci sono nuovi problemi da affrontare e che richiedono modalità di intervento diverse da quelle fino ad oggi adottate (SESSA, 2012).

In questo quadro di cambiamenti e di problemi inediti hanno mosso i primi e difficoltosi passi i nuovi sistemi di indicatori e di monitoraggio previsti dalla direttiva quadro sulle acque e dalle normative nazionali che l'hanno recepita.

L'approccio della Direttiva 2000/60/CE è certamente interessante perché ribadisce la centralità delle com-

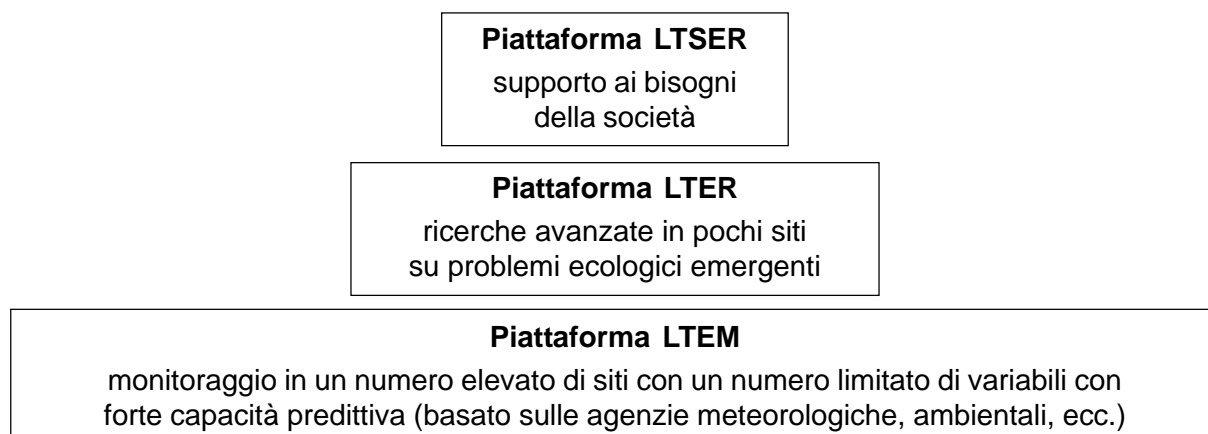


Fig. 2. Rappresentazione schematica dell'organizzazione gerarchica dei diversi livelli di monitoraggio e ricerca che sono necessari per avere studi aggiornati sugli effetti del cambiamento climatico negli ecosistemi fluviali e delle acque interne. LTEM: Long Term Ecological Monitoring; LTER: Long Term Ecological Research; LTSER: Long Term Socio-Ecological Research (tratto da MIRTU *et al.*, 2009).

ponenti biologiche nella valutazione dello stato ecologico degli ecosistemi acquatici. Manca ancora un approccio che superi la semplice valutazione qualitativa associando alle componenti biologiche le loro funzioni ecologiche e, a queste, i possibili servizi ecosistemici.

Le metriche proposte per la valutazione qualitativa presentano ancora numerosi problemi di applicazione.

Resta aperta la questione della presenza di specie aliene e del ruolo funzionale che hanno nell'ecosistema. Il secondo aspetto riguarda il raggiungimento del buono stato ecologico nei corpi idrici non modificati e il notevole grado di artificialità di molti corpi idrici, che nettamente si discostano dalle condizioni idrogeomorfiche originarie. Stando a quanto dichiarato da PARMESAN (2010) il buono stato ecologico potrebbe essere

irraggiungibile se, come probabile, il cambiamento climatico sarà tale da modificare radicalmente le condizioni fisiche del sistema dalle quali dipendono le componenti biologiche. Si tratta dunque di individuare queste nuove condizioni sulla base delle quali progettare i monitoraggi e le eventuali azioni di riqualificazione o ricostruzione.

Ringraziamenti

Questo lavoro è stato svolto nell'ambito del progetto PRIN 2008 "Processi biogeochimici, trasformazioni ed effetti del carico dell'azoto nel tratto di pianura e nelle acque di transizione del delta del Po". Un particolare ringraziamento è dovuto ai Colleghi Rossano Bolpagni e Giampaolo Rossetti per la revisione del testo.

BIBLIOGRAFIA

- ASSINI S., BRACCO F., CARREA A., VILLANI M., 2010. Stato delle conoscenze floristico-vegetazionali sul corso pianiziale del Fiume Po e dei suoi affluenti. *Biologia Ambientale*, 24: 111-128.
- BARTOLI M., VIAROLI P., 2006. Zone umide perifluviali: processi biogeochimici, funzioni ecologiche, problemi di gestione e conservazione. *Biologia Ambientale*, 20 (2): 43-54.
- BERTANI I., LEONARDI S., ROSSETTI G., 2013. Antipredator-induced trait changes in *Brachionus* and prey selectivity by *Asplanchna* in a large river under low-discharge conditions: evidence from a field study. *Hydrobiologia*, 702: 227-239.
- BETTINETTI R., CROCE V., GALASSI S., VOLTA P., 2006. pp'DDT and pp'DDE accumulation in a food chain of Lake Maggiore (Northern Italy): testing steady-state condition. *Environmental Science and Pollution Research*, 13: 59-66.
- BOGDAL C., SCHMID P., ZENNEGG M., ANSELMETTI F.S., SCHERINGER M., HUNGERBÜHLER K., 2009. Blast from the past: melting glaciers as a relevant source for persistent organic pollutants. *Environmental Science and Technology*, 43: 8173-8177.
- BOLPAGNI R., SCOTTI A., VIAROLI P., 2011. Composizione e struttura delle comunità vegetali bentoniche in sistemi lacustri soggetti a regolazione artificiale del livello idrometrico. *Biologia Ambientale*, 25 (2): 47-54.
- BOLPAGNI R., SPOTORNO C., GUALMINI M., GALLANI P., MORONI F., FARIOLI C., PUMA F., BODINI A., FERRARI I., 2010. La gestione conservativa del fiume Po: valutazione dell'assetto ecologico e definizione di linee guida per la redazione di

- piani di monitoraggio ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 349-366.
- BOLPAGNI R., BARTOLI M., VIAROLI P., 2012. Species and functional plant diversity in a heavily impacted riverscape: Implications for threatened hydro-hydrophilous flora conservation. *Limnologia*. DOI: dx.doi.org/10.1016/j.limno.2012.11.001.
- CAMBI C., DRAGONI W., VALIGI D., 2003. Water management in low permeability catchments and in times of climatic change: the case of the Nestore River (Western Central Italy). *Physics and Chemistry of the Earth*, **28**: 201-208.
- CARACO N.F., COLE J.J., 2002. Contrasting impacts of a native and alien macrophyte on dissolved oxygen in a large river. *Ecological Applications* **12**: 1496-1509.
- CAROLLI M., BRUNO M.C., MAIOLINI B., SILVERI L., 2010. Assessment of hydropeaking-induced alterations of benthic communities in experimental flumes. *Biologia Ambientale*, **24**: 215-223.
- CHIUSI S., BONDAVALLI C., BODINI A., 2011. Habitat time series analysis e calcolo su base biologica del deflusso minimo vitale. *Biologia Ambientale*, **25** (1): 19-28.
- COLOMBO A., FILIPPI F., 2010 La conoscenza delle forme e dei processi fluviali per la gestione dell'assetto morfologico del fiume Po. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 331-348.
- COPPOLA E., GIORGI F., 2010. An assessment of temperature and precipitation change projections over Italy from recent global and regional climate model simulations. *International Journal of Climatology*, **30**: 11-32.
- DALL'OLIO N., CAVALLO M.C., 2008. *Dinamiche del consumo di suolo agricolo nella pianura Parmense, 1881-2006*. Provincia di Parma.
- DODDS W.K., 2006. Eutrophication and trophic state in rivers and streams. *Limnology and Oceanography*, **51**: 671-680.
- FERRARI I., VIGLIOLI S., VIAROLI P., ROSSETTI G., 2006. The impact of summer 2003 drought event on the zooplankton of the Po river (Italy). *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **29**: 2143-2149.
- GANDOLFI G., 2010. L'ittiofauna del bacino padano. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 135-140.
- GHERARDI F., OCCHIPINTI-AMBROGI A., SAVINI D., TRICARICO E., 2010. Xenodiversità animale nel bacino idrografico del Po. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 129-134.
- HUMBORG C., VENUGOPALAN I., COCIASU A., BODUNGEN B.V., 1997. Effects of Danube River dam on Black Sea biogeochemistry and ecosystem structure. *Nature*, **386**: 385-388.
- IPCC, 2007. *Climate Change 2007*. 4th IPCC Assessment Report (<http://www.ipcc.ch/ipccreports>).
- JUNK W.J., BAYLEY P.B., SPARKS R.E., 1989. The flood pulse concept in river-floodplain systems. *Canadian Special Publications Fishery Aquatic Science*, **106**: 110-127.
- LAMBERTI A., 1993. Le modificazioni recenti verificatesi nell'asta principale del Po e problemi connessi. *Acqua-Aria*, **6**: 589-592.
- LANZONI M., CASTALDELLI G., CARAMORI G., TUROLLA E., FANO E.A., ROSSI R., 2010. Popolamenti ittici del delta del Po. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 157-166.
- LIKENS G.E., 1984. Beyond the shoreline: a watershed ecosystem approach. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **22**: 1-22.
- LUDOVISI A., GAINO E., BELLEZZA M., CASADEI S., 2012. Impact of climate change on the hydrology of the shallow Lake Trasimeno (Umbria, Italy): history, forecasting and management. *Aquatic Ecosystem Health and Management* (in press).
- MIRTL M., BOAMRANE M., BRAAT L., FURMAN E., KRAUZE K., FRENZEL M., ET AL., 2009. *LTER-Europe Design and Implementation Report-Enabling "Next Generation Ecological Science"*. Report on the design and implementation phase of LTER-Europe under ALTER-Net & management plan 2009/2010. Umweltbundesamt, Vienna. 220 p.
- NALDI M., PIEROBON E., TORNATORE F., VIAROLI P., 2010. Il ruolo degli eventi di piena nella formazione e distribuzione temporale dei carichi di azoto e fosforo nel fiume Po. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 59-69.
- NARDINI A., SANSONI G., 2006. *La riqualificazione fluviale in Italia*. Collezione CIRF, Mazzanti ed., Mestre.
- NASELLI-FLORES L., 2011. Mediterranean climate and eutrophication of reservoirs: limnological skills to improve management. In A.A. Ansari et al. (eds), *Eutrophication: Causes, Consequences and Control*, Springer Science, Dordrecht: 131-142.
- NILSSON C., SVEDMARK M., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes: riparian plant communities. *Environmental Management*, **30**: 468-480.
- PARMESAN C., 2010. *Science Watch® Newsletter Interview* (<http://archive.sciencewatch.com/inter/aut/2010/10-mar/10marParm>)
- PETERS D.P.C., 2010. Accessible ecology: synthesis of the long, deep, and broad. *Trends in Ecology and Evolution*, **25**: 592-601.
- PINARDI M., M. BARTOLI, D. LONGHI, U. MAZZOCCHI, A. LAINI, C. RIBAUDO, P. VIAROLI, 2009. Benthic metabolism and denitrification in a river reach: a comparison between vegetated and bare sediments. *Journal of Limnology*, **68**: 133-145.
- PINAY G., CLEMÉNT J.C., NAIMAN R.J., 2002. Basic principles and ecological consequences of changing water regimes on nitrogen cycling in fluvial systems. *Environmental Management*, **30**: 481-491.
- POFF N.L., ZIMMERMAN J.K.H., 2010. Ecological responses to altered flow regimes: a literature review to inform the science and management of environmental flows. *Freshwater Biology*, **55**: 194-205.
- RACCHETTI E., BARTOLI M., RIBAUDO C., LONGHI D., BRITO L.E.Q., NALDI M., IACUMIN P., VIAROLI P., 2010. Short term changes in pore water chemistry in river sediments during the early colonization by *Vallisneria spiralis*. *Hydrobiologia*, **652**: 127-137
- RACCHETTI E., BARTOLI M., SOANA, E., LONGHI, D., CHRISTIAN, R.R., PINARDI, M., VIAROLI, P., 2011. Influence of hydrological connectivity of riverine wetlands on nitrogen removal via denitrification. *Biogeochemistry*, **103**: 335-354.
- RINALDI M., SURIAN N., PELLEGRINI L., MARAGA F., TURITTO O., 2010. Attuali conoscenze sull'evoluzione recente di corsi d'acqua del Bacino Padano ed implicazioni per la gestione e riqualificazione fluviale. *Biologia Ambientale*,

- 24** (1): 29-40.
- ROSSETTI G., VIAROLI P., FERRARI I., 2009. Role of abiotic and biotic factors in structuring the metazoan plankton community in a lowland river. *River Research and Applications*, **25**: 814-835.
- SALMASO N., 2012. Influence of atmospheric modes of variability on the limnological characteristics of a deep lake south of the Alps. *Climate Research*, **51**: 125-133.
- SANCHEZ NAVARRO R., SCHMID G., 2012. *Environmental flow as a tool to achieve the WFD objectives*. Discussion paper. European Commission, 51 p.
- SEITZINGER, S., HARRISON J.A., BÖHLKE J.K., BOUWMAN A.F., LOWRANCE R., PETERSON B., TOBIAS C., VAN DRECHT G., 2006. Denitrification across landscape and waterscape a synthesis. *Ecological Applications*, **16**: 2064-2090.
- SESSA C. (ed.), 2012. *Sustainable water ecosystems management in Europe. Bridging the knowledge of citizens, scientists and policy makers*. IWA Publishing, London, 135 p.
- SOANA E., BARTOLI M., 2013. Seasonal variation of radial oxygen loss in *Vallisneria spiralis* L.: An adaptive response to sediment redox? *Aquatic Botany*, **104**: 228-232.
- SOANA E., NALDI M., BARTOLI M., 2012. Effects of increasing organic matter loads on pore water features of vegetated (*Vallisneria spiralis* L.) and plant-free sediments. *Ecological Engineering*, **47**: 141-145.
- STOCH F., (ed.), 2005. *Pools, ponds and marshland*. Italian Habitats, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e Museo Friulano di Storia Naturale, **11**: 1-158.
- TAVERNINI S., PIEROBON E., VIAROLI P., 2011. Physical factors and dissolved reactive silica affect phytoplankton community structure and dynamics in a lowland eutrophic river (Po river, Italy). *Hydrobiologia*, **669**: 213-225.
- THORP J.H., THOMS M.C., DELONG M.D., 2006. The riverine ecosystem synthesis: biocomplexity in river networks across space and time. *River Research and Application*, **22**: 123-147.
- VANNOTE R. L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The river continuum concept. *Canadian Journal of Fishery and Aquatic Sciences*, **37**: 130-137.
- VIAROLI P., BARTOLI M., 2009. Ricerca Ecologica e riqualificazione fluviale. *Riqualificazione Fluviale*, **2**: 15-22.
- VIAROLI P., PUMA F., FERRARI I., 2010. Aggiornamento delle conoscenze ecologiche sul bacino idrografico padano: una sintesi. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 7-19.
- WETZEL R.G., 1990. Land-water interfaces: metabolic and limnological regulators. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für theoretische und angewandte Limnologie*, **24**: 6-24.
- YESTON J., COONTZ R., SMITH J., ASH C. (Eds.), 2003. A Thirsty World – special section on Freshwater Resources. *Science*, **313**: 1067-1090.
- ZALEWSKI M., JANAUER G.A., JOLÁNKAI G., 1997. *Ecohydrology: a new paradigm for the sustainable use of aquatic resources*. IHP, UNESCO, Paris.

Un manifesto pro conservazione “ex situ” dell’orso bruno marsicano *Ursus arctos marsicanus* Altobello, 1921

Corradino Guacci^{1*}, Mauro Ferri¹, Spartaco Gippoliti²

¹ Società di Storia della fauna “Giuseppe Altobello”, C.da Selva 1 – 86011 Baranello (CB)

² Viale Liegi, 48 – 00198 Roma

* Referente per la corrispondenza: stofauna@gmail.com

Pervenuto il 6.5.2013; accettato il 18.5.2013

Riassunto

La Società di storia della fauna “G. Altobello” ha lanciato, nel gennaio 2013, un appello a favore dell’orso bruno marsicano (*Ursus arctos marsicanus* Altobello, 1921), auspicando l’integrazione delle azioni già previste dal Piano di Azione nazionale (PATOM) con la proposizione di una valutazione di fattibilità di possibili interventi di conservazione *ex situ*, quali la crioconservazione del seme e l’allevamento in condizioni controllate. Nell’appello inoltre si denuncia l’assenza, ad oggi, di una banca del seme ed il mancato utilizzo, a fini di conservazione, degli esemplari di orso bruno marsicano finora detenuti nelle strutture del Parco d’Abruzzo.

PAROLE CHIAVE: Orso bruno marsicano / *Ursus arctos marsicanus* / crioconservazione del seme / allevamento in cattività

A Manifest for ‘ex situ’ conservation of the Apennine brown bear *Ursus arctos marsicanus* Altobello, 1921

Apennine brown bear (*Ursus arctos marsicanus* Altobello, 1921) represent a distinctive taxon now surviving with maybe lesser than 50 individuals in Central Italy. Despite this, the National Action Plan (PATOM) adopted a soft approach to his conservation, emphasizing reduction of losses due to illegal poaching and habitat connectivity. The authors of the present manifesto deplore the absence of any conservation role for the few bears so far maintained in captivity and the fact that no reference was done in PATOM concerning ‘ex situ’ activities. A more ‘aggressive’ approach to *Ursus arctos marsicanus* conservation is requested if the taxon has to survive well in the XXI Century.

KEY WORDS: *Ursus arctos marsicanus* / taxonomy / captive breeding.

L’APPELLO PER L’ORSO BRUNO MARSICANO

Nel gennaio del 2013, a poco più di un anno dalla pubblicazione del Piano d’Azione per la Tutela dell’Orso Marsicano (PATOM: AA. VV., 2011), la Società di Storia della Fauna “G. Altobello” ha lanciato un appello per la revisione e l’incremento delle misure di protezione di questa importante sottospecie endemica, *Ursus arctos marsicanus* Altobello, 1921. L’appello, diffuso sulla pagina Facebook della Società¹ e ripreso da diversi organi di stampa tra i quali solo per citarne alcuni l’Ansa², la Stampa³ ed il National Geographic⁴, ha portato per la prima volta a livello di pubblico dibattito la proposta di valutare la fattibilità di misure *ex situ*, del resto già prospettate qualche

anno fa in ambito scientifico (GIPPOLITI, 2004, 2005).

Tali misure sono riassumibili nella crioconservazione del seme e nell’allevamento in cattività, in modo tale da consentire un minimo aumento, ed il contestuale mantenimento di variabilità genetica, di una popolazione stimata in circa 70-80 esemplari negli anni ’70 ma, purtroppo, attestata nel 2008 ad una consistenza di 37-52 esemplari (CIUCCI e BOITANI, 2008; AA. VV., 2011).

In rappresentanza dei tanti firmatari, italiani e stranieri, l’appello ha preferito non entrare nel merito dei possibili aspetti tecnici di un progetto di *captive breeding*, limitandosi a rappresentare brevemente le motivazioni, le considerazioni tecniche ed etiche nonché

gli scopi della iniziativa, che vengono di seguito esplicitati.

È da evidenziare *in primis* che i firmatari dell'appello non considerano quella dell'orso bruno marsicano (in seguito orso marsicano) una battaglia persa, ma ritengono che si debba, consapevolmente, prendere atto che attualmente questa popolazione è numericamente ben al di sotto di quella considerata Popolazione Vitale Minima (MVP - *Minimum Viable Population*; WIEGAND *et al.*, 1998), e che si è ancora in tempo per risalire la china ed evitare una condanna ineluttabile. Anche il ruolo di minacce sanitarie vecchie e nuove, prospettabili in via generale (MILANI *et al.*, 2012) ma anche già esplicitamente riferite ai rischi per la popolazione marsicana come la malattia di Aujeszky, la clostridiosi, la parvovirosi e il cimurro (CAPUA *et al.*, 1995), richiama la necessità di operare con urgenza per aumentare in tempi brevi la popolazione del nostro plantigrado al fine di non perdere ulteriore variabilità genetica, come del resto già motivatamente invocato (LORENZINI *et al.*, 2004).

Altro punto cruciale è rappresentato dal fatto che una strategia di conservazione dell'orso marsicano può giustificarsi pienamente solo se si pone come obiettivo il mantenimento a lungo termine di un *taxon* endemico della penisola italiana caratterizzato da aspetti ecologici, comportamentali, morfologici e genetici tipici ed esclusivi che per di più hanno determinato aspetti del rapporto uomo-orso del tutto peculiari ed altrettanto singolari. Ed è proprio questo complesso e reciproco coadattamento tra l'orso marsicano, le condizioni socio-antropologiche e quelle ambientali dell'Appennino centro-meridionale ad escludere soluzioni alternative all'incremento del nucleo autoctono quali, ad esempio, il *restocking* con individui di provenienza balcanica. Stante l'attuale situazione della popolazione appenninica, sarebbe altresì auspicabile il suo inserimento nella Lista Rossa delle specie minacciate della IUCN (Unione Mondiale per la Conservazione).

LA CONSERVAZIONE EX SITU

L'appello tiene conto positivamente del fatto che il PATOM (AA. VV., 2011) è incentrato su due aspetti cruciali quali la valutazione delle risorse trofiche disponibili all'interno del Parco ed il mantenimento delle connessioni ecologiche allo scopo di consentire la dispersione degli orsi marsicani dal parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise verso altre aree protette appenniniche.

Ma ciò non toglie che nonostante decenni di interventi di "miglioramento ambientale" (carnai, colture a perdere, piantagione di meli, etc.) l'auspicato risultato non sembra, purtroppo, sufficiente dato che, al contrario, risulta compromesso lo stato della stessa popola-

zione all'interno del Parco Nazionale d'Abruzzo Lazio e Molise.

Così come non va dimenticato che questo Parco è stato istituito "a furor di popolo" nel 1922 proprio per proteggere questo unico plantigrado sul quale si dilunga Giuseppe Altobello per celebrarne l'istituzione (ALTOBELLO, 1921, 1923; GUACCI, 1990; FERRI *et al.*, 2006).

In tale situazione, se da un lato può sembrare tecnologicamente radicale proporre di ricorrere *anche* all'allevamento in cattività per potenziare la residua popolazione di orso marsicano, è da tener presente che in una situazione analoga, oltretutto leggermente migliore per il numero di esemplari costituenti la popolazione, le autorità spagnole sembrano avere previsto un approccio più "incisivo" alla conservazione dell'orso cantabrico, includendo nel loro piano di conservazione anche una banca del seme e la valutazione di un progetto di *captive-breeding*, prospettati fin dalla fine degli anni '90 (WIEGAND, 1998) e ora per molti aspetti a buon punto (ANEL *et al.*, 2008).

Nella discussione suscitata dall'appello, e dalla sua proposta di prendere in considerazione *anche* la conservazione *ex situ*, si sono registrate con sorpresa alcune reazioni che partivano dal presupposto che sostenendo un progetto di *captive breeding* si correva il rischio di far passare in secondo piano l'insieme delle altre azioni della complessiva strategia di conservazione⁵.

Per la verità i firmatari dell'Appello fin dal preambolo si affidavano in tutta lealtà e disponibilità ai compiti e alle azioni promosse dagli enti coordinati nel PATOM, prospettando solo una ipotesi di integrazione dei programmi di studio in campo e della attiva tutela delle aree protette così come già previsto, in via generale, dalle linee guida predisposte per la Commissione Europea circa la conservazione dei grandi carnivori europei (LINNELL *et al.*, 2008) e come peraltro già avviene in Spagna per la popolazione ursina cantabrica, di ben maggiore consistenza di quella appenninica (ANEL *et al.*, 2008).

Infine la quantità e la qualità delle adesioni riscontrate dall'appello dimostrano la chiarezza delle motivazioni e delle proposte, mutate peraltro da una letteratura specifica (KOLTER e VAN DIJCK, 2000) che, tra l'altro, contempla il ricorso a situazioni riscontrabili anche nel caso dell'orso marsicano laddove ben tre soggetti risultano tenuti da anni in cattività, per varie motivazioni, senza che ciò abbia suggerito di impegnarli in progetti utili alla salvaguardia della popolazione autoctona⁶ (Fig. 1). Questo aspetto assume una forte rilevanza se si tiene conto che le opposizioni riscontrate alla sola ipotesi di valutare la conservazione *ex situ* hanno enfatizzato l'inopportunità di sottrarre soggetti alla popolazione libera, soluzione mai



Fig. 1. Yoga, femmina di orso marsicano ripresa nella Vallelonga, attualmente in cattività ma non utilizzata in progetti di riproduzione *ex situ* (si veda la nota 6). (Foto Stefano Tribuzi).

prospettata in questi termini proprio perché l'appello teneva implicitamente conto che tutti i soggetti protagonisti del PATOM fossero a conoscenza di questa disponibilità.

Infatti la definizione degli aspetti tecnici di un eventuale progetto di conservazione *ex situ* adatto all'orso marsicano, il come – e il dove – procedere all'eventuale cattura di esemplari in natura con conseguente rilascio dei soggetti nati in cattività non può certo essere ruolo e compito dei firmatari dell'appello che, lo dice la semantica, si sono limitati a richiamare l'attenzione sullo stato di conservazione e sulla possibilità di rilanciare su basi nuove la popolazione del nostro plantigrado.

Sarà quindi compito degli specialisti sviluppare le metodologie collaudate più adatte oppure innovarle, adempiendo a quello che è sempre stato e deve essere il ruolo proprio della ricerca.

Non è d'altro canto accettabile che, di fronte alla malaugurata ipotesi della perdita di una popolazione endemica, si possa pretendere di bloccare *a priori* una discussione sulla fattibilità di un progetto di conservazione *ex situ*, con posizioni dogmatiche e di chiusura ben lontane da quello che dovrebbe essere un aperto e dialogante approccio scientifico.

Certamente tutti i firmatari sono consapevoli che si tratti di una strada non priva di aspetti problematici a cominciare dalla riproduzione in cattività di cui, mentre per l'orso bruno *Ursus arctos* Linnaeus, 1758 vi è ampia letteratura disponibile (KOLTER e VAN DIJCK, 2000), non risultano episodi accertati per l'orso marsicano *U. a. marsicanus* (GIPPOLITI, 2005), anche se più per sostanziale mancanza di interesse che per carenza di conoscenze.

Per la raccolta di seme, poi, risulteranno molto utili le esperienze sull'orso cantabrico (ANEL *et al.*, 2008). Obiettivamente ben più ardua si presenterà la reintro-

duzione in natura dei giovani nati in cattività anche se appare utile sottolineare che si dovrebbe guardare non tanto alle aneddotiche esperienze italiane del passato quanto, semmai, alla grossa mole di rilasci di orsi raccolti orfani e allevati dall'uomo in varie parti del mondo (CLARK *et al.*, 2002; BEECHAM, 2006). Il tutto tenendo in debito conto tanto le criticità riscontrate (LIBAL *et al.*, 2011) quanto la possibilità di nuove ipotesi operative alle quali il mondo della ricerca potrà aprirsi.

INTERDISCIPLINARIETÀ E NUOVE OPPORTUNITÀ

Riteniamo inoltre che, lungi dal mortificare le attività di ricerca sul campo, maggiore attenzione dovrebbe essere prestata allo studio socio-ecologico della popolazione, in particolare alla segregazione spaziale che si osserva nei due sessi soprattutto quando le femmine hanno i piccoli (LIBAL *et al.*, 2011).

L'appello per la conservazione dell'orso marsicano sottolinea, poi, come la conservazione di questa popolazione endemica sia una questione di rilevanza nazionale, e che come tale debba essere trattata affidandola ad un tavolo di tecnici di provata competenza in un campo molto specifico, peraltro denso di aspetti medico-veterinari in genere sviluppati anche nel contesto di giardini zoologici.

Anzi si può ipotizzare che proprio tali strutture, italiane e straniere, possano essere fortemente interessate a contribuire con le loro competenze allo sviluppo di un progetto che preferibilmente dovrà avere una prima sede in un'area appenninica inaccessibile al pubblico, riprendendo tutto sommato le esperienze polacche della fine degli anni '30 (CLARCK *et al.*, 2002) ma rimarcando la differenza con le cosiddette 'aree faunistiche', finalizzate prevalentemente alla attrazione turistica.

CONCLUSIONI

La conservazione *ex situ*, tra l'altro una delle soluzioni adottate dalle strategie integrate di conservazione di specie minacciate, riconosciuta e richiesta dalla Convenzione sulla Biodiversità (CBD, 1992; LINNÉ *et al.*, 2008), può assumere un significato particolare nel caso della conservazione dell'endemico orso marsicano, tenuto conto della forte riduzione della sua popolazione negli ultimi decenni, della disponibilità di soggetti già in detenzione, e della eventualità che possano ripetersi altri casi di forzata rimozione dallo stato libero come già avvenuto in passato; il tutto mantenendo sostanzialmente invariate le altre azioni ed attività del PATOM.

La conservazione *ex situ* inoltre potrebbe contribuire ad un ribaltamento del paradigma di partenza nella conservazione dell'orso marsicano, non chiedendo più al Parco Nazionale Abruzzo Lazio e Molise di aumen-

tare il numero di esemplari all'interno dei suoi confini ma piuttosto di collaborare alla creazione di nuclei di femmine riproduttive in altre aree protette, costituendo una occasione di rilancio dell'intera infrastruttura delle aree protette appenniniche in linea con la filosofia di APE, Appennino Parco d'Europa (AA.VV., 2003). In questo quadro si può ipotizzare ad esempio che una volta formato un primo nucleo riproduttivo in cattività, questo possa fornire le femmine necessarie alla colonizzazione stabile di altre aree appenniniche.

Note:

1 <https://www.facebook.com/pages/Societ%C3%A0-di-Storia-della-Fauna-Giuseppe-Altobello/15661736779364>

2 http://www.ansa.it/web/notizie/canali/energiaambiente/natura/2013/01/14/Rischio-estinzione-orso-marsicano-Molise-appello-tutela_8072461.html

BIBLIOGRAFIA

- ALTOBELLO G., 1921. *Fauna dell'Abruzzo e del Molise. Mammiferi. IV. I Carnivori (Carnivora)*. Casa Tipografico-Editrice Cav. Uff. Giov. Colitti e figlio, Campobasso: 1-61.
- ALTOBELLO G., 1923. Fauna dell'Abruzzo e del Molise. Nuove forme di Mammiferi Italiani. *Molise. Rivista Regionale Illustrata*, Giornale Foglietto Editore, Anonima Tipografica molisana, Campobasso: **1** (4): 25-31. (lo stesso articolo apparve nel *Monitore Zoologico Italiano*, Firenze **35**: 25-36).
- ANEL L., ALVAREZ M., MARTÍNEZ-PASTOR F., GOMES S., NICOLÁS M., MATA M., MARTÍNEZ A.F., BORRAGÁN S., ANEL E., DE PAZ P., 2008. Sperm cryopreservation in brown bear (*Ursus arctos*): preliminary aspects. *Reprod. Domest. Anim.* **43** Suppl. 4: 9-17.
- AA.VV., 2003. *APE Appennino Parco d'Europa – Ricerca inter-universitaria sulla infrastrutturazione ambientale e le prospettive di valorizzazione della fascia appenninica nel quadro europeo*, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Alinea editrice, Firenze 2003.
- AA.VV., 2011. *Piano d'Azione Nazionale per la Tutela dell'Orso Marsicano – PATOM*. Quad. Cons. Natura, 37, Min. Ambiente-ISPRA.
- BEECHAM J., 2006. *Orphan bear cubs. Rehabilitation and release guidelines*. WSPA, London.
- CAPUA I., FICO R., TAMBA M., CALZETTA G., BADAGLIACCA P., 1995. Isolamento del virus della malattia di Aujeszky da un cinghiale (*Sus scrofa*). *Vet Ital.*, **31** (18), 21-23.
- CBD, 1992. *Convenzione sulla Diversità Biologica*. www.cbd.int
- CIUCCI P., BOITANI L., 2008. The Apennine brown bear: a critical review of its status and conservation problems. *Ursus*, **19**: 130-145.
- CLARK J., HUBER D., SERVHEEN C., 2002. Bear reintroductions: lessons and challenges. *Ursus*, **13**: 335-345.
- FERRI M., GUACCI C., VENTURI G., BERTARELLI C., 2006. L'Altobello ritrovato. *Atti della Società dei Naturalisti e Mammalogici di Modena*, **137**: 77-104.
- 3 <http://www.lastampa.it/2013/02/01/scienza/ambiente/green-news/orso-marsicano-il-re-degli-appennini-e-a-rischio-estinzione-cb43z8Wp3hycuOgqODXqVM/pagina.html>
- 4 http://www.nationalgeographic.it/natura/animali/2013/02/13/news/orso_marsicano-1505439/
- 5 Un indicativo campione dei commenti alla proposta si può reperire nel blog "L'orologiaio miope" <http://lorologiaiomiope-national-geographic.blogautore.espresso.repubblica.it/2013/02/15/la-strada-dellorso/>
- 6 I tre orsi in questione sono un maschio, Sandrino di trenta anni di età, e due femmine Lauretta e Yoga, la prima di diciotto e la seconda di una ventina di anni. Sandrino e Lauretta sono ospiti delle strutture del Parco fin da cuccioli. Considerando l'età media stimata per la maturità sessuale delle femmine, Lauretta era pronta per una possibile riproduzione intorno all'anno 2000, quando Sandrino era un maschio di diciotto anni nel pieno della sua capacità riproduttiva. Da allora ad oggi sono andate perdute almeno 12 stagioni riproduttive.
- GIPPOLITI S., 2004. Captive-breeding and conservation of the European mammal diversity. *Hystrix It. J. Mamm.*, **15**: 35-53.
- GIPPOLITI S., 2005. An historical overview on captive breeding of the Apennine brown bear, *Ursus arctos marsicanus* Altobello. *Zool. Gart.*, **75**: 248-252.
- Guacci C., 1990. *Altobello naturalista molisano*. Editore Marinelli Isernia.
- KOLTER L., VAN DIJK J. (Ed.s), 2000. Rehabilitation and release of bears for the welfare of conservation or for the conservation of welfare? Including presentations and results of the workshop on "The Evaluation of bear rehabilitation projects from a conservationist's point of view: creating a linkage between different fields of interests" held by the International Bear Foundation (Alertis) and the Bear Taxon Advisory Group (Bear TAG) of (EAZA), Zoologischer Garten Koln, Colonia, Germania, 163 pp.
- LIBAL N., BELANT J., LEOPOLD B., WANG G., OWEN P., 2011. Despotism and risk of infanticide influence grizzly bear density selection. *PLoS ONE*, **6**: 1-10.
- LINNELL J., SALVATORI V., BOITANI L., 2008. *Guidelines for population level management plans for large carnivores in Europe*. A Large Carnivore Initiative for Europe report prepared for the European Commission (contract 070501/2005/424162/MAR/B2).
- LORENZINI R., POSILICO M., GENTILE L., FICO R., SAMMARONE L., 2004. La conservazione dell'orso bruno (*Ursus arctos*) in Appennino: il supporto della genetica non invasiva. *Hystrix It. J. Mamm.* (n.s.) **15** (2): 69-85.
- MILANI F., CARLINI E., VISAGGI B., 2012. *Relazione tecnica sulle procedure di controllo sanitario e status del bestiame domestico pascolante nelle aree di presenza dell'orso in Regione Lombardia*. Life Nature – Progetto Life Arctos NAT/IT00160 Azione A2, 2ª versione maggio 2012.
- WIEGAND, 1998. Assessing the risk of extinction for the brown bear (*Ursus arctos*) in the Cordillera Cantabrica, Spain. *Ecol. Appl.*, **68**: 539-570.

Fauna e monitoraggio delle grandi opere: l'esperienza del Passante di Mestre

Paolo Turin^{1*}, Silvia Tioli¹, Marco Zanetti¹, Adele Lalli²

¹ BIOPROGRAMM s.c., Via Lisbona 28/A - 35127 Padova (PD)

² Libero professionista, Responsabile Ambientale dell'opera

* Referente per la corrispondenza: pturin@bioprogramm.it

Pervenuto il 17.5.2012; accettato il 16.3.2013

Riassunto

La realizzazione della infrastruttura viaria denominata Passante di Mestre è stata uno dei primi casi di applicazione di monitoraggio faunistico per il controllo dell'impatto dei cantieri delle grandi opere. Il progetto di monitoraggio ambientale è divenuto, infatti, parte integrante del progetto esecutivo dell'opera e si è articolato in 3 fasi: ante operam (2005), corso d'opera (2006-2008) e fase di esercizio (2009). Nelle aree di maggior valenza e di importanza faunistica interessate dal Passante di Mestre si è realizzato un controllo di dettaglio dei Vertebrati (pesci, anfibi, rettili, mammiferi, uccelli). La fase di ante operam si è configurata come uno strumento importante di conoscenza dello stato delle comunità faunistiche prima della realizzazione dell'intervento; ciò ha consentito di verificare i livelli di diversità e di abbondanza specifica nel rispetto degli obblighi di tutela e salvaguardia faunistica ambientale previsti dalle normative vigenti e di controllare le situazioni di degrado preesistenti. Nella fase di corso d'opera il monitoraggio faunistico ha assunto il ruolo di strumento di controllo della dinamica degli indicatori faunistici di riferimento in stretta relazione all'impatto del cantiere. Nella fase di esercizio si è infine verificata l'efficacia degli interventi di mitigazione per la salvaguardia delle specie faunistiche oggetto di tutela a livello comunitario. Il presente studio offre sia le informazioni di carattere generale, normativo e metodologico, riferibili alle problematiche di tutela della fauna nell'ambito dei progetti delle grandi opere, sia l'evoluzione nel tempo delle diverse comunità faunistiche che sono state oggetto di monitoraggio.

PAROLE CHIAVE: grandi opere / infrastrutture / monitoraggio ambientale / fauna

Monitoring of infrastructure impacts on fauna biodiversity: the case of "Passante di Mestre" (Italy, Venice)

The realization of "Passante di Mestre" motorway was one of the first cases of wildlife monitoring application for the control of large-scale infrastructure construction. The project of environmental monitoring has become an integral part of the executive plan and was divided into 3 phases: "before construction" (2005), "under construction" (2006-2008) and "after construction" (2009). In areas of greatest value and importance for wildlife crossed by construction sites of "Passante di Mestre" we carried out a detailed control of vertebrates (fishes, amphibians, reptiles, mammals, birds). The phase of "before construction" is configured as an instrument of knowledge of the faunal communities before the realization of the infrastructure, to check the levels of biodiversity and abundance with respect of environmental protection and wildlife preservation requested by European and National laws. During construction phase the wildlife monitoring took the role of instrument control of target population. During the "after construction" phase it was finally verified the effectiveness of mitigation measures to preserve the wildlife species under European Community protection. The present study provides both informations of general, legal and methodological aspects related to the protection of wildlife in the major infrastructure works, and the evolution over time of the different faunal communities which have been monitored.

KEY WORDS: major infrastructure works / environmental monitoring / wildlife

INTRODUZIONE

Le "Linee guida per il progetto di monitoraggio ambientale (PMA) delle opere di cui alla Legge Obiettivo (Legge 21.12.2001, n. 443)" predisposte dalla Com-

missione Speciale di Valutazione di Impatto Ambientale (Rev. 1 del 4 Settembre 2003) raccomandano che nella realizzazione di opere complesse venga garantita

«l'armonizzazione delle stesse con l'ambiente ed il territorio interessato, utilizzando tutte le soluzioni tecnico-progettuali, anche di notevole impegno, che rendano possibile il conseguimento di tale obiettivo» e che si faccia riferimento a «un sistema di monitoraggio ambientale, opportunamente esteso a tutte le componenti di interesse, che, attraverso la restituzione di dati continuamente aggiornati, fornisca indicazioni sui trend evolutivi e consenta la misura dello stato complessivo dell'ambiente e del verificarsi di eventuali impatti non previsti nella fase progettuale e di SIA».

La realizzazione del Passante di Mestre ha interessato un'ampia fascia del territorio compresa tra le province di Venezia e di Treviso ed è stato uno dei primi casi di applicazione di monitoraggio faunistico per il controllo dei cantieri delle grandi opere infrastrutturali. Il Progetto di Monitoraggio Ambientale (PMA) è divenuto infatti parte integrante del progetto esecutivo dell'opera e si è articolato in 3 fasi: ante operam (A.O. 2005), corso d'opera (C.O. 2006-2008) e post operam (P.O. 2009). Nelle aree di maggior valenza e di importanza faunistica interessate dai cantieri del Passante di Mestre si è realizzato un controllo di dettaglio dei Vertebrati (pesci, anfibi, rettili, mammiferi, uccelli).

In particolare gli obiettivi del presente studio sono stati i seguenti:

- individuare gli ambienti con più elevato valore faunistico che risultino anche quelli che potenzialmente ospitano specie di maggior interesse conservazionistico;
- caratterizzare la situazione ante-operam in relazione ai diversi habitat, con particolare attenzione per le aree più sensibili e vulnerabili alle azioni di progetto;
- verificare la corretta attuazione delle azioni di salvaguardia e protezione della fauna e degli ecosistemi, sia nelle aree direttamente interessate dai lavori che nelle zone limitrofe;
- controllare, nelle fasi di corso d'opera e di esercizio, l'evoluzione delle comunità faunistiche individuate nella fase ante-operam, al fine di evidenziare l'eventuale instaurarsi di patologie e di disturbi alla componente faunistica correlabili alle attività di costruzione e di predisporre i necessari interventi correttivi;
- limitare i danni agli habitat vegetali idonei ad ospitare le diverse specie faunistiche.

MATERIALI E METODI

Individuazione delle aree di interesse per la fauna terrestre

I monitoraggi della fauna terrestre sono stati condotti all'interno di aree campione, scelte in fase di A.O., che avessero come caratteristica l'elevato interesse faunistico-ambientale e, comunque, che fossero rappresentati-

ve del territorio di studio. L'analisi territoriale effettuata all'interno di un *buffer* di 1 km rispetto al tracciato del Passante di Mestre ha permesso l'individuazione di 11 principali macro-ambienti di interesse faunistico, mappati mediante GIS; ad ogni ambiente si sono poi associate tutte le specie di vertebrati terrestri e acquatici potenzialmente presenti. Per ogni specie è stato quindi valutato il grado di interesse conservazionistico mediante degli indicatori ricavabili dalla normativa (Direttive 92/43/CEE e 2009/147/CE, Liste Rosse regionali e provinciali). All'interno della fascia di indagine le aree di maggior valenza faunistica sono state rappresentate da 4 classi a diversa gradazione di colore a cui è stato assegnato un valore faunistico (1= scarso, 2= medio, 3= elevato, 4= molto elevato). In tabella I si riportano l'elenco delle aree di monitoraggio individuate e i gruppi faunistici oggetto d'indagine nel corso dei cinque anni di studio.

Monitoraggio della fauna ittica

Le indagini ittiche sono state esclusivamente di tipo conservativo e sono state eseguite mediante censimento diretto operato con elettrostorditore (*electrofishing*) sia di tipo a corrente continua pulsata (150-600 V, 0.3-6 A, 500-3500 W), che ad impulsi (0-100 i/s; 50 Kw). In funzione del tipo di corso d'acqua e della sua portata si sono effettuate due tipologie di campionamento: semi-quantitativo o quantitativo. L'indagine semi-quantitativa ha espresso i risultati in termini di indice di abbondanza (IA) secondo MOYLE e NICHOLS (1973) e di struttura di popolazione (TURIN *et al.*, 1999). Il monitoraggio di tipo quantitativo ha invece previsto l'espressione dei risultati anche in termini di densità di biomassa unitarie delle specie campionate. Le stazioni di monitoraggio sono state posizionate nei più significativi corpi idrici interferiti (Tab. II). Le campagne di rilevamento hanno avuto una cadenza annuale solo in fase di A.O. e semestrale (maggio-giugno, novembre-dicembre) nelle fasi successive: in A.O. si è effettuata una sola campagna su 16 corsi d'acqua, mentre nelle fasi di C.O. ed P.O. si sono effettuate 2 campagne all'anno su 11 corsi d'acqua.

Monitoraggio dell'erpetofauna

Il monitoraggio erpetologico ha riguardato 9 siti di particolare interesse naturalistico, prossimi alle aree direttamente interessate dall'infrastruttura viaria e alle aree cantieristiche ad essa funzionali (Tab. I). Si sono svolte 3 indagini annuali di 3 giorni ciascuna per monitorare eventuali variazioni nella composizione dell'erpetofauna e nell'abbondanza delle popolazioni di alcune specie di anfibi e rettili individuate come indicatori sulla base degli esiti della fase di A.O. In questo modo, lo sforzo di ricerca applicato è risultato comparabile tra le diverse aree e tra i diversi anni. Le sessioni sono

state distribuite tra fine marzo e la prima metà di settembre per ottimizzare la possibilità di rilevamento di Anfibi a riproduzione precoce, in particolare la rana di Lataste (*Rana latastei* Boulenger, 1879), e per poter rilevare alcune specie nella fase di attività precedente la diapausa invernale. Le visite sono state condotte durante le ore diurne in diverse condizioni meteorologiche, secondo il metodo del “visual census”, controllando i siti e gli ambienti di potenziale presenza delle

diverse specie durante l’attività riproduttiva, alimentare o di termoregolazione. Ad ogni contatto è stato inoltre stimato il numero di individui presenti e lo stadio di sviluppo (uovo, larva, neometamorfosato, adulto per gli anfibi; uovo, giovane, adulto per i rettili). Si specifica che il complesso ibridogenetico delle Rane verdi (*Pelophylax synkl. esculentus*, precedentemente indicato sotto il genere *Rana*) è stato considerato convenzionalmente come se corrispondesse ad un’unica

Tab. I. Aree di interesse faunistico dove sono state eseguite le indagini approfondite per le diverse componenti della fauna vertebrata terrestre.

N.	Nome Stazione	Comune	Località	A.O. 2005			C.O. 2006-2008, P.O. 2009		
				Rettili e Anfibi	Uccelli	Mammiferi	Rettili e Anfibi	Uccelli	Mammiferi
1	Cava di Roncoduro	Pianiga	Cazzago	X			X		
2	Siepi a Marano	Mirano	Cascina Fassina			X			X
3	Boschetto di Marano	Mirano	Cascina Fassina	X	X	X	X	X	
4	Laghetto a Perale	Mirano	Zona ind. Taglio	X	X		X	X	
5	Cave di Luneo	Spinea	Zigaraga	X	X	X	X	X	X
6	Siepi di via Zigaraga	Spinea–Martellago	Zigaraga	X	X		X	X	
7	Cave di Salzano	Salzano	Santurbi	X	X	X	X	X	X
8	Campagna di Cappella	Martellago–Scorzè	Cappella	X	X	X	X	X	X
9	Campagna a Zerman	Mogliano Veneto	Zerman			X			
10	Campagna Biasutti	Quarto d’Altino–Mogliano Veneto	Le Crete	X	X	X	X	X	
11	Rimboschimento a Bonisolo	Quarto d’Altino–Mogliano Veneto	Bonisolo	X			X		
Tot. aree di monitoraggio faunistico				9	7	7	9	7	4

Tab. II. Stazioni ittiche campionate dal 2005 al 2009.

N.	Corpi idrici	Comune	A.O. 2005	C.O. 2006-2008 P.O. 2009
1	Scolo Volpin	Mirano	X	X
2	Scolo Cognaro	Mirano	X	
3	Scolo Zezenigo	Mirano	X	
4	Scolo Lusore	Mirano	X	X
5	Taglio di Mirano	Mirano	X	X
6	Scolo Menegon	Mira–Spinea	X	
7	Scolo Parauro	Spinea	X	
8	Rio Cimetto	Spinea	X	X
9	Rio Roviego	Mogliano Veneto–Preganziol	X	X
10	F.Marzenego	Martellago	X	X
11	Rio Storto	Salzano–Martellago	X	X
12	Fiume Dese	Martellago	X	X
13	Piovega di Cappella	Martellago–Scorzè	X	
14	Fiume Zero	Mogliano Veneto	X	X
15	Rio Zermason	Mogliano Veneto–Preganziol	X	X
16	Scolo Serva	Mogliano Veneto–Casale sul Sile	X	X

specie. Per la tassonomia e la nomenclatura delle specie sono state seguite le *check-list* adottate nell'Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia (SINDACO *et al.*, 2006), nell'Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto (BONATO *et al.*, 2007) e nel volume dedicato agli anfibi della "Fauna d'Italia" (LANZA *et al.*, 2007).

Monitoraggio della teriofauna

All'interno delle aree a maggiore vocazionalità faunistica, si sono scelte 7 aree idonee al monitoraggio dei mammiferi e la ricerca in fase A.O. si è articolata nei seguenti punti.

- Cattura di insettivori e piccoli roditori con transetti di trappole a vivo a cattura multipla tipo Ugglan. In 6 aree a maggior rilevanza ambientale sono stati posizionati 6 transetti lineari; ogni transetto era composto da 25 trappole a distanza generalmente costante di 10 m. Il metodo di censimento utilizzato è stato quello di cattura-marcatura-ricattura (CMR): gli animali trappolati venivano identificati *in situ*, marcati mediante rasatura di una piccola e ben definita porzione di pelliccia (*fur clipping*), e successivamente liberati nelle vicinanze della trappola. Si sono effettuate 4 sessioni di cattura della durata di tre giorni (2 notti-trappola), con cadenza trimestrale, nel periodo aprile-novembre.
- Censimento indiretto di micromammiferi arboricoli tramite campionatori tipo "hair tube" che permettono la raccolta di alcuni peli senza arrecare alcun disturbo agli animali (SUCKLING, 1978; BRIGHT e MORRIS, 1989; CAPIZZI *et al.*, 2002). 15 *hair tubes* sono stati sistemati sui rami di alberi e cespugli ad un'altezza di 1-2 m da terra, a distanza variabile l'uno dall'altro tra 5 e 10 m, lungo transetti lineari posti in 4 aree di particolare valore faunistico. I controlli hanno avuto cadenza mensile da aprile a novembre. L'intento specifico è stato in particolare quello di rilevare la presenza del moscardino (*Muscardinus avellanarius* L.).
- Censimento di Carnivori, in particolare di Mustelidi, tramite metodo naturalistico e conteggio e raccolta di escrementi lungo percorsi fissi; questa tecnica permette una stima dell'abbondanza relativa (indice I.K.A., Indice Kilometrico di Abbondanza, CAVALLINI, 1994). I 4 transetti campione di lunghezza costante sono stati scelti tenendo conto della necessità di campionare la maggior varietà di ambienti presenti e sono stati percorsi 4 volte l'anno, da aprile a luglio. Le fatte (*scatters*) e gli altri segni di presenza di Carnivori sono stati fotografati; quando possibile, gli *scatters* sono stati identificati *in situ* in base a forma, dimensioni e odore, successivamente raccolti e conservati per un'ulteriore analisi in laboratorio.
- Analisi tricológica e analisi dei campioni raccolti in laboratorio: i campioni raccolti con *hair tubes* e quelli

rilevati dall'analisi delle fatte dei carnivori sono stati studiati in laboratorio al fine di giungere alla corretta determinazione della specie. Per quanto riguarda i carnivori, oltre alla determinazione del *marker* tricológico, è stato possibile riconoscere anche le eventuali prede.

L'attività di monitoraggio faunistico in C.O. e in P.O. è stata invece incentrata sullo studio di una specie indicatrice, individuata sulla base dei dati raccolti nella fase di monitoraggio A.O. e ritenuta di rilevante valore ecologico: il moscardino. I controlli hanno avuto cadenza mensile da aprile a novembre in tutti i 4 anni di studio, solo nelle 4 aree in cui è stata accertata la presenza della specie target in fase A.O. Per il confronto tra le diverse zone campione è stato preso in considerazione un indice di abbondanza (GENOVESI e BERTOLINO, 2001; BONIZZONI e TRALONGO, 2003).

Monitoraggio dell'ornitofauna

Per ognuna delle 7 aree di indagine ritenute significative per questo monitoraggio (Tab. I) sono state effettuate complessivamente otto campagne di rilevamento all'anno, di cui 4 nel periodo compreso fra la metà di dicembre e la metà di febbraio per gli uccelli svernanti e 4 nel periodo maggio-luglio per gli uccelli nidificanti. Le uscite sono state realizzate nelle prime ore del mattino, a partire dall'alba, senza considerare quindi le specie di abitudini notturne. In ogni area di monitoraggio sono stati effettuati da uno a tre campionamenti puntiformi, evitando per quanto possibile doppi conteggi (REYNOLDS *et al.*, 1980; BIBBY *et al.*, 2000). La durata del rilevamento in ogni punto è stata fissata in 8 minuti, poiché è stato dimostrato che in questo lasso di tempo viene registrato circa il 70% degli uccelli presenti (MASSA *et al.*, 1987), mentre una maggior durata del tempo di campionamento comporta il rischio di contare più volte gli stessi individui (BIBBY *et al.*, 2000). La distanza minima fra due campionamenti puntiformi è stata di circa 150 m, sempre allo scopo di evitare doppi conteggi (BIBBY *et al.*, 2000). Per ogni punto di campionamento è stata fissata un'area circolare, attorno al punto stesso, di raggio 100 m, e per ogni osservazione si è registrato se l'individuo contattato era all'interno o all'esterno di quest'area (HUTTO *et al.*, 1986). Tenendo conto della distanza di ogni individuo avvistato rispetto all'osservatore è possibile ottenere informazioni sulla densità relativa delle singole specie, e quindi sui cambiamenti nell'abbondanza osservata, in ambienti o in tempi differenti (FERRY e FROCHOT, 1958; BLONDEL *et al.*, 1981). Allo stesso tempo i dati raccolti con i campionamenti puntiformi sono stati utilizzati per descrivere e confrontare le comunità ornitiche nidificanti e svernanti, mediante l'applicazione di specifici indici (FARINA, 1987):

1. ricchezza (S), intesa come numero di specie contattate,
2. indice di diversità di Shannon e Wiener (KREBS, 1999),
3. dominanza, ricavata dall'abbondanza relativa (p_i), ossia il rapporto tra il numero di individui di ciascuna specie e il numero totale di individui dell'intera comunità (TURCEK, 1956; OELKE, 1980),
4. equiripartizione (J), per studiare la distribuzione degli individui tra le specie (indice di PIELOU, 1966),
5. rapporto tra il numero di specie di non Passeriformi e di Passeriformi. L'attribuzione delle specie o degli individui al relativo gruppo tassonomico consente di caratterizzare una comunità secondo il modello di ODUM (1969), potendo così inserire in molti casi l'ambiente studiato all'interno di uno specifico stadio successionale (FARINA, 1987).

È stata infine utilizzata una metodologia per attribuire un "valore" alle specie ornitiche (BRICHETTI e GARIBOLDI, 1992, 1994) allo scopo di salvaguardare le specie minacciate o rare e di conseguenza di individuare, in base alla presenza di queste, le aree particolarmente meritevoli di conservazione e valorizzazione. Per la definizione del "valore" di ogni specie è stato utilizzato un algoritmo del tipo $V_s = \sum(K_i \cdot E_i)$

(dove V_s = "valore" della specie i-esima, $\sum K_i$ = somma del valore intrinseco, del livello di vulnerabilità e del valore antropico, E_i = costante di correzione specifica per ogni singolo parametro)

accorparendo 15 differenti parametri, alcuni dei quali ottenuti dalla combinazione di ulteriori sottoparametri, in tre categorie principali: valore intrinseco, livello di vulnerabilità e valore antropico. I singoli parametri sono stati costruiti attraverso uno specifico punteggio e successivamente "pesati" tra di loro con un confronto a coppie di matrice, secondo un parziale adattamento a quanto proposto dall'*Habitat Evaluation Procedure* americano per gli studi di impatto ambientale. Nella definizione dei punteggi i singoli parametri sono stati valutati in modo differente, attribuendo "valori" più elevati a quelli ecobiologici e al livello di vulnerabilità, rispetto a quelli antropici (BRICHETTI e GARIBOLDI, 1997).

RISULTATI

Questo studio ha evidenziato una ricchezza faunistica molto elevata in quasi tutte le aree di studio, anche con presenza di specie rare. Sono state censite nel complesso 30 specie ittiche, 8 specie di anfibi, 8 specie di rettili, 16 specie di mammiferi, 72 specie di uccelli nidificanti e 62 specie di uccelli svernanti.

Tra le 16 specie ittiche autoctone, 3 sono inserite in Allegato II della Direttiva 92/43/CEE (Direttiva Habitat): barbo comune (*Barbus plebejus* Bonaparte, 1839), cobite comune (*Cobitis taenia* Canestrini, 1865), cobite mascherato (*Sabanejewia larvata* De Filippi, 1859)

ma molte delle specie autoctone rilevate sono segnalate nella Lista Rossa regionale (TURIN *et al.*, 2007) con diversi gradi di protezione; in particolare 3 specie sono considerate "vulnerabili": luccio (*Esox lucius* Linnaeus, 1758), panzarolo (*Knipowitschia punctatissima* Canestrini, 1864) e spinarello (*Gasterosteus aculeatus* Linnaeus, 1758); sono invece 8 le specie "quasi minacciate": anguilla (*Anguilla anguilla* Linnaeus, 1758), barbo comune, cobite comune, cobite mascherato, ghiozzo padano (*Padogobius martensii* Günther, 1861), gobione (*Gobio gobio* Linnaeus, 1758), tinca (*Tinca tinca* Linnaeus, 1758) e triotto (*Rutilus erythrophthalmus* Zerunian, 1982). Nel complesso non si sono registrate variazioni della biomassa media annuale tali da evidenziare significative alterazioni della comunità ittica riconducibili alle varie fasi di cantiere. Considerando il numero totale di specie censite nelle campagne dal 2005 al 2008 in tutte le stazioni di monitoraggio, le stazioni con una comunità ittica maggiormente diversificata si sono rivelate lo scolo Volpin, lo scolo Lusore, il rio Zermanson, il Taglio di Mirano e il fiume Dese. Tutti i corsi d'acqua monitorati sono infine interessati da introduzioni di specie alloctone, alcune delle quali molto competitive, che in molti casi si sono instaurate con popolazioni ben strutturate tanto da modificare il popolamento ittico originario. Fra gli alloctoni censiti ci sono il persico sole (*Lepomis gibbosus* Linnaeus, 1758), il persico trota (*Micropterus salmoides* Lacépède, 1802), il pesce gatto (*Ictalurus melas* Rafinesque, 1820), la gambusia (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859), il siluro (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758), il carassio dorato (*Carassius auratus* Linnaeus, 1758), l'abramide (*Abramis brama* Linnaeus, 1758), la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva* Tem. e Sch., 1842) e il rodeo amaro (*Rhodeus sericeus* Pallas, 1776).

Tra gli anfibi sono state censite 8 specie, 2 delle quali inserite in Allegato II e IV della Direttiva 92/43/CEE: tritone crestato italiano (*Triturus carnifex* Laurenti, 1768) e rana di Lataste; 2 specie sono inserite in Allegato IV della medesima Direttiva: rospo smeraldino (*Bufo viridis* Laurenti, 1768) e rana dalmatina (*Rana dalmatina* Bonaparte, 1838). Tutte le specie di anfibi rilevate sono inserite in Lista rossa regionale e per lo più ritenute "vulnerabili", come il tritone punteggiato (*Lissotriton vulgaris* Linnaeus, 1758), il tritone crestato italiano, il rospo comune (*Bufo bufo* Linnaeus, 1758), la rana dalmatina e la rana di Lataste. La specie target dei monitoraggi di C.O. e P.O. è stata la rana di Lataste, la cui presenza era già stata segnalata in una frangente significativa delle aree individuate. Le indagini condotte hanno accertato la presenza della rana di Lataste in cinque siti in A.O. 2005 mentre nel periodo 2006-2009 è stata registrata la persistenza di popolazioni riproduttive solo in tre siti (Cave di Luneo, Cave

di Salzano e Campagna di Cappella).

Nel Boschetto di Marano la rana di Lataste è stata rilevata solo nei primi due anni, senza comunque che ne sia stata accertata la riproduzione; il sito ha mantenuto negli anni condizioni ambientali idonee alla sopravvivenza della specie, ma appare oggi notevolmente isolato da altre aree adatte al popolamento della specie e la sua estensione è molto limitata. Presso le Siepi di Via Zigaraga la rana di Lataste è stata rilevata solo in A.O.; l'area è stata infatti interessata a partire dal 2006 da interventi consistenti (eliminazione di siepi, sagomatura dei fossati, preparazione e costruzione dell'autostrada) in seguito ai quali parte dell'area è divenuta inadatta alla specie (Fig. 1).

Fra i rettili sono state 8 le specie rilevate di cui una sola risulta alloctona: la testuggine palustre dalle orecchie rosse (*Trachemys scripta* Schoepff, 1792). Tra gli autoctoni, la testuggine palustre europea (*Emys orbicularis* Linnaeus, 1758) è inserita in Allegato II e IV della Direttiva 92/43/CEE mentre altre 4 specie sono inserite in Allegato IV della medesima Direttiva: lucertola muraiola (*Podarcis muralis* Laurenti, 1768), ramarro occidentale (*Lacerta bilineata* Daudin, 1802), biacco (*Hierophis viridiflavus* Lacépède, 1789) e natrice tassellata (*Natrix tessellata* Laurenti, 1768). Considerando le specie rinvenute in A.O., si è optato per l'individuazione del ramarro come specie target dei monitoraggi di C.O. e P.O., in quanto si tratta della specie maggiormente presente nel territorio attraversato dall'infrastruttura. L'andamento demografico del ramarro si è mantenuto pressoché costante nei vari siti e nei diversi anni di monitoraggio ad eccezione del 2007 nelle Cave di Salzano dove è stato registrato un valore insolitamente alto dell'indice di abbondanza (Fig. 2). Gli interventi operati da parte dell'ente gestore per la creazione di un bacino di fitodepurazione nella parte orientale dell'area delle Cave sembrano infatti aver favorito, almeno a breve termine, l'espansione del ramarro.

Le specie di mammiferi individuate in fase di A.O. sono stati 16 di cui 13 appartenenti alla microteriofauna e 3 alla mesoteriofauna: donnola (*Mustela nivalis* Linnaeus, 1766), faina (*Martes foina* Erxleben, 1777), volpe (*Vulpes vulpes* Linnaeus, 1758). Tra i micro-mammiferi, 5 sono Insettivori: toporagno della Selva di Arvonchi (*Sorex arunchi* Lapini e Testone, 1998), crocidura minore (*Crocidura suaveolens* Pallas, 1811), crocidura dal ventre bianco (*Crocidura leucodon* Hermann, 1780), riccio occidentale (*Erinaceus europaeus* Linnaeus, 1758), talpa europea (*Talpa europaea* Linnaeus, 1758) e 8 sono Roditori: arvicola di Savi (*Microtus savii* De Selys Longchamps, 1838), topolino domestico (*Mus domesticus* Rutt, 1772), topo selvatico (*Apodemus sylvaticus* Linnaeus, 1758), ratto nero (*Rattus rattus* Linnaeus, 1758), surmolotto (*Rattus*

norvegicus Berkenhout, 1769), nutria (*Myocastor coypus* Molina, 1782) (specie alloctona), moscardino, ghiro (*Myoxus glis* Linnaeus, 1766).

Il moscardino risulta fra questi sicuramente il più minacciato ed il più sensibile alle variazioni ambientali, dal momento che difficilmente riesce ad adattarsi e a colonizzare nuovi ambienti; questo gliride è stato infatti considerato "vulnerabile" sia nella checklist dei mammiferi d'Italia (AMORI *et al.*, 1999) sia in Lista rossa regionale (BON e PAOLUCCI, 2003) ed è specie di interesse a livello comunitario inserita nelle liste di cui alla Direttiva 92/43/CEE (Allegato IV) e nella Convenzione di Berna. Le indagini condotte in fase di C.O. ed P.O. si sono quindi concentrate su questa specie target con lo scopo di accertare le eventuali condizioni di stress indotte dai lavori di cantiere sulle 4 aree di studio dove la sua presenza risultava certa e confermata: Siepi di Marano, Cave di Luneo, Cave di Salzano e Campagna di Cappella. Dal confronto dei dati di monitoraggio C.O. e P.O. (Fig. 3), si nota una diminuzione dell'indice di abbondanza del moscardino nell'area Siepi di Marano (I.A.₂₀₀₅ = 34,69; I.A.₂₀₀₉ = 3,57), nella quale da agosto 2005 si sono susseguiti vari lavori di movimentazione terra. Un graduale aumento dell'indice di abbondanza del moscardino si è invece registrato per le aree Cave di Luneo e Campagna di Cappella, aree ad elevato grado di biodiversità vegetale dove l'ordinaria manutenzione della siepe ha comportato delle lievi modifiche vegetazionali che non hanno influenzato l'attività del gliride.

Il progetto costruttivo del Passante ha subito una variante di tracciato in corrispondenza delle Cave di Salzano, tesa a minimizzare l'impatto ambientale; nel 2006 sono tuttavia iniziati dei lavori di modifica dei luoghi ad opera del locale Consorzio di Bonifica, a seguito dei quali si è reso necessario lo spostamento del transetto di monitoraggio. Nell'area si è registrata una lieve diminuzione, probabilmente dovuta al disturbo antropico, ma i valori dell'indice di abbondanza hanno registrato comunque nel 2006 la presenza più alta del gliride rispetto alle altre aree oggetto di studio (I.A.₂₀₀₆ = 55,6); nel proseguo del monitoraggio la tipologia boschiva si è poi mantenuta idonea alla sopravvivenza e alla riproduzione di una popolazione stabile di moscardino.

Per quanto riguarda gli uccelli sono state rilevate 72 specie durante il periodo riproduttivo (9 delle quali presenti esclusivamente come migratrici nel territorio veneziano, secondo Bon *et al.*, 2000) e 62 specie nella fase di svernamento. Tra tutte le specie censite, 28 sono considerate di particolare interesse conservazionistico (Tab. III): 11 sono inserite in Allegato I della Direttiva 2009/147/CE, 9 sono incluse nella Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (LIPU e WWF, 1999), 8

sono definite “particolarmente protetta” (P.P.) secondo la L.157/92, 15 sono inserite nelle categorie 2 e 3 delle Specie Europee di Uccelli di Interesse Conservazionistico (SPEC) (TUCKER e HEATH, 1994) e infine quasi tutte sono meritevoli di attenzione riguardo al loro stato di conservazione su scala provinciale (BON *et al.*, 2000).

Si possono riassumere, a livello inferenziale, le se-

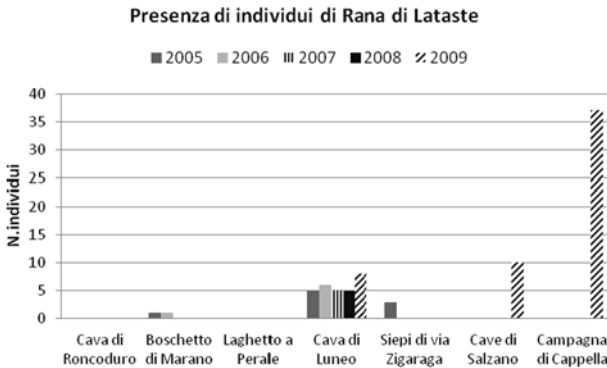


Fig. 1. Numero di individui di *Rana latastei* presenti nei 5 anni di studio nei transetti d'indagine.

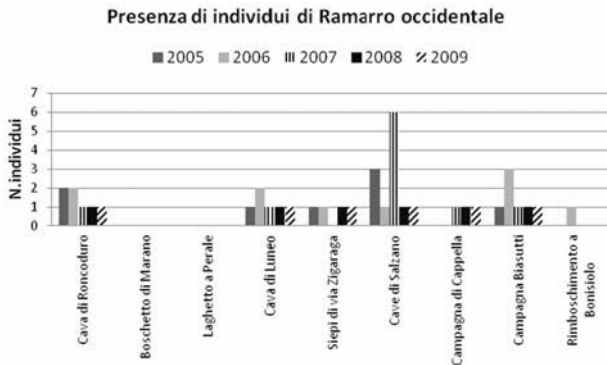


Fig. 2. Numero di individui di *Lacerta bilineata* presenti nei 5 anni di studio nei transetti d'indagine.

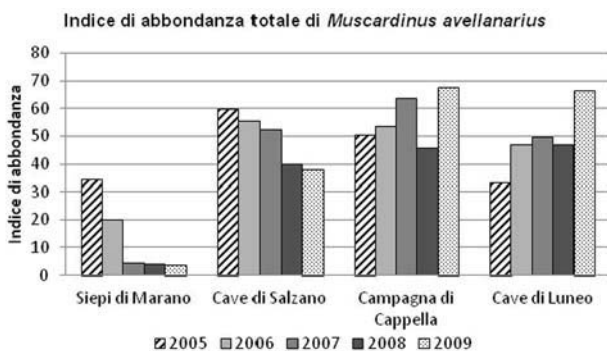


Fig. 3. Confronto dell'indice di abbondanza totale di *Muscardinus avellanarius* registrato nel corso di 5 anni nei quattro transetti oggetto di studio.

guenti tendenze per il valore mediano annuale degli indici ecologici di maggior interesse.

Ricchezza (S). Non si è verificata una differenza statisticamente significativa, da un anno all'altro, tra i valori mediani di ricchezza specifica relativi alle stagioni invernali di monitoraggio (Friedman ANOVA test, $n = 7$, g.l.= 2; $P = 0,607$) e relativi alle stagioni di monitoraggio primaverili-estive (Friedman ANOVA test, $n = 6$, g.l.= 3; $P = 0,133$).

Diversità (Hs). Non si è verificata una differenza statisticamente significativa, da un anno all'altro, tra i valori mediani dell'indice di diversità relativi alle stagioni invernali di monitoraggio (Friedman ANOVA test, $n = 7$, g.l.= 2; $P = 0,066$) mentre vi è una differenza statisticamente significativa, da un anno all'altro, tra i valori mediani dell'indice di diversità relativi alle stagioni di monitoraggio primaverili-estive (Friedman ANOVA test, $n = 6$, g.l.= 3; $P = 0,012$); in particolare il valore della diversità mediana di tutti i siti considerati nel 2006 è significativamente superiore rispetto ai valori mediani degli altri anni (Wilcoxon test, $Z = -2,201$; $P = 0,028$ per i tre confronti).

Equiripartizione (J). Vi è stata differenza statisticamente significativa, da un anno all'altro, tra i valori mediani dell'indice di diversità relativi alle stagioni invernali di monitoraggio (Friedman ANOVA test, $n = 6$, g.l.= 2; $P = 0,011$); in particolare si è registrato un aumento statisticamente significativo della equiripartizione mediana di tutti i siti fra gli inverni 2005/06 e 2006/07 (da 1,43 a 3,00; Wilcoxon test, $Z = -2,366$; $P = 0,018$), seguito da una diminuzione statisticamente significativa fra le stagioni di svernamento 2006/07 e 2007/08 (da 3,00 a 1,57; Wilcoxon test, $Z = -2,366$; $P = 0,018$). Non si evidenzia invece alcuna differenza statisticamente significativa, da un anno all'altro, tra i valori mediani dell'indice di equiripartizione relativi alle stagioni di monitoraggio primaverili-estive (Friedman ANOVA test, $n = 6$, g.l.= 3; $P = 0,149$).

DISCUSSIONE

Nel corso dell'attuazione di questo PMA è stato possibile verificare come la maggior parte delle aree considerate abbia mantenuto comunità faunistiche sostanzialmente invariate rispetto alle condizioni “ante operam”. Anche le popolazioni delle specie più sensibili, identificate come specie target degli studi di C.O. ed P.O., sembrano essersi mantenute inalterate o stabili in gran parte dei siti, direttamente o indirettamente interessati da attività cantieristiche. Alcuni decrementi numerici riscontrati in talune popolazioni censite sono imputabili a diversi fattori contingenti come, ad esempio, eventi meteorologici di particolare intensità (abbondanti piogge) che possono indurre alcune specie a un periodo di estivazione e/o a un rallentamento della

fase di attività, o un'effettiva variazione della capacità riproduttiva delle popolazioni faunistiche o variazioni di disponibilità di risorse trofiche (NEWTON, 2008).

I disturbi proporzionalmente maggiori alla fauna vertebrata sono stati rilevati, nella maggior parte dei casi, durante le prime fasi di cantierizzazione, in generale quando si interviene con la rimozione della vegetazione. Solo in due aree di studio si sono documentati

disturbi significativi legati alla realizzazione dell'infrastruttura autostradale vera e propria che ha comportato modificazioni ambientali tali da contrarre effettivamente l'habitat disponibile per 2 specie target di studio: rana di Lataste e moscardino.

Le aree modificate sono infatti divenute, in questi casi, inadatte alle specie target mancando sia siti acquatici disponibili per la riproduzione e lo sviluppo

Tab. III. Specie di particolare interesse conservazionistico rilevate nelle aree oggetto d'indagine. Nella parte inferiore della tabella sono riportate le specie che in periodo riproduttivo, con certezza, utilizzano le aree campionate solo per l'attività trofica e non per l'ubicazione del nido.

Nome comune	Nome scientifico	Periodo	Lista Rossa nidificanti Italia	Direttiva 2009/147/CE	L. 157/92	SPEC	Atlante nidificanti Prov. VE
Albanella reale	<i>Circus cyaneus</i>	sve		All.1	P.P.	3	
Averla piccola	<i>Lanius collurio</i>	nid		All. 1		3	*
Canapino comune	<i>Hippolais polyglotta</i>	nid					*
Cappellaccia	<i>Galerida cristata</i>	nid, sve				3	*
Corriere piccolo	<i>Charadrius dubius</i>	nid	LR				*
Gheppio	<i>Falco tinnunculus</i>	nid, sve			P.P.	3	*
Martin pescatore	<i>Alcedo atthis</i>	nid, sve	LR	All. 1		3	*
Passera mattugia	<i>Passer montanus</i>	sve				3	
Pendolino	<i>Remiz pendulinus</i>	nid					*
Picchio rosso maggiore	<i>Dendrocopos major</i>	nid, sve			P.P.		
Picchio verde	<i>Picus viridis</i>	nid, sve	LR		P.P.	2	*
Pigliamosche	<i>Muscicapa striata</i>	nid				3	*
Poiana	<i>Buteo buteo</i>	sve			P.P.		
Porciglione	<i>Rallus aquaticus</i>	nid					*
Saltimpalo	<i>Saxicola rubicola</i>	nid				3	
Sparviere	<i>Accipiter nisus</i>	sve			P.P.		
Tarabusino	<i>Ixobrychus minutus</i>	nid	LR	All. 1		3	*
Tarabuso	<i>Botaurus stellaris</i>	sve	EN	All.1		3	
Torcicollo	<i>Jynx torquilla</i>	nid			P.P.	3	*
Tortora selvatica	<i>Streptopelia turtur</i>	nid				3	*
Tuffetto	<i>Tachybaptus ruficollis</i>	nid					*
Airone bianco maggiore	<i>Ardea alba</i>		non valutata; recente colonizzaz.	All. 1			*
Airone cenerino	<i>Ardea cinerea</i>	nid, sve	LR				*
Airone guardabuoi	<i>Bubulcus ibis</i>	nid, sve	VU	All. 1			*
Airone rosso	<i>Ardea purpurea</i>	nid	LR	All. 1		3	*
Falco di palude	<i>Circus aeruginosus</i>	nid	EN	All. 1	P.P.		*
Garzetta	<i>Egretta garzetta</i>	nid, sve		All. 1			*
Nitticora	<i>Nycticorax nycticorax</i>	nid		All. 1		3	*

LEGENDA: nid = specie rilevata nel periodo riproduttivo, sve = specie rilevate nel periodo di svernamento; nid, sve = specie rilevate in entrambi i periodi; L.R. = specie a minor rischio (Lower Risk), EN = specie in pericolo (ENdangered), VU = specie vulnerabile (VUlnerable), secondo la Lista Rossa degli uccelli nidificanti in Italia (LIPU e WWF, 1999); P.P. = specie Particolarmente Protetta secondo la L.157/92; SPEC: 1-3 = categorie SPEC riferite a popolazioni nidificanti, secondo BIRD LIFE INTERNATIONAL (2004); * = specie meritevoli di attenzione riguardo al loro stato di conservazione su scala territoriale provinciale secondo BON *et al.* (2000).

larvale degli anfibii sia zone coperte da vegetazione arboreo-arbustiva necessarie all'attività alimentare e al rifugio del gliride.

Il taglio per esigenze di cantiere di una siepe di circa 100 m, importante elemento della rete ecologica posta in uno dei 2 siti interessati, ha evidenziato, rispetto alla fase di A.O. che solo le specie di micromammiferi con maggiore capacità di adattamento (*Rattus* sp., *Apodemus* sp., *Mus domesticus*) sono sopravvissute all'elevato cambiamento vegetazionale. La specie target del monitoraggio teriologico, il moscardino, ha invece denotato modifiche della densità di popolazione in quanto si tratta di un animale che ha bassa capacità di dispersione e di ricolonizzazione e che mostra una diffidenza ad attraversare vuoti nella copertura del sottobosco o siepi interpoderali interrotte per alcuni metri. Il progressivo e costante decremento dell'indice di abbondanza verificatosi in questa area di studio conferma quanto osservato anche in altri studi condotti in Inghilterra con animali seguiti mediante radiocollare in cui il 55% delle volte si è visto il moscardino attraversare vuoti di 1 m, il 6% delle volte vuoti di 3 m, ma non si è mai osservato percorrere vuoti maggiori di 6 m (BRIGHT, 1998).

Per quanto riguarda invece la fauna ornitica non sono emerse variazioni sito-specifiche significative con riferimento ai principali indici ecologici considerati, pur in presenza di fluttuazioni numeriche annuali delle specie di uccelli nidificanti e svernanti nei vari siti. La nidificazione e lo svernamento rappresentano infatti due fasi molto importanti del ciclo annuale in cui la maggior parte degli uccelli svolge le proprie attività vitali per un periodo relativamente esteso in uno spazio abbastanza limitato e soprattutto in un contesto ambientale definito. Il legame particolarmente stretto con un determinato territorio infatti rende particolarmente vulnerabili in questi periodi le diverse specie di uccelli nei confronti di cambiamenti ambientali di diversa natura. L'individuazione delle aree a maggior "valore" ornitologico ha infine permesso di salvaguardare le specie minacciate o rare; in alcuni casi, come ad esempio le Cave di Salzano, il "valore" ornitologico è aumentato dal 2005 al 2009, in relazione all'aumento della ricchezza specifica con l'avvistamento di specie nuove ad elevata valenza conservazionistica.

CONCLUSIONI

Nel contesto ambientale in cui si è operato il monitoraggio, la polverizzazione degli insediamenti e l'infiltrarsi della rete delle infrastrutture ha ridotto e frammentato nel corso degli ultimi decenni gli habitat trofici e riproduttivi di molte entità faunistiche.

I monitoraggi faunistici si sono quindi inseriti nel progetto e nell'esecuzione del Passante con un pro-

gramma preciso, in funzione delle diverse fasi costruttive del cantiere; questo ha garantito la necessaria attenzione alle problematiche ambientali e, soprattutto, ha consentito, grazie ad una costante attività di interfaccia con il Responsabile Ambientale dell'opera, di intervenire in modo diretto e veloce mediante l'adozione di una serie di misure precauzionali in fase di cantiere, molto spesso di piccola entità o modesta ricaduta pratica ma di grande importanza ai fini della tutela faunistica.

Il monitoraggio ambientale ha inoltre permesso di validare l'importanza di uno studio mirato su specie target e di confermare il valore di queste come bioindicatori. In questo contesto sono state individuate 3 specie target che hanno dato importanti riscontri in termini di risultati ottenuti: la rana di Lataste per gli ambienti acquatici stagnanti e quindi per le comunità di anfibii associate ad essa, il ramarro occidentale per gli ambienti asciutti e arbustivi e quindi per le comunità di rettili associate e il moscardino per i mammiferi con bassa capacità di dispersione o più sensibili alle variazioni climatiche che richiedono per sopravvivere un elevato grado di biodiversità vegetale. Nel corso dei 5 anni di monitoraggio si è rilevato che la fauna si è adattata alle modifiche indotte dall'inserimento dell'infrastruttura nel territorio interessato, mantenendo comunità sostanzialmente invariate rispetto alle condizioni di A.O., con la sola eccezione di 2 casi specifici legati alla particolare ecologia di alcune specie particolarmente sensibili alle modifiche del corridoio ecologico.

Infine, il monitoraggio ambientale ha permesso di seguire e controllare anche una serie di altri interventi sul territorio non legati alla realizzazione dell'infrastruttura autostradale ma comunque operati da altri Enti territoriali all'interno del buffer di indagine. Ad esempio si sono potuti monitorare in modo ampio anche i cosiddetti interventi di ordinaria "manutenzione idraulica" dei corsi d'acqua minori che si sono rivelati una minaccia non solo per la fauna ittica, considerata un buon indicatore dello stato ecologico di un corso d'acqua, ma, in generale, per la diversità ambientale a svantaggio delle diverse comunità biotiche; questi interventi hanno determinato una contrazione dell'habitat disponibile per molte specie animali che, in contesti fortemente antropizzati come quello della pianura padana, possono trovare solo lungo i corsi d'acqua delle aree relitte di naturalità.

Ringraziamenti

Si ringraziano il Dott. Simone Tenan e il Dott. Lucio Bonato per la raccolta e la elaborazione, rispettivamente, dei dati ornitologici ed erpetologici ed i signori Paolo Paolucci e Massimo Semenzato per i preziosi consigli e le segnalazioni forniteci nel corso di questo studio.

BIBLIOGRAFIA

- AMORI G., ANGELICI F.M., BOITANI L., 1999. Mammals of Italy: a revised checklist of species and subspecies (Mammalia). *Senckenbergiana biologica*, **79** (2): 271-286.
- BIBBY C.J., BURGESS N., HILL D., 2000. *Bird Census Techniques*. 2nd ed. Academic Press, London, 277 pp.
- BIRDLIFE INTERNATIONAL, 2004. *Birds in Europe: population estimates, trends and conservation status*. BirdLife International (BirdLife Conservation Series No. 12), Cambridge, U.K.
- BLONDEL J., FERRY C., FROCHOT B., 1981. Point Counts with Unlimited distance. In: Estimating Numbers of terrestrial birds. *Studies in Avian Ecology*, **6**: 414-420.
- BON M., CHERUBINI G., SEMENZATO M., STIVAL E., (eds.), 2000. *Atlante degli uccelli nidificanti in provincia di Venezia*. SGE, Padova, 160 pp.
- BON M., PAOLUCCI P., 2003. Check list e Lista rossa dei mammiferi del Veneto. *Natura Vicentina*, **7**: 27-37.
- BONATO L., FRACASSO G., POLLO R., RICHARD J., SEMENZATO M. (eds.), 2007. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili del Veneto*. Associazione Faunisti Veneti, Nuovadimensione Ed., 240 pp.
- BONIZZONI A., TRALONGO S., 2003. Lo scoiattolo *Sciurus vulgaris* nel Parco Fluviale regionale dello Stirone (Emilia Romagna). In: Atti IV Congr. It. Teriologia "Ricerca scientifica e conservazione dei Mammiferi in Italia". Riccione, 6-8 Novembre 2003. *Hystrix - Italian Journal of Mammalogy* (n.s.) supp.: pag. 112-113.
- BRICHETTI P., GARIBOLDI A. (eds.), 1997. *Manuale pratico di Ornitologia*. Edagricole, Bologna, 362 pp.
- BRICHETTI P., GARIBOLDI A., 1992. Un "valore" per le specie ornitiche nidificanti in Italia. *Rivista Italiana di Ornitologia*, **62**: 73-87.
- BRICHETTI P., GARIBOLDI A., 1994. *A method for defining the Value of Breeding Birds*. Atti 6° Convegno Italiano di Ornitologia. Mus. reg. Sci. nat. Torino: 277-283.
- BRIGHT P., MORRIS P.A. 1989. *A Practical Guide to Dormouse Conservation*. Mammal Society, n. 11, 31 pp.
- BRIGHT P.W., 1998. Behaviour of specialist species in habitat corridors: arboreal dormice avoid corridor gaps. *Animal behaviour*, **56**: 1485-1490.
- CAPIZZI D., BATTISTINI M., AMORI G. 2002. Analysis of the hazel dormouse *Muscardinus avellanarius*, distribution in a Mediterranean fragmented woodland. *Italian Journal of Zoology*, **69**: 25-31.
- CAVALLINI P., 1994. Faeces count as an index of fox abundance. *Acta Theriologica*, **39** (4): 417-424.
- FARINA A., 1987. I parametri utilizzati nello studio della struttura delle comunità ornitiche. *Boll. St. Nat. Lunigiana*, Vol. **IV**: 61-68.
- FERRY C., FROCHOT B., 1958. Une méthode pour dénombrer les oiseaux nicheurs. *Terre et Vie*, **12**: 85-102.
- GENOVESI P., BERTOLINO S., 2001. *Linee guida per il controllo dello Scoiattolo grigio (Sciurus carolinensis) in Italia*. Quaderni di Conservazione della Natura, n. 4. Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica. 52 pp.
- HUTTO R.L., PLETSCHET S.M., HENDRICKS P., 1986. A fixed-radius point count method for non breeding and breeding-season use. *The Auk*, **103**: 593-602.
- KREBS C.J., 1999. *Ecological methodology*. Menlo Park, Addison-Wesley Educational Publishers, Inc., 620 pp.
- LANZA B., ANDREONE F., BOLOGNA M.A., CORTI C., RAZZETTI E., 2007. *Fauna d'Italia. XLII. Amphibia*. Calderini, Bologna, XI + 537 pp.
- LIPU, WWF, 1999. Lista rossa degli uccelli nidificanti in Italia (1988-1997). In: Brichetti P., Gariboldi A. (eds). *Manuale pratico di Ornitologia – Vol. 2*. Edagricole, Bologna: 67-121.
- MASSA R., FEDRIGO A., FORNASARI L., CARABELLA M., SCHUBERT M., 1987. Forest bird communities in the Po valley. *Acta Oecologica*, **8**: 169-175.
- MOYLE P.B., NICHOLS R.D., 1973. Ecology of some native and introduced fishes of the Sierra Nevada Foothill in Central California. *Copeia*, **3**: 478-490.
- NEWTON I., 2008. *The migration ecology of birds*. Academic Press, London, 984 pp.
- ODUM E.P., 1969. The strategy of ecosystem development. *Science*, **164**: 262-270.
- OELKE H., 1980. The bird structure of the Central European spruce forest biome as regarded from breeding bird censuses. In: Oelke H. (ed.). *Bird census work and nature conservation*. Universität Göttingen: 201-209.
- PIELOU E.C., 1966. The measurement of diversity in different types of biological collections. *Journal of Theoretical Biology*, **13**: 121-144.
- REYNOLDS R.T., SCOTT J.M., NUSSBAUM R.A., 1980. A variable circular plot method for estimating bird numbers. *Condor*, **82**: 309-313.
- SINDACO R., DORIA G., RAZZETTI E., BERNINI F. (eds.), 2006. *Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia / Atlas of Italian Amphibians and Reptiles*. Societas Herpetologica Italica, Edizioni Polistampa, Firenze, 792 pp.
- SUCKLING G.C., 1978. A hair sampling tube for the detection of small mammals in trees. *Australian Wildlife Research*, **5**: 249-252.
- TUCKER G. M., HEATH M. F., 1994. *Birds in Europe: their conservation status*. BirdLife International, BirdLife Conservation Series no. 3, Cambridge.
- TURCEK F.J., 1956. Zur frage der dominanze in Vogelpopulationen. *Waldhygiene*, **8**: 249-257.
- TURIN P., MAIO G., ZANETTI M., BILÒ M.F., ROSSI V., SALVIATI S., 1999. *Carta Ittica della Provincia di Rovigo*. Amministrazione Provinciale di Padova, 400 pp. + all.
- TURIN P., SEMENZATO M., PAOLUCCI P., 2007. Lista rossa dei pesci d'acqua dolce del Veneto. In: Atti 5° Convegno Faunisti Veneti, Legnaro (PD), 12-13 maggio 2007. *Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia*, suppl. al vol. 61: 67-78.

La popolazione di *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) nella Riserva Naturale “Cascate del Verde” (Borrello, CH): confronto tra diversi metodi di campionamento e di stima della popolazione - primi risultati

Giovanna Lanciani¹, Federica Piccoli^{1,2}, Nicola Celli¹, Roberto Calabrese¹, Giuseppe Di Renzo¹, Biagio Salvatore¹, Marzia Marrone¹, Tommaso Pagliani¹

1 Centro di Scienze Ambientali. Consorzio Mario Negri Sud. Via Nazionale, 8/A - 66030 S. Maria Imbaro (CH); * lanciani@negrisud.it;

2 Dipartimento di Scienze Ambientali. Università degli Studi dell'Aquila. Via Vetoio snc - 67100 L'Aquila;

Riassunto

Il progetto CRAINat (LIFE08NAT/IT/000352) nasce con l'obiettivo di studiare, rinforzare e/o reintrodurre (*sensu* IUCN) la popolazione autoctona di gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858), in Abruzzo, Molise e Lombardia attraverso interventi di gestione, conservazione e monitoraggio delle popolazioni e degli habitat.

In questo lavoro sono riportati i risultati relativi ad uno studio pilota svolto presso il torrente Rio Verde di Borrello (CH), finalizzato ad una prima valutazione della dimensione e della struttura della popolazione locale della specie in relazione alle sue caratteristiche ecologiche, per la messa a punto di un protocollo standard di campionamento per la stima della dimensione e dello status delle popolazioni locali. Lo studio si è concentrato in un tratto di torrente localizzato all'interno della Riserva Naturale Regionale “Cascate del Verde” (SIC IT7140212). Sono stati effettuati: a) una caratterizzazione della qualità ecologica del tratto analizzato tramite la stima dell'indice di *Habitat Assessment* (HA); b) campionamenti tramite cattura con trappole e conteggi manuali con misura di dati biometrici; c) applicazione di due differenti metodiche di stima della popolazione; d) applicazione di metodiche statistiche non parametriche per evidenziare l'eventuale esistenza di correlazioni e differenze significative tra l'indice di HA, la dimensione della popolazione ed i dati biometrici.

PAROLE CHIAVE: gambero di fiume / *Austropotamobius pallipes* / CRAINat / LIFE+ / CPUE

Austropotamobius pallipes (Lereboullet, 1858) population in the Natural Reserve ‘Cascate del Verde’ (Borrello, CH; central Italy): comparison among different sampling and population estimate methods –preliminary results

The CRAINat project (LIFE08NAT/IT/000352) has the aim to study, reinforce and/or reintroduce (*sensu* IUCN) autochthonous population of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) in Abruzzo, Molise and Lombardia Regions by means of conservation, management and monitoring habitats and populations actions.

In this work the results of a pilot study carried out at the “Rio Verde” stream localized at Borrello (CH; central Italy) are shown. Aims of the study were to obtain a preliminary evaluation of the structure and dimension of the local crayfish population, in relation to its ecological characteristics, and to establish a standard sampling protocol to estimate its status and size. The study was conducted in a stream localized within the Regional Natural Reserve “Cascate del Verde” (SIC IT7140212), where we carried out: a) a characterization of the ecological quality of the site by means of the Habitat Assessment index (HA) estimate; b) collection of specimens by traps, counts and biometric measurements; c) application of two different population size estimation methods; d) application of non parametric statistical methods to highlight possible significant differences or correlation existing among HA, population dimension and biometrics data.

KEY WORDS: white-clawed crayfish / *Austropotamobius pallipes* / CRAINat / LIFE+ / CPUE

INTRODUZIONE

Il gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) ha un areale di distribuzione molto vasto, che si estende in 18 paesi europei, dalla penisola iberica alla ex-Jugoslavia. Oggi, però, la sua popolazione si è fortemente ridotta (specie inserita negli all. II e V della Direttiva Habitat: 92/43/CE) a causa di vari fattori antropici di cui il principale è rappresentato dall'alterazione, dalla riduzione e dalla frammentazione degli habitat. Nel presente lavoro sono riportati i risultati relativi ad uno studio pilota svolto presso il torrente Rio Verde di Borrello (CH) nel periodo giugno-ottobre 2011 nell'ambito del



Fig. 1. Localizzazione del SIC IT 7140212 e Riserva Naturale Regionale "Cascate del Verde" nella Regione Abruzzo.



Fig. 2. Tratto del torrente Rio Verde di Borrello - CH, sito del campionamento (Foto: F. Piccoli).

progetto LIFE CRAINat. Tale studio, oltre a fornire indicazioni sullo stato ecologico del sito considerato e, quindi, sul livello di idoneità dello stesso per la sopravvivenza di *A. pallipes*, è stato finalizzato ad ottenere una prima valutazione della dimensione e della struttura della sua popolazione. Ciò al fine di mettere a punto un protocollo standard per le successive campagne di campionamento, volte a definire la dimensione e lo status delle popolazioni della specie nei fiumi appenninici ricadenti nel territorio di progetto. Lo studio si è concentrato in un tratto di torrente localizzato all'interno della Riserva Naturale Regionale "Cascate del Verde" (SIC IT7140212; Fig. 1 e Fig. 2). In quest'area è presente una delle popolazioni di gambero più abbondanti e meglio strutturate della Regione Abruzzo (TURIN *et al.*, 1998; PAGLIANI e POMPILIO, 2006). Il campionamento della popolazione è stato preceduto da uno studio ambientale integrato, volto ad una caratterizzazione preliminare del sito ed alla definizione del protocollo di campionamento pilota, attraverso l'applicazione ed il confronto di differenti metodiche di campionamento e di stima della popolazione.

MATERIALI E METODI

Lo studio ambientale integrato condotto presso l'area di studio ha previsto la caratterizzazione chimico-fisica delle acque e la valutazione della qualità ecologica del sito, attraverso la stima dell'indice di *Habitat Assessment* (BARBOUR *et al.*, 1999) seguendo la metodica EPA841B99002.

La caratterizzazione chimico-fisica è stata effettuata con misurazioni *in situ* (gennaio 2011) dei seguenti parametri: temperatura, ossigeno disciolto, conducibilità elettrica e pH. Successivamente, in laboratorio, sono stati determinati la

durezza, la concentrazione di specie ioniche e di alcuni metalli pesanti con metodi cromatografici e spettrometrici; le metodiche seguite sono state: APAT CNR IRSA - Man 29 2003 per la durezza (2040/A) e per le specie ioniche (3030 - cationi; 4020 - anioni; 4050/B - solfiti) ed EPA 6020A 2007 per i metalli pesanti.

Lo studio preliminare della popolazione di gambero di fiume è stato effettuato in due periodi: fine giugno ed ottobre 2011 (differenti fasi del ciclo biologico della specie). Le indagini hanno riguardato un tratto di torrente di 200 m, all'interno della Riserva Naturale Regionale "Cascate del Verde".

Il campionamento ha previsto l'uso di due metodiche: cattura con trappole e conteggi, attraverso due battute a distanza di una settimana l'una dall'altra.

Per quanto riguarda la cattura con uso di trappole (nasse), sono state posizionate, nelle ore serali, n. 9 trappole (dimensioni 61x32x 25 cm; maglie di: lunghezza minima 11,65 mm e massima 45,28 mm, larghezza circa 11 mm), innescate con cibo per animali domestici, in 3 buche (identificate come siti: A, B, C), in numero di 3 per buca, procedendo da valle verso monte (Fig. 3), mantenute per un periodo di 12 ore e ritirate il mattino seguente. Gli esemplari così catturati sono stati marcati al centro del cefalotorace, apponendo una macchia di forma circolare, del diametro di circa 5 mm, mediante pennarello acrilico atossico indelebile. Per ciascun esemplare sono stati poi rilevati il sesso, la lunghezza del cefalotorace LCT (cm) ed il peso *w* (g) ed immediatamente rilasciati (Fig. 4). Particolare attenzione è stata posta al rinvenimento ed alla manipolazione delle eventuali femmine ovi-gere. Il campionamento è stato ripetuto dopo una settimana, annotan-

do il numero di esemplari rinvenuti (marcati e totali) per ogni nassa.

I dati di cattura sono stati utilizzati per:

- stimare la popolazione attraverso il metodo di Lincoln-Petersen per popolazioni chiuse (WHITE *et al.*, 1982; SCHWARZ e SEBER, 1999), ossia $N = m \times n/r$ in cui $m = n^\circ$ totale di esemplari rinvenuti nella prima cattura, marcati e rilasciati; $n = n^\circ$ tot. di esemplari rinvenuti nella seconda cattura; $r = n^\circ$ tot. di esemplari già marcati rinvenuti nella seconda cattura;
- ottenere informazioni quantitative sulla struttura della popolazione per sesso (*sex-ratio*) e per caratteristiche biometriche (LCT e w);
- individuare l'esistenza di eventuali differenze nella struttura delle popolazioni dei tre siti (A, B e C) per quanto riguarda il numero di individui, il sesso e i dati biometrici, attraverso analisi statistiche con test non parametrici (*Test U di Mann-Whitney* e *Test di Kruskal-Wallis*; SPSS, vers. 9.0.5).

Per quanto riguarda le osservazioni con conta manuale, queste sono state effettuate in notturna, con l'uso di torce, da parte di due operatori, in un tratto di torrente di 100 m x 2 m e di circa 30 cm di profondità. I dati ottenuti hanno consentito di stimare la dimensione della popolazione mediante la metodica *Catch per Unit Effort* (SMITH *et al.*, 1996) - $CPUE = \sigma/UE$ in cui σ è la densità di gamberi osservati/conteggiati sulla superficie indagata (ind./m^2) ed UE è l'unità di sforzo, pari a: $UE = t/o$, in cui t è l'intervallo di tempo impiegato (in minuti) ed o è il numero di operatori coinvolti.

RISULTATI

In tabella I sono riportati i risultati ottenuti dallo studio ambientale integrato. Nelle tabelle I-VI sono invece mostrati i risultati



Fig. 3. Fasi del campionamento mediante nasse (Foto di D. Di Domenico e F. Piccoli).

Tab. I. Risultati relativi alla qualità chimico-fisica delle acque (parametri principali) e dell'indice di HA del torrente Rio Verde.

Parametro	Unità di misura	Valore
Temperatura	°C	6,7
Ossigeno disciolto	mg/L	11,7
Saturazione di ossigeno	%	106,0
Conducibilità	µS/cm	318
pH	-	7,76
Durezza	mg CaCO ₃ /L	193
Litio	mg/L	< 0,01
Sodio	mg/L	5,6
Ammonio	mg/L	< 0,1
Potassio	mg/L	0,9
Magnesio	mg/L	5,6
Calcio	mg/L	68,2
Fluoruri	mg/L	0,2
Cloruri	mg/L	5,7
Nitriti	mg/L	< 0,05
Bromuri	mg/L	< 0,05
Nitrati	mg/L	0,5
Fosfati	mg/L	< 0,5
Solfati	mg/L	5,2
Solfiti	mg/L	< 0,5
Cromo tot.	µg/L	0,2
Manganese	µg/L	1,0
Ferro	µg/L	4,2
Cobalto	µg/L	0,3
Nichel	µg/L	1,4
Rame	µg/L	< 1,0
Zinco	µg/L	< 1,0
Arsenico	µg/L	0,2
Cadmio	µg/L	< 0,1
Mercurio	µg/L	< 0,1
Piombo	µg/L	< 0,1
HABITAT ASSESSMENT	-	87% (Buono)

del campionamento e delle stime di popolazione.

Nel campionamento con le nasse sono stati raccolti 150 individui nel mese di giugno (117 maschi e 33 femmine; *sex ratio* = 3,4) e 234 esemplari in ottobre (130 maschi e 104 femmine; *sex ratio* = 1,2) (Tab. II). I maschi catturati sono quindi stati in numero superiore rispetto alle femmine, fenomeno particolarmente evidente nel mese di giugno, con una *sex ratio* variabile tra 1,2÷5,2 (massima nella prima cattura di giugno: Tab. III).

I test statistici non hanno ri-

levato l'esistenza di differenze statisticamente significative nelle medie dei parametri confrontati (numero di individui, LCT e peso) tra i tre siti (A, B e C) e tra i sessi. I dati morfometrici sono stati pertanto



accorpati e rilevate le principali statistiche descrittive (Tab. IV).

I dati relativi al numero di individui catturati, marcati e ricatturati sono stati così utilizzati per la stima dell'Indice di Lincoln-Pe-



Fig. 4. Misurazioni biometriche degli esemplari catturati: misura della lunghezza del cefalotorace (a sinistra) e del peso (a destra) (Foto di F. Piccoli).

Tab. II. Numero di individui catturati nel torrente Rio Verde, suddivisi per sito, con metodo cattura-marcatura-ricattura.

Sito	I campionamento giugno*				II campionamento ottobre**			
	m_1	n_1	r_1	Tot ₁	m_2	n_2	r_2	Tot ₂
A	15	26	1	40	56	24	5	75
B	17	41	4	54	49	34	6	77
C	24	32	0	56	57	29	4	82
Totali	56	99	5	150	162	87	15	234

* I campionamento (giugno): m_1 =esemplari prima cattura; n_1 =esemplari seconda cattura; r_1 = esemplari seconda cattura già catturati e marcati nella prima.

** Il campionamento (ottobre): m_2 =esemplari prima cattura; n_2 =esemplari seconda cattura primo campionamento; r_2 =esemplari seconda cattura già catturati e marcati nella prima.

Tab. III. Numero di individui catturati, suddivisi per sesso, con uso di nasse (cattura-marcatura-ricattura) nel torrente Rio Verde.

	Catturati e marcati		Marcati ricatturati		Totali	Sex ratio
	Maschi	Femmine	Maschi	Femmine		
Giugno I° (m_1)	47	9			56	5,2
Giugno II° (n_1)	75	24			99	3,1
Totali giugno	122	33	5	0	150	3,4
Ottobre I° (m_2)	87	75			162	1,2
Ottobre II° (n_2)	54	33			87	1,6
Totali ottobre	141	108	11	4	234	1,2

Tab. IV. Dati morfometrici degli esemplari catturati mediante l'uso di nasse nel torrente Rio Verde.

	Lunghezza cefalotorace (cm)			minimo	Peso (g)	
	minimo	massimo	media		massimo	media
Giugno I° m_1	1,09	4,04	2,83	3,00	44,00	18,77
Giugno II° n_1	2,10	4,10	3,04	6,00	35,00	15,82
Tot₁	1,09	4,04	2,97	3,00	35,00	16,88
Ottobre I° m_2	0,09	4,70	3,30	7,00	50,00	20,76
Ottobre II° n_2	1,80	4,10	3,10	5,00	36,00	18,47
Tot₂	0,09	4,70	3,23	3,00	50,00	19,96

Tab. V. Risultati di stima della popolazione nel Rio Verde derivanti dall'applicazione dell'indice di Lincoln-Petersen.

Campionamenti	Popolaz. totale stimata (N)	Densità (N/m ²)	Biomassa (g/m ²)
I	1.109	5,5	93,6
II	940	4,7	93,1

Tab. VI. Informazioni sul campionamento con conteggi in notturna e risultati dell'indice di abbondanza CPUE derivanti.

Campionamenti	Superficie (m ²)	Tempo (min)	N. operatori	Esemplari contati (N)	CPUE
I	200	23	2	131	0,014
II	200	23	2	262	0,028

tersen. Come si evidenzia dalla tabella V, la dimensione stimata della popolazione è risultata inferiore del 15,24% nel mese di ottobre. La densità di popolazione risulta compresa tra i 4,70÷5,54 ind./m²; la densità di biomassa è invece del tutto simile nei due mesi (circa 93 g/m²) in quanto, la popolazione di ottobre, sebbene inferiore di circa 100 unità, presentava una biomassa maggiore con la crescita dei nuovi nati di giugno (peso medio superiore di circa 3 g).

In tabella VI sono infine riportati i risultati relativi alla metodica di campionamento con conteggi in notturna ed i risultati ottenuti con l'applicazione del CPUE nel primo e secondo campionamento. Il numero di individui rinvenuti, per il mese di giugno, è del 12,67% in meno rispetto a quello con cattura mediante nasse per lo stesso periodo; per il mese di ottobre del 11,96% in più.

DISCUSSIONE

Per quanto riguarda gli aspetti legati all'habitat, lo studio pilota ha messo in evidenza i seguenti aspetti. L'Indice di HA del Torrente Rio Verde è risultato appartenere alla classe di qualità ecologica "buona". Il torrente si presenta in buone condizioni di naturalità. Non sono presenti canalizzazioni e sbarramenti; la vegetazione ripariale, a prevalenza di *Salix* (Linnaeus, 1758),

ha una buona copertura, che raggiunge, in alcuni tratti, anche il 90%. La velocità della corrente è medio-alta, con presenza di *pool* e di *riffle*; ci sono, in particolare, numerose buche del diametro di circa 3-4 m e profondità media di 2 m. L'apporto di sostanza organica (CPOM, FPOM) in alveo è buona, tale da consentire l'instaurarsi di una comunità animale ben strutturata.

In alveo sono localizzati numerosi siti rifugio, come ciottoli di varia granulometria (*boulder*, *cobble* e *gravel*), radici sommerse di alberi e cavità lungo la sponda. Nelle zone di sedimentazione sono presenti leggeri accumuli di sedimenti fini (*silt* e *sand*). L'ossigenazione è buona, non vi sono tracce di anossia ed i parametri chimico-fisici delle acque rientrano nei valori di conformità per la specie (PAGLIANI e POMPILIO, 2006).

Per quanto riguarda i risultati relativi al campionamento della popolazione del gambero di fiume si sono riscontrati i seguenti aspetti. Non esistono differenze significative tra i siti e tra i sessi relativamente al numero di individui presenti ed ai parametri biometrici (LCT e w).

Il campionamento con uso di nasse ha condotto ad una sottostima della popolazione giovanile e femminile nel mese di giugno (*sex-ratio*: 3,4); ciò è probabilmente do-

vuto alle seguenti cause:

- la popolazione di sesso femminile, in giugno, è caratterizzata in gran parte da esemplari ovigeri, meno mobili e meno attivi nella ricerca di cibo: le sole 33 femmine catturate non risultavano infatti ovigere;
- le nasse utilizzate non hanno permesso la cattura dei nuovi nati poiché, in generale, i giovani sono di dimensioni inferiori alla maglia delle stesse nasse;
- sebbene si sia trattato di uno studio pilota, il mese di giugno non è risultato il periodo ideale per il campionamento (effettuato a fine giugno per motivi strettamente logistici, legati alle esigenze progettuali di tempi, mezzi e risorse). La popolazione è infatti nella fase riproduttiva del ciclo biologico e, pertanto, non può considerarsi realmente "chiusa"; presupposto, quest'ultimo, per l'applicazione del metodo di stima di *Lincoln-Petersen* di cui tener presente in fase di costruzione del disegno di campionamento successivo;
- nel mese di ottobre il rapporto sessi è più bilanciato (*sex-ratio*: 1,2) rispetto a giugno, con un incremento anche del numero totale di individui catturati, a conferma di quanto sopra ipotizzato;
- il numero di individui rinvenuti con il metodo dei conteggi in notturna, per il mese di giugno, è del 13% in meno rispetto a quello

con cattura mediante nasse e del 12% in più nel mese di ottobre, di nuovo a conferma di quanto supposto.

CONCLUSIONI

Sulla base dei dati emersi e riportati nella discussione, il sito risulta ecologicamente idoneo per la sopravvivenza della specie, in particolare per la presenza di acque dure e ben ossigenate, l'assenza di inquinamenti di tipo puntiforme, la presenza di un flusso a regime costante e di un alveo ad elevata eterogeneità e, quindi, con buona varietà di rifugi (PAGLIANI e POMPILIO, 2006). I valori dei para-

metri chimico-fisici e dell'HA rinvenuti nel Rio Verde sono stati quindi considerati come "controllo positivo", cioè come prima indicazione di idoneità per la sopravvivenza del gambero autoctono negli altri corsi d'acqua indagati.

Lo studio pilota ha condotto alla scelta di proseguire le indagini attraverso il campionamento con conteggi. Accantonando i risultati ottenuti nel mese di giugno (periodo critico per la riproduzione), infatti, quest'ultima metodica ha permesso di ottenere un numero di osservazioni del 12% in più rispetto al metodo con nasse. Inoltre, essa consente di evitare la necessità, ri-

chiesta dal metodo di Lincoln-Petersen, di trovarsi di fronte ad una popolazione chiusa (non sempre garantibile per esigenze progettuali) e di stimare un "indice di abbondanza relativa" della popolazione senza la cattura e la manipolazione degli animali (con possibili conseguenti riduzioni di probabilità di cattura). Allo studio pilota è difatti seguita una stima della distribuzione e della dimensione della popolazione di gambero su tutti gli altri SIC interessati dal progetto (giugno-settembre 2011), ai fini dei successivi interventi gestionali, volti anche alla scelta dei siti idonei alle traslocazioni faunistiche.

BIBLIOGRAFIA

- BARBOUR M.T., GERRITSEN J., SNYDER B.D., STRIBLING J.B., 1999. *Rapid Bioassessment Protocols For Use in Streams and Wadeable Rivers: Periphyton, Benthic Macroinvertebrates, and Fish*, Second Edition. EPA 841-B-99-002. U.S. Environmental Protection Agency; Office of Water; Washington, D.C.
- PAGLIANI T., POMPILIO P., 2006. *Austropotamobius pallipes*: tutela e gestione nei SIC d'Italia Centrale. *Action Plan Progetto LIFE03NAT/IT/ 000137* (<http://www.lifecrainat.eu/documenti.php>).
- SCHWARZ C.J., SEBER G.A.F., 1999. Estimated animal abundance: review III. *Statistical Science*, **14**: 427-456.
- SMITH G.T.R., LEARNER M.A., SLATER F.M. FOSTER J., 1996. Habitat features important for the conservation of the native crayfish *Austropotamobius pallipes* in Britain. *Biological Conservation*, **75**: 239-246.
- TURIN P., RUGGIERI L., ZANETTI M., BILO M.F., ROSSI V., LORO R., 1998. *Carta Ittica della Provincia di Chieti*. Prov. Di Chieti, Assessorato alla Pesca, COGECSTRE Edizioni, Penne: 183 pp.
- WHITE G.C., ANDERSON D.R., BURNHAM K.P., OTIS D.L., 1982. *Capture-Recapture and Removal Methods for Sampling Closed Population*. LA-8787-NERP - 1St Edition Los Alamos National Laboratory, Los Alamos New Mexico; 235 pp.

Reperti di *Periplaneta americana* (Linné, 1758) in Piemonte (Blattaria, Blattidae). Contributo alla conoscenza della geonemia di una specie infestante alloctona

Moreno Dutto¹, Luciano Süss²

1 Collaboratore Entomologia Medica, Azienda Ospedaliera S. Croce e Carle - 12100 Cuneo.

2 Via Valle Aurina 7 - 20152 Milano.

* Referente per la corrispondenza: moreno.dutto@gmail.com

Riassunto

Nel presente articolo gli Autori forniscono una serie di segnalazioni circa la presenza di *Periplaneta americana* (Linné, 1758) in Piemonte. Dall'analisi della letteratura, ad oggi la presenza di questa specie non risulta accertata sul territorio piemontese, mentre ne è ampiamente segnalata la presenza nelle aree costiere e portuali italiane. In un'infestazione analizzata a Saluzzo *P. americana* è risultata stabilmente insediata da circa 4 anni determinando forti infestazioni sia negli ambienti esterni che negli ambienti interni. In tutti i casi segnalati la presenza è stata osservata in aree industriali o del commercio all'ingrosso e verosimilmente l'introduzione è riconducibile ad importazione attraverso merci o mezzi di trasporto (container) infestati.

PAROLE CHIAVE: *Periplaneta americana* / insetti infestanti / commercio / importazioni / blatta americana

Periplaneta americana (Blattaria, Blattidae) (Linné, 1758) in Piedmont, Italy: Contributions toward better understanding the distribution of an allochthonous pest

In the present article the authors report their findings on the presence of *Periplaneta americana* (Linné, 1758) in the Piedmont region of Italy. Although a survey of the available literature does not ascertain the current presence of this species in the Piedmont, it has been found in other areas of Italy, namely the coasts and in ports. A study of a *P. americana* infestation determined that the area had been overrun for 4 years, resulting in both indoor and outdoor infestation. All cases where *P. americana* infestation was observed occurred in industrial or commercial areas in which it was likely that the insects were introduced via infested containers used in shipping.

KEY WORDS: *Periplaneta americana* / pest / trade / imports / American Cockroach.

INTRODUZIONE

Periplaneta americana Linné, 1758 (definita dagli AA anglosassoni American cockroach) è una specie di blatta originaria delle aree tropicali dell'Africa; dal 1625 è stata introdotta per la prima volta nel continente americano attraverso le merci giunte con le navi mercantili (BELL e ADIYODI, 1981) e successivamente, sempre attraverso le vie navali e gli scambi commerciali, è

divenuta specie cosmopolita (FONTANA *et al.*, 2002).

I dati circa la distribuzione in Italia sono alquanto imprecisi e frammentari e la specie risulta segnalata in tutta Italia (FONTANA *et al.*, 2002), nonostante la sua massima diffusione si trovi nelle città marittime dell'Italia peninsulare (DELLA BEFFA, 1949; SÜSS, 2004).

Per quanto riguarda la biolo-

gia e il ciclo di sviluppo, *P. americana* ha uno sviluppo eterometabolo paurometabolo ed è prettamente ovipara. Il ciclo di sviluppo comprende lo stadio di uovo, gli stadi di neanide e ninfa, per un totale di 8-14 età (7-13 mute) e di adulto.

Il ciclo di sviluppo e il numero di mute è fortemente influenzato dalla temperatura ambientale e dalla disponibilità di cibo e acqua. A

differenza di *Blatta orientalis* L. presenta maggiori esigenze termo-igrometriche amando microclimi caldo-umidi con un optimum termico di circa 30°C (FONTANA *et al.*, 2002).

Ogni femmina depone un'oooteca (contenente in media 14-16 uova), ogni 7-10 giorni (5-9 giorni a 28°C), nonostante nel periodo di massima attività possa arrivare a produrne 2 a settimana. Il periodo di deposizione si aggira intorno a 10 mesi per un totale massimo di 40 ooteche. In Italia il periodo di maggiore attività va da giugno ad agosto per un totale di 12-24 ooteche. Lo sviluppo embrionale richiede 5-8 settimane e lo sviluppo post-embrionale all'incirca 12-18 mesi; quindi il ciclo uovo-adulto richiede mediamente 400-600 giorni (BELL e ADIYODI, 1981; BARBARA, 2000).

La vita media dell'adulto si aggira intorno ai 15 mesi (FONTANA *et al.*, 2002) e questo stadio è particolarmente resistente all'assenza di acqua e cibo (BELL e ADIYODI, 1981).

Il regime alimentare è prettamente onnivoro e a differenza delle altre specie, quali ad esempio *Blatta orientalis* che anch'essa infesta i locali industriali e gli ambienti peridomestici, frequenta e sfrutta con maggior successo le crepe e gli spazi ipogei (RUST *et al.*, 1991). In effetti *P. americana* si caratterizza per occupare una nicchia cleptoparassitaria affine a *B. orientalis*, ossia peridomestica caratterizzata dalla proliferazione in ambienti prossimi alle unità abitative, quali possono essere gli ambienti e i microambienti esterni propriamente detti (caditoie e pozzetti stradali, fognature, fessurazioni della pavimentazione, ecc.), le pertinenze abitative (garage, magazzini, scantinati, ecc.) e i locali commerciali/industriali.

All'interno delle abitazioni sono tipiche le intrusioni accidentali, mentre le infestazioni attive

tendono a verificarsi qualora sussista un'elevata carica infestante negli ambienti vicini. La presenza nelle abitazioni, o comunque negli ambienti chiusi, è più frequente in autunno ed è legata alle migliori condizioni microclimatiche, alla dimensione della popolazione infestante e alla vicinanza delle abitazioni agli habitat di proliferazione tipici (BRENNER e PIERCE, 1991).

L'interesse sanitario di *P. americana* non differisce dalla restanti specie, avendo un ruolo di vettore meccanico di agenti patogeni (BELL e ADIYODI, 1981) e un ruolo allergizzante, quale fonte di asma allergica (TUNGTRONGCHITR *et al.*, 2004).

REPERTI IN PIEMONTE

La presente nota riferisce in merito alle località dov'è stata accertata la presenza di *P. americana* in territorio piemontese.

Inoltre, al fine di verificare l'esistenza di materiale relativo a reperti inediti precedenti, sono state analizzate le collezioni entomologiche dei Musei di Storia Naturale di Alba e Carmagnola e dell'Istituto agrario di Alba e Verzuolo.

Gli esemplari ritrovati sono stati determinati attraverso le chiavi dicotomiche di FONTANA *et al.* (2002).

Nel complesso, per quanto riguarda le località e la cronologia relativa ai reperti di *P. americana* in Piemonte, sono emersi i seguenti elementi.

Alba (CN)

- Un esemplare raccolto in agosto 1974, nel magazzino di un'industria alimentare, depositato presso il Museo Civico di Storia Naturale "F. Eusebio" di Alba (Fig. 1);
- un esemplare proveniente da un importatore di frutta esotica, depositato presso la collezione entomologica dell'Istituto Professionale di Stato per l'Agricoltura.

Saluzzo (CN)

- settembre 2008, infestazione dei locali di un complesso abitativo adiacente ad un importatore di legnami (infestazione risultata attiva fino a luglio 2011). In questo caso l'infestazione era sostenuta anche da *B. orientalis*.

Santena (TO)

- giugno 2011, infestazione in un magazzino import/export di merci varie.

Rivalta Scrivia (AL)

- settembre 2010, infestazione in un magazzino import/export di merci varie.

CONSIDERAZIONI CONCLUSIVE

Dai reperti riscontrati si può concludere che *P. americana* in Piemonte è presente in modo puntiforme ed è legata agli ambienti in cui è stata introdotta accidentalmente, presumibilmente attraverso materiali e derrate alimentari. In un caso (Saluzzo) si è potuto accertare che la specie ha determinato un'infestazione pluriennale stabile, caratterizzata da un eleva-

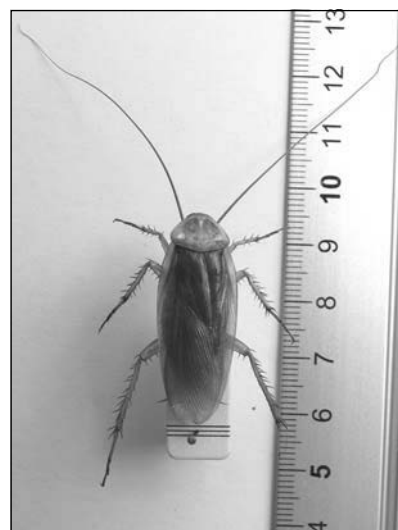


Fig. 1. Esemplare di *Periplaneta americana* (collezione Museo "F. Eusebio", Alba). Foto M. Dutto.

to numero di adulti, individuabili nelle ore notturne in associazione a *Blatta orientalis*.

Dal punto di vista applicativo nelle industrie alimentari, in particolare quelle soggette ad im-

port/export, è necessario comprendere questa specie nella valutazione dei rischi infestanti all'interno del piano di autocontrollo e nel caso di riscontro di questa specie nelle operazioni di monitoraggio

sono necessarie maggiori attenzioni nelle operazioni di disinfestazione, considerato che la specie riesce a sfruttare una maggior tipologia di ambienti artificiali ipogei.

Bibliografia

- BARBARA K.A., 2000. *American cockroach*, *Periplaneta americana* (Linnaeus) (Insecta: Blattodea: Blattidae). University of Florida, IFAS Extension. EENY 141. <http://entomology.ifas.ufl.edu/creatures>.
- BELL W.J., ADIYODI K.G. (eds.), 1981. *The American cockroach*. Chapman and Hall, London, 533 pp.
- BRENNER R.J., PIERCE R.R., 1991. Seasonality of peridomestic cockroaches (Blattoidea: Blattidae): mobility, winter reduction and effect of traps and bites. *Journal of Economic Entomology*, **84** (6): 1735-1745.
- DELLA BEFFA G., 1949. *Gli insetti dannosi all'agricoltura. Metodi e mezzi di lotta*. Hoepli, Milano, 978 pp.
- FONTANA P., BUZZETTI F.M., COGO A., ODÉ B., 2002. *Guida al riconoscimento e allo studio di cavallette, grilli, mantidi e insetti affini del Veneto*. Guide Natura/1. Museo Naturalistico Archeologico di Vicenza, 592 pp.
- RUST M.K., REIERSON D.A., HANSCEN K.H., 1991. Control of American cockroaches (Dictyoptera: Blattidae) in sewers. *Journal of Medical Entomology*, **28** (2): 210-213.
- SÜSS L., 2004. *Gli intrusi. Manuale di entomologia urbana*. Edizioni l'Informatore Agrario, Verona, 178 pp.
- TUNGTRONGCHITR A., SOOKRUNG N., MUNKONG N., MAHAKITTIKUN V., CHINABUT P., CHAICUMPA W., BUNNAG C., VICHYANOND P., 2004. The levels of cockroach allergen in relation to cockroach species and allergic diseases in Thai patients. *Asian Pacific Journal Allergy and Immunology*, **22** (2-3): 115-121.

Lista Rossa dei Vertebrati Italiani: considerazioni critiche relative ai Pesci d'acqua dolce

Sergio Zerunian

Contrada Ponte la Vetrina s.n.c. – 04010 Maenza (LT); zerunians@virgilio.it

Riassunto

La nuova Lista Rossa dei Vertebrati Italiani prende in considerazione 52 specie di Pesci d'acqua dolce indigene nel nostro Paese. Il quadro sistematico e nomenclaturale a cui fa riferimento contrasta però con quello contenuto in importanti norme europee riguardanti la conservazione di specie e habitat (Direttiva "Habitat" 92/43/CEE) e la salvaguardia degli ecosistemi acquatici (Direttiva "Acque" 2000/60/CE). Si presentano così dei problemi per chi deve impostare e portare avanti politiche di conservazione, e per chi deve svolgere attività di monitoraggio. Alcune scelte di classificazione nella più alta categoria di minaccia (CR, *Critically Endangered*) appaiono inoltre inadeguate. Nell'articolo vengono forniti elementi di discussione sui vari argomenti.

PAROLE CHIAVE: Lista Rossa / Italia / Pesci d'acqua dolce / considerazioni critiche

Red List of Italian Vertebrates: critical considerations relating to Freshwater Fishes

The new Red List of Italian Vertebrates takes into account 52 species of Freshwater Fishes native in Italy. The nomenclatural and systematic framework to which it refers, however, contrasts with the one contained in the relevant European laws relating to the conservation of species and habitats ("Habitat" Directive 92/43/EEC) and the protection of aquatic ecosystems (Water Framework Directive 2000/60/EC). Thus problems arise for those who need to set up and carry out policies of conservation, and for those who carry out monitoring activities. Some choices for classification in the highest category of threat (CR, *Critically Endangered*) also appear inadequate. The article provides arguments for various topics.

KEY WORDS: Red List / Italy / Freshwater Fishes / critical considerations

SIGNIFICATO E UTILITÀ DELLE LISTE ROSSE

Le Liste Rosse sono la "fotografia" eseguita in un dato momento dello stato di conservazione di un gruppo di organismi viventi o di un insieme di habitat a una determinata scala spaziale (planetaria, continentale, nazionale, regionale). Rappresentano così uno strumento che ha come primo scopo quello di informare e allertare i decisori e i

gestori delle politiche ambientali (Governi centrali e regionali, Enti locali, Enti Parco, ecc.), i portatori di interesse o *stakeholder* (Associazioni ambientaliste, Associazioni di categorie produttive, naturalisti, ecc.) e più in generale tutti i cittadini sensibili e attenti a queste tematiche, circa il rischio di estinzione che corrono in tempi brevi, medi e

lunghi le varie specie che compongono il gruppo in oggetto o i vari habitat presenti in una data regione geografica.

L'obiettivo finale delle Liste Rosse è la conservazione della biodiversità a livello degli ecosistemi, delle specie e dei loro patrimoni genetici. Esse rappresentano quindi un campanello d'allarme che è

opportuno ascoltare se non si vuole assistere passivamente alla scomparsa di specie e habitat; forniscono anche, in forma sintetica, informazioni sulle minacce antropiche per il gruppo o per gli habitat e la tendenza, o *trend*, degli elementi che lo compongono (se le liste sono corredate da analisi approfondite su questi temi e da proposte di azioni utili a contrastare la perdita di biodiversità, assumono la veste di Libri Rossi). Infine, le Liste Rosse sono strutturate in modo da essere periodicamente aggiornate.

A livello internazionale la più antica e autorevole organizzazione che si occupa di conservazione della biodiversità, e promuove la redazione con metodologie standardizzate delle Liste Rosse, è la IUCN - *International Union for Conservation of Nature* o Unione Internazionale per la Conservazione della Natura (www.iucn.org), che ha il suo quartier generale a Gland, in Svizzera. La missione della IUCN è quella di “influenzare, incoraggiare e assistere le società in tutto il mondo a conservare l'integrità e diversità della natura e di assicurare che ogni utilizzo delle risorse naturali sia equo ed ecologicamente sostenibile”. La IUCN conta più di mille membri tra Stati, Agenzie governative e Organizzazioni internazionali. L'autorità nazionale della IUCN per l'Italia è la Direzione Generale per la Protezione della Natura e del Mare del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (www.minambiente.it); il coordinamento del Comitato italiano della IUCN è affidato a Federparchi - Federazione Italiana dei Parchi e delle Riserve Naturali (www.parks.it).

La valutazione del rischio di estinzione di una specie secondo la IUCN è basata su una serie di

categorie e di criteri, che vengono periodicamente migliorati; l'ultima versione è del 2001 (vedi www.iucnredlist.org). Le categorie di rischio di estinzione a livello non globale sono 11: Non Valutata (NE), Non Applicabile (NA), Carente di Dati (DD), Minor Preoccupazione (LC), Quasi Minacciata (NT), Vulnerabile (VU), in Pericolo (EN), in Pericolo Critico (CR), Estinta nella Regione (RE), Estinta in Ambiente Selvatico (EW), Estinta (EX). Di queste, tre sono considerate categorie di minaccia: Vulnerabile (VU, *Vulnerable*), in Pericolo (EN, *Endangered*), in Pericolo Critico (CR, *Critically Endangered*); le specie classificate in queste ultime categorie vengono considerate prioritarie nelle politiche di conservazione, perché senza interventi specifici mirati a neutralizzare le minacce nei loro confronti, e in alcuni casi a incrementare le loro popolazioni, la loro estinzione viene considerata una prospettiva concreta.

STATO DELL'ARTE PER I PESCI D'ACQUA DOLCE ITALIANI

Per quanto riguarda i Pesci d'acqua dolce italiani, uno dei primi contributi che ha posto l'attenzione sulla perdita di biodiversità conseguente a una serie di attività antropiche è dei primi anni Novanta del secolo scorso (ZERUNIAN, 1992). Nell'articolo venivano individuate 10 cause principali (inquinamento prodotto dalle attività industriali, inquinamento prodotto dalle attività agricole, inquinamento prodotto dagli insediamenti urbani, eccessiva captazione di acqua, pesca e bracconaggio, costruzione di sbarramenti lungo i corsi d'acqua, canalizzazione dei corsi d'acqua, interventi sugli alvei, introduzione di specie aliene, inquinamento genetico), portati alcuni

esempi concreti di estinzione locale, ipotizzati rischi di estinzione totale per alcune specie endemiche stenoece con areale limitato (*Salmo carpio*, *Salmo fibreni*, *Gobius nigricans*, *Orsinigobius punctatissimus* [divenuto poi *Knipowitschia punctatissima*]). Nello stesso anno è stato pubblicato un elenco di Pesci d'acqua dolce italiani nel primo *Contributo per un "Libro Rosso" della flora e della fauna minacciate in Italia* (PAVAN, 1992); quasi il 70% delle specie venivano considerate in vario modo minacciate.

Le tematiche relative alla perdita di biodiversità dell'ittiofauna d'acqua dolce sono state successivamente affrontate in due pubblicazioni promosse dal WWF Italia (ZERUNIAN e TADDEI, 1996; ZERUNIAN, 1998). Nella seconda di queste, i Pesci d'acqua dolce sono stati trattati nel contesto più generale dei Vertebrati in quello che risulta essere ancora il più esauriente contributo nazionale sull'argomento: *Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati* (BULGARINI *et al.*, 1998). Per la prima volta tutte le 48 specie indigene nel nostro Paese venivano classificate secondo i criteri della IUCN nelle varie categorie di minaccia; il quadro che emergeva era preoccupante: 5 specie venivano considerate gravemente minacciate (CR), 10 specie minacciate (EN), 12 specie vulnerabili (VU).

Il quadro delineato nel Libro Rosso del WWF veniva arricchito in un volume dei primi anni del nuovo secolo: *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia* (ZERUNIAN, 2002). Il testo, oltre a riportare dati aggiornati sulla sistematica, la biologia e l'ecologia delle specie, sviluppava le tematiche della conservazione e conteneva un primo aggiornamento della Lista Rossa dei Pesci d'acqua dol-

ce italiani. I temi della conservazione e le azioni generali da intraprendere per 8 taxa ritenuti a priorità di conservazione nel nostro Paese (lampreda padana, storione cobice, trota macrostigma, carpine del Fibreno, trota marmorata, carpine del Garda, panzarolo, ghiozzo di ruscello), venivano trattati l'anno dopo in una monografia pubblicata dal Ministero dell'Ambiente e dall'Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica: *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani* (ZERUNIAN, 2003).

L'ultimo aggiornamento della Lista Rossa dei Pesci d'acqua dolce italiani, precedente la nuova Lista Rossa oggetto di questo articolo, è di sei anni fa (ZERUNIAN, 2007) ed è contenuto in una monografia pubblicata dal Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: *La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità* (ZERUNIAN e GENONI, 2007). La situazione dell'ittiofauna risultava ulteriormente peggiorata rispetto a quanto rilevato in precedenza: 3 specie risultavano estinte in Italia, 5 specie gravemente minacciate (CR), 9 specie minacciate (EN), 15 specie vulnerabili (VU).

LA NUOVA LISTA ROSSA DEI VERTEBRATI ITALIANI

La nuova Lista Rossa dei Vertebrati Italiani (RONDININI *et al.*, 2013) prende in esame 672 specie tra Pesci Cartilaginei, Pesci d'acqua dolce (Agnatha e Osteichthyes), Anfibi, Rettili, Uccelli e Mammiferi, di cui 576 terrestri e 96 marine. Nella valutazione del rischio di estinzione eseguita sulla base delle categorie e dei criteri della IUCN, 6 specie sono risultate Estinte nella Regione (RE), 29 in Pericolo Critico (CR), 49 in Pericolo (EN), 83 Vulnerabili (VU), 53 Qua-

si minacciate (NT), 271 a Minor Preoccupazione (LC), 65 con Dati Insufficienti (DD), 116 in situazione Non Applicabile (NA); le specie minacciate (CR + EN + VU) sono risultate 161, pari al 28% delle specie valutate. L'elenco completo delle specie indigene è riportato nell'Appendice I, mentre nell'Appendice II sono riportate le specie di Vertebrati per le quali non è stato valutato il rischio di estinzione in Italia (specie irregolari/occasionalmente e specie introdotte).

I Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia presi in esame nella nuova Lista Rossa sono 52, di cui 4 Ciclostomi (Agnatha) e 48 Pesci Ossei. Di questi, 2 vengono considerati Estinti nella Regione (*Acipenser sturio* e *Huso huso*), 11 in Pericolo Critico (*Lampetra fluviatilis*, *Petromyzon marinus*, *Acipenser naccarii*, *Anguilla anguilla*, *Cobitis zandreae*, *Scardinius scardafa*, *Squalius lucumonis*, *Salmo cettii*, *Salmo fibreni*, *Salmo marmoratus*, *Knipowitschia punctatissima*), 6 in Pericolo, 8 Vulnerabili. Il gruppo risulta fortemente minacciato da varie attività antropiche e la maggior parte delle popolazioni sono risultate in costante decremento.

Nella pubblicazione (scaricabile in formato PDF dal sito del governo <http://www.governo.it/backoffice/allegati/71184-8692.pdf>) risultano quasi assenti analisi e discussioni circa le varie minacce antropiche per le specie e gli habitat d'acqua dolce, mentre viene fornito qualche elemento per le specie e gli habitat terrestri e marini.

CONSIDERAZIONI CRITICHE

Per quanto riguarda i Pesci d'acqua dolce, Ciclostomi e Pesci Ossei, la nuova Lista Rossa dei Vertebrati Italiani contiene diversi elementi discutibili che la pongono in contrasto con il quadro sistematico definito e stabilizzato

negli ultimi 25 anni in Italia (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987, 1990; GANDOLFI *et al.*, 1991; ZERUNIAN, 2004) ed aprono scenari di incongruità con le più importanti norme europee riguardanti le politiche di conservazione di habitat e specie (Direttiva "Habitat" 92/43/CEE) e di salvaguardia degli ecosistemi acquatici (Direttiva "Acque" 2000/60/CE). Vediamo in dettaglio le singole questioni.

Il quadro sistematico

Appare privo di adeguati fondamenti scientifici aver portato il numero delle specie indigene in Italia da 48 (ZERUNIAN e DE RUOSI, 2002; ZERUNIAN, 2004) a 52; si osserva inoltre il cambiamento di una decina di nomi scientifici rispetto agli ultimi lavori pubblicati dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio (lavori citati), che dovrebbero rappresentare una sorta di posizione ufficiale del nostro Paese. Nessun quadro sistematico sarà mai perfetto e definitivo ma, a nostro avviso, le modifiche che intendono migliorarlo necessitano di adeguate indagini e prove. Risultando impossibile in questa sede affrontare tutte le numerose questioni che emergono dall'elenco di specie riportato nella nuova Lista Rossa (Appendice I), ci limitiamo a pochi esempi che possono dare un'idea della superficialità con cui sono state apportate le modifiche al precedente quadro sistematico.

Circa la nomenclatura, alcune delle novità sembrano essere solo il frutto di interpretazioni che qualcuno degli esperti consultati dal Comitato Italiano dell'IUCN ha dato del Codice Internazionale di Nomenclatura Zoologica; lo zelo profuso in questa direzione appare motivato solo da un'ansia di primogenitura nel sentenziare qual è il giusto nome scientifico da as-

segnare a una specie (per poi magari cambiare idea qualche anno dopo, dimostrando ancora una volta la propria modernità e competenza). Così, tanto per citare qualche caso, il ghiozzo padano è passato da *Padogobius martensii* a *Padogobius bonelli*, la trota macrostigma da *Salmo (trutta) macrostigma* a *Salmo cetti*, il triotto da *Rutilus erythrophthalmus* a *Rutilus aula*. Per quanto riguarda quest'ultimo, abbiamo già avuto modo di documentare l'insufficienza diagnostica della descrizione di BONAPARTE del 1841, per cui il termine *Rutilus aula* non è valido (ZERUNIAN, 1990; vedi anche ZERUNIAN, 2004). Il continuo cambiamento dei nomi scientifici negli elenchi di specie di riferimento in ambito nazionale o regionale genera confusione a vari livelli, compreso quello di coloro che sono tenuti a svolgere attività di monitoraggio di laghi e corsi d'acqua.

Relativamente al livello gerarchico in cui collocare un taxon, notiamo che con una buona dose di disinvoltura sono stati elevati al rango di specie ben sei taxa che potrebbero essere solo delle sottospecie o addirittura singole popolazioni di specie ad ampia distribuzione in Italia o in Europa: *Alosa agone*, *Esox cisalpinus*, *Gobio benacensis*, *Scardinius scardafa*, *Cobitis bilineata*, *Cobitis zanandreae*. Si tratta di casi in cui poche differenze morfologiche e/o genetiche, che possono rientrare tranquillamente nella variabilità intraspecifica, sono state ritenute sufficienti per separare dal punto di vista sistematico una o più popolazioni dal nucleo principale cui appartengono dal punto di vista evolutivo e delle dinamiche di dispersione. Molto spesso si tratta, a nostro avviso, di una sopravvalutazione ad arte di differenze nei valori medi di qualche carattere (magari 2-3

scaglie in più o in meno lungo la linea laterale, o un raggio in più o in meno nella pinna anale); dal 1859, data di pubblicazione dell'*Origine delle specie* di Charles Darwin, tutti dovrebbero però sapere che la variabilità intraspecifica (tra i diversi individui di una popolazione e tra le diverse popolazioni di una specie) è la regola e non l'eccezione.

Nei Pesci d'acqua dolce, così come in tutti i gruppi a distribuzione "insulare" caratterizzati da bassa capacità di dispersione, è normale osservare delle differenze in qualche carattere morfologico e genetico tra le diverse popolazioni, frutto di un isolamento più o meno prolungato. Nella comparazione fra le diverse popolazioni, le domande che dovrebbe porsi un tassonomo serio sono: 1. Le differenze morfologiche e genetiche rilevate hanno prodotto delle differenze nella biologia (comportamento, periodo di maturazione dei gameti, ecc.) e nell'ecologia (nicchia spaziale, nicchia trofica, ecc.) di una popolazione, o di un gruppo di popolazioni, rispetto alle altre? 2. Se sì, queste sono sufficienti a separare i due gruppi dal punto di vista riproduttivo? In caso affermativo si tratta di due diverse specie, ed è necessario assegnare un nome diverso a ciascuna di esse; il tassonomo procederà quindi nel suo lavoro di descrizione del nuovo taxon e, sulla base delle regole stabilite dal Codice Internazionale di Nomenclatura Zoologica, assegnerà ad esso un nome scientifico. In caso negativo la popolazione o il gruppo di popolazioni "diverse" costituiscono, al massimo, una sottospecie.

Se nei Pesci d'acqua dolce viene dato peso tassonomico alle differenze osservabili tra le diverse popolazioni si riesuma di fatto il concetto morfologico-tipologico di

specie a cui, per quanto riguarda l'ittiofauna italiana, si è ispirato nell'Ottocento BONAPARTE (1832-1841); tirando un po' al limite le conseguenze, si potrebbe arrivare a descrivere una specie di *Rutilus*, di *Barbus*, di *Leuciscus* (o *Squalius*) e di *Cobitis* per ogni fiume o lago d'Italia! E così un ipotetico ittologo ispirato e zelante potrebbe con facilità aggiungere il suo nome a decine di nuovi nomi scientifici, dedicare specie a mogli e amanti, costruirsi in poco tempo un ricco curriculum e magari fare una brillante carriera accademica. Riprendendo seriamente l'argomento, rimandiamo a MAYR (1970) per una trattazione esemplare ed esaustiva dei vari concetti e caratteristiche delle specie; personalmente riteniamo che il "concetto biologico di specie" sia il più valido tra quelli finora elaborati e che i recenti concetti di ESUs (*Evolutionary Significant Units*) e di MUs (*Management Units*), pur avendo un'importanza gestionale, non debbano portare a modifiche dei quadri sistematici costruiti sui migliori fondamenti biologici possibili. Chiudiamo la breve parentesi di filosofia sistematica riportando alcuni passi di MAYR (1990):

«Le specie sono i tipi fondamentali di esseri viventi che costituiscono la diversità della natura, e rappresentano il livello più basso di autentica discontinuità sopra il livello dell'individuo.

Una specie è una comunità riproduttiva di popolazioni (isolate riproduttivamente da altre) che occupa una specifica nicchia in natura. La specie è l'unità fondamentale della biologia evoluzionistica. È anche in larga misura l'unità fondamentale dell'ecologia. È infine di grande importanza pratica.

Nella sistematica moderna vengono studiate le proprietà biologiche degli organismi, piuttosto

che i caratteri statici di esemplari morti, e viene utilizzato il maggior numero possibile di tipi di caratteri fisiologici, biochimici e comportamentali, così come di caratteri morfologici.»

Tornando ai Pesci d'acqua dolce italiani, la posizione più corretta dei taxa in questione potrebbe essere la seguente:

1. “*Alosa agone*” è solo un diverso ecotipo, lacustre, di *Alosa fallax*; la specie, eurialina migratrice facoltativa a diversa ecologia intraspecifica, è in possesso di un'ampia norma di reazione del genotipo ed è soggetta a rapide modificazioni selettive di un carattere adattativo come il numero di branchiospine (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987).

2. “*Esox cisalpinus*” è solo la sottospecie itatica di *Esox lucius*, specie ad ampia distribuzione europea.

3. “*Gobio benacensis*” potrebbe essere la sottospecie itatica di *Gobio gobio*; i caratteri che separano le popolazioni italiane da quelle transalpine, come la distanza più breve tra l'ano e la pinna anale, risultano però poco consistenti per cui il gobione italiano va chiamato semplicemente *Gobio gobio* senza l'aggiunta di alcun nome sottospecifico (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987).

4. “*Scardinius scardafa*” è un'entità poco più che ipotetica, in quanto si sarebbe estinta nell'arco di 7-8 anni in tutto il suo areale originario (il versante tirrenico della penisola) e sopravviverebbe con la sola popolazione di origine alloctona del Lago di Scanno; una comparazione su base morfologica di questa popolazione con altre di *Scardinius erythrophthalmus* non ha evidenziato differenze significative (ZERUNIAN, 2002).

5. “*Cobitis bilineata*” è solo la sottospecie itatica di *Cobitis taenia*, specie ad ampia distribuzione eu-

ropea; per le argomentazioni relative a questa posizione, di natura morfologica e biologica, si rimanda a ZERUNIAN (2002).

6. “*Cobitis zanandreai*” è solo una popolazione che occupa la parte più meridionale dell'areale di *Cobitis taenia bilineata*; le differenze morfologiche tra questo presunto taxon e le altre popolazioni di cobite italiano sono risultate inadatte ad operare una separazione sistematica (ZERUNIAN *et al.*, 1986; vedi anche GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987).

Aver inserito nella nuova Lista Rossa dei Vertebrati Italiani, addirittura nella più alta categoria di minaccia (CR), “specie” come *Cobitis zanandreai* e *Scardinius scardafa* produce a nostro avviso solo il risultato di screditare il senso e l'importanza di uno strumento come le liste rosse. Chi dovrà decidere e successivamente gestire politiche e interventi di conservazione, si troverà in questi casi a discutere di entità zoologiche inesistenti. Il danno per le tematiche della conservazione è davvero grande.

Nell'elenco sistematico riportato nella Lista Rossa dei Vertebrati Italiani vengono poi riportate come buone specie alcune entità ittologiche che necessitano ancora di approfondimenti e ricerche esaustive: *Squalius lucumonis* (già *Leuciscus lucumonis*) e *Barbus tyberinus*; per una discussione su di essi si rimanda a ZERUNIAN (2002). Anche in questo caso, nell'incertezza della validità delle specie, non era secondo noi opportuno esprimere delle valutazioni sul livello di minaccia; invece il primo viene classificato come CR, il secondo come VU.

Infine, nell'Appendice I della Lista Rossa in oggetto vengono riportate alcune “specie” del tutto nuove per l'ittologia italiana, pre-

se e trascritte acriticamente da un recente testo sull'ittiofauna europea (KOTTELAT e FREYHOF, 2007): *Phoxinus lumaireul*, *Scardinius hesperidicus*, *Cottus scaturigo*. La prima dovrebbe sostituire in Italia settentrionale *Phoxinus phoxinus* (se così dovesse essere, non si capisce allora perché nella citata Appendice sia riportata anche questa); la seconda dovrebbe essere autoctona nel bacino padano e sostituire in esso *Scardinius erythrophthalmus*, specie ad ampia distribuzione europea; la terza dovrebbe essere endemica in una risorgiva (Timavo) a nord di Trieste.

L'anguilla

L'anguilla, *Anguilla anguilla*, è una specie in contrazione a partire dagli anni '80 del Novecento in tutta Europa, Italia compresa. Considerando il suo notevole interesse commerciale, ciò ha generato allarme negli operatori del mercato ittico che ha portato alla produzione di vari provvedimenti di natura legislativa (come ad esempio il suo inserimento nella CITES, *Convention on International Trade in Endangered Species of wild fauna and flora*, nota anche come Convenzione di Washington). Nonostante questa tendenza negativa, l'ordine di grandezza dei popolamenti di anguilla presenti in Europa resta notevole in termini quantitativi. Dati della seconda metà degli anni '90 quantificano in circa 920 t/anno la cattura di “ceche” (stadio giovanile depigmentato con cui l'anguilla si presenta presso le coste europee e nord-africane, dopo la migrazione e la metamorfosi avvenute in Oceano Atlantico) e in 22000-30000 t/anno le catture da pesca in Europa (CICCOTTI, 2007). Se si trasformano questi dati espressi in unità di peso in numero di individui, l'ordine di grandezza risulta di centinaia di

milioni di individui catturati nelle acque costiere e interne d'Europa; se si considerano poi anche gli individui che non vengono intercettati dagli strumenti di cattura, l'ordine di grandezza sale realisticamente a miliardi di individui.

Nella nuova Lista Rossa dei Vertebrati Italiani, così come nella Lista Rossa dei Pesci d'acqua dolce d'Europa (FREYHOF e BROOKS, 2011), l'anguilla viene classificata nella categoria di minaccia di livello superiore (CR) che comprende specie che sono di fronte al più alto rischio di estinzione nell'immediato futuro. Nella stessa categoria sono classificate specie la cui consistenza numerica ed areale sono immensamente più piccoli di quelli di *Anguilla anguilla* e che secondo noi hanno effettivamente una probabilità ben più alta di estinzione nel breve periodo; per questo ci risulta difficile accettare che una specie come l'anguilla, euriecia e presente in Italia con popolamenti distribuiti in tutta la penisola e nelle due isole maggiori che nel loro insieme ammontano probabilmente a varie centinaia di milioni di individui, possa essere considerata CR come il carpione del Fibreno, *Salmo fibreni*, specie stenoecia formata da un'unica popolazione costituita da poche centinaia o qualche migliaio di individui, o come l'orso bruno, *Ursus arctos*, di cui esistono in Italia solo tre nuclei composti in totale da poche decine di individui.

Siamo a conoscenza di critiche simili alla nostra avanzate da vari ornitologi italiani, relativamente alla classificazione in una stessa categoria di minaccia (VU) nella nuova Lista Rossa di specie euriecie ad ampia distribuzione e robusta consistenza numerica come la passera d'Italia, *Passer italiae*, e specie stenoecie con areale limitato e/o frammentato e ri-

dotta consistenza numerica come il picchio dorso bianco, *Dendrocops leucotos*, la cicogna nera, *Ciconia nigra*, la pernice bianca, *Lagopus muta* (e altre).

Forse gli elementi che vengono presi in esame secondo le metodologie della IUCN per la classificazione nelle diverse categorie di rischio non tengono nella giusta considerazione la valenza ecologica delle specie, le dimensioni in termini numerici delle popolazioni e l'ampiezza del loro areale; stabilire delle regole valide per tutti è giusto in linea di principio, ma per molti versi ogni specie è un mondo a sé ed ha proprie peculiarità di cui è necessario tenere conto (si pensi per esempio alla biologia riproduttiva e al ciclo vitale dell'anguilla). Nell'ultima Lista Rossa da noi redatta (ZERUNIAN, 2007) l'anguilla veniva classificata come quasi minacciata (NT). Visto il perdurare del trend negativo, sarebbe stato forse più corretto e adeguato alla realtà di ciò che sta accadendo in natura spostare l'anguilla nella categoria di rischio superiore (VU); la specie sarebbe rientrata così pienamente tra quelle minacciate, ma non a rischio di estinzione nel breve periodo.

La "trota mediterranea"

Nella nuova Lista Rossa dei Vertebrati Italiani è presente, valutata come CR, una "trota mediterranea" classificata come *Salmo cettii*. Questa presunta entità è riportata anche nel volume di KOTTELAT e FREYHOF (2007) e potrebbe, visto anche l'areale di riferimento indicato nel citato volume, essere considerata sinonimo di trota macrostigma, *Salmo (trutta) macrostigma*. La specie *Salmo cettii* è infine riportata come trota insulare o trota sarda, ex macrostigma, in un recente documento dell'AIAD - Associazione Italiana Ittiologi

d'Acqua Dolce (ZANETTI, 2013) ed è stata oggetto negli ultimi anni di attività ittiogenica e commerciale finalizzata a proporre materiale "di qualità" a numerose Province italiane per effettuare ripopolamenti nei corsi d'acqua a favore della pesca sportiva.

A nostro avviso la trota mediterranea non è un taxon attuale e non è sinonimo di trota macrostigma. Quest'ultima è un taxon subendemico in Italia a priorità di conservazione, con areale circuntirrenico; nel nostro Paese sono presenti, in forte contrazione, popolazioni nel Lazio, in Sicilia e in Sardegna (ZERUNIAN, 2003, 2004). La trota mediterranea potrebbe essere un taxon estinto, probabilmente progenitore di una serie di taxa attuali come *Salmo (trutta) macrostigma*, *Salmo fibreni*, *Salmo (trutta) marmoratus*, *Salmo carpio* e forse altri presenti nell'area circumadriatica, come *Salmo ghigii* dell'Abruzzo (ZERUNIAN e RUGGIERI, 2007) e *Salmo dentex* della Dalmazia, che hanno tra loro un genotipo simile che risulta ben distinguibile da quelli delle popolazioni atlantiche e danubiane del genere *Salmo*.

Anche in questo caso, aver effettuato una valutazione circa il livello di minaccia di un taxon di cui non è assolutamente certa l'esistenza genera discredito nella Lista Rossa e confusione in chi deve utilizzare tali informazioni per finalità di gestione e conservazione.

Incongruità con la Direttiva "Habitat" e la Direttiva "Acque"

Con fatica si era giunti in Italia a stabilizzare il quadro sistematico dei Pesci d'acqua dolce (GANDOLFI e ZERUNIAN, 1987, 1990; GANDOLFI *et al.*, 1991, ZERUNIAN, 2004) ed ora, con la Lista Rossa dei Vertebrati Italiani (RONDININI *et al.*, 2013), esso viene pesantemente

rimaneggiato senza adeguate argomentazioni e discussioni scientifiche. A nostro avviso, la nuova situazione delineatasi con l'ufficialità del documento appena pubblicato inciderà negativamente su alcune attività: a) il monitoraggio che ai sensi della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE devono svolgere le Regioni e le Province autonome; questo perché il metodo nazionale per i corsi d'acqua, che secondo il D. M. Ambiente 8 novembre 2010 n. 260 è l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ZERUNIAN *et al.*, 2009), contempla una serie di "comunità

di riferimento" che appaiono ora in profonda disarmonia con il quadro delle specie italiane riportato nella Lista Rossa. b) il monitoraggio che ai sensi della Direttiva "Habitat" 92/43/CEE deve essere svolto dagli Stati membri per gli habitat e per le specie riportate negli Allegati I e II.

L'elenco di specie di Pesci d'acqua dolce della nuova Lista Rossa differisce in 8 punti con l'elenco di specie della Direttiva 92/43/CEE e in 22 punti con quello del D. M. 260/2010 applicativo della Direttiva 2000/60/CE per il monitoraggio nel nostro Paese. Ci

poniamo quindi una domanda (che giriamo per un'eventuale e gradita risposta alle Istituzioni competenti): nelle attività di monitoraggio da portare avanti nei fiumi e nei laghi italiani dovrà essere utilizzato per i Pesci d'acqua dolce un elenco di specie valido per la Lista Rossa, un altro per la Direttiva "Habitat", un altro ancora per la Direttiva "Acque"? Se così dovesse essere, pensiamo che l'Italia non rappresenterà un bell'esempio di conoscenza del proprio patrimonio di biodiversità nei confronti degli altri Paesi dell'Unione Europea.

BIBLIOGRAFIA

- BONAPARTE C. L., 1832-1841. *Iconografia della fauna italiana, tomo III: Pesci*. Salviucci ed., Roma.
- BULGARINI F., CALVARIO E., FRATICELLI F., PETRETTI F., SARROCCO S. (eds.), 1998. *Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati*. WWF Italia, Roma, 210 pp.
- CICCOTTI E., 2007. Il caso dell'Anguilla europea, tra gestione e conservazione. In: Zerunian S. e Genoni P. (eds.). *La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità*. *Biologia Ambientale*, 21 (2): 57-66.
- FREYHOF J., BROOKS E., 2011. *European Red List of Freshwater Fishes*. Luxembourg: Publications Office of the European Union, VIII + 60 pp.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1987. I Pesci delle acque interne italiane: aggiornamento e considerazioni critiche sulla sistematica e la distribuzione. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, 128 (1-2): 3-56.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., 1990. I Pesci delle acque interne italiane: chiarimenti sulle critiche a un nostro recente contributo. *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, 131 (21): 293-307.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I Pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligr. e Zecca dello Stato (Min. Ambiente e Unione Zool. Ital.), Roma, XVI + 617 pp.
- KOTTELAT M., FREYHOF J., 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*. Kottelat (Cornol, Switzerland) and Freyhof (Berlin, Germany) eds., 646 pp.
- MAYR E., 1970. *L'evoluzione delle specie animali* (2 voll.). Einaudi ed., Torino, XXII + 865 pp.
- MAYR E., 1990. *Storia del pensiero biologico*. Bollati Boringhieri ed., Torino, XI + 932 pp.
- PAVAN M. (ed.), 1992. *Contributo per un "Libro Rosso" della fauna e della flora minacciate in Italia*. Ist. Entomol. Univ. Pavia, 719 pp.
- RONDININI C., BATTISTONI A., PERONACE V., TEOFILI C. (compilatori), 2013. *Lista Rossa dei Vertebrati Italiani*. Min. Ambiente e Tutela Terr. e Mare e Comitato Ital. IUCN, 54 pp.
- ZANETTI M. (ed.), 2013. Gruppo di lavoro Salmonidi - documento finale. *Doc. tecnico Ass. Ital. Ittiol. Acque Dolci*, 66 pp.
- ZERUNIAN S., 1990. A proposito del nome scientifico del Triotto (Osteichthyes, Cyprinidae). *Atti Soc. ital. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, 131: 285-289.
- ZERUNIAN S., 1992. La perdita di diversità nelle comunità ittiche delle acque dolci. In: Melandri G. e Conte G. (eds.). *Ambiente Italia 1992*. Lega per l'Ambiente/Vallecchi ed.,

- Firenze, pp. 156-169.
- ZERUNIAN S., 1998. Pesci d'acqua dolce. In: Bulgarini F., Calvario E., Fraticelli F., Petretti F., Sarrocco S. (eds.). *Libro Rosso degli Animali d'Italia - Vertebrati*. WWF Italia, Roma, 210 pp.
- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, X + 220 pp.
- ZERUNIAN S., 2003. *Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani*. Ministero dell'Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, Quad. Cons. Natura, 17, 123 pp.
- ZERUNIAN S., 2004. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Ministero dell'Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, Quad. Cons. Natura, 20, 257 pp. + CD.
- ZERUNIAN S., 2007. Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. In: Zerunian S. e Genoni P. (eds.). *La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità*. *Biologia Ambientale*, 21 (2): 49-55.
- ZERUNIAN S., DE RUOSI T., 2002. *Iconografia dei Pesci delle acque interne d'Italia / Iconography of Italian Inland Water Fishes*. Ministero dell'Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, 263 pp. + 33 tavv.
- ZERUNIAN S., GENONI P. (eds.), 2007. *La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità*. *Biologia Ambientale*, 21 (2), 125 pp.
- ZERUNIAN S., RUGGIERI L., 2007. Prime considerazioni sulla popolazione del genere *Salmo* presente nella Riserva Naturale Gole di San Venanzio (Fiume Aterno, Abruzzo). In: Zerunian S. e Genoni P. (eds.). *La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità*. *Biologia Ambientale*, 21 (2): 119-125.
- ZERUNIAN S., TADDEI A. R., 1996. *Pesci delle acque interne italiane: status attuale e problematiche di conservazione*. WWF Italia, Roma, 18 pp.
- ZERUNIAN S., ROSSI V., FRANZINI G., GIBERTINI G., 1986. Tassonomia di alcune popolazioni di *Cobitis taenia* dell'Italia centro-meridionale (Pisces, Cobitidae). *Boll. Zool.*, 53 (suppl.): 60.
- ZERUNIAN S., GOLTARA A., SCHIPANI I., BOZ B., 2009. Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, 23 (2): 15-30.

RECENSIONI

Laura Canalis
I Mammiferi delle Alpi. Blu Edizioni, Collana Natura e Ambiente, Torino, 2012, 272 pag., 400 fotocolor, 17 €.

Molto elusivi per le loro abitudini spesso crepuscolari o notturne e per la diffidenza nei confronti dell'uomo, i mammiferi non sono animali facilmente avvicinabili, benché la loro espressività e vivacità, oltre che la varietà e complessità dei modelli comportamentali, li rendano tra le prede fotografiche più ambite e tra gli animali più interessanti da studiare.

Delle 118 specie di mammiferi note allo stato attuale in Italia, quasi una novantina trovano il loro habitat sulla catena alpina. Questo libro nasce con l'intento di aiutare



anche i non esperti a riconoscere le singole specie, fornendo elementi utili a individuarne la presenza at-

traverso l'identificazione dei segni lasciati sul territorio (come per esempio le orme), specificando zone di diffusione, habitat e caratteristiche di ogni specie e illustrando abitudini e comportamenti di questi affascinanti animali.

A ogni specie è dedicata un'esauriente scheda completa di nome scientifico, nome volgare in quattro lingue, cartina dell'areale di distribuzione sull'arco alpino e dati relativi a misure, abitudini alimentari, periodi di letargo, biologia.

Corredano le schede splendide fotografie che sottolineano gli elementi morfologici utili all'identificazione e guidano gli appassionati alla scoperta del mondo animale che popola le Alpi.

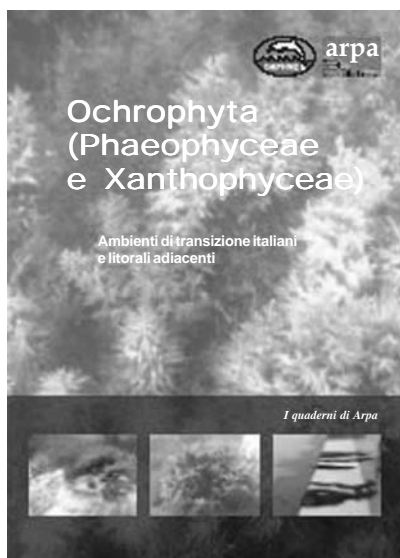
Nella stessa collana: "Gli uccelli delle Alpi". Per ordinazioni: www.bluedizioni.it

Ochrophyta (Phaeophyceae e Xanthophyceae). Ambienti di transizioni italiani e litorali adiacenti. Quaderno Arpa Atlante, 25 €.

Con questo secondo Atlante sulle macroalghe brune l'Arpa Emilia-Romagna prosegue l'interessante esperienza di pubblicare manuali tecnico-specialistici propedeutici alla definizione sistematica delle specie vegetali presenti negli ambienti di transizione italiani e litorali adiacenti.

Il quaderno va ad integrare le conoscenze contenute nel precedente Atlante "Chlorophyta multicellulari e fanerogame acquatiche", pubblicato nel 2010.

Questo Atlante contiene la descrizione di 47 specie di macroalghe appartenenti al gruppo tassono-



nomico Ochrophyta, con descrizione dei cicli riproduttivi e corredate da 825 foto.

L'Atlante è utile per affrontare il problema del riconoscimento della nostra flora sia mediante tavole fotografiche, sia mediante chiavi di determinazione tassonomica con classificazioni scalari partendo dal Phylum, attraverso classi, ordini, famiglie, generi e da ultimo specie e taxa intraspecifici.

È uno strumento di immediata e diretta utilizzabilità da parte di tutti coloro appartenenti sia alle Agenzie Ambientali che agli Istituti Scientifici, che operano nello studio e nel monitoraggio degli ambienti marino costieri e di transizione.

Il volume è nato dalla colla-

borazione tra Arpa Struttura Oceanografica Daphne e il Prof. Adriano Sfriso dell'Università di Venezia. A Sfriso va il merito di aver predisposto un ricco patrimonio di conoscenze poi tradotte in schede ove le varie macrofite algali vengono rappresentate come appaiono nel loro ambiente; sono inoltre descritti dettagli morfologici derivati da fotografie fatte al microscopio. Viene delineata la loro morfologia, si riportano informazioni sugli habitat abitualmente occupati, sulla loro distribuzione nelle lagune e

nei mari italiani.

Il valore delle macrofite algali in termini di indicatori dello stato di qualità di questo o quell'ambiente è ben noto; le stesse disposizioni legislative sia comunitarie che nazionali si sono ben orientate su tale linea, sottolineando con forza la necessità di considerare questa matrice biologica un importante indicatore di stato e quindi una matrice da monitorare nel tempo.

Un nutrito insieme di informazioni che, unitamente alla sem-

plificazione delle comunità, e all'intrusione di specie aliene, forniscono all'operatore elementi interpretativi particolarmente utili. Accanto ai parametri fisico-chimici si inseriscono quelli biologici; sono gli organismi che vivono in quel determinato ambiente a fornirci informazioni con quell'effetto "memoria" che consente alle nostre valutazioni di guardare non solo al presente ma anche al passato.

Per ordinazioni, richiedere le modalità ad Alessandra Tinti: atinti@arpa.emr.it.

Luciano Santini, Angelo Canale, Paolo Giannotti, Giovanni Mastrobuoni

Micromammiferi delle aree protette del Comune di S. Giuliano Terme. Felici Editore, Comune di San Giuliano Terme (PI), 2012, 125 pag.

"Coperto nei suoi fianchi e nell'insenatura dei suoi valloncelli da alberi di alto fusto, da selve di castagni, da vigneti e da oliveti, popolato a mezza costa e presso la sua base da più di quaranta parrocchie, da numerosi villaggi e borgate; reso ridente da frequenti pianure; in un'atmosfera tiepida e balsamica, può senza dubbio dichiararsi il Monte Pisano come una delle più deliziose e delle più popolate montuosità d'Italia".

Così Emanuele Repetti, noto geografo, storico e naturalista del XIX secolo, descriveva una delle più interessanti formazioni collinari della Toscana nord occidentale, il Monte Pisano, appunto. Oltre che per gli aspetti paesaggistici l'area è nota da tempo per le peculiarità naturalistiche di elevato interesse faunistico e floristico, che da un



paio di secoli stanno stimolando la curiosità di illustri ricercatori toscani e non. Il Servizio Aree Protette del Comune di S. Giuliano Terme, uno dei sette comuni che tra le province dei Lucca e Pisa accolgono il sistema collinare, dimostrando grande lungimiranza, ha voluto valorizzare ed evidenziare la presenza di pregiate aree protette attraverso questa monografia curata da ricercatori dell'Università di Pisa e appassionati naturalisti.

L'opera costituisce un interessante contributo alla conoscenza

della biodiversità e un valido esempio di divulgazione naturalistica di faune poco note e spesso a torto ripudiate dall'immaginario collettivo. Il volume, scaturito da indagini e ricerche sul campo protrattesi per oltre due anni nei luoghi più rappresentativi e tipici del sistema delle aree protette del Monte Pisano, costituisce anche un esclusivo manuale operativo per lo studio della micromammalofauna in genere. Il sommario è arricchito da una descrizione dettagliata delle diciotto specie censite, appartenenti agli ordini dei Soricomorfi, dei Chiroterteri e dei Roditori, corredate da una nutrita iconografia basata su documentazione fotografica a colori e disegni del tutto originali che, oltre l'estetica, curano gli elementi diagnostici dei soggetti raffigurati.

I risultati dell'indagine, caratterizzati anche da emergenze inedite per l'area di studio, evidenziano la presenza di una pregevole comunità di micromammiferi che trova ancora la disponibilità di ambiti idonei alla ecologia delle varie specie che ne fanno parte, seppur evidentemente condizionata, nella sua diversità e distribuzione, da "secolari, costanti e multiformi interven-

ti antropici". Comunità tutto sommato consistente in quanto a presenza di entità di interesse regionale, specie se rapportata alla non cospicua ampiezza dell'area di studio (poco meno di 1000 ha). Nel volume vengono descritte efficaci tecniche di cattura basate sul "trap-pollaggio", applicate durante l'in-

dagine privilegiando un approccio improntato su un assoluto rispetto degli animali. Vengono inoltre analizzate le possibili cause della rarefazione evidenziata per alcune specie o il carattere dominante di altre, ma, soprattutto, viene sottolineata l'importanza delle tracce, in quanto elemento indispensabile per

un'accurata indagine faunistica, e delle essenze vegetali che, oltre a costituire un presupposto fondamentale per l'habitat di questi mammiferi, sono spesso strettamente legate all'attività trofica delle specie censite. *Comune di San Giuliano Terme (PI) - Servizio Aree Protette - Tel. 050 819263/306 - fax 050 819220.*