



Biologia Ambientale

rivista del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

volume 29

numero 1 • giugno 2015





Biologia Ambientale

ISSN 1129-504X

Publicazione del C.I.S.B.A., vol. 29, n. 1/2015
Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Daniela Lucchini**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

DIRETTORE AMMINISTRATIVO: **Roberto Spaggiari**

REDAZIONE (biologia.ambientale@cisba.eu):

Giuseppe Sansoni

Gilberto N. Baldaccini

Francesca Bona

Raffaella Zorza

Comitato Scientifico

Natale Emilio BALDACCINI

già ordinario di Etologia, Univ. di Pisa

Roberto BARGAGLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Corrado BATTISTI

Staz. di ricerca LTER 'Torre Flavia', Roma

Annalaura CARDUCCI

Dip. Biologia, Università di Pisa

Silvana GALASSI

Dip. di Biologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

già ordinario di Ecologia, Univ. Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Sergio MALCEVSCI

Ist. Ecologia del territorio e degli amb. terrestri, Univ. Pavia

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Univ. di Padova

Roberto ROMI

Dip. Malattie Infettive, Parassitarie e Immunomediate,

Ist. Superiore di Sanità, Roma

Luciano SANTINI

già Ordinario di Entomologia agraria, Univ. di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

Dip. Agronomia e gestione agroecosistema, Univ. di Pisa

Mariacristina TORRISI

Dip. di Scienze Ambientali, Univ. di Camerino

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

già Dip. Ecol. del territorio e degli amb. terrestri, Univ. Pavia

Pierluigi VIAROLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

Luigi VIGANÓ

IRSA - CNR, Brugherio MI

Sergio ZERUNIAN

già Corpo Forestale dello Stato, UTB di Fogliano (LT)

Aldo ZULLINI

Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

Biologia Ambientale pubblica lavori originali su temi che riguardano le connessioni tra le scienze biologiche e la protezione dell'ambiente, con particolare attenzione agli aspetti applicativi nei seguenti campi di studio:

- bioindicatori e biomonitoraggio
- ecotossicologia
- ecologia delle acque interne e di transizione
- ecologia dell'ambiente marino
- depurazione delle acque reflue
- gestione dell'ambiente
- igiene ambientale ed ecologia urbana
- impatto ambientale
- rinaturazione e riqualificazione ambientale
- ingegneria naturalistica
- conservazione della natura
- ecologia del paesaggio

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

Lavori Originali, ospita articoli e rassegne bibliografiche originali, sottoposti a referee;

Informazione & Documentazione, sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci, accoglie lavori non sottoposti a referee: esperienze, note tecniche, resoconti, dibattiti, e opinioni su varie tematiche della biologia ambientale. Può ospitare *Recensioni* e accogliere anche sintesi di notizie e lavori già pubblicati ritenuti di particolare interesse o attualità.

Biologia Ambientale, viene inviata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: *Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale*, C.P. 4010 Poste Rivalta, 42123 Reggio Emilia
Segretario: *Roberto Spaggiari*, tel. 334 9262826; fax 0522 363947; e-mail: info@cisba.eu

www.cisba.eu

info@cisba.eu

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: Banca Unicredit Reggio Emilia Gattalupa, IBAN: IT82T0200812827000100195936

Biologia Ambientale

Volume 29
Numero 1
Giugno 2015

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- Paganelli D., Sconfietti R., Venzaghi I. - **Caratterizzazione idromorfologica ed ecologica delle aree umide golenali del fiume Ticino a Pavia (Lombardia, Italia) e ipotesi di gestione** 3
- Ercolini P. - ***Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae), nel comprensorio di bonifica idraulica della Versilia (Toscana nord-occidentale)** 15
- Moretti C., Ragni B. - **Strade e mortalità faunistica: un caso di studio in Umbria** 21
- Lai G.G., Padedda B.M., Wetzel C.E., Lugliè A., Sechi N., Ector L. - **Valutazione della qualità ambientale della sorgente carsica Su Gologone (Sardegna centro-orientale) mediante l'impiego delle diatomee epilittiche: primi risultati** 37
- Mossino S., Piano E., Bona F., Falasco E. - **Diatomee nei corsi d'acqua mediterranei: prelevo dove devo?** 47

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- Azzoni R. - **Black List di specie esotiche invasive: un percorso interrotto** 57
- De Bonis S., Giorgio A., Sirignano F., Di Donato S., Di Placido F., Guida M. - **Presenza di *Silurus glanis* Linnaeus, 1758, nel bacino del fiume Volturno (Campania)** 62
- Dutto M. - **Indagini sulla presenza di *Agrilus viridis* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, BUPrestidae) in giovani impianti di nocciolo (*Corylus avellana* Linnaeus, 1753) in aree a bassa densità di corileti** 68
- Ercolini P., Cenni M. - **Prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) nelle acque del fiume Serchio (Lucca)** 71
- Baldaccini G.N. - **La partecipazione pubblica ai Piani di gestione delle acque e del rischio alluvioni dell'Autorità di bacino del Serchio** 75
- Recensioni** 78

IMPRESSO NEL MESE DI GIUGNO MMXV
DALLA «LINOGRAF MAURI LUCIANO» - CREMONA

Caratterizzazione idromorfologica ed ecologica delle aree umide golenali del fiume Ticino a Pavia (Lombardia, Italia) e ipotesi di gestione

Daniele Paganelli^{1*}, Renato Sconfietti¹, Italo Venzaghi²

¹ Dip. Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università degli Studi, via Sant'Epifanio 14 – 27100 Pavia

² CREA, via Case Basse Torretta 11/13 – 27100 Pavia

* Referente per la corrispondenza: daniele.paganelli@unipv.it

Pervenuto il 4.6.2014; accettato il 25.6.2014

Riassunto

Nel territorio di Pavia sono state studiate dieci lanche golenali del fiume Ticino per definire interventi atti a favorirne il potenziamento della funzionalità ecologica, il mantenimento nel tempo e la valorizzazione del ruolo paesaggistico.

L'Indice Morfo-Paesaggistico delle Lanche (IMPAL) ha identificato una lanca in CQ II, quattro in CQ III, quattro in CQ III-IV e una in CQ IV; l'aspetto maggiormente penalizzante è dovuto alla pressione agricola, che limita la fascia vegetata perispondale.

Le analisi fisico-chimiche (temperatura, trasparenza, pH, ossigeno disciolto, composti azotati, fosforo totale, BOD₅, COD) e microbiologiche (*Escherichia coli*) hanno rilevato situazioni diversificate, che in generale identificano ambienti isolati dal fiume da molto tempo e, quindi, avviati verso fenomeni spontanei di eutrofia e saltuarie distrofie, ben dimostrate dai forti squilibri nella saturazione di ossigeno; solo in una lanca (San Lanfranco) è molto evidente l'impatto antropico, che porta a marcate ipossie, accumulo di azoto ammoniacale ed elevato carico di colibatteri.

Lo zooplankton, scelto come indicatore della biocenosi acquatica, è costituito da specie euriecie e qualitativamente abbastanza omogenee, ma risente di dinamiche stocastiche legate alla specificità di ciascun biotopo.

In generale sono auspicabili interventi di rimodellamento del fondale per prolungare la vita di queste lanche, potenziamento della fascia vegetata perispondale e della cintura anfibia, rimozione degli impatti puntiformi. Le scelte prioritarie riguardano la lanca di San Lanfranco, che riceve reflui fognari, e un sistema a due lanche una delle quali, ormai stabilmente asciutta (Baia del Re), verrà ricostruita e raccordata idraulicamente con l'altra (lanca del Topo).

PAROLE CHIAVE: aree umide / IMPAL / funzionalità ecologica / trofismo / riqualificazione ambientale

Hydromorphological and ecological characterization of the Ticino River's wetlands near Pavia (Lombardy, Italy) and assessment hypothesis

Ten riverine wetlands were selected in the Pavia area near the Ticino River with the aim of identifying ways to potentially improve their ecological functionality, maintain them over time, and enhance their role in the landscape.

According to the morpho-landscape index (IMPAL), one of the wetlands was classified into quality class II, four into class III, four into classes III-IV and one into class IV. The most penalizing aspect is the presence of agricultural pressure around these wetlands, limiting the growth of vegetation around the water.

Analyses of both the physico-chemical and microbiological properties of the wetlands showed very different situations, typical of areas that are isolated from the main course of the river and thus characterized by spontaneous eutrophic and occasional dystrophic phenomena. This is clearly demonstrated by the strong imbalances in oxygen saturation. Only one wetland (San Lanfranco oxbow lake) shows obvious signs of anthropogenic impact: marked hypoxia, accumulation of ammonia nitrogen and a high presence of coliform bacteria. The zooplankton, chosen as an indicator of aquatic biocenosis, consists of a fairly homogeneous pool of species, but it is affected by stochastic dynamics related to the specificity of each biotope.

We suggested remodelling the bottom of these biotopes to extend their life, extending the vegetation around the water, removing the direct anthropogenic pressure. Priority was given to the "San Lanfranco" oxbow lake, which directly receives sewage, and another two wetlands: "Baia del Re", currently permanently dry, will be totally rebuilt and hydraulically connected to the "Topo" oxbow lake.

KEY WORDS: wetlands / IMPAL / ecological functionality / trophism / environmental restoration

INTRODUZIONE

La convenzione di Ramsar (1971) definisce le aree umide sono ecosistemi in cui la presenza di acqua condiziona direttamente la struttura della comunità biotica. Inoltre, allo scopo di proteggere anche le aree limitrofe allo specchio d'acqua, l'Articolo 2.1 della stessa convenzione suggerisce di includere nella definizione di aree umide anche “*riparian and coastal zones adjacent to the wetlands, and islands or bodies of marine water deeper than six metres at low tide lying within the wetlands*”.

In un contesto generale di banalizzazione ecologica del territorio questi ambienti di transizione, spesso di piccola estensione, sono di fondamentale importanza per la biodiversità che ospitano, sia a livello animale sia vegetale; in essi, infatti, si concentrano numerose specie di uccelli, mammiferi, rettili, anfibi, pesci e invertebrati (Ramsar Convention Secretariat, 2013).

Oltre che per il loro valore intrinseco come ecosistemi, le zone umide perifluviali sono importanti in termini di funzionalità sia idrologica, in quanto svolgono il ruolo di cassa di espansione durante i fenomeni alluvionali, sia ecologica, in quanto costituiscono bacini di autodepurazione con funzione di fasce tampone protettive nei confronti del vicino corso d'acqua (Sconfietti e Paganelli, 2012). Inoltre, il ruolo funzionale di questi biotopi perifluviali è stato ampiamente riconosciuto nella revisione dell'Indice di Funzionalità Fluviale (Siligardi *et al.*, 2007).

Spesso tali zone hanno anche un'importanza socio-culturale molto alta per la popolazione delle zone limitrofe (Sacchi *et al.*, 1993), in quanto utilizzate per scopi ricreativi e turistico-didattici.

Il tratto del fiume Ticino compreso nel territorio comunale di Pavia conserva una notevole quantità

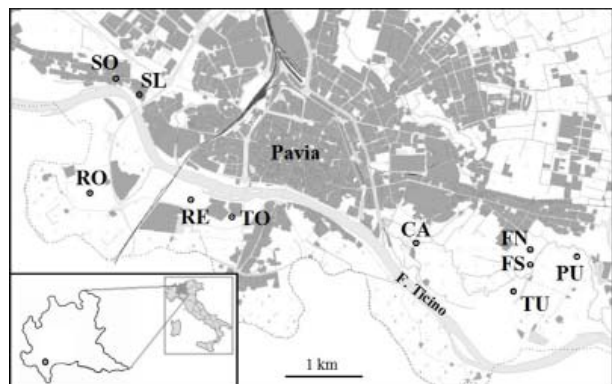


Fig. 1. Localizzazione dei biotopi umidi studiati. SO= lanca della Sora; SL=lanca di S. Lanfranco; CA=roggia Canobbio; Lanche di Montebolone (FN=lanca Francana Nord, FS=lanca Francana Sud); TU=lanca “Türbin”; CP=lanca “Canal di Pum”. RO=Rottone; RE=baia del Re; TO=lanca del Topo. Modificata da Sconfietti e Paganelli (2012).

di aree umide, molte delle quali di origine naturale.

La pressione antropica e i processi erosivi naturali, ancora in atto sull'alveo fluviale principale, hanno spesso portato all'isolamento funzionale di questi biotopi, che potenzialmente possono invece svolgere un ruolo importante nei processi autodepurativi. In alcuni casi l'abbandono e l'isolamento dei corpi idrici laterali ne ha comportato anche il degrado ambientale.

La vicinanza alla città di queste realtà, un tempo soggette ad un naturale turn-over, ha suggerito un progetto che tendesse a valorizzarne le potenzialità bio-ecologiche e la funzionalità ecosistemica.

Sul bando 2010 della Fondazione Cariplo “Tutelare la qualità delle acque” è stato cofinanziato il progetto –Riqualificazione idromorfologica ed ecologica del fiume Ticino e delle sue aree umide golenali nel tratto in comune di Pavia– che ha come obiettivo primario il ripristino della funzionalità ecologica negli ambienti umidi perifluviali pavesi, in modo da sfruttarne la naturale capacità autodepurativa per rafforzare il sistema tampone attorno all'asta fluviale e contribuire al miglioramento della qualità delle acque del fiume Ticino.

Attraverso il recupero del corteggio floristico-vegetazionale tipico, ormai in via di rarefazione lungo tutta l'asta fluviale, il progetto si è posto l'obiettivo di migliorare la sostenibilità ambientale, aumentare la fruibilità da parte della comunità e valorizzare la percezione paesaggistica delle aree umide perifluviali migliorandone sensibilmente le condizioni idrologiche ed ecologiche.

La realizzazione del progetto è iniziata nel febbraio 2011 con una fase di censimento e caratterizzazione morfo-ecologica delle aree umide peri-urbane, con l'intento di individuare le criticità e definire le priorità di intervento, in relazione anche alla concreta fattibilità. Sono poi seguite indagini morfo-batimetriche (estensione, morfologia, batimetria, connessioni con le acque superficiali o di falda) affiancate da un'indagine idrobiologica (bilancio idrico, descrittori essenziali di qualità chimica e biologica).

La scelta della componente biologica da utilizzare per la definizione della qualità delle acque è ricaduta sullo zooplancton, in quanto i cambiamenti di questa comunità –composizione specifica, incremento o diminuzione dell'abbondanza– sono considerati buoni indicatori dello stato trofico delle acque (Chen *et al.*, 2010; Jeppesen *et al.*, 2011; Kattel, 2012; Ren *et al.*, 2013).

Individuate le caratteristiche e le criticità presenti o potenziali è stato così possibile stabilire delle priorità di intervento, individuare le connessioni funzionali al rafforzamento della rete ecologica e fornire indicazioni utili anche al fine di acquisire aree private su cui insistono le aree umide di interesse. Questo articolo

riporta i risultati delle indagini di caratterizzazione e gli indirizzi operativi sulla tipologia degli interventi da eseguire finalizzati alla riqualificazione.

MATERIALI E METODI

Area di studio

La zona peri-urbana intorno alla città di Pavia presenta numerose aree umide di origine naturale e antropica (es. laghi di cava). Sono state studiate 3 aree umide in sponda destra del fiume Ticino e 7 in sponda sinistra (Fig. 1 e Tab. I).

Valutazione della qualità morfo-paesaggistica

Per la valutazione morfo-paesaggistica delle aree umide è stato utilizzato un metodo appositamente messo a punto, denominato IMPaL (Indice MorfoPae-

saggistico delle Lanche) (Sconfietti e Paganelli, 2012). Al rilevamento dell'indice sono associate osservazioni sulle caratteristiche generali dell'ambiente (es. presenza di immissari/emissari, scarichi, rifiuti) che però non rientrano nel giudizio finale dell'indice. Il metodo si basa sull'assegnazione di un punteggio ad una serie di macroindicatori (territorio circostante, fascia perispondale, cintura anfibia, habitat ripario) i cui descrittori forniscono un quadro di sintesi riconducibile alle classiche cinque classi di qualità: il valore 0 indica una qualità morfo-paesaggistica pessima, il valore 10 indica una situazione eccellente. Alle classi sono stati associati i colori standard per la rappresentazione cartografica dei risultati dell'indice (Tab. II). Il giudizio complessivo è ottenuto dalla media aritmetica pesata sulla lunghezza dei singoli tratti omogenei rilevati.

Tab. I. Descrizione delle aree umide studiate (Fig. 1) situate in sponda sinistra (Sx) e sponda destra (Dx) del Ticino.

Area umida	Sigla	Sponda	Descrizione
Lanca della Sora	SO	Sx	Piccolo ambiente umido, lungo circa 100 metri, alla base del terrazzo secondario del Parco urbano della Sora, che va incontro ad asciutte stagionali e talvolta è alimentato da una piccola sorgiva.
Lanca di San Lanfranco	SL	Sx	Vecchio alveo fluviale lungo circa 300 m e largo 15, che riceve piccoli ma costanti apporti fognari diretti. Profondità media 66 cm, massima 240 cm e minima 22 cm.
Roggia Canobbio	CA	Sx	Vecchio percorso solo saltuariamente invaso dall'acqua da subalveo durante periodi prolungati di innalzamento del livello idrometrico del Ticino, ospita un vistoso canneto ed è lungo circa 500 metri. Deve la denominazione alla roggia un tempo attiva, alimentata dalla roggia Vernavola a costituire un sistema di alimentazione di prati marcitoli. Dopo il percorso tortuoso principale prosegue verso la roggia Scaricatore del Naviglio Pavese attraverso un canale sempre asciutto e a quota superiore, lungo altri 400 metri. Profondità media 40 cm, massima 74 cm e minima 12 cm.
Lanche di Montebolone	FN e FS	Sx	Sistema di due lanche vicine lunghe oltre 300 metri, antiche anse del Ticino ora attigue alla roggia Vernavola. Alimentate costantemente da emergenze di falda e vicine ad un terrazzo ricco di sorgenti da falda sospesa, hanno entrambe un emissario che sversa in Vernavola. Sono specchi d'acqua di media dimensione e relativamente profondi (FN media: 80 cm, max: 115 cm, min: 35; FS media: 48, max: 77 cm, min: 22 cm).
Lanca dei Turbin	TU	Sx	Si tratta di un paleoalveo isolato superficialmente dal fiume.
Canal di Pum	CP	Sx	Si tratta di una lunga ansa fluviale abbandonata per circa 400 metri, divisa in due da una barra di deposito. Anche questa presenta un emissario, fino a pochi decenni fa regolato da una chiusa ad uso irriguo. Profondità media 51 cm, massima 100 cm e minima 18 cm.
Lanca del Rottone	RO	Dx	Antico ed esteso meandro di Ticino dalla tipica forma a mezzaluna che racchiudeva una grande "isola", identificata nella toponomastica come Isola del Rottone, dal nome di una vicina cascina. Conserva uno specchio idrico ormai molto ridotto e un canale emissario da circa due decenni inattivo, che arriva sino al fiume. Attorno presenta diversi laghetti di cava. Nonostante la forte pressione antropica, conserva una buona potenzialità morfologica ed è meritevole di attenzione.
Baia del Re	RE	Dx	Alveo abbandonato di medie dimensioni, circa 250 metri di lunghezza e 30 di larghezza, con un esteso canneto e falda quasi affiorante. L'avanzamento della vegetazione arbustiva ed arborea dentro al canneto è un segnale inequivocabile di un progressivo prosciugamento, che gradualmente porterà alla scomparsa dei caratteri igrofilici.
Lanca del Topo	TO	Dx	Residuo di una lanca originatasi da un taglio di meandro artificiale, risalente intorno alla metà del XVIII secolo, un tempo ben più estesa soprattutto verso valle e poi più volte rimaneggiata a partire dalla costruzione del nuovo percorso della ex SS 35 sull'allora Ponte dell'Impero, poi Ponte della Libertà. Allo stato attuale è lunga circa 80-90 metri. Fino a un paio di decenni fa collegata con un'area umida retrostante, si è parzialmente colmata e ha ridotto la sua estensione. Profondità media 62 cm, massima 140 cm e minima 13 cm.

Indagini idrobiologiche

Dall'estate 2011 all'estate 2012 in otto delle dieci aree umide – escluse la Baia del Re (RE) senza acqua libera e la lanca della Sora (SO) con specchi d'acqua molto ristretti e non sempre presenti – sono stati prelevati campioni di acqua con cadenza stagionale per la definizione dei principali parametri fisico-chimici: temperatura, trasparenza, pH, ossigeno disciolto, azoto nitrico (N-NO₃), azoto nitroso (N-NO₂), azoto ammoniacale (N-NH₄), azoto totale (N_{tot}), fosforo totale (P_{tot}), Domanda Biochimica di Ossigeno (BOD₅) e Domanda Chimica di Ossigeno (COD).

Per la determinazione dei parametri sono stati utilizzati i kit fotometrici Merck Spectroquant e fotometro Merck Nova 60. È stata inoltre valutata la quantità del batterio coliforme *Escherichia coli*, ottimo indicatore della presenza di scarichi fognari (Geldreich, 1966), utilizzando piastre cromogeniche International PBI "Compact-Dry".

Con la stessa cadenza temporale e negli stessi bacini sono stati raccolti campioni di zooplancton con un retino (Ø=40 cm; l=65 cm; maglia=100 µm) appositamente modificato per essere utilizzato in ambienti umidi di piccole dimensioni (Sconfietti e Cantonati, 1990). Il retino veniva trascinato per 5 metri, tenendo la barca più ferma possibile, in modo da filtrare circa 625 litri di acqua; i campioni sono stati fissati in alcol etilico e portati in laboratorio, dove si è proceduto all'identificazione delle specie ed alla stima dell'abbondanza.

Le diverse operazioni sono state eseguite sempre dallo stesso operatore, in modo da diminuire l'errore soggettivo. Le abbondanze sono state stimate seguendo la seguente classificazione: +/- (raro); + (scarso); ++ (presenza regolare); +++ (presenza abbondante). Per le successive analisi statistiche le stime di abbondanza sono state convertite in valori numerici (1-10-50-100).

Le analisi dei dati sono state effettuate utilizzando il software PRIMER 5.0 (Clarke e Warwick, 1994).

Tab. II. IMPaL: Classi di Qualità (C.Q.) e relativi punteggi, giudizi e scala cromatica.

C.Q.	Intervalli	Giudizio	Colore
I	8.8 - 10	Eccellente	Blu
I-II	8.4 - 8.7		Blu/Verde
II	6.9 - 8.3	Buono	Verde
II-III	6.3 - 6.8		Verde/Giallo
III	4.4 - 6.2	Mediocre	Giallo
III-IV	3.8 - 4.3		Giallo/Arancione
IV	2.3 - 3.7	Scadente	Arancione
IV-V	1.9 - 2.2		Arancione/Rosso
V	0 - 1.8	Pessimo	Rosso

RISULTATI

Indice Morfo-Paesaggistico delle Lanche

La lanca della Sora (SO) è risultata essere l'area umida con la valutazione complessiva migliore (IMPaL = II classe), risultante da 4 tratti omogenei: uno a destra e tre a sinistra (Tab. III). Questo biotopo è caratterizzato dalla presenza di un piccolo immissario sorgivo ed è circondato da una fitta vegetazione perispondale che lo scherma completamente dall'ambiente limitrofo; l'alveo è diversificato e non sono presenti captazioni e rifiuti intra ed extra alveo.

La lanca di San Lanfranco (SL) è stata suddivisa in 9 tratti omogenei: un tratto 0, situato in testa al bacino, quattro tratti in sponda sinistra e altrettanti in sponda destra. Sono presenti modeste immissioni di acqua sorgiva e un emissario, che convoglia le acque direttamente nel vicino Ticino. Il territorio circostante in sponda destra è prevalentemente adibito a coltivazioni di latifoglie a legname pregiato (Regolamento CEE 2080/92), mentre in sponda sinistra è presente un'area urbanizzata. L'alveo è diversificato grazie alla presenza di alberi caduti e radici sommerse. La presenza di scarichi civili, di captazioni e di rifiuti sia in alveo sia sulle sponde contribuisce all'assegnazione di un punteggio complessivo IMPaL di 5,5 (III classe).

La roggia Canobbio (CA) è stata classificata con un punteggio complessivo IMPaL di 5,1 (III classe). Sono stati individuati complessivamente dieci tratti: la sponda destra, con sei tratti omogenei, presenta una qualità complessiva migliore rispetto a quella sinistra. Non sono stati rilevati immissari, emissari o apporti sorgivi evidenti; quest'area è situata in zona di agricoltura intensiva ma è comunque circondata da una stretta fascia di canneto che la scherma dall'ambiente circostante.

FN è circondata da campi agricoli dai quali, però, è separata da una discreta fascia perispondale costituita da alberi e arbusti. Non ci sono evidenti immissari ma, circa a metà del bacino, è presente una sorgente; non ci sono scarichi e captazioni e nella parte terminale è presente un emissario. L'habitat in alveo è mediamente diversificato grazie alla presenza di radici e tronchi sommersi. Il perimetro dell'area umida è stato suddiviso in sei tratti: due per la sponda destra e quattro per la sinistra. FN ha ottenuto un punteggio IMPaL di 4,3 ed è stata quindi classificata in III-IV classe.

In prossimità dell'area umida FN, si trova l'area umida FS. Questi due ambienti non sono in collegamento diretto ma sono separati da un bosco di latifoglie a legname pregiato. In sponda sinistra FS è circondata da campi coltivati, non presenta immissari e scarichi. È presente invece un emissario che garantisce un minimo ricambio idrico con la vicina roggia Vernavola.

Questo biotopo è stato suddiviso in sei tratti: un

tratto 0, due tratti in sponda sinistra e tre in sponda destra ottenendo un punteggio IMPaL complessivo di 4,4 che lo colloca in III classe.

Non lontano da quest'ultima area umida si trovano le aree TU e CP. Entrambe sono caratterizzate dall'assenza di immissari, apporti sorgivi, scarichi e captazioni ma presentano invece piccoli emissari. Sono aree circondate da campi agricoli e che complessivamente ottengono un basso punteggio IMPaL: TU viene classificata in III-IV classe (IMPaL=4) mentre CP in IV classe (IMPaL=2,4).

RO è stata suddivisa in 13 tratti omogenei: un tratto 0, quattro tratti in sponda destra e sette in sponda sinistra; i tratti classificati con punteggio più alto (IMPaL=6,7) sono il terzo in sponda destra e il quarto in sponda sinistra.

In questa lanca è presente un emissario ma non un immissario o evidenti apporti sorgivi. In sponda destra, separati da una stretta fascia perisondale, ci sono campi coltivati mentre in sponda sinistra è presente una cava allagata. Non ci sono scarichi, captazioni e rifiuti sulle sponde ma ne sono stati rilevati diversi all'interno dell'alveo. Tutte queste caratteristiche hanno portato ad una valutazione complessiva pari a 5,1 alla quale corrisponde una III classe di qualità.

RE, al momento del rilievo, era completamente asciutta; non sono stati quindi riconosciuti evidenti immissari, emissari o apporti sorgivi. In sponda sinistra, l'area è separata dal Ticino da una stretta fascia vege-

tata e da una strada bianca; in sponda destra invece è costeggiata dall'argine principale del fiume su cui passa una strada e da campi coltivati.

La sponda sinistra è stata suddivisa in quattro tratti, invece in sponda destra è stato rilevato un solo unico tratto per l'intera estensione dell'area umida. RE, complessivamente, è stata valutata con un punteggio IMPaL di 4,3 (III-IV classe).

L'ultima area umida indagata, TO, è stata suddivisa in cinque tratti omogenei: due in sponda destra e tre in sponda sinistra. La sponda destra è separata dal territorio agricolo circostante dall'argine principale del Ticino e da una fascia vegetata formata da alberi che vengono ciclicamente tagliati e rimpiazzati. In sponda sinistra, invece, è presente una fitta fascia perisondale formata da un canneto, oltre il quale però è presente un'area urbanizzata. Non sono presenti immissari, emissari, apporti sorgivi o scarichi, captazioni e rifiuti in alveo. L'indice IMPaL classifica questa area umida in III-IV classe (IMPaL=4,1).

Per ciascuna area umida è stata ricavata un'unica scheda IMPaL calcolando i valori medi di ciascuno dei dieci indicatori pesati sulla lunghezza dei singoli tratti rilevati; sulla base di questa matrice di dati è stata poi applicata l'analisi a cluster (Fig. 2).

Sulla base di oltre il 60% di similarità l'analisi individua le lanche su cui incide maggiormente l'attività agricola (CP e TU, in sponda sinistra nella golena di Ticino-Vernavola, e RO, in sponda destra a monte

Tab. III. Applicazione di IMPaL nelle aree umide: punteggi e lunghezza (l) dei singoli tratti; valore medio pesato; Classe di Qualità (C.Q.); lunghezza totale del perimetro (L). Per le sigle si veda Tab. I.

Aree umide	Punteggi sponda destra							Punteggi sponda sinistra							IMPaL	C.Q.	L (m)		
	Tr0	Tr1	Tr2	Tr3	Tr4	Tr5	Tr6	Tr1	Tr2	Tr3	Tr4	Tr5	Tr6	Tr7					
SO		7,8						7,8	8,5	4,0							7,8	II	1135
l(m)		560						280	255	40									
SL	2,8	7,6	6,8	6,2	7,6			6,6	6,0	4,0	2,5						5,5	III	701
l(m)	31	95	120	59	49			63	53	131	100								
CA		6,0	6,0	4,3	3,4	6,3	3,8	6,0	4,6	6,1	3,2						5,1	III	1047
l(m)		83	111	77	58	111	82	100	181	128	116								
FN	5,3	4,4						3,9	4,9	3,2	4,4						4,3	III-IV	715
l(m)	20	350						46	61	82	156								
FS	4,6	2,8	4,7					2,5	4,5	4,0							4,4	III	737
l(m)	35	140	160					20	131	108									
TU	4,9	5,7	5,5	4,2				2,1	3,9								4,0	III-IV	720
l(m)	28	83	209	68				260	72										
CP	4,1	4,0	0,5					0,5	1,4								2,4	IV	743
l(m)	27	336	21					196	163										
RO	5,4	5,6	6,6	6,7	5,3			5,5	5,1	1,9	6,7	5,5	5,2	2,5			5,1	III	1394
l(m)	22	160	140	236	164			34	34	182	109	74	99	140					
RE	3,8	4,0	5,4	5,8	2,3			4,0									4,3	III-IV	715
l(m)	55	115	112	115	88			230											
TO		2,7	4,8					4,0	6,3	6,3							4,1	III-IV	270
l(m)		128	36					31	52	23									

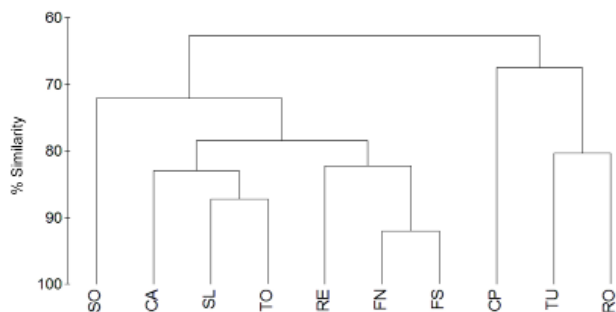


Fig. 2. Cluster analysis dei dati medi pesati per ciascuna area umida. Per le sigle si veda Tab. I.

dell'abitato) dalle rimanenti; fra queste si isola SO, l'unica in classe II, e risultano molto simili le due lanche vicine FN e FS, a ridosso della Vernavola.

Analisi chimico-microbiologiche

Le analisi svolte nelle aree umide hanno rivelato una discreta eterogeneità (Tab. IV).

Nella lanca SL i risultati delle analisi hanno messo in evidenza una bassa saturazione dell'ossigeno nella primavera 2012 ed una soprassaturazione nell'estate 2011 (Fig. 3).

Concentrazioni elevate di $N-NH_4$ sono state registrate nell'estate 2011 e soprattutto nell'estate 2012, in cui i valori di $N-NH_4$, $N-NO_2$ e P_{tot} sono i più alti tra tutti quelli rilevati nelle aree umide e i valori di COD e di *E. coli* sono particolarmente elevati.

L'area umida CA presenta sempre valori bassi di $N-NH_4$, ad eccezione della primavera 2012 cui è associata una discreta quantità di *E. coli* (Fig. 4). Anche negli altri campioni prelevati la quantità di coliformi è piuttosto alta.

Nella lanca FS sono evidenti condizioni di forte soprassaturazione dell'ossigeno in estate 2011, superiore a 200%, inverno 2011 e primavera 2012, mentre nell'estate 2012 si è registrata una decisa sottosatura-

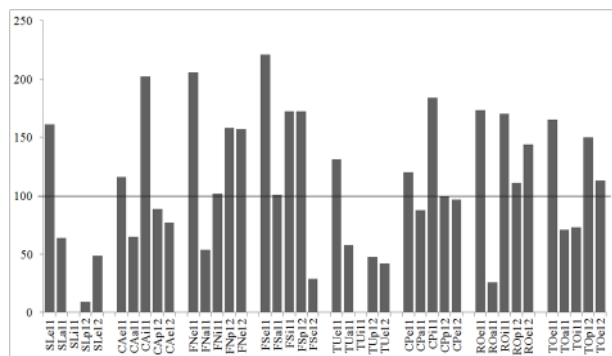


Fig. 3. Percentuale di saturazione di ossigeno registrata durante le cinque stagioni di campionamento. Per le sigle si veda Tab. I.

zione (Fig. 3).

Anche per FN è stata registrata una condizione di soprassaturazione nell'estate 2011 seguita da un abbassamento in autunno, per poi risalire a livelli di soprassaturazione in primavera ed estate 2012.

La lanca CP mostra valori di soprassaturazione dell'ossigeno nell'inverno 2011 mentre, nelle altre stagioni, sono stati registrati valori decisamente più bassi (Fig. 3); valori elevati di COD sono stati rilevati in tutte le campagne di campionamento.

Per quanto riguarda la lanca TU, nell'autunno 2011 sono stati registrati il valore di *E. coli* più alto tra quelli rilevati in tutte le aree umide (Fig. 4) ed un alto valore di $N-NH_4$; particolarmente elevato il valore di $N-NH_4$ anche nella primavera 2012. La concentrazione di $N-NO_2$, di per sé non particolarmente elevata, è risultata decisamente maggiore dei valori rilevati nelle altre zone umide, con l'unica eccezione di SL.

Nella lanca RO si è osservato il passaggio da condizioni di soprassaturazione dell'ossigeno nell'estate 2011 a valori decisamente bassi in autunno. Il fenomeno è stato seguito poi da una nuova soprassaturazione nell'inverno successivo (Fig. 3). $N-NH_4$ è risultato elevato in autunno 2011 e primavera 2012, con corrispondenti valori non trascurabili di *E. coli*.

Nell'ultima area umida indagata, TO, non sono da segnalare situazioni particolarmente critiche, ad eccezione di valori di COD abbastanza elevati in estate 2011 e in estate 2012.

Questo quadro eterogeneo, però, si articola all'interno di una similarità di fondo fra tutti i bacini di oltre il 70%, ben evidenziata dalla cluster analysis calcolata sui valori medi di ciascun parametro (Fig. 5).

L'elevata similarità di base non impedisce, tuttavia, di riconoscere due gruppi ben distinti: il primo formato da TU e SL, con similarità 85%, il secondo ancora più compatto, con similarità 90%, con le rimanenti; all'interno di questo secondo gruppo spicca la sostanziale sovrapposizione di due lanche, FN e FS.

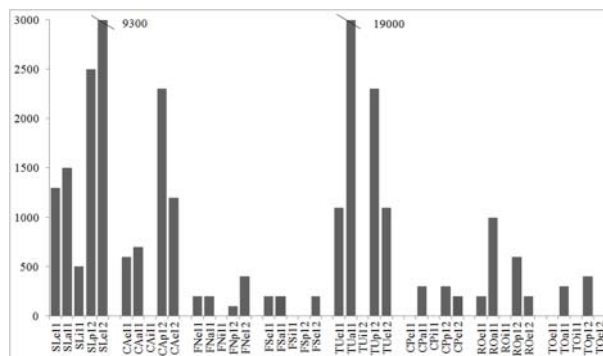


Fig. 4. Quantità di *E. coli* (UFC/100 ml) registrate durante le cinque stagioni di campionamento. Per le sigle si veda Tab. I.

Comunità zooplanctonica

Nelle aree umide oggetto di campionamenti la comunità zooplanctonica è risultata essere piuttosto omogenea, soprattutto per quanto riguarda il pool di specie: il gruppo maggiormente numeroso è quello dei rotiferi con 7 specie, seguito dai cladoceri con 3 e dai copepodi con 1 sola.

Le specie più importanti sono *Bosmina longirostris* (Müller, 1776), *Thermocyclops dybowskii* (Lande, 1890) (comprese le sue forme larvali e giovanili), *Asplanchna*

priodonta Gosse, 1850 e diverse specie appartenenti al genere *Brachionus* (Tab. V).

Valutando i dati medi di abbondanza attraverso la cluster analysis, a partire da una similarità di fondo di quasi 40% è stato possibile evidenziare due distinti gruppi: il primo formato dai biotopi SL, FS, CP e TO e un secondo formato da TU, CA, FN e RO. In particolare, la comunità risulta essere molto simile soprattutto tra TU e CA (80% di similarità) e tra FN e RO (circa il 70%) (Fig. 6).

Tab. IV. Parametri chimico-fisici stagionali (e: estate; a: autunno; i: inverno; p: primavera) rilevati nelle aree umide indagate. I valori preceduti dal segno < indicano che il valore rilevato è inferiore al limite di quantificazione del metodo. Per le sigle si veda Tab. I.

Area umida	t °C	O ₂ (mg/L)	sat. O ₂ %	pH	trasp. (cm)	Ntot (mg/L)	N-NH ₄ (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)	N-NO ₂ (mg/L)	Ptot (mg/L)	COD (mg/L)	BOD ₅ (mg/L)
SLe11	21,0	14,0	161	8,1	40	2,90	0,71	< 0,50	< 0,010	0,13	28,0	9,4
SLa11	11,0	6,8	64	7,0	40	0,70	0,02	< 0,50	0,020	0,03	24,3	13,0
SLi11	6,0	-	-	6,9	40	1,50	0,11	< 0,50	0,010	0,07	40,6	2,7
SLp12	17,8	0,8	9	6,7	40	1,90	0,06	< 0,50	0,013	0,12	18,4	7,3
SLe12	21,6	4,2	49	6,8	60	< 0,50	2,00	0,10	0,287	0,43	54,2	1,1
CAe11	23,1	9,7	116	7,4	85	0,50	< 0,01	< 0,50	< 0,010	0,06	10,4	4,4
CAa11	11,4	6,9	65	7,5	50	1,00	0,09	0,60	0,020	0,05	11,8	8,0
CAi11	6,4	24,0	202	9,0	50	3,40	0,04	2,60	0,043	< 0,05	18,9	3,3
CAp12	18,6	8,1	89	7,5	40	11,70	0,21	0,90	0,025	0,15	13,4	4,2
CAe12	24,6	6,3	77	7,6	60	< 0,50	0,06	< 0,50	0,049	0,11	22,8	6,2
FNe11	21,6	18,0	206	7,6	78	3,60	0,03	< 0,50	< 0,010	< 0,05	14,9	11,1
FNa11	12,4	5,6	54	7,1	80	4,20	0,10	3,40	0,050	0,05	7,5	2,2
FNi11	8,3	12,0	102	7,3	60	4,20	< 0,01	2,80	0,030	0,05	7,7	3,9
FNp12	18,3	14,0	158	7,2	60	4,50	0,02	2,00	0,037	0,05	9,5	5,6
FNe12	19,3	14,0	157	7,0	60	< 0,50	0,05	0,60	0,044	0,09	43,1	22,4
FSe11	22,5	19,0	221	7,8	50	1,80	< 0,01	< 0,50	< 0,010	< 0,05	10,0	8,6
FSa11	12,8	10,0	101	7,7	40	2,90	< 0,01	2,10	0,030	< 0,05	10,7	6,1
FSi11	5,5	21,0	172	7,4	60	4,20	0,01	3,10	0,019	< 0,05	7,3	3,2
FSp12	21,5	15,0	172	7,3	40	4,40	< 0,01	0,90	0,039	0,06	18,1	3,2
FSe12	21,2	2,5	29	7,0	40	< 0,50	0,04	< 0,50	0,034	0,16	25,5	24,5
TUe11	22,4	11,0	131	7,2	65	1,80	0,2	< 0,50	< 0,010	0,23	15,3	2,3
TUa11	12,2	6,0	58	7,5	40	4,20	1,2	1,70	0,150	< 0,05	20,1	8,0
TUi11	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
TUp12	17,0	4,5	48	7,4	-	5,30	0,49	0,70	0,100	0,22	16,1	4,4
TUe12	21,2	3,6	42	7,1	-	< 0,50	0,17	< 0,50	-	0,11	22,6	3,4
CPe11	25,3	9,7	120	7,8	40	1,40	0,00	< 0,50	-	0,06	40,0	8,5
CPa11	11,2	9,3	88	8,3	40	0,70	< 0,01	< 0,50	< 0,010	< 0,05	28,1	10,5
CPi11	6,8	22,0	184	8,3	40	1,10	0,04	< 0,50	0,010	0,05	37,6	4,1
CPp12	19,4	8,9	100	7,6	40	4,60	0,03	0,50	0,012	0,11	31,3	7,6
CPe12	24,5	7,9	97	6,9	40	< 0,50	0,03	< 0,5	0,017	0,13	44,4	9,8
ROe11	27,5	14,0	173	8,1	40	1,20	< 0,01	< 0,50	< 0,010	< 0,05	29,4	3,8
ROa11	9,7	2,9	26	7,3	30	1,30	0,79	< 0,50	0,010	< 0,05	21,5	8,2
ROi11	11,4	18,0	170	6,9	0	2,20	0,06	1,10	0,027	< 0,05	15,0	2,6
ROp12	21,4	9,6	111	7,3	0	11,10	0,64	0,70	0,029	0,12	20,8	5,4
ROe12	27,6	11,0	144	6,8	0	< 0,50	< 0,01	< 0,50	0,013	0,07	19,0	11,2
TOe11	27,0	13,0	165	7,6	140	1,30	< 0,01	< 0,50	< 0,010	< 0,05	28,4	2,0
TOa11	10,9	7,6	71	7,1	140	0,50	< 0,01	< 0,50	< 0,010	-	12,6	2,5
TOi11	4,2	9,2	73	6,7	100	0,60	0,04	< 0,50	< 0,010	< 0,05	14,1	3,5
TOp12	19,5	13,0	150	7,1	150	2,00	< 0,01	< 0,50	< 0,010	< 0,05	14,5	5,5
TOe12	22,0	9,6	113	7,0	150	0,50	0,07	< 0,50	0,080	< 0,05	55,5	10,5

Le uniche differenze sono emerse con l'analisi MDS, che ha evidenziato due gruppi di campioni ben distinti: il primo formato dai campioni invernali ed estivi, il secondo formato dai campioni autunnali e primaverili (Fig. 7).

DISCUSSIONE

Sulla base dell'IMPAL le aree umide con estensione perimetrale complessiva superiore a 1000 m sono classificate in II (SO) o in III classe (RO e CA); delle rimanenti ben 4 sono in classe III-IV e una in IV.

L'aspetto maggiormente penalizzante riguarda la vegetazione spondale, talvolta relegata in una fascia eccessivamente esigua; l'ampiezza più frequente rilevata è compresa tra 2-10 m, che corrisponde al punteggio

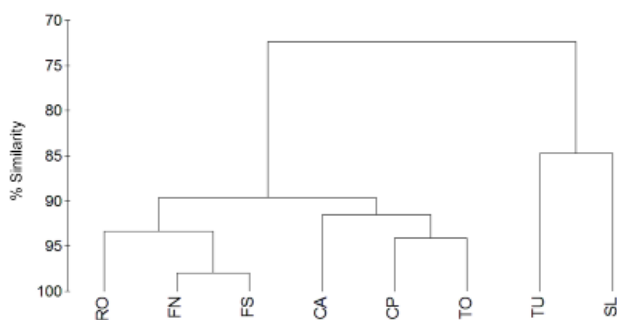


Fig. 5. Cluster analysis dei dati chimici medi (non trasformati) di ciascuna area umida. In questa analisi non sono stati considerati i seguenti parametri: temperatura dell'acqua, trasparenza e quantità di E. coli. Per le sigle si veda Tab. I.

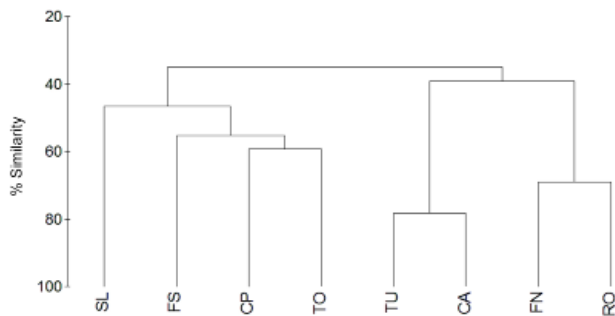


Fig. 6. Cluster analysis dei dati medi di abbondanza (non trasformati) della comunità zooplanctonica. Per le sigle si veda Tab. I.



Fig. 7. MDS della comunità zooplanctonica. I triangoli grigi rappresentano i campioni dei mesi invernali ed estivi mentre i quadrati neri rappresentano i campioni dei mesi primaverili ed autunnali.

Tab. V. Elenco delle specie zooplanctoniche campionate e indici di abbondanza. Per le sigle si veda Tab. I.

	CP	FN	FS	TU	CA	SL	TO	RO
Rotifera								
<i>Asplanchna priodonta</i> Gosse, 1850	+++	++	+	+		+	+++	++
<i>Brachionus calyciflorus</i> Pallas	+/-	+	+	+/-	+/-	+		+
<i>B. falcatus</i> Zacharias								+
<i>B. cluniorbicularis</i> (Skorikov)		+						+/-
<i>B. angularis</i> Gosse, 1851	+++		+/-		+	+++	+	
<i>Keratella quadrata</i> (Müller)	+				+	+/-	++	
<i>Platyias quadricornis</i> (Ehrenberg)								+/-
Copepoda								
Copepoditiformi	+++	++	++	++	+++	++	++	++
Naupli	++	+	++	+	+	+++	++	++
<i>Thermocyclops dybowskii</i> (Lande, 1890)	++	+	+	++	++	+		+/-
Cladocera								
<i>Bosmina longirostris</i> (Müller, 1776)	+	+++	++	+	++	+	+++	++
<i>Daphnia longispina</i> (Müller, 1785)	+/-	++	+/-	+	+/-			++
<i>Pleuroxus aduncus</i> Baird, 1843							+/-	+/-
N totale di specie	7	6	6	5	6	6	5	9

centrale della scala di giudizio.

Pur trattandosi di aree umide peri-urbane, l'esiguità della fascia vegetazionale non dipende tanto dal contesto urbano in senso stretto, quanto piuttosto dalle attività connesse con le pratiche agricole, come la costruzione di argini artificiali per proteggere i campi dalle inondazioni e, soprattutto, i coltivi stagionali e pluriannuali, che talvolta arrivano a raggiungere lo specchio d'acqua con pulizia delle sponde, come nel caso della lanca "Canal di Pum" (CP): su una lunghezza perimetrale complessiva di 743 metri ben 217 sono senza fascia vegetata (punteggio 0) e per altri 163 la fascia è comunque minima (punteggio 1,1).

La lanca della Sora (SO) rientra nella II classe di qualità proprio grazie all'estensione della fascia vegetata perisondale: sulla sponda sinistra la presenza del vicino terrazzo, sulla sponda destra il bosco igrofilo. La classe I non viene raggiunta essenzialmente per la quasi assenza di cintura anfibia lungo i margini, dovuta però non a fattori d'impatto antropico, ma alla presenza di limiti strutturali, in particolare, la sponda verticale senza gradiente batimetrico; seppure la presenza di un canneto o di analoghe formazioni in fascia riparia sia auspicabile dal punto di vista paesaggistico e funzionale, comunque questa lanca ha un discreto livello di naturalità.

Naturalmente l'IMPAL esprime una classificazione che è dichiaratamente indipendente dalla qualità del corpo idrico in sé: la lanca del Topo (TO), per esempio, ha un valore di IMPAL di 4,1 che la pone in classe III-IV nonostante le sue acque siano di buona qualità, mentre la lanca di San Lanfranco (SL) arriva a 5,5 (classe III) nonostante riceva le acque di uno scaricatore di piena del collettore fognario, che dovrebbe attivarsi in occasione di eventi piovosi, ma che in realtà spesso sversa reflui fognari diretti anche in periodi asciutti.

Queste due lanche sono accorpate, però, con quasi 90% di affinità nel dendrogramma (Fig. 2), che avvicina biotopi simili non tanto per classe di qualità (che comunque resta una buona discriminante) ma per punteggi complessivi raggiunti assegnando risposte simili agli stessi indicatori. A questo proposito è particolarmente significativo il cluster CP, TU e RO, tre lanche che hanno classi IMPAL tutte diverse ma sono accomunate da una serie di indicatori fortemente influenzati dall'intensa attività agricola circostante.

Anche le lanche FN e FS, seppure con IMPAL differenti, sono solidamente accorpate in quanto, trovandosi affiancate, hanno di fatto una sponda in comune e sono inserite in un contesto ambientale abbastanza omogeneo. È interessante l'inclusione della Baia del Re nello stesso gruppo con FN e FS, nonostante la mancanza di acqua libera superficiale.

L'isolamento della lanca della Sora (SO) è dovuto al fatto che non ci sono altri biotopi con punteggi così elevati per quasi tutti gli indicatori.

Per la lanca di San Lanfranco (SL) gli effetti dello scaricatore sono ben evidenti dai risultati della caratterizzazione chimica e microbiologica delle aree umide indagate: SL ha un elevato carico di colibatteri e di nutrienti, sono alti anche i valori di COD e il tenore di ossigeno è molto basso. L'ambiente riducente spiega in buona parte l'importanza relativa dell'azoto ammoniacale rispetto alle altre forme azotate e la sua persistenza.

Il livello di saturazione dell'ossigeno disciolto è un indicatore sintetico molto efficace per la valutazione del bilancio metabolico complessivo degli ecosistemi acquatici, soprattutto nei piccoli bacini. Le misure stagionali nelle aree umide hanno rilevato per lo stesso biotopo situazioni diverse, sia sopra- che sottosature. In acque planiziali ferme e poco profonde queste oscillazioni rientrano nella logica del bilancio fotosintesi/respirazione, considerando che il fitoplancton risponde rapidamente a fattori ecologici favorevoli con esplosioni demografiche molto intense, che portano l'ambiente a forti soprassaturazioni diurne, accompagnate da altrettanto forti deficit notturni di ossigeno, in presenza di sola respirazione non sufficientemente bilanciata dalla diffusione dall'atmosfera. Le condizioni tendenzialmente eutrofiche possono talvolta portare a crisi distrofiche anche transitorie, come quelle osservate con decise sottosaturazioni diurne in FS (estate 2012) e RO (autunno 2011).

Nel bacino SL si hanno, invece, sottosaturazioni inferiori al 50% in diverse occasioni; tenuto conto che le misure venivano eseguite circa a metà mattina, risulta evidente che in questo biotopo la fotosintesi non è in grado di bilanciare l'intensa respirazione; è da attendersi, quindi, che nel corso della notte il livello di ossigenazione diventi prossimo a zero.

La sottosaturazione accomuna SL con TU e probabilmente, insieme alla quantità di nutrienti, è discriminante nella separazione di questi due bacini dagli altri nel dendrogramma; le cause, però, sono differenti. Nella lanca TU, infatti, in primavera ed in estate si osserva una totale copertura di lenticchia d'acqua (*Lemna* sp.), che inibisce radicalmente la penetrazione della luce e, di conseguenza, la produzione fotosintetica; inoltre l'ossigeno prodotto dalla stessa lenticchia si libera quasi totalmente in atmosfera. Di conseguenza all'interno del bacino idrico prevalgono decisamente fenomeni di respirazione, legati anche all'elevato carico organico dovuto alla vicinanza di suoli agricoli.

Fatta eccezione per questi due bacini, che comunque hanno una similarità di fondo di oltre il 70% con i rimanenti, tutti gli altri hanno una similarità di circa il

90%, che diventa prossima a 100% per le due lanche gemelle di Montebolone, FN e FS, per le quali è evidente l'alimentazione comune dalla falda nonostante la loro separazione fisica.

La frequenza di segnalazione di *E. coli* in quasi tutti i bacini ad eccezione di TO è indubbiamente legata alla presenza di animali a sangue caldo, uccelli e mammiferi, di cui è simbionte intestinale; tuttavia valori elevati sono da imputare ad animali di grande mole, quindi si tratta di reflui fognari, anche di scarsa portata, o di liquami provenienti da allevamenti e pascolo di bovini, come nel caso della lanca TU.

La caratterizzazione ecologica tramite la comunità zooplanctonica è risultata, invece, poco discriminante (Fig. 6). Lo scarno pool di specie è sostanzialmente replicato nelle diverse aree umide, anche se le differenze di abbondanza diversificano bene gli ecosistemi (Tab. V); tuttavia si rilevano analogie fra biotopi difficilmente interpretabili sulla base dei dati a nostra disposizione e presumibilmente dovute a meccanismi stocastici legati alle vicende particolari di ciascun corpo idrico. È come se si trattasse di un unico, grande, ecosistema di acque lentiche con differenze legate più che altro alla specificità dei microhabitat, nel nostro caso costituiti dalle singole lanche.

Le specie identificate sono spesso euriecie e indicatori di acque eutrofe, come il copepode *Thermocyclops dybowskii*, tipico di bacini piccoli con acque calde (Souza *et al.*, 2008), il cladocero *Bosmina longirostris*, tipico anch'esso di acque eutrofe ed i rotiferi *A. priodonta* e *B. angularis*, classificati come specie β -mesosaprobiche (Sládeček, 1983).

È, però, significativa l'abbondanza di copepoditiformi e di nauplii nella lanca SL, ad indicare una comunità zooplanctonica continuamente alla ricerca di stabilità ma, invece, frequentemente disturbata da eventi irregolari e acuti che ne mantengono la fisiologia pioniera.

CONCLUSIONI

Dal punto di vista ecologico il quadro complessivo è congruente con la storia geomorfologica e antropica di questi biotopi, ormai da tempo separati dal fiume, spesso più volte rimaneggiati dall'intervento dell'uomo, poco profondi, con elevato carico organico accumulato negli anni: sono, infatti, evidenti i segnali di una intensa attività biologica che produce forti scompensi dell'equilibrio dell'ossigeno disciolto, espressione del metabolismo complessivo del sistema.

Si tratta, però, di fenomeni sostanzialmente naturali, legati alla successione ecologica di queste aree laterali fluviali, che progressivamente porta all'impaludamento e, poi, all'interrimento.

In alcuni casi gli impatti antropici diventano evidenti

e producono effetti distrofici: è il caso della lanca di S. Lanfranco (SL), che riceve uno scaricatore di piena ed ha un ricambio molto lento; della lanca "dei Turbin" (TU), probabilmente interessata da liquami bovini; della roggia Canobbio (CA), che riceve reflui da una vicina cascina.

La comunità zooplanctonica è qualitativamente abbastanza omogenea ma risente di dinamiche individuali, specifiche di ciascun biotopo; nel complesso, comunque, si tratta di specie che tollerano bene un elevato carico organico.

L'IMPAL si è rivelato decisamente efficace nel fornire un quadro di sintesi dei diversi biotopi; per le lanche di Montebolone, FN e FS, l'elevata affinità della qualità sia chimico-fisica sia morfo-paesaggistica rilevata dalle analisi autorizza pienamente di considerarle lanche "gemelle", appartenenti ad un'unica realtà ambientale, anche se lo zooplancton ha comunque dinamiche indipendenti.

Nel complesso, la caratterizzazione morfo-paesaggistica fotografa impietosamente una realtà a forte impatto antropico, soprattutto dovuto alle pratiche agricole più che alle aree urbane limitrofe.

Tuttavia le diverse situazioni lasciano un discreto margine per il recupero della funzionalità ecologica, in quanto nelle aree a ridosso dei bacini solo eccezionalmente ci sono manufatti umani stabili; di conseguenza è possibile ricostruire o consolidare la fascia di vegetazione perispondale e la fascia anfibia, laddove la morfologia lo consenta.

L'elemento che in prospettiva sembra essere più preoccupante è, però, l'avanzato stato di maturazione di tutti gli ambienti studiati fra i quali uno, la Baia del Re (RE), è addirittura asciutto di norma da alcuni decenni, seppure ancora parzialmente invaso dal frammiteto; anche per la lanca del Topo, di cui si conosce la batimetria negli anni '80 (Cantonati e Sconfietti, 1996; Paganelli e Sconfietti, 2013), è evidente la tendenza al prosciugamento, anche se rimane un livello idrometrico medio di oltre 1 metro.

Tenuto conto che le dinamiche fluviali che portano lentamente alla formazione di nuove aree umide sono molto alterate dall'azione dell'uomo, che tende a forzare il sistema in un'ottica fessista, la gestione delle aree umide ha due tipi di urgenze: a) il recupero del ruolo funzionale di questi biotopi, molto attivi nell'ambito dei processi autodepurativi; b) il ringiovanimento degli ecosistemi, che ne prolunghi la vita nel tempo.

Il secondo obiettivo prevede per tutte le lanche il rimodellamento delle sponde per creare nuovi habitat ecotonali e l'escavazione del fondale per l'approfondimento. Per il primo obiettivo, invece, sono state individuate alcune priorità sulla base dell'urgenza e della concreta fattibilità degli interventi:

SL - acquisizione dei terreni in sponda destra, fra la lanca e il Ticino (lo specchio d'acqua è demaniale); creazione di una porzione profonda almeno 2 metri per aumentare il volume e la diluizione; impianto di un canneto nel tratto a valle dello scaricatore di piena; potenziamento della vegetazione autoctona acquatica, anfibia e riparia.

CA - acquisizione di una fascia perisondale di 10 metri (lo specchio d'acqua è demaniale); consolidamento del canneto esistente, ora confinato sul perimetro; immissione di parte dei reflui in uscita dal depuratore urbano o, in alternativa, di parte della portata della Vernavola, per garantirne la funzionalità idraulica e favorire i processi autodepurativi;

TO - consolidamento della vegetazione perisondale (specchio d'acqua e terreni limitrofi di proprietà comunale); potenziamento della vegetazione autoctona acquatica, anfibia e riparia.

RE - scotico del canneto esistente; escavazione dell'intero paleoalveo fino a garantire l'emergenza di uno specchio d'acqua stabile; asportazione delle specie arboree alloctone; riposizionamento del canneto in una condizione più favorevole, che ne garantisca la sopravvivenza a lungo termine; impianto ex-novo di vegetazione autoctona acquatica, anfibia e riparia; creazione di isole galleggianti e ripari per pesci.

Il ripristino del collegamento idraulico fra i bacini RE e TO, in gran parte ancora riconoscibile nella morfologia del terreno, andrà a creare un interessante corridoio ecologico, valorizzando anche in termini

fruitivi un'area di facile accesso.

Il fiume Ticino con la sua valle, riconosciuto Patrimonio dell'UNESCO dal 2002, è ricco di aree umide marginali, che svolgono un ruolo prezioso nel mantenimento della funzionalità ecologica e della biodiversità; il ruolo ecologico di queste aree diventa ancora più rilevante in ambito periurbano, dove inevitabilmente l'ecosistema fluviale viene semplificato e banalizzato.

La numerosità delle aree umide in Comune di Pavia, alcune delle quali decisamente urbane, rappresenta un insolito patrimonio naturalistico e paesaggistico che necessita, però, di essere salvaguardato e, in parte, recuperato.

La nostra indagine fornisce, quindi, le basi scientifiche e gli indirizzi gestionali per la progettazione degli interventi migliorativi.

Ringraziamenti

La ricerca è stata in parte eseguita grazie ai finanziamenti della Fondazione Cariplo, Bando 2010 "Tutelare la qualità delle acque", sul progetto "Riqualificazione idromorfologica ed ecologica del fiume Ticino e delle sue aree umide golenali nel tratto in comune di Pavia", che ha visto la partecipazione del Comune di Pavia (capofila), Università di Pavia (partner), Agenzia Interregionale per il Fiume Po – AIPO- ufficio di Pavia (finanziatore), Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino e Sede Territoriale di Pavia della Regione Lombardia (enti sostenitori). Si ringraziano per il supporto durante le attività di campionamento e analisi dei dati chimico-fisici Marianna Pessina e le dott.sse India Pesci, Marta Saltarelli e Roberta Targa.

BIBLIOGRAFIA

- Cantonati M., Sconfietti R., 1996. Short term evolution of the zooplankton community in a lateral fluvial ecosystem, In: Cruz-Sanjulián J., Benavente J. (eds.), *Wetlands: a multiapproach perspective*. Water Research Institute, University of Granada: 131-144.
- Chen G., Dalton C., Taylor D., 2010. Cladocera as indicators of trophic state in Irish lakes. *Journal of Paleolimnology*, **44**: 465-481.
- Clarke K.R., Warwick R.M., 1994. *Change in marine communities: an approach to statistical analysis and interpretation*. Plymouth Marine Laboratory, Plymouth, 144 pp.
- Geldreich E.E., 1966. *Sanitary significance of fecal coliform in the environment*. Federal Water Pollution Control Administration, Cincinnati, 122 pp.
- Kattel G.R., 2012. Can we improve management practice of floodplain lakes using cladoceran zooplankton? *River Research and Applications*, **28**: 1113-1120.
- Jeppesen E., Nøges P., Davidson T.A., Haberman J., Nøges T., Blank K., Lauridsen T.L., Søndergaard M., Sayer C., Laugaste R., Johansson L.S., Bjerring R., Amsinck S.L., 2011. Zooplankton as indicators in lakes: a scientific-based plea for including zooplankton in the ecological quality assessment of lakes according to the European Water Framework Directive (WFD). *Hydrobiologia*, **676**: 279-297.
- Paganelli D., Sconfietti R., 2013. Biodiversity loss in a small riverine wetland of the Ticino river (Lombardia, Northern Italy). *Journal of Limnology*, **72** (3): 573-581.
- Ramsar, 1971. *Convention on Wetlands of international importance especially as Waterfowl Habitat*. Ramsar (Iran).
- Ramsar Convention Secretariat, 2013. *The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands* (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.
- Ren Z., Zeng Y., Fu X., Zhanga G., Chena L., Chena J., Chonb T.S., Wangc Y., Weic Y., 2013. Modeling macro-

- zooplankton and water quality relationships after wetland construction in the Wenyuhe River Basin, China. *Ecological Modelling*, **252**: 97-105.
- Sacchi C.F., Sconfiatti R., Occhipinti A., 1993. Ambienti fluviali marginali: lanche del pavese. *Acqua aria*, **7**: 738-741.
- Sconfiatti R., Cantonati M., 1990. A zooplankton net for very shallow waters. *Rivista di Idrobiologia*, **29**: 669-674.
- Sconfiatti R., Paganelli D., 2012. IMPaL: proposta di un metodo di rapid assessment per la definizione della qualità paesaggistica delle lanche fluviali. *Biologia Ambientale*, **26** (2): 23-31.
- Siligardi M., Avolio F., Baldaccini G., Bernabei S., Bucci M.S., Cappelletti C., Chierici E., Ciutti F., Floris B., Franceschini A., Mancini L., Minciardi M.R., Monauni C., Negri P., Pineschi G., Pozzi S., Rossi G.L., Sansoni G., Spaggiari R., Tamburro C., Zanetti M., 2007. *IFF 2007, Indice di Funzionalità Fluviale. Nuova versione del metodo revisionata e aggiornata*. Lineagrafica Bertelli Editori snc, Trento, 366 pp.
- Sládeček V., 1983. Rotifers as indicators of water quality. *Hydrobiologia*, **100**: 169-201.
- Sousa W., Attayde J., Rocha E., Eskwazi- Santanna E., 2008. The response of zooplankton assemblages to variations in the water quality of four man-made lakes in semi-arid northeastern Brazil. *Journal of Plankton Research*, **30**: 699-708.

***Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae), nel comprensorio di bonifica idraulica della Versilia (Toscana nord-occidentale)**

Paolo Ercolini

Via di Coli e Spezi, 2653/b - 55054 - Piano del Quercione (LU); paolo.ercolini@alice.it

Pervenuto il 13.8.2014; accettato il 14.11.2014

Riassunto

Nel corso dei primi mesi dell'estate 2014, in fossi e canali della Versilia, prevalentemente ricadenti nel comprensorio di bonifica dei comuni di Massarosa e Camaiore (Lucca), sono state raccolte e misurate numerose conchiglie del mollusco bivalve *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834), volgarmente detta vongola di acqua dolce. Si tratta di ritrovamenti sempre più abbondanti nel territorio della Versilia, segno evidente che anche su questo lembo di regione la specie aliena si è acclimatata definitivamente. Il contributo alla conoscenza sulla sua diffusione, dovrà portare a serie riflessioni di carattere conservazionistico e di tutela della diversità biologica ancora presente sul territorio.

Parole chiave: *Anodonta woodiana* / vongola di acqua dolce / specie esotiche

***Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae), in the reclaimed land of Versilia (North-west Tuscany).**

During the early months of summer 2014 we collected and measured several shells of a bivalve mollusc called *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834), commonly known as freshwater clam and mostly found in ditches and canals of the Versilia district in the reclaimed land of Massarosa and Camaiore. It's about a more and more abundant series of findings in the Versilia district and this is an important signal that even in this area the alien species has definitively acclimatized. The contribution to the knowledge about its diffusion may lead to serious reflections about environmental conservation of biological diversity which is still present in that territory.

Key words: *Anodonta woodiana* / freshwater clam / alien species

INTRODUZIONE

Le specie aliene, colonizzando nuovi habitat, spesso entrano in competizione con le forme native assolvendone il ruolo funzionale, alterando così gli equilibri preesistenti e dando il via a processi a cascata, dagli effetti talvolta emblematici. Anche negli ambienti acquatici i risultati più evidenti sono legati ai cambiamenti della biodiversità, con la riduzione dei taxa nelle comunità bentoniche o planctoniche che popolano stagni, laghi e fiumi, nei quali le specie invasive vengono a trovarsi (Arcadipane *et al.*, 2005; Baldaccini, 2008; Gherardi *et al.*, 2010).

Da non sottovalutare inoltre gli alti costi dovuti alle esplosioni demografiche di certe specie, che possono arrecare danni economici consistenti, come nel caso di *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) (Pou-Rovira *et al.*, 2009; Kamburska *et al.*, 2013).

Tra le varie specie segnalate per le acque interne in questi ultimi anni (Gherardi *et al.*, 2008) *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834), grazie alla sua eccellente strategia riproduttiva, esercita inevitabilmente una forte azione competitiva sulle specie native di bivalvi di acqua dolce, rappresentando, tra gli unionidi, ciò che più di tutti identifica

l'immagine della specie invasiva. Questo bivalve presenta una conchiglia che può misurare fino a 30 cm di lunghezza.

Originaria dell'Asia orientale, ma presente anche nel sud-est della Russia, la specie risulta ampiamente diffusa in Cina, Cambogia, Tailandia, Malesia, Giappone e Taiwan (Pou-Rovira *et al.*, 2009). Le prime segnalazioni in Europa risalgono al 1979, quando fu individuata in Romania; poco dopo in Francia nel 1982 e in Ungheria nel 1984 (Pou-Rovira *et al.*, 2009). Successivamente i suoi rinvenimenti si sono estesi in breve tempo a gran parte dell'Europa, inclusa l'Italia, dove sembra essere stata introdotta nel 1996 e ad oggi ormai pienamente acclimatata (Cianfanelli *et al.*, 2007).

In particolare le prime segnalazioni sulla sua presenza si sono avute dal Po, dall'Adige, dal Piave, e ancora Reno, Arno e Tevere, per quanto riguarda i grandi fiumi italiani (Kamburska *et al.*, 2013). Ulteriori segnalazioni sono poi giunte anche dal centro e dal sud della penisola e precisamente nei fiumi Calore Irpino o Beneventano, nel Volturno in Campania, fino nella regione a nord-est di Napoli (De Vico *et al.*, 2007).

La specie è sempre stata oggetto di segnalazione in merito alla sua invasività, fin dal 1969 a Giava, Sumatra e altre isole, in Costa Rica dal 1994 e in Hispaniola, fin dal 1982 (Pou-Rovira *et al.*, 2009).

La causa principale della sua diffusione è da ricercare, con molta probabilità, negli spostamenti di materiale ittico attuati per motivi economici. I pesci, infatti, sono ospiti preferiti degli stadi larvali degli unionidi, denominati *glochidia*. Questi sono in grado di parassitare le pinne e le branchie, usufruendo di una forma di trasporto passivo per colonizzare nuovi spazi, una volta staccatisi dall'ospite per condurre una definitiva vita bentonica (Lajtner e Crnèan, 2011).

Tra le specie ittiche coinvolte, quali vettori delle anodonte, sembra siano particolarmente preposte le specie invasive, in grado di appropriarsi facilmente di un qualsiasi habitat acquatico. Alcuni Autori hanno osservato tale comportamento, registrando tra la gambusia (*Gambusia holbrooki* Girard, 1859) e la carpa (*Cyprinus carpio* Linnaeus, 1758) la più alta capacità di veicolare i *glochidia* (Dudgeon e Morton, 1983). Le larve dei bivalvi, portate dai pesci, giungono con essi dai propri paesi di origine. Il trasporto di numerose specie ittiche, come molti ciprinidi, il più delle volte destinati ai laghetti di pesca sportiva, può aver favorito l'espansione di anodonta verso nuovi territori (Gómez e Araujo, 2008). Secondo questi Autori, i bivalvi autoctoni, dipendono, durante le fasi parassitarie, dalle specie ittiche native.

L'immissione di pesci esotici, può determinare

dunque una selezione dei bivalvi d'acqua dolce del tutto a favore delle specie aliene, dove tra le più versatili ritroviamo proprio *A. woodiana*. L'invasione dei molluschi bivalvi sembra essere stata veicolata anche attraverso alcune specie di ciprinidi, quali la carpa argentata (*Hypophthalmichthys molitrix* Valenciennes, 1844), la carpa testa grossa (*Aristichthys nobilis* Richardson, 1844) e la carpa erbivora (*Ctenopharyngodon idella* Valenciennes, 1844), principalmente introdotte nei bacini naturali per regolare la crescita della vegetazione acquatica (Lajtner e Crnèan, 2011).

Il presente lavoro ha lo scopo di segnalare la specie nel territorio versiliese (Toscana nord occidentale) fornendo un contributo per la conoscenza della sua diffusione sul territorio nazionale.

MATERIALI E METODI

I ritrovamenti di *A. woodiana* risalgono ai mesi di giugno e luglio del 2014 e sono stati effettuati su alcuni canali di bonifica della Versilia. In particolare in quello detto di Acque Alte, ricadente nel Comune di Massarosa (LU), ma anche nel Magazzino (Fig. 1), nella Giralдина e nel Savoia, presenti nel Comune di Camaiore (LU), già monitorati e oggetto di studio in passato (Baldaccini *et al.*, 1997).

In Versilia *A. woodiana* era già stata segnalata da tempo. Infatti, numerosi esemplari dell'unioneide, con una età stimabile tra i cinque e i sei anni, furono rinvenuti, tra il 2005 e il 2008, in bacini chiusi, destinati alla riproduzione artificiale del luccio, prossimi al lago di Massaciuccoli (Ercolini, dato inedito). Dopo tale primo ritrovamento, che sembrerebbe coincidere con la datazione stimata delle prime immissioni di *A. woodiana* in Italia, la sua presenza non era stata fino ad oggi confermata per questa parte della Toscana.

La crescita dei bivalvi dipende da vari fattori



Fig. 1. Raccolta di *A. woodiana* sui canali della Versilia.

quali: velocità dell'acqua e dei livelli termici, tipo di substrato e presenza di macrofite (Kraszewski e Zdanowski, 2007). In genere nei fossi e nei canali della Versilia l'innalzamento della temperatura dell'acqua risulta favorito da una scarsa profondità, mediamente intorno ai 60 cm, con conseguenti rapidi accrescimenti dei bivalvi che li popolano. Nel mese di giugno, le temperature delle acque dei canali oggetto di studio hanno registrato valori prossimi ai 25 °C, condizione ideale per la crescita dei molluschi come riportato da Kamburska *et al.* (2013). Inoltre nei canali dove è stato rinvenuto il maggior numero di bivalvi sono presenti anche rigogliose macrofite acquatiche della famiglia Potamogetonaceae.

I bivalvi esaminati sono stati raccolti a seguito delle attività di manutenzione effettuate dall'Ente Bonifica 1 Toscana Nord su alcuni canali. Con l'estrazione meccanica della vegetazione acquatica dagli alvei, sono portate alla luce anche le numerose anodonte presenti sul fondo.

In totale sono stati raccolti e misurati 129 esemplari. Di essi è stata registrata la lunghezza totale della conchiglia (L) e l'altezza (H), misurata dall'ala laterale alla regione inferiore di una delle due valve, secondo quanto riportato da Nedeau *et al.* (2009). È stata infine stimata l'età, calcolata contando il numero degli anelli che segnano l'accrescimento della conchiglia, tenendo conto delle indicazioni di Urbańska *et al.* (2012). Le misure sono state effettuate con uso di calibro millimetrico.

RISULTATI E DISCUSSIONE

I valori minimi e massimi dei parametri biometrici rilevati sugli individui raccolti sono risultati compresi tra 68 e 204 mm (L) e tra 46 e 126 mm (H); l'intervallo medio di età stimata variava tra 3,5 e 9 anni circa. L'elaborazione grafica delle misure effettuate e delle relative stime sull'età degli individui raccolti (Fig. 2), evidenziano come la popolazione presente nelle acque del comprensorio di bonifica versiliese, sia ormai consolidata e ben rappresentata

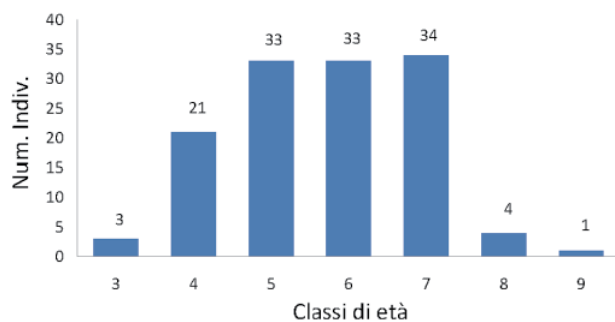


Fig. 2. Stima delle classi di età di *A. woodiana* nel comprensorio versiliese.

da classi di età comprese tra 4 e 7 anni. Poiché il campione non è stato raccolto con metodi finalizzati allo studio della popolazione, è verosimile supporre che la presenza di classi di età più piccole sia stata sottostimata.

Con la misura delle due dimensioni (H e L) è stata calcolata anche una regressione (Fig. 3) la cui linea di tendenza denota una crescita costante degli individui, confermata anche dal rapporto H/L, calcolato

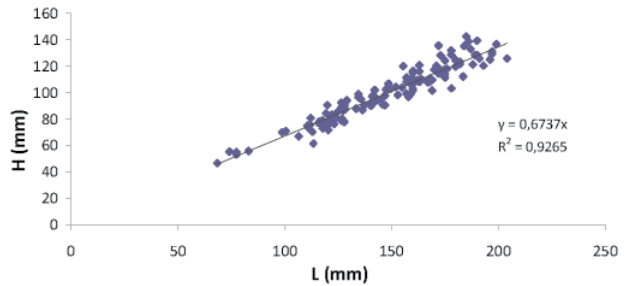


Fig. 3. Relazione tra lunghezza (L) e altezza (H) delle conchiglie presenti sul territorio versiliese.

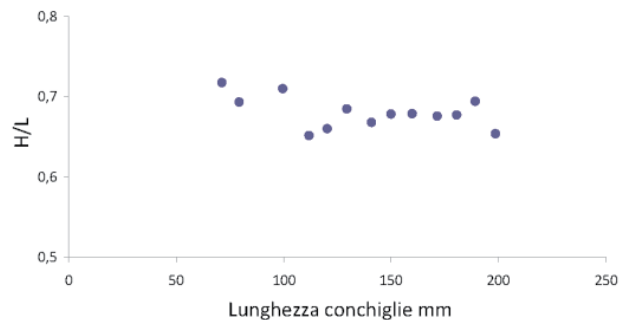


Fig. 4. Andamento del rapporto tra altezza (H) e lunghezza (L) nelle conchiglie raccolte sul territorio (dati medi per classi di lunghezza).



Fig. 5. Nicchi di varie età del fenotipo (*A. woodiana*) rinvenuto nel corso delle indagini sui canali del comprensorio di bonifica (l'apertura del calibro misura 72 mm).

in funzione della lunghezza L (fig. 4), che presenta valori medi (0,68) del tutto confrontabili con quelli rilevati nella maggior parte delle popolazioni considerate da Urbańska *et al.* (2012). Le misure riscontrate nella popolazione della Versilia si discostano invece da quelle rilevate da Afanasjev *et al.* (2001) per la popolazione studiata nel sistema lacustre di Konin, in Polonia centrale, che mediamente si attestano su valori di 0,63.

L'area di studio non è nuova per la presenza di specie esotiche (Baldaccini e Papàsogli, 1989; Baldaccini, 1995; Lastrucci *et al.*, 2005; Ercolini, 2008 e 2011) e i ritrovamenti descritti sembrano fornire un dato definitivo sull'acclimatazione di *A. woodiana* nelle acque del comprensorio di bonifica. La spiccata euriecia del bivalve sembra rendere ineluttabile la sostituzione di *Anodonta cygnea* (Linnaeus, 1758), ormai difficilmente reperibile.

Tale specie risultava segnalata da tempo, tra le province di Massa-Carrara e Lucca, e precisamente nel "Lago di Porta e nei fossi attigui", come sottolinea Simi (1859), già a partire dalla metà del XIX secolo. In quegli anni il bivalve veniva classificato con il nome di *Mytilus cygneus* e comunemente chiamato dallo stesso Autore, "Anodontite cigno". Successivamente Issel (1866) lo segnalò comune in tutta la Toscana e in particolare nella Provincia di Pisa. Brunelli e Cannicci (1942), ne ipotizzarono la presenza anche nelle acque del Lago di Massaciucoli, basandosi sui lavori del suddetto Autore, dato peraltro mai confermato.

Occorre rimarcare le capacità selettive proprie di *A. woodiana* rispetto a specie native quali *A. cygnea* e *Unio elongatulus* C. Pfeiffer, 1825, la cui presenza nell'area di studio meriterebbe di essere approfondita attraverso uno studio mirato. I monitoraggi condotti su altri settori della rete dei canali del comprensorio di bonifica, hanno infatti consentito di registrare la presenza, sebbene occasionale, di *A. cygnea*.

A condizionare fortemente l'habitat dei canali di bonifica sono stati il grado di inquinamento e i periodici interventi di dragaggio degli alvei (Baldaccini *et al.*, 1997), che rappresentano una forte turbativa per le specie bentoniche, sebbene nel contempo possano divenire mezzo di trasferimento di materiale biologico. Ciò è quanto probabilmente accaduto anche con *A. woodiana*, la quale, una volta introdotta in Versilia, è riuscita ad espandere rapidamente il proprio areale di distribuzione, favorita anche dalla interconnessione dei numerosi canali che si intersecano in quest'area. Ipotesi, questa, riconducibile a quanto già osservato e riportato da altri Autori per i canali d'irrigazione (Pou-Rovira *et al.*, 2007).

Per il comprensorio di bonifica della Versilia non

vi sono quindi prove sulla possibile competizione tra la specie esotica e quella autoctona. La capacità di *A. woodiana* di influire effettivamente sulla stabilità della popolazione autoctona, peraltro, non è del tutto chiara. Alcuni Autori non ne sostengono la supremazia; un esempio sarebbe dato dall'osservazione del comportamento adattativo e competitivo delle anodonte nel modenese, dove, secondo Lodde *et al.* (2005), *A. cygnea* non risulterebbe essere in competizione con la specie esotica. Dato quest'ultimo in contrasto con quanto riportato da altri ricercatori che vedono nel lago Balaton il totale rimpiazzo di *A. cygnea* da parte di *A. woodiana*. Questo fattore sarebbe in parte anche dovuto ad una consistente biomassa correlata alla forte capacità di dispersione delle vongole di acqua dolce nel lago Balaton (Benkő-Kiss *et al.*, 2013).

CONCLUSIONI

La diffusione di specie esotiche è senza dubbio da attribuire all'azione dell'uomo che oggi, avendo preso coscienza del problema, sta adoperandosi per mitigarne gli effetti (Genovesi, 2010). Solo con precise regole di comportamento, infatti, si può ancora tentare di arginarlo, cercando di impedire l'ulteriore diffusione della specie segnalata.

Risultano ormai sempre più evidenti le conseguenze dovute agli impatti delle specie invasive e molteplici sono le iniziative intraprese per sviluppare nuove conoscenze e per sostenere un valido approccio per la conservazione della biodiversità. Tuttavia, affinché tale problematica possa essere ampiamente compresa, è necessario mettere a punto un linguaggio comune, di facile comprensibilità, che consenta di analizzare i problemi e trovare le possibili soluzioni per tutti coloro che si occupano delle scienze della conservazione. Un metodo nuovo quindi, che potrebbe risultare utile per esempio a manager e a soggetti preposti alle decisioni strategiche per valutare con maggiore efficacia la frequenza delle minacce a tutti i livelli operativi. Da non sottovalutare, poi, che un lessico comune potrebbe offrire agli ambientalisti di tutto il mondo la concreta possibilità di condividere lo scambio di esperienze, attraverso banche dati, sempre nell'ottica della conservazione della diversità biologica (Salafsky *et al.*, 2008).

Si pone inoltre l'obiettivo di come favorire il ripristino di comunità autoctone legate a questo tipo di ambienti. Alcune soluzioni possibili, sebbene non esaustive, scaturite anche dall'esperienza maturata in questi anni da parte dell'Autore, possono riassumersi nei due punti di seguito elencati:

1. Una buona prassi operativa, nell'ambito delle attività di manutenzione, dovrebbe prevedere un protocollo di lavaggio e pulizia dei mezzi meccanici, prima

di spostare nuovamente le macchine su altri ambiti territoriali. Raramente questo tipo di attività è contemplato o previsto durante le consuete fasi di manutenzione e gestione del territorio. Oltretutto è necessario tener conto del fatto che per quanto riguarda la presenza di bivalvi, quali *A. woodiana*, il maggior rischio di diffusione per un certo habitat acquatico si presenta soprattutto nel periodo primaverile, quando cioè sono in fase di emissione i *glochidia*. Una certa attenzione programmata tempestivamente potrebbe limitare la possibile diffusione di tali organismi, ma anche di frammenti e/o talle di piante esotiche acquatiche, che in breve sono in grado di diffondersi su di un'area a scapito dell'intera biocenosi.

2. Progetti di recupero e ripristino ambientale che contemplino anche la reintroduzione delle specie originarie di molluschi bivalvi che popolavano le aree umide del territorio versiliese, nonché dell'intera penisola italiana. Costituirebbero un primo passo verso la tutela dell'intero ecosistema acquatico, sempre più vulnerabile all'aggressione delle specie esotiche.

Ringraziamenti

Ringrazio il Dott. Gilberto Natale Baldaccini e il Dott. Giuseppe Sansoni, per l'utile scambio di osservazioni avvenuto durante lo svolgimento del presente lavoro e per la lettura critica del manoscritto, e un anonimo revisore che ha migliorato il lavoro, fornendo utili commenti e suggerimenti.

BIBLIOGRAFIA

- Afanasjev A. S., Zdanowski B., Kraszewski A., 2001. Growth and population structure of the mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae) in the heated Konin lakes system. *Archives of Polish Fisheries*, vol. 9 - Fasc. 1: 123-131.
- Arcadipane M., Dalmiglio A., Fazzone A., 2005. Presenza e distribuzione delle specie ittiche indigene ed esotiche nel territorio lombardo. In: Atti del Seminario: "Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della direttiva 2000/60/CE. Trento, 12-13 febbraio 2004". *Biologia Ambientale*, 19 (1): 205-208.
- Baldaccini G.N., 1995. *Considerazioni su alcuni macroinvertebrati dell'area umida del Massaciuccoli (Toscana). Il Bacino del Massaciuccoli*. Collana di Indagini Tecniche e Scientifiche. Consorzio Idraulico di II Categoria. Pacini Editore, Pisa: 91-103.
- Baldaccini G.N., 2008. Specie esotiche: un problema ancora sottovalutato. *Biologia Ambientale*, 22 (n. 1): 41-43.
- Baldaccini G.N., Ercolini P., Giannecchini M., 1997. *Qualità biologica delle acque superficiali della Versilia. II°. Il reticolo idrografico dei fossi di bonifica*. ARPAT, Firenze: 1-20.
- Baldaccini G.N., Papàsogli G.L., 1989. Note sulla malacofauna del territorio versiliese (Toscana). I. *Ferrissia wautieri* "complex" (Mirolli) (Mollusca Pulmonata) nella Macchia Lucchese. *Boll. Malacologico*, 25, 9-12: 355-359.
- Benkő-Kiss Á., Ferincz Á., Kováts N., Paulovits G., 2013. Spread and distribution pattern of *Sinanodonta woodiana* in Lake Balaton. *Managt. Aquatic Ecosyst.*, 408: 1-7.
- Brunelli G., Cannicci G., 1942. Il Lago di Massaciuccoli. *Boll. Pesca Pisc. Idrobiol.*, XVI -Fasc. 1: 5-66.
- Cianfanelli S., Lori E., Bodon M., 2007. Alien freshwater molluscs in Italy and their distribution. In: Gherardi F. (ed). *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution and threats*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 103-121.
- De Vico G., Maio N., Castagnolo L., 2007. Prima segnalazione di *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) per il Sud Italia. *Notiziario della Società Italiana di Malacologia*, 25: 23-25.
- Dudgeon D., Morton B., 1983. The population dynamic and sexual strategy of *Anodonta woodiana* (Bivalvia: Unionacea) in Plover Cove Reservoir, Hong Kong. *Journal of Zoology*, 201 (2): 161-183.
- Ercolini P., 2008. *Pistia stratiotes* L. (Alismatales: Araceae) in Versilia (Toscana nord-occidentale). *Biologia Ambientale*, 22, n. 1: 45-49.
- Ercolini P., 2011. Contributo alla conoscenza di specie esotiche in Toscana: *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms, nel comprensorio di bonifica della Versilia. *Biologia Ambientale*, 25, n. 2: 55-59.
- Genovesi P., 2010. Le invasioni biologiche: le azioni di ISPRA per rispondere a questa minaccia. *Conferenza ISPRA per la conservazione della biodiversità. Ricerca applicata, strumenti e metodi*. Roma 24, 25 e 26 novembre, 2010.
- Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., Rossetti G., Rota E., Scalera R., Zerunian S., Tricarico E., 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biol. Invasions*, 10: 435-454.
- Gherardi F., Occhipinti-Ambrogi A., Savini D., Tricarico E., 2010. Xenodiversità animale nel bacino idrografico del Po. In: Atti XVIII congresso S.It.E., Parma 1-3 settembre 2008, sessione speciale "Aggiornamento delle conoscenze

- “sul bacino idrografico Padano”, a cura di P. Viaroli, F. Puma e I. Ferrari. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 129-134.
- Gómez I., Araujo R., 2008. Channels and ditches as the last shelter for freshwater mussels. The case of *M. auricularia* and other naiads at the mid Ebro River basin, Spain. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **18**: 658-670.
- Issel A., 1866. Dei Molluschi raccolti nella provincia di Pisa. *Memorie della Società delle Scienze Naturali*, **11** n. 1. Coi tipi di Giuseppe Bernardoni. Milano.
- Kamburska L., Lauceri R., Riccardi N., 2013. Establishment of a new alien species in Lake Maggiore (Northern Italy): *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae). *Aquatic Invasions* (2013). Vol. **8**, Issue 1: 111-116.
- Kraszewski A., Zdanowski B., 2007. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca). A new mussel species in Poland: occurrence and habitat preferences in the lake system. *Polish Journal of Ecology*, **55** (2): 337-356.
- Lajtner J., Crnèan P., 2011. Distribution of the invasive bivalve *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) in Croatia. *Aquatic Invasions*. Vol. **6**, Supplement 1: 119-124.
- Lastrucci L., Foggi B., Becattini R., 2005. *Myriophyllum aquaticum* (Vell.) Verdc. (Haloragaceae): una nuova specie esotica invasiva per la Toscana. *Informatore Botanico Italiano*, **37** (2): 1133-1136.
- Lodde A., Palmerini E., Castagnolo L., 2005. *Reproductive strategy of Anodonta woodiana (Lea, 1834) (Mollusca, Bivalvia, Unionidae) population from a Modena canal, a non-indigenous species in Italy*. Poster. INWAT: Biological invasions in inland waters. Firenze, May 5-7, 2005.
- Nedea J. E., Smith K. A., Stone J., Jepsen S., 2009. *Freshwater Mussel of the Pacific Northwest*. Second Ed. The Xerces Society for Invertebrate Conservation, Portland, Oregon: 1- 51.
- Pou-Rovira Q., Araujo R., Boix D., Clavero M., Feo C., Ordeix M., Zamora L., 2009. Presence of the alien chinese pond mussel *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae) in the Iberian Peninsula. *Graellsia*, **65** (1): 67-70.
- Pou-Rovira Q., Clavero M., Zamora L., 2007. *Els peixos de les Gavarres i entorns*. Consorci de les Gavarres. Monells, Girona: 1-135.
- Salafsky N., Salzer D., Stattersfield A.J., Hilton-Taylor C., Neugarten R., Butchart S.H.M., Collen B., Cox N., Master L.L., O'Connor S., Wilkie D., 2008. A Standard Lexicon for Biodiversity Conservation: Unified Classifications of Threats and Actions. *Conservation Biology*, volume **22**, No. 4: 897-911.
- Simi E., 1859. *Prodromo della fauna della Versilia. Ossia catalogo degli animali*. A cura di A. Bartelletti. Baroni Ed.: 1-248.
- Urbańska M., Lakomy A., Andrzejewski W., Mazurkiewicz J., 2012. The story of one clam. Probably the oldest location of the Chinese pond mussel *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae) in Poland. *Oceanological and Hydrobiological Studies. International Journal of Oceanography and Hydrobiology*, **41**, Issue 1: 41-45.

Strade e mortalità faunistica: un caso di studio in Umbria

Chiara Moretti, Bernardino Ragni*

Dipartimento di Chimica, Biologia, Biotecnologie, Università degli Studi di Perugia, Via Elce di Sotto I-6123 Perugia

* Referente per la corrispondenza: bernardino.ragni@unipg.it

Pervenuto il 31.10.2014; accettato il 19.2.2015

Riassunto

Lo studio ha lo scopo di misurare la mortalità stradale della fauna, prendendo a campione un'area umbra che si ritiene rappresentativa della rete viaria regionale, fornendo un primo livello di conoscenza del fenomeno. Sono presi in considerazione 18 gruppi di parametri ciascuno con diverse varianti, rilevati su un campione di 10 strade regionali per uno sviluppo totale di 141 km in un anno solare completo. Sono stati percorsi 3787 chilometri nelle 27 uscite totali, rilevati 688 individui investiti totali ripartiti in maniera diversa per le diverse strade. La mortalità faunistica risulta funzione dello sviluppo chilometrico stradale. In Umbria vengono investiti e uccisi non meno di 0,03–0,3 Tetrapodi per chilometro al giorno; alla fine di un anno solare, sulla rete stradale umbra, i Tetrapodi morti potranno variare da 71000 a 710000. La strada umbra più impattante per la fauna a Tetrapodi risulta possedere il seguente profilo strutturale: pavimentata in conglomerato bituminoso; quattro corsie e barriera centrale spartitraffico; sostenuta da rilevato; alti livelli di traffico veicolare; rango amministrativo elevato. Quando gli anzidetti cinque caratteri si coniugano con particolari condizioni stagionali, meteoriche o astronomiche (es., primavera e luna calante) l'impatto delle strade regionali raggiunge la sua maggiore espressione.

PAROLE CHIAVE: Tipologie stradali / traffico veicolare / impatto faunistico

Roads and wildlife mortality: an Umbrian case study (Italy)

The sample of the study was a 141 kilometres of local, regional and stataal roads where the researchers developed 3787 kilometers of patrolling throughout a solar year (12 months, 4 astronomical seasons). The work led to collect the observation of 688 road killed animals (Mammals, Birds, Reptiles and Amphibians). The road-type characterised by the highest mortality rate in Umbria was: asphalted, four-laned with central "jersey", on embankment, with high level of traffic, administrative high ranked, in spring, with waning moon. The faunal road mortality in the region could be estimated on 0.03–0.3 animal per km per day leading to an overall figure of 71000- 710000.

KEY WORDS: roads / wildlife / mortality

INTRODUZIONE

Il moltiplicarsi delle infrastrutture viarie (strade, autostrade, ferrovie e canali navigabili) provoca pesanti impatti sull'ambiente e sulla biodiversità (Dinetti, 2000).

I principali effetti sono:

- la distruzione e alterazione degli ecosistemi dovuta al fatto che le nuove opere infrastrutturali occupano uno spazio con svincoli, aree di servizio, ponti, ecc. Le strade, ma soprattutto le superstrade e le autostrade,

innescano processi di urbanizzazione del territorio (nuove zone industriali, supermercati, ecc.);

- varie forme di disturbo e di inquinamento (luci, rumore del traffico, ecc.);
- la mortalità diretta, in quanto molti animali selvatici vengono investiti dai veicoli;
- l'effetto barriera, dovuto all'incapacità di molte specie soprattutto se di piccola taglia, di attraversare la

nuova infrastruttura.

L'effetto barriera provoca la frammentazione degli habitat, considerata oggi una delle principali cause di perdita di biodiversità a livello globale, la mortalità diretta di molti animali selvatici investiti da veicoli e impedisce lo svolgimento naturale degli scambi genetici fra gli individui delle popolazioni separate, determinando (Scoccianti e Cigna, 1999; Scoccianti, 2001; Battisti e Romano, 2007):

- una forte compromissione del naturale svolgimento dei movimenti migratori, dispersivi e, in genere, del successo riproduttivo delle specie in quel territorio;
- l'isolamento genetico pressoché completo, a medio-lungo termine, delle popolazioni residenti sui due lati della strada;
- l'impoverimento numerico degli individui che costituiscono la popolazione in seguito a mortalità diretta.

Oltre all'attraversamento volontario –che avviene durante la perlustrazione dell'*home range*, la ricerca dell'alimento o di un *partner*, durante un fenomeno migratorio (ad esempio gli Anfibi durante le migrazioni riproduttive), durante la fase di dispersione dei giovani e dei sub-adulti– sussistono altri motivi per cui un animale può trovarsi su una strada al momento del passaggio di un veicolo. Fra le principali ragioni sono da ricordare (Scoccianti e Ferri, 2000):

- la ricerca per fini trofici di resti di altri animali morti in seguito ad investimento;
- la ricerca presso la strada di altre condizioni microclimatiche;
- la disponibilità di siti di nidificazione e/o rifugio sui lati della strada;
- la presenza di vegetazione incolta delle scarpate in cui rifugiarsi e nidificare (importante soprattutto nelle zone molto antropizzate e coltivate);
- la facilità per un predatore di individuare la preda;
- la presenza di posatoi quali recinzioni, fili elettrici, pali, ecc;
- l'utilizzo della sede stradale come luogo di richiamo.

La mortalità diretta della fauna è particolarmente significativa: a livello europeo la stima del numero totale di Uccelli e Mammiferi uccisi sulle strade varia da 10 a 100 milioni/anno (Sainsbury *et al.*, 1995), ponendo questo fattore al primo posto tra le cause di morte. Nel solo Regno Unito per gli Uccelli le stime oscillano da 1-10 a 30-70 milioni di individui/anno (Anderson, 1994; Sainsbury *et al.*, 1995). In Francia si stima una mortalità annua di circa 14.000 caprioli, 900 cinghiali e 560 cervi (Office National de la Chasse, 1994). In Olanda circa il 25% dei tassi viene ucciso direttamente o indirettamente dal traffico stradale (Bekker e Canters, 1997).

Attualmente la problematica è ritenuta critica non solamente nel Vecchio Mondo, dove l'infrastrutturazione stradale ha una storia millenaria, ma anche in paesi del Nuovo Mondo dove lo sviluppo delle

reti di comunicazione è avviato da qualche decennio (Da Silva *et al.*, 2014). Le stime della mortalità non rendono del tutto conto del fenomeno, in quanto gran parte degli incidenti non viene registrato, molti individui muoiono lontano dal luogo dell'incidente, negli ambienti circostanti le strade, oppure vengono consumati dalle specie spazzine, quali ad esempio cornacchie, gazze e volpi.

L'impatto del traffico stradale sulla fauna non solo può provocare l'estinzione locale di intere popolazioni animali, ma può porre a serio rischio l'incolumità dei conducenti dei veicoli coinvolti, soprattutto se la velocità è elevata e la specie investita è di dimensioni medio-grandi (Dinetti, 2004).

In Italia secondo i dati ISTAT relativi al periodo 1995-2000, ci sono stati 2.083 incidenti stradali con animali, che hanno provocato 76 vittime umane; il costo medio annuo dell'incidente per veicolo è variato tra 350 e 880 euro. Anche i casi di attraversamento di animali di piccola taglia possono essere causa di incidenti stradali con gravi conseguenze per l'uomo: la presenza di Anfibi morti può ad esempio diminuire la sicurezza soprattutto per i motociclisti, a causa della maggior scivolosità del manto stradale (Scoccianti, 1997); urti improvvisi con Uccelli possono indurre brusche frenate o sterzate (Dinetti, 2000). La tendenza degli incidenti è in aumento, poiché anche il traffico e le infrastrutture si vanno diffondendo molto rapidamente. La rete delle infrastrutture è in costante sviluppo, sia in Italia che in Europa, e con essa anche la motorizzazione sta subendo un forte incremento: si prevede che nel 2025 il livello sarà tra il 161 e 198% più elevato rispetto al 1993 (ISTAT). Quindi è verosimile presupporre che queste problematiche nel futuro aumenteranno anche perché le strade stanno occupando sempre più le aree protette, habitat faunistici che ora sono raggiunti dalla presenza umana (Dinetti, 2004).

Data la molteplicità dei fattori in gioco e l'importanza dell'argomento è nata una nuova disciplina, la "*Road ecology*" che si avvale della collaborazione di zoologi, botanici, ecologi e ingegneri (Fabrizio, 2008).

Scopo del presente lavoro è quello di fornire un primo livello di conoscenza del fenomeno e contribuire a ridurne gli effetti, tutelando sia la fauna che i conducenti dei veicoli.

MATERIALI E METODI

Area di studio

L'attività si basa sul percorrere un prestabilito itinerario di rilevamento del fenomeno in studio (transetto); a tal fine è stato individuato (Carta 1) un insieme stradale capace di campionare le diverse tipologie regionali e le stazioni di conteggio dei veicoli.

Le strade costituenti il transetto sono:

- SS 3 Bis Tiberina;
- SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino, divisa in due tratti: dal km 22 al km 44 e dal km 6 al km 21;
- SS 318 di Valfabbrica, divisa in tre tratti: dal km 1 al km 7, dal km 8 al km 23 e dal km 24 al km 37;
- SP 175 I Tratto Bosco;
- SS 298 Eugubina, divisa in due tratti: I Tratto dal km 34 al km 42 e Tratto dal km 16 al km 33;
- SP 205 di Mocaiana II Tratto;
- SP 206 di Montelovesco;
- Strada Frontile Tegolaro;
- Strada Rancolfo-Valcaprara;
- Strada per Rancolfo.

Il loro insieme è pari ad uno sviluppo lineare totale di 141 km.

Lavoro di campo

Lo sforzo di campionamento è stato: 27 uscite giornaliere, 3787 chilometri percorsi complessivamente (141 km/uscita) per un totale di 202,50 ore (7,5 ore/uscita) di cui 87,75 impiegate per il conteggio dei veicoli (3,25 ore/uscita).

Lo studio analizza il rapporto tra mortalità, tipologie viarie e incidenza di parametri ambientali (fasi lunari e stagioni) e strutturali (numero di corsie, pavimentazione della carreggiata, veicoli per chilometro e veicoli per chilometro all'ora, ecc.).

A tal fine i parametri presi in considerazione sono: Lunghezze, parziali e totali delle strade (km); Tipologie delle carreggiate (Raso, Rilevato, Viadotto, Trincea, Semitrincea; Edifici in prossimità, Senza edifici in



Carta 1. Area di studio, ubicata nell'Umbria centro-settentrionale, con il transetto di rilevamento in forma di circuito chiuso irregolare.

prossimità; Pavimentate, Terra battuta; 2 corsie, 4 corsie); Traffico totale (passaggi veicolari); Traffico chilometrico (veicoli/km); Tempo di rilevamento del traffico (ore); Traffico orario (veicoli/h); Traffico orario per chilometro (veicoli/h/km); Morti per strada; Morti totali; Vivi per strada; Vivi totali; Tempo di rilevamento morti (giorni); Mortalità chilometrica (morti/km); Mortalità giornaliera (morti/giorni); Mortalità chilometrica giornaliera (morti/km/giorni); Morti per tipologia di carreggiata; Fasi lunari e loro effetto (Giorni luna crescente, Giorni luna calante; Morti con luna crescente, Morti con luna calante; Vivi con luna crescente, Vivi con luna calante); Stagioni e loro effetto (Giorni di Primavera, Estate, Autunno, Inverno; Morti di Primavera, Estate, Autunno, Inverno; Vivi di Primavera, Estate, Autunno, Inverno).

Allo scopo di documentare la fenologia circannuale il campionamento è stato condotto dal 31 marzo 2010 al 30 marzo 2011. I rilievi di campo vengono effettuati ogni 15 giorni, così da ottenere un'uscita con luna calante e una con luna crescente, per un totale di 25 (7 in Primavera, 6 in Estate, 5 in Autunno e 7 in Inverno): 31 marzo, 15 e 29 aprile, 12 e 26 maggio, 10 e 23 giugno, 7 e 22 luglio, 8 e 17 agosto, 1, 15 e 30 settembre, 13 e 28 ottobre, 10 e 25 novembre, 22 dicembre, 5 e 19 gennaio, 3 e 16 febbraio, 1, 15 e 30 marzo. Si è scelto di ubicare le uscite nel fine settimana (sabato e/o domenica) allo scopo di attendersi la minore intensità di traffico possibile, soprattutto di mezzi pesanti.

Il transetto a forma di anello è stato percorso partendo sempre dallo stesso punto in modo alternato sia in senso orario che antiorario affinché il conteggio dei veicoli di ogni singola strada non venisse effettuato sempre allo stesso orario.

Su ciascuno dei 14 tratti strutturalmente omogenei nei quali è stato suddiviso il transetto è stata ubicata una stazione di conteggio dei veicoli. La sosta in ogni punto è stata di 15 minuti ed il valore così ottenuto è stato moltiplicato per 4, così da ottenere il traffico orario (TO). Per la tipologia di strada a quattro corsie con spartitraffico, è stato effettuato un conteggio simultaneo sulle due corsie di marcia.

Le osservazioni sono state effettuate nelle migliori condizioni possibili di visibilità (dall'alba alle prime ore del pomeriggio) da un equipaggio formato da 2 operatori, un conducente ed un rilevatore; il rilevatore è sempre lo stesso (Moretti). Detta unità di rilevamento si è spostata in automobile, percorrendo i tratti stradali prescelti alla velocità costante di 40–50 km/h, registrando tutti gli individui incontrati (sia vivi che morti) su una scheda appositamente predisposta.

Il ricercatore procede immediatamente alla determinazione specifica dell'animale osservato e rileva la precisa ubicazione dello stesso lungo il percorso

mediante l'utilizzo del GPS.

Laddove è possibile o necessario, ad ogni *waypoint* viene associata una fotografia in cui è riportato il nome comune, il numero di *waypoint* corrispondente e la data di rinvenimento.

La determinazione specifica dei soggetti rilevati è effettuata sulla base delle competenze degli Autori; quando necessario si ricorre alla determinazione comparativa sulla base di manuali di riconoscimento e trattati sulla fauna a Tetrapodi dell'Umbria (Macdonald e Barrett, 1993; Magrini e Gambaro, 1997; Perrins, 1987; Ragni, 2002; Ragni *et al.*, 2006; Spilinga *et al.*, 2013).

Nella prassi della *Road ecology* uno dei rinvenimenti stradali più frequenti è quello di una massa informe spacciata sulla pavimentazione quasi mai attribuibile ad una specie, solo raramente a generi e famiglie tassonomici. Tali reperti, coloritamente definiti "URP", cioè *unidentified road pizza* da Nelson (2003) nel presente lavoro sono definiti "indeterminati".

Ad ogni uscita tutti i *waypoint* relativi sia agli individui rinvenuti morti sia ai vivi sono riportati su carta, con il supporto di *Mapsource*.

Sul campo viene anche eseguita l'analisi delle caratteristiche strutturali delle strade e del contesto ambientale limitrofo alla strada al fine di confrontare questi dati con l'andamento lineare della mortalità stradale.

Si effettua la valutazione della pendenza delle scarpate, individuando i 45° come limite massimo di superabilità dei Tetrapodi terrestri. La ricaduta delle pendenze in intervalli superiori o inferiori a detto limite è stimata speditivamente dal rilevatore sulla base del "miglior parere dell'esperto" espresso dagli Autori.

Definizione delle tipologie strutturali e circostanziali delle strade:

- carreggiata a raso: la sede stradale si sviluppa sullo stesso livello del circostante piano di campagna (Fig. 1);
- carreggiata su rilevato: la strada è sopraelevata rispetto al piano di campagna ed è sostenuta da terrapieno a sezione trapezoidale (Fig. 2);
- carreggiata su viadotto: la sede stradale è sopraelevata rispetto al piano di campagna ed è sostenuta da un manufatto in forma di ponte ad arcate plurime, in muratura o cemento armato, pervio ortogonalmente alla strada (Fig. 3);
- carreggiata in trincea: la strada scorre su di un livello inferiore al piano di campagna, ai suoi lati si formano scarpate sopraelevate di pari altezza; la sezione trasversale che ne deriva è quella di un trapezio rovesciato (Fig. 4);
- carreggiata in semitrincea: la sede stradale è posta, rispetto al rilievo sul quale scorre, a "mezza costa", fiancheggiata da un lato da una scarpata a monte del



Fig. 1. Esempio di carreggiata a raso (Strada per Rancolfo).



Fig. 2. Esempio di carreggiata in rilevato (SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino).



Fig. 3. Esempio di carreggiata su viadotto (SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino).



Fig. 4. Esempio di carreggiata in trincea (SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino).



Fig. 5. Esempio di carreggiata in semitrincea (SS 298 Eugubina).



Fig. 6. Esempio di carreggiata pavimentata (SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino).



Fig. 7. Esempio di carreggiata non pavimentata (Strada Frontile Tegolaro).



Fig. 8. Esempio di carreggiata a 4 corsie di marcia con spartitraffico (SS 318 di Valfabbrica – I Tratto dal km 1 al km 7).



Fig. 9. Esempio di carreggiata a due corsie di marcia (SS 298 Eugubina).



Fig. 10. Esempio di edifici ai margini della carreggiata (SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino).

piano stradale e, dal lato opposto, da una scarpata sita a valle del piano stradale (Fig. 5);

- carreggiata pavimentata: il substrato di scorrimento del traffico è ricoperto da conglomerato bituminoso o massetto cementizio (Fig. 6);
- carreggiata non pavimentata: il substrato di scorrimento del traffico non è ricoperto da alcuna pavimentazione e si presenta in terra battuta (Fig. 7);
- carreggiata a 4 ed a 2 corsie di marcia (Fig. 8; Fig. 9);
- edifici in prossimità: manufatti insediativi a scopo residenziale o produttivo, ubicati entro una fascia di 25 metri dalle banchine laterali; la profondità di tale fascia è stimata sulla base di osservazioni dirette e radiotelemetriche sull'effetto respingente degli edifici nella mobilità di Tetrapodi terricoli selvatici (B. Ragni, *in verbis*) (Fig. 10).

Le tipologie di carreggiata sono tutte georeferenziate mediante l'utilizzo del GPS: ogni tipologia è localizzata da un punto di inizio e uno di fine.

Gli edifici ricadenti nell'anzidetto *buffer* sono suddivisi in "abitazione" e "industria"; ogni isolato è localizzato da un punto di inizio e uno di fine tramite georeferenziazione GPS.

Riferimenti spazio-temporali

Tutti dati rilevati sul campo, dagli animali morti a quelli vivi, dalle strutture stradali ai manufatti e caratteri ambientali presi in considerazione, sono stati geo- e crono-riferiti tramite terminale palmare GPS (*Global Positioning System*) eTrex Vista HCx della Garmin Ltd (Southampton, UK) con riferimento cartografico WGS84 e temporale GMT+1.

Analisi ed elaborazione dei dati

Vengono effettuati:

- conteggio degli individui totali sia vivi che morti, suddivisi per ogni strada, per classe e per specie;
- conteggio dei giorni di luna calante e luna crescente e degli individui sia vivi che morti ricadenti nelle due fasi;
- conteggio dei giorni relativi alle quattro stagioni e di tutti gli individui ricadenti in esse;
- calcolo del tempo di rilevamento dei morti (giorni dedicati al rilevamento dei morti), mortalità chilometrica (morti/km), mortalità giornaliera (morti/giorno) e mortalità chilometrica giornaliera (morti/km/giorno);
- conteggio dei veicoli totali e suddivisi per ogni singola strada;
- calcolo del traffico chilometrico (veicoli/km), tempo di rilevamento del traffico (ore dedicate al rilevamento del traffico), traffico orario (veicoli/h) e traffico orario per chilometro (veicoli/km/h).

L'individuazione su carta delle diverse tipologie viarie e la presenza di manufatti georeferenziati nella seconda fase di campo, viene realizzata con il supporto di *MapSource*.

Sulle carte si effettua il conteggio dello sviluppo metrico lineare di ogni tipologia di carreggiata e di ogni edificio.

Successivamente, sulle carte contenenti i dati delle tipologie viarie e della presenza di edifici, vengono riportati i *waypoint* riguardanti gli individui rinvenuti morti e gli avvistamenti eseguiti nella prima fase di campo. Questa operazione permette di individuare per ogni strada costituente il transetto il numero totale di morti per ogni tipologia viaria e in presenza/assenza di edifici.

Mediante l'applicazione dei test *Goodness of fit* (χ^2), Intervalli Fiduciali del Bonferroni (IFB), Indice di Jacobs (J), vengono individuate eventuali associazioni tra mortalità e:

- tipologia della carreggiata, sia inerente tutto il transetto sia ogni singola strada;
- presenza/assenza di edifici, sia inerente tutto il transetto sia ogni singola strada;
- presenza o meno di pavimentazione stradale (strada pavimentata e strada in terra);
- numero di corsie costituenti la carreggiata;
- fasi lunari;
- stagioni.

Nell'applicazione del χ^2 , laddove le frequenze attese relative alle strade in studio non superino la soglia di 5,0 (Fowler e Cohen, 2002) viene verificata la opportunità di accorpamento tra strade come un unico tratto. Ciò diventa possibile allorché le due strade siano in continuità tra di loro sia spazialmente che strutturalmente.

Sono utilizzati il test di correlazione di Pearson (r) o il test di correlazione per ranghi di Spearman (rs) per

individuare eventuali relazioni tra il numero di morti e:

- chilometri di ogni strada;
- veicoli per chilometro di ogni strada (veicoli/km);
- il traffico orario di ogni strada (veicoli/ora);
- veicoli per chilometro all'ora di ogni strada (veicoli/km/h).

Viene anche realizzata una suddivisione delle strade in: statali, provinciali, comunali.

Riguardo alle dimensioni del campione di osservazioni che è possibile raccogliere con il metodo del transetto in auto, risulta evidente la estrema difficoltà di valutare quanto effettivamente sia grande la "popolazione" degli animali che decedono per effetto del traffico stradale: dati precisi non saranno mai conosciuti.

In generale si ritiene che un'accurata osservazione dall'automobile possa rilevare non meno del 10% dei soggetti che effettivamente muoiono a causa del traffico stradale (Adams e Geis, 1978) naturalmente con riferimento ai Tetrapodi, mentre dell'innumerabile "popolazione" di Invertebrati che rimane vittima dei veicoli sulle strade, nessuno saprà mai nulla.

Limitatamente ai Tetrapodi sono difficilmente suscettibili di conteggio gli animali più piccoli e quelli caduti ai margini della strada; i molti che, investiti, muoiono altrove o vengono asportati dalla carreggiata dalle specie "spazzine" e dagli operatori addetti alla manutenzione e alla pulizia delle strade.

Quanto ai *taxa* domestici, pari al 22% dei soggetti rilevati morti ed al 4% di quelli osservati *in vivo* (Tab. I) non si è ritenuto opportuno trattarli separatamente in quanto tali individui potevano trovarsi in una condizione di inselvatichimento temporaneo o permanente, quindi funzionalmente inseriti, sia etologicamente che ecologicamente, con gli ambienti attraversati dal transetto.

RISULTATI

Sono stati rilevati, in totale, 2429 *waypoint* (comprensivi, oltre ai soggetti rilevati morti e vivi, anche di tutte le geo-referenziazioni puntiformi descrittive le dimensioni lineari e areali delle strade, degli annessi, dei manufatti, delle strutture, presi in considerazione nello studio). Tutti gli individui rilevati morti sono stati determinati a livello di classe, mentre 263 di tali reperti *in carne* risultano variamente determinabili ai livelli tassonomici sub-classe e sopra-specifici; per i restanti è stata possibile la determinazione specifica (n = 33); i 48 soggetti osservati *in vivo* sono determinati a livello di specie (n = 14).

I principali risultati di base e di prima elaborazione sono riportati nella tabella I.

DISCUSSIONE

Nell'ambito dei soggetti investiti e uccisi dal traffico veicolare rilevati dal presente studio si evidenzia l'assenza di macroammiferi (taglia superiore a quella

Tab. I. Principali risultati di base e di prima elaborazione.

Traffico veicolare			
Ore di rilevamento		351	
Passaggi rilevati		66080	
Traffico chilometrico (veicoli/km)		469,99	
Traffico orario (veicoli/h)		188,26	
Traffico orario per chilometro (veicoli/h/km)		1,34	
Tetrapodi rinvenuti morti			
Giorni di rilevamento		189	
Individui rilevati		688	
Classi		Fn	F%
Mammiferi		498	72,38
Uccelli		139	20,20
Rettili		9	1,31
Anfibi		42	6,10
TOT		688	100
Specie		Fn	F%
Riccio	<i>Erinaceus europaeus</i>	155	22,53
Gatto domestico	<i>Felis silvestris catus</i>	90	13,08
Rospo	<i>Bufo bufo</i>	29	4,21
Istrice	<i>Hystrix cristata</i>	17	2,47
Merlo	<i>Turdus merula</i>	16	2,32
Lepre	<i>Lepus europaeus</i>	13	1,89
Civetta	<i>Athene noctua</i>	13	1,89
Fagiano	<i>Phasianus colchicus</i>	12	1,74
Tasso	<i>Meles meles</i>	10	1,45
Cornacchia grigia	<i>Corvus cornix</i>	9	1,31
Volpe	<i>Vulpes vulpes</i>	8	1,16
Passero	<i>Passer domesticus</i>	6	0,87
Ratto bruno	<i>Rattus norvegicus</i>	5	0,73
Puzzola	<i>Mustela putorius</i>	4	0,58
Barbagianni	<i>Tyto alba</i>	4	0,58
Pettiroso	<i>Erithacus rubecula</i>	4	0,58
Cardellino	<i>Carduelis carduelis</i>	4	0,58
Scoiattolo	<i>Sciurus vulgaris</i>	3	0,44
Tortora	<i>Streptopelia turtur</i>	3	0,44
Cane	<i>Canis lupus familiaris</i>	2	0,29
Nutria	<i>Myocastor coypus</i>	2	0,29
Donnola	<i>Mustela nivalis</i>	2	0,29
Gazza	<i>Pica pica</i>	2	0,29
Colombo	<i>Columba livia</i>	2	0,29
Biscia d'acqua	<i>Natrix natrix</i>	2	0,29
Faina	<i>Martes foina</i>	1	0,15
Picchio verde	<i>Picus viridis</i>	1	0,15
Germano reale	<i>Anas platyrhynchos</i>	1	0,15
Passera d'Italia	<i>Passer italiae</i>	1	0,15
Pollo	<i>Gallus gallus domesticus</i>	1	0,15
Biacco	<i>Hierophis viridiflavus</i>	1	0,15
Vipera	<i>Vipera aspis</i>	1	0,15
Saettone	<i>Zamenis longissimus</i>	1	0,15
TOT		425	100,00

Struttura stradale					
Tipologia carreggiate	Lunghezze (m)		Morti		
	Fn	F%	Fn	F%	
A raso	45284	32,20	207	30,09	
Su rilevato	16825	11,96	166	24,13	
Su viadotto	17384	12,36	128	18,60	
In trincea	5622	4,00	30	4,36	
In semitrincea	55509	39,47	157	22,82	
Con edifici	14804	10,53	75	10,90	
Senza edifici	125820	89,47	613	89,10	
Pavimentata	132485	94,21	684	99,42	
In terra battuta	8139	5,79	4	0,58	
A 2 corsie	134155	95,40	568	82,60	
A 4 corsie	6469	4,60	120	17,44	

Tetrapodi rilevati vivi		
Classi	Fn	F%
Mammiferi	26	54,17
Uccelli	20	41,67
Rettili	9	1,31
Anfibi	2	4,16
TOT	48	100

Specie	Fn	F%
Lepre <i>Lepus europaeus</i>	11	22,92
Capriolo <i>Capreolus capreolus</i>	10	20,83
Fagiano <i>Phasianus colchicus</i>	10	20,83
Volpe <i>Vulpes vulpes</i>	2	4,17
Gatto domestico <i>Felis silvestris catus</i>	2	4,17
Upupa <i>Upupa epops</i>	2	4,17
Germano reale <i>Anas platyrhynchos</i>	2	4,17
Starna <i>Perdix perdix</i>	2	4,17
Rospo <i>Bufo bufo</i>	2	4,17
Coniglio <i>Oryctolagus cuniculus</i>	1	2,08
Pettirosso <i>Erithacus rubecola</i>	1	2,08
Gazza <i>Pica pica</i>	1	2,08
Merlo <i>Turdus merula</i>	1	2,08
Allocco <i>Strix aluco</i>	1	2,08
TOT	48	100

Fenologia					
Stagioni	Fn	Morti		Vivi	
		Fn	F%	Fn	F%
Giorni di Primavera	91	232	33,72	21	43,75
Giorni di Estate	92	120	17,44	6	12,50
Giorni di Autunno	92	166	24,13	6	12,50
Giorni di Inverno	91	170	24,71	15	31,25
Fasi lunari	Fn	Morti		Vivi	
		Fn	F%	Fn	F%
Giorni luna crescente	180	302	43,90	23	48,00
Giorni luna calante	186	386	56,10	25	52,00

della volpe). Il fenomeno non dipende dalla loro corrispondente assenza dall'area di studio: infatti il 21% delle osservazioni *in vivo* è riferito al capriolo. Una valida ipotesi esplicativa si basa sul fatto che tali specie vengono rapidamente allontanate dalla carreggiata per opera degli addetti alla manutenzione e alla sicurezza delle strade o dal Corpo Forestale dello Stato nel caso di specie protette o circostanze forensi. Ad esempio, successivamente al presente lavoro, nel luglio 2011 si è assistito alla rimozione di una carcassa freschissima di capriolo dalla SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino.

Nel corso dei rilevamenti sono state osservate due volpi in attività di alimentazione: una su di un micro-mammifero posto al centro della carreggiata, l'altra su una micro-discardia abusiva al margine della strada. Tali rilievi suggeriscono un deciso parallelismo tra le attività antropiche sopra accennate e quella di *foraging* da parte di specie polifaghe e omnivore, entrambe concludentesi con la rimozione di carcasse presenti sulle carreggiate, quindi con l'apparente riduzione del numero dei morti da traffico stradale. Per le specie spazzine, inoltre, tale comportamento accresce la probabilità d'investimento e morte su strada rispetto a quella dipendente dal semplice transito (*cfr* anche Dinetti, 2000).

La quantità di animali morti rilevati è correlata a quella dei soggetti osservati *in vivo*, nel corso dello studio? L'assenza di differenze tra le rispettive frequenze numeriche dei *taxa* costituisce una verosimile ipotesi nulla da sottoporre a *test*. La sua verifica statistica consente di accoglierla nei riguardi delle quattro classi tassonomiche, Mammiferi, Uccelli, Rettili e Anfibi (Tab. I; $\chi^2 = 125,07$; g.d.l. = 3; $p < 0,01$). La H_0 deve essere invece rigettata allorché si confrontano le abbondanze delle 9 specie rilevate in entrambe le condizioni, sia vive che morte (Tab. I; $n = 9$; $r_s = 0,29$; $P > 0,1$).

La mortalità faunistica stradale osservata nel presente studio non appare casuale bensì influenzata dalle diverse tipologie di carreggiata in modo altamente significativo (Tab. II; $\chi^2 = 156,31$; g.d.l. = 4; $p < 0,01$).

Come noto il test *Goodness of fit* (χ^2) "prova" stati-

sticamente l'esistenza di un'accentuata deviazione dalla casualità da parte del campione di variabili esaminato, preso nel suo insieme (nella fattispecie: $n=5$) senza, tuttavia, "individuare" quale/i e quanto le singole variabili presentino valori significativamente sopra-, sotto-, equi-, -dimensionati rispetto agli effetti del caso.

Al fine di conoscere l'effettivo comportamento di ciascuna variabile si applica ad esse, come accennato in Materiali e Metodi, il test degli Intervalli Fiduciali del Bonferroni (IFB). In particolare, in base al valore della " p_i " (evidenziato in grassetto), ovvero proporzione di disponibilità, ovvero "offerta" della categoria *i*-esima, che può trovarsi, entro, al di sopra, al di sotto, dell'intervallo fiduciale bonferroniano, gli animali:

- hanno più probabilità di essere uccisi attraversando carreggiate su rilevato (IFB: **0,12** < 0,21 < 0,27) e su viadotto (IFB: **0,12** < 0,16 < 0,22); una maggior mortalità per la carreggiata su rilevato è associata al fatto che né l'animale terricolo in procinto di attraversare né il conducente del mezzo riescono ad individuare l'altro con un anticipo tale da poter evitare l'impatto. Questo tipo di carreggiata risulta pericolosa non soltanto per gli animali terricoli, ma anche per gli uccelli, in quanto rialzata rispetto al piano di campagna, come anche rilevato da Dinetti (2000). L'elevata mortalità su viadotto potrebbe sembrare in disaccordo con l'idea comune per cui l'animale terricolo possa superare il manufatto, passando sotto di esso, evitando così il rischio d'impatto con i veicoli, mentre per gli uccelli potrebbe rappresentare fonte di un maggior numero di collisioni. In effetti l'analisi del rapporto tra mortalità avifaunistica e tipologia della carreggiata evidenzia valori significativamente più elevati, rispetto al caso, associati ai segmenti stradali posti in rilevato e, ancor più, su viadotto (Tab. III; $\chi^2 = 166,95$; g.d.l. = 4; $p < 0,01$). Ulteriore conferma di tale ipotesi proviene dalle osservazioni svolte su un tratto stradale umbro con elevata frequenza di viadotti, la SS 3 Nuova Flaminia, tra Spoleto e Spello (Ragni, *oss. non pubbl.*). Nei 40 chilometri di transetto, percorsi

Tab. II. Effetti della tipologia di carreggiata sulla mortalità faunistica.

Carreggiata	Lunghezza (m)	Osservati (O)	Attesi (E)	(E-O)/E
A raso	45284	207	221,55	0,96
Su rilevato	16825	166	82,31	85,09
Su viadotto	17384	128	85,05	21,69
In trincea	5622	30	27,51	0,23
In semitrincea	55509	157	271,58	48,34
TOT	140624	688	688	156,31

Tab. III. Effetti della tipologia di carreggiata sulla mortalità avifaunistica.

Carreggiata	Lunghezza (m)	Osservati (O)	Attesi (E)	(E-O)/E
A raso	45284	24	44,76	9,17
Su rilevato	16825	40	16,63	34,24
Su viadotto	17384	57	17,18	94,58
In trincea	5622	3	5,56	0,72
In semitrincea	55509	15	54,87	28,24
TOT	140624	139	139	166,95

settimanalmente nel periodo 2003–2008, nei segmenti su viadotto (30% dello sviluppo) la proporzione tra tetrapodi volatori (Uccelli e Chiroteri) e non volatori (terricoli) uccisi dal traffico veicolare risulta pari a 3:1 (74/25). Si può quindi affermare che, in presenza di ambiente sottostante “permeabile”, il viadotto è “salvifico” per i Tetrapodi terricoli e “mortifero” per Uccelli e Chiroteri;

- hanno minori probabilità attraversando carreggiate in semitrincea (IFB: **0,39** > 0,28 > 0,18); risultato discorde con le osservazioni in altre aree di studio, secondo le quali la maggior parte degli investimenti avverrebbe in presenza di sezioni trasversali a mezza costa, qui definite “carreggiata in semitrincea”, (Dinetti, 2000); una possibile spiegazione è data dal fatto che, in caso di spostamento da monte a valle, l’animale può accorgersi del sopraggiungere del veicolo e decidere se attraversare la carreggiata o meno; in caso di attraversamento l’altro lato della carreggiata favorisce un fluire rapido e senza ostacoli nella scarpata sottostante; quindi per un teorico 50% di possibilità l’attraversamento indenne sarebbe favorito;
- quando la carreggiata invece è posta a raso (IFB: 0,25 < **0,32** < 0,35) o in trincea (IFB: 0,02 < **0,04** < 0,06) gli animali vengono uccisi in proporzione allo sviluppo lineare della strada. Ciò è dovuto probabilmente al fatto che in entrambi i casi l’animale riesce ad individuare la presenza di eventuali veicoli sulla carreggiata prima di attraversare. Questo dato è in parziale disaccordo con quanto osservato in altre aree di studio (Dinetti, 2000) dove la maggior parte delle collisioni avviene in presenza di sezioni stradali a livello, ovvero sul piano di campagna (qui indicate come “carreggiata a raso”); mentre la carreggiata in trincea è meno pericolosa soprattutto per gli uccelli.

A differenza di quanto avviene per le tipologie viarie, dallo studio emerge che non esiste alcuna relazione tra la presenza degli edifici in prossimità della carreggiata e la mortalità ($\chi^2 = 0,10$; g.d.l. = 1; $p > 0,05$); sembra, quindi, che la presenza di edifici in prossimità della carreggiata non abbia alcuna influenza sulla mortalità relativa alle strade. Questa osservazione risulterebbe inedita: in nessuna delle fonti consultate risulta valutata la presenza degli edifici nei pressi delle carreggiate. Tale rilievo, inoltre, conferma la bontà dell’ipotesi (cfr Materiali e Metodi) secondo la quale i *taxa* domestici in condizione di “naturale libertà” possano comportarsi come i selvatici nei confronti delle variabili prese in considerazione nel presente studio.

La pavimentazione della strada presenta una stretta relazione con la mortalità (Tab. III; $\chi^2 = 34,2$; g.d.l. = 1; $p < 0,01$), la quale è sensibilmente maggiore per la carreggiata pavimentata (IFB: **0,94** < 0,97 < 1,00) rispetto a quella in terra (IFB: **0,06** > 0,03 > -0,01). Ciò potrebbe

essere dovuto al fatto che generalmente queste ultime si trovano in aree a bassa antropizzazione dove è vero che sussiste una maggior probabilità di incontro con gli animali (Dinetti, 2000), ma dove la velocità di marcia dei veicoli è molto più bassa che su strade asfaltate, tanto da concedere all’animale in attraversamento una maggiore efficacia della sua velocità di locomozione.

La mortalità è influenzata dal numero di corsie ($\chi^2 = 258,52$; g.d.l. = 1; $p < 0,01$); in particolare la carreggiata a 4 corsie con spartitraffico presenta una mortalità maggiore rispetto a quella dovuta al caso (IFB: **0,05** < 0,15 < 0,19); mentre la carreggiata a 2 corsie di marcia, pur presentando una mortalità inferiore rispetto a quella attesa, non risulta statisticamente superiore a quella dovuta al caso (IFB: 0,85 < **0,95** = 0,95). Ciò, oltre alla maggiore larghezza della strada a 4 corsie, potrebbe essere dovuto al fatto che la barriera spartitraffico è praticamente invalicabile per molte specie animali. Appare chiaro che numerosi animali rimangono bloccati dalla barriera nel tentativo di attraversare la strada, finendo presto, e inevitabilmente, per essere travolti dai veicoli. Va infine aggiunto che molti animali, rimasti fortunatamente illesi al passaggio di un primo veicolo, mostrano, come risposta allo stress subito, uno stato di forte immobilismo, che li espone, senza alcuna possibilità di scampo, ai successivi passaggi d’auto: un esempio tipico è proprio quello del rospo comune (Scocciati, 2000, 2001).

Molto interessante è la relazione con le fasi lunari (Tab. I): la mortalità non è casuale, ma è influenzata dalle fasi lunari ($\chi^2 = 6,76$; g.d.l. = 1; $p < 0,01$); in particolare: durante la luna calante sembrano morire più animali (IFB: **0,51** < 0,52 < 0,60) rispetto alla fase di luna crescente (IFB: **0,49** > 0,48 > 0,40). Fenomeno associato probabilmente ad una minor quantità di luce. L’influenza potrebbe non essere diretta: la gran parte dei Tetrapodi terricoli è ad attività notturna, quindi con una tendenza alla riduzione di questa quando le condizioni di luce della notte risultano più simili a quelle del giorno. Numerose osservazioni tramite la radiotelemetria su specie a prevalente attività notturna (*Felis silvestris*, *Canis lupus*, *Sus scrofa*, *Cervus elaphus*, *Capreolus capreolus*, *Hystrix cristata*, *Meles meles*) lo confermano (L. Bizzarri, S. Lovari, B. Ragni, com. pers.).

La stessa affermazione non può essere effettuata per i vivi (Tab. I) in quanto le frequenze osservate non sono significativamente diverse da quelle attese ($\chi^2 = 0,04$; g.d.l. = 1; $p > 0,05$). La non corrispondenza di questa affermazione con la precedente potrebbe essere dovuta al fatto che gli avvistamenti degli animali da parte dell’osservatore sono avvenuti sempre alla luce del giorno, mentre si calcola che, in varie aree di studio, circa l’80% degli incidenti si hanno tra il tramonto e l’alba (Holisova e Obrtel, 1986; Reed *et al.*, 1996; Reilly e Green, 1974). In modo

più specifico la fascia oraria più critica è quella che va da mezzanotte alle sei del mattino, seguita poi da quella della sera che va dalle diciotto a mezzanotte (Morimando e Galardi, 2006).

Il campione mostra una stretta associazione (Tab. I) tra stagioni e mortalità ($\chi^2 = 38,21$; g.d.l. = 3; $p < 0,01$) in particolare:

- la primavera è associata ad una mortalità osservata significativamente più elevata di quella attesa (IFB: $0,25 < 0,29 < 0,39$); fenomeno dovuto probabilmente ad una maggior mobilità degli individui in attività riproduttiva; ad esempio, il riccio (151 individui) una delle specie più colpite dal traffico stradale in Italia (Ferri, 1998) mostra un picco di mortalità primaverile, coincidente con il periodo riproduttivo (Berthoud, 1980; Holsbeek *et al.*, 1999), da 3 a 8 volte superiore delle altre stagioni;
- in estate si ha una mortalità inferiore (IFB: $0,25 > 0,22 > 0,12$);
- la mortalità in inverno e autunno risulta invece essere casuale (IFB, rispettivamente, $0,20 < 0,25 < 0,30$ e $0,19 < 0,25 < 0,29$); risultato valido anche per il riccio, purtuttavia in disaccordo con Pandolfi e Poggiani (1982) secondo i quali nei mesi autunnali la ricerca di un "rifugio" dove passare il periodo invernale porta il riccio ad incrementare gli spostamenti nello spazio con la conseguente maggior probabilità di impatto con i veicoli.

Lo stesso risultato è ottenuto anche dal confronto tra stagioni e presenza di vivi ($\chi^2 = 19,90$; g.d.l. = 3; $p < 0,01$); in particolare, quanto alla primavera, IFB: $0,25 < 0,30 < 0,56$; mentre nelle altre stagioni l'atteso non risulta significativamente diverso dall'osservato (IFB, Estate: $-0,008 < 0,25 < 0,27$, Autunno: $-0,008 < 0,25 < 0,27$, Inverno: $0,17 < 0,25 < 0,45$). Per i vivi, così come

per i morti, in primavera si ha un maggior numero di avvistamenti associati probabilmente ad una maggior mobilità degli individui nel periodo riproduttivo.

L'insieme del campione stradale considerato presenta una robusta relazione diretta tra numero di morti e sviluppo chilometrico ($r = 0,96$; $p < 0,001$).

Sussistendo, tuttavia, una cospicua differenza tra i valori di mortalità chilometrica (morti/km) tra segmenti componenti il transetto, si può affermare che il numero dei morti è in funzione dello sviluppo chilometrico della strada, ma dipende anche da altri fattori.

A tale proposito, è stata trovata una relazione diretta, seppure modesta, tra numero di morti e traffico chilometrico (TC) (Tab. IV; $r_s = 0,59$; $p < 0,05$). Si può quindi affermare che il numero di morti dipende dal traffico chilometrico delle strade, ma occorre fare delle precisazioni. Si osserva che, inizialmente all'aumentare del numero di veicoli per chilometro aumenta anche il numero di morti, ma da un certo valore in poi, più precisamente 339,26 veicoli/km relativo alla SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino (II tratto dal km 6 al km 21), pur aumentando il numero di veicoli per chilometro si ha una diminuzione dei morti (Tab. IV). L'unica eccezione è rappresentata dalla SS 318 di Valfabbrica (I tratto dal km 1 al km 7) che presenta un traffico chilometrico pari a 496,62, ben superiore al "valore soglia" e 120 morti. Ciò può essere spiegato affermando che l'elevata mortalità in questo caso potrebbe non essere dovuta tanto all'elevato numero di veicoli per chilometro, quanto alla presenza delle 4 corsie con spartitraffico (Tab. IV).

Esiste, inoltre, una relazione diretta, altrettanto modesta, tra numero di morti e traffico orario (TO) (Tab. V; $r_s = 0,57$; $p < 0,05$). Si può quindi affermare che il numero di morti è legato al traffico orario delle strade, ma anche in questo caso, come nel precedente

Tab. IV. Traffico chilometrico e numero di morti.

Segmento	Veicoli/km	Morti
Strada Frontile Tegolaro	36,86	4
Sp 296 di Montelovesco	110,98	17
Str. per Rancolfo	248,31	0
Ss 318 di Valfabbrica (III Tratto dal Km 24 al Km 37)	291,78	38
Ss 318 di Valfabbrica (II Tratto dal Km 8 al Km 23)	314,59	49
Ss 219 di Gubbio e Pian D'assino (I Tratto dal Km 22 al Km 44)	320,87	71
Ss 3 Bis Tiberina	335,75	56
Ss 219 di Gubbio e Pian D'assino (II Tratto dal Km 6 al Km 21)	339,26	204
Sp 205 di Mocaiana II Tratto	346,96	15
Ss 298 eugubina (II Tratto dal Km 16 al Km 33)	489,17	55
Ss 318 di Valfabbrica (I Tratto dal Km 1 al Km 7)	496,62	120
Ss 298 Eugubina (I Tratto dal Km 34 al Km 42)	996,8	52

si può notare che si ha un aumento iniziale del numero dei morti all'aumentare del traffico orario, dopo di che questi tornano a diminuire quando il traffico orario aumenta al di sopra di un certo valore (204,81, per la SS 219 di Gubbio e Pian d'Assino II tratto dal km 6 al km 21) (Tab. V).

Ricomponendo i due parametri sopra considerati, TO e TC, nell'indicatore sintetico Traffico chilometrico orario (TCO), la relazione che intercorre tra quest'ultimo parametro e la mortalità faunistica, ancorché esistente e diretta, si fa ancora più debole ($r_s = 0,50$; $p < 0,05$)

È possibile affermare quindi che la mortalità dipende dal traffico chilometrico, dal traffico orario e dal traffico chilometrico orario, ma esistono certi valori al di sopra dei quali pur aumentando le suddette variabili, diminuisce il numero di morti. Per esempio il traffico molto intenso può limitare il numero di incidenti, poiché gli animali dato l'elevato traffico non tentano nemmeno di attraversare (Dinetti, 2000); ciò, a prima vista, può sembrare positivo, in quanto si riduce la mortalità diretta causata dagli incidenti stradali. Ma quali saranno gli effetti a lungo termine sulle popolazioni?

Inoltre è stato affermato (Cerofolini, 2006) che la frequenza degli impatti con la fauna può dipendere, in forma diretta, anche dal rango amministrativo della strada. Anche nel presente studio la mortalità sulle strade statali è più del doppio di quella relativa al rango provinciale, il quale fa registrare una mortalità sette volte superiore a quella sulle strade comunali (Tab. VI).

La relazione diretta tra rango elevato della via di comunicazione e elevata mortalità sulla stessa è ovviamente mediato dalle caratteristiche strutturali delle strade; in sostanza: non è che gli animali trovino più onorevole farsi uccidere su strade di alto lignaggio e viceversa. Il fatto è che ad un diverso rango della

Tab. VI. Rango amministrativo delle strade e frequenza degli impatti mortali per la fauna.

Tipologia	Morti	km	Morti/km
Strade Statali	645	113,00	5,71
Strade Provinciali	39	15,97	2,44
Strade Comunali	4	11,99	0,33

strada corrisponde un diverso sviluppo lineare totale, una differente larghezza della carreggiata, una diversa intensità di traffico, una diversa pavimentazione, ecc.

Dal rango della strada dipende anche la velocità degli autoveicoli che rappresenterebbe la causa principale, guidatore-dipendente, degli incidenti che coinvolgono la fauna selvatica. Sui tratti di strada a rischio per la presenza di selvatici una velocità di circa 80 km/ora è già eccessiva e, superando tale limite, il rischio di incidenti raddoppia in quanto non si ha lo spazio necessario per la frenata del veicolo. Riducendo la velocità da 80 a 60 km/ora lo spazio di frenata si riduce di circa il 25% (Carradori, 2007).

CONCLUSIONI

Quando una piccola regione come l'Umbria, che supera di poco gli 8000 chilometri quadrati ed è popolata da 800000 residenti, è solcata da una rete viaria di 6500 chilometri, in progressivo sviluppo lineare e complessità infrastrutturale, la frammentazione ecologica e la mortalità faunistica derivanti da essa non può che allarmare (AA VV, 2009).

La constatazione è tanto più grave quanto, come provato dal presente lavoro, la mortalità faunistica è legata allo sviluppo chilometrico stradale.

Tab. V. Traffico orario e numero di morti.

Segmento	Veicoli/Ora	Morti
Strada Frontile Tegelaro	11,11	4
Strada per Rancofio	35,41	0
Sp 296 di Montelovesco	35,56	17
Ss 3 Bis Tiberina	62,44	56
Ss 318 di Valfabbrica (I Tratto dal Km 1 al Km 7)	119,56	120
Sp 205 di Mocaiana II Tratto	170,22	15
Ss 318 di Valfabbrica (III Tratto dal Km 24 al Km 37)	176,15	38
Ss 318 di Valfabbrica (II Tratto dal Km 8 al Km 23)	198,07	49
Ss 219 di Gubbio e Pian D'assino (II Tratto dal Km 6 al Km 21)	204,81	204
Ss 219 di Gubbio e Pian D'assino (I Tratto dal Km 22 al Km 44)	273,33	71
Ss 298 Eugubina (II Tratto dal Km 16 al Km 33)	284,44	55
Ss 298 Eugubina (I Tratto dal Km 34 al Km 42)	369,19	52

Nell'ipotesi in cui il campione di strade preso in considerazione sia effettivamente rappresentativo della rete stradale regionale, si ammette che in Umbria muoiano non meno di 0,03 Tetrapodi per chilometro al giorno. Tali numeri potrebbero rappresentare una effettiva "popolazione" di morti pari a 0,3 (ciò perché, come detto in precedenza, si stima che un'accurata osservazione dall'automobile possa rilevare non meno del 10% dei soggetti che effettivamente muoiono a causa del traffico stradale per chilometro al giorno). Alla fine di un anno solare, sulla rete stradale umbra, i Tetrapodi morti potranno variare da 71000 a 710000. Una causa di mortalità tutt'altro che trascurabile, aggiuntiva a quella naturale, che non può non essere considerata dal punto di vista della conservazione della fauna regionale.

La strada umbra più mortifera per la fauna a Tetrapodi risulta possedere il seguente profilo strutturale:

- pavimentata in conglomerato bituminoso;
- quattro corsie e barriera centrale spartitraffico;
- sostenuta da rilevato;
- alti livelli di traffico veicolare;
- rango amministrativo elevato.

Quando gli anzidetti cinque caratteri si coniugano con particolari condizioni circannuali, come la primavera e la luna calante, la capacità mortifera delle strade regionali raggiunge la sua maggiore espressione.

Si ritiene che gli Amministratori regionali e le Istituzioni deputate alla conservazione e all'uso sostenibile delle risorse naturali regionali possano disporre, ora, di uno spunto conoscitivo che ponga in adeguata evidenza la necessità di:

- approfondire ulteriormente lo studio, trasformandolo in un sistema permanente di monitoraggio del fenomeno;
- considerare che le stime delle consistenze faunistiche realizzate per osservazione diretta non informano sulle consistenze attese della mortalità di origine stradale;
- adottare di conseguenza tutti i provvedimenti necessari a ridurre e possibilmente rimuovere le cause più critiche ed efficaci di mortalità da strada;
- contenere quanto più possibile lo sviluppo stradale regionale, già sopradimensionato, in particolare laddove provoca interruzioni della continuità ecologica tra le *patch* costituite da habitat caratteristici per la componente faunistica.

BIBLIOGRAFIA

- AA VV (Regione Umbria, Università degli Studi di Perugia, Università degli Studi dell'Aquila, Università degli Studi di Camerino, University of Cambridge, University of Reading, Wageningen Research Institute Alterra), 2009. RERU, Rete Ecologica Regionale dell'Umbria, *Ecological Network of Umbria*. Petrucci Editore, Città di Castello: 241 pp, CD Cartografia RERU 1:10000.
- Adams L.W., Geis A.D., 1978. *Effects of highways on wildlife populations and habitats. Phase I. Selection and evaluation of procedures*. Fish and Wildlife Service, Laurel.
- Anderson P., 1994. *Roads and nature conservation. Guidance on impacts, mitigation and enhancement*. English Nature, Peterborough.
- Battisti C., Romano B., 2007. Frammentazione e connettività, dall'analisi ecologica alla pianificazione ambientale. Città Studi Ed., Torino: 465 pp.
- Bekker H., Canters K.J., 1997. The continuing story of badgers and their tunnels. In: Canters K. (ed.). *Habitat Fragmentation & Infrastructure*. Ministry of Transport, Public Works and Water Management, Delft: 344-353.
- Berthoud G., 1980. Le Hérisson (*Erinaceus europaeus*, L.) et la route. *Rev. Ecol.* **34**: 361-372.
- Carradori R., 2007. Prevenzione e riduzione degli incidenti stradali causati dalla fauna selvatica. *Caccia più*. Anno 7, n.10 ottobre 2007: 40-48.
- Cerofolini A., 2006. Danni agli autoveicoli cagionati dalla fauna selvatica. *Silvae*, **4-II** 2006: 267-278.
- Da Silva L.G., Cherem J.J., Kasper C.B., Trigo T.C., Elizirik E. 2014. *Mapping wild cat roadkills in southern Brazil: baseline data for species conservation*. Cat News, S.S.C, C.S.G, IUCN, 61: 4-7.
- Dinetti M., 2000. *Infrastrutture ecologiche. Manuale pratico per progettare e costruire le opere urbane nel rispetto della conservazione della biodiversità*. Il Verde Editoriale.
- Dinetti M., 2004. Il Progetto "Sicurezza strade / fauna". LIPU - Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti: primo tentativo per sistematizzare le esperienze nazionali. Atti del Convegno "Infrastrutture viarie e biodiversità. Impatti ambientali e soluzioni di mitigazione". Pisa, 25 Novembre 2004. Italia: 25-33.
- Fabrizio M., (A cura di). 2008. Road ecology, nuovi strumenti nella pianificazione infrastrutturale. *Prima conferenza del centro studi per le reti ecologiche*. Castello Cantelmo, Pettorano sul Gizio (AQ) 4 Ottobre 2008. Programma e Riassunti.
- Ferri V., 1998. Piccoli animali e traffico veicolare. In: Convegno "Tutela della fauna minore... delle specie neglette". Sasso Marconi (BO), 25 settembre 1998: 34-36.

- Fowler G., Cohen L., 2002. *Statistica per ornitologi e naturalisti*. Franco Muzzio Editore: 240 pp.
- Holisova V., Obrtel R., 1986. Vertebrate casualties on a Moravian road. *Acta Sc. Nat. Brno*, **20** (9): 1-44.
- Holsbeek L., Rodts J., Muyldermans S., 1999. Hedgehog and other animal traffic victims in Belgium: results of a countrywide survey. *Lutra*, **42**: 111-119.
- Macdonald D., Barrett P., 1993. *Mammals of Britain and Europe*. Collins Field Guide, London: 312 pp.
- Magrini M., Gambaro C., 1997. *Atlante Ornitologico dell'Umbria*. Regione dell'Umbria, Petrucci Editore, Città di Castello: 239 pp.
- Morimando F., Galardi L., 2006. Studio sulla prevenzione degli incidenti stradali causati da fauna selvatica in provincia di Siena. *Quaderno Arsia 2 / 2006*: 25-41.
- Nelson B., 2003. *A flat you can't repair*. Dal sito www.newsday.com.
- Office National de la Chasse, 1994. Traffico e fauna selvatica: l'esperienza francese. *Habitat*, **40**: 14-26.
- Pandolfi M., Poggiani G., 1982. La mortalità di specie animali lungo le strade delle Marche. *Natura e Montagna*, **2**: 33-42.
- Perrins C., 1987. *Uccelli d'Italia e d'Europa*. De Agostini - Collins, Novara: 320 pp.
- Ragni B., 2002. *Atlante dei Mammiferi dell'Umbria*. Petrucci Editore, Città di Castello: 223 pp.
- Ragni B., Di Muro G., Spilinga C., Mandrici A., Ghetti L., 2006. *Anfibi e Rettili dell'Umbria, Distribuzione Geografica ed Ecologica*. Petrucci Editore, Città di Castello: 111 pp.
- Reed R.A., Johnson-Barnard J., Baker W.L., 1996. Fragmentation of forested Rocky Mountain landscape, 1950-1993. *Biol. Conserv.*, **75**: 267-277.
- Reilly R.E., Green H.E., 1974. Deer mortality on a Michigan interstate highway. *Journal Wildlife Management*, **38** (1): 16-19.
- Sainsbury A.W., Bennett P.M., Kirkwood J.K., 1995. The welfare of free-living wild animals in Europe: harm caused by human activities. *Animal Welfare*, **4**: 183-206.
- Scoccianti C., 1997. *Primo censimento dei tratti stradali a rischio per le migrazioni di Anfibi nella Provincia di Firenze*. WWF Delegazione Toscana, Studi e Progetti 1: 1-28.
- Scoccianti C., 2000. Study on road stretches at high risk for the migration of amphibians (focal crossing points) in the Province of Florence; proposals and measures to minimize impact. In: Tripepi S. (ed.), *Atti II Convegno della Societas Herpetologica Italica*, 6 - 10 ottobre 1998, Praia a mare, Cosenza. *Riv. Idrobiol.*, **38** (1/2/3) [1999]: 323-332.
- Scoccianti C., 2001. *Amphibia: aspetti di ecologia della conservazione [Amphibia: Aspects of Conservation Ecology]*. WWF Italia, Sezione Toscana. Editore Guido Persichino Grafica, Firenze: XIII + 430 pp.
- Scoccianti C., Cigna P., 1999. Le infrastrutture di origine antropica e la fauna: barriere ecologiche e isolamento in sottoaree. L'esempio della Piana Fiorentina. In: *Atti del Seminario di Studi "I Biologi e l'Ambiente... oltre il Duemila"*. Venezia 22-23 novembre 1996, G. N. Baldaccini e G. Sansoni (Eds.), CISBA, Reggio Emilia, Italia: 591-596.
- Scoccianti C., Ferri V., 2000. Fauna selvatica e infrastrutture viarie. In: Giacomini C. (ed.), *Atti del 1° Congresso Societas Herpetologica Italica*, 2 - 6 ottobre 1996, Torino, Italia. Museo Regionale di Scienze Naturali di Torino: 815-821.
- Spilinga C., Russo D., Carletti S., Grijalva M.P.J., Sergiacomi U., Ragni B., 2013. *Chiroteri dell'Umbria - Distribuzione geografica ed ecologica*. Università degli Studi di Perugia, Regione Umbria. ISBN 88-904627-6-4. Città di Castello: 185 pp.

Valutazione della qualità ambientale della sorgente carsica Su Gologone (Sardegna centro-orientale) mediante l'impiego delle diatomee epilittiche: primi risultati

Giuseppina Grazia Lai^{1*}, Bachisio Mario Padedda¹,
Carlos Eduardo Wetzel², Antonella Lugliè¹, Nicola Sechi¹, Luc Ector²

¹ Dipartimento di Architettura, Design e Urbanistica (DADU), Università di Sassari, Via Piandanna 4 – 07100 Sassari, Italia

² Luxembourg Institute of Science and Technology (LIST), Environmental Research and Innovation Department (ERIN), 41 rue du Brill, L-4422 Belvaux, Luxembourg

* Referente per la corrispondenza: lai.gg@tiscali.it

Pervenuto il 9.2.2015; accettato il 4.4.2015

Riassunto

Vengono riportati i primi risultati di un'indagine svolta nel ramo minore del sistema sorgivo carsico Su Gologone (Sardegna), per la caratterizzazione fisico-chimica delle acque, l'acquisizione di informazioni sulla composizione in specie delle comunità di diatomee epilittiche e l'applicabilità di alcuni indici diatomici. La qualità ambientale della sorgente è stata valutata con gli indici EPI-D (qualità biologica generale), NNS ed NNS' (disturbo fisico). I risultati sono stati integrati con il dataset annuale delle variabili fisico-chimiche e microbiologiche (*Escherichia coli*, coliformi fecali e totali) e gli indici LIM e LIMeco. I risultati dell'EPI-D sono anche stati comparati con quelli degli indici IPS (qualità biologica generale) e TI (livello trofico). La comunità diatomica è stata rappresentata complessivamente da 89 taxa (36 generi), 25 dei quali sono stati osservati per la prima volta nelle acque lotiche della Sardegna. I taxa rinvenuti nei conteggi sono stati 39 (21 generi) e quelli dominanti sono alcalifili, alofobi-oligoalobio-tolleranti, xeno-β-mesosaprobici e caratteristici di acque oligotrofiche. Il giudizio dell'indice EPI-D (qualità ottima-buona: I-II classe), sembra in buon accordo con le variabili ambientali e con gli indici LIM (qualità buona: II classe) e IPS (qualità ottima e buona: I e II classe). Al contrario l'indice TI ha decisamente sovrastimato lo stato trofico. Gli indici NNS e NNS' hanno rivelato un basso grado di disturbo fisico, coerente con il basso contenuto di solidi sospesi. La sorgente ha mostrato un leggero deterioramento della qualità ambientale in tarda primavera, probabilmente legato alla diminuzione della portata e alla più intensa frequentazione turistica.

PAROLE CHIAVE: indici diatomici / qualità biologica / disturbo fisico / Sardegna

Environmental quality evaluation of the karst spring Su Gologone (Central-Eastern Sardinia) by the use of epilithic diatoms: first results

We report the first results of a survey carried out in the smaller water emergence of karst spring system Su Gologone (Sardinia) to acquire knowledge on the physico-chemical characteristics of water, the species composition of epilithic diatom community and the applicability of some diatom indices. The environmental quality of the spring was evaluated using the EPI-D index (general biological quality), the NNS and NNS' indices (physical disturbance). The results were integrated with the annual dataset of physico-chemical and microbiological variables (*Escherichia coli*, fecal and total coliforms) and the LIM and LIMeco indices. The results of EPI-D were also compared with those of the IPS (general biological quality), and TI (trophic level) indices. The diatom community was composed by a total of 89 taxa (36 genera), including 25 taxa observed in lotic waters of Sardinia for the first time. The taxa found in the counts were 39 (21 genera) and those dominant are alkaliphilous, halophobous-oligoalobous tolerant, xenosaprobic-β-mesosaprobic and characteristic of oligotrophic waters. The EPI-D indicated an excellent-good quality (I-II class) and it seems in good agreement with the environmental variables and with the LIM (good quality: II class) and IPS indices (excellent and good quality: I and II class). By contrast the TI index has decidedly overestimated the trophic state. The NNS and NNS' revealed a low degree of physical disturbance, consistent with the low content of suspended solids. The spring showed a slight deterioration of environmental quality in late spring, probably linked to the reduction of discharge and the increased presence of tourists.

KEYWORDS: diatom indices / biological quality / physical disturbance / Sardinia

INTRODUZIONE

L'utilità delle diatomee bentoniche come indicatori della qualità ambientale delle acque superficiali correnti è stata riconosciuta da numerosi studi in vari paesi del mondo (Ector *et al.*, 2004; Rimet *et al.*, 2005; Ács *et al.*, 2007; Stevenson *et al.*, 2010; Whittton, 2012; Venkatachalapathy e Karthikeyan, 2015) e, quali componenti del fitobenthos, dalla Direttiva Quadro sulle Acque della Comunità Europea (Water Framework Directive, WFD 2000/60 CE) (European Union, 2000).

Diversi studi hanno anche evidenziato la capacità di risposta delle diatomee bentoniche a fenomeni di disturbo fisico dell'ambiente acquatico legati all'erosione, sospensione e sedimentazione delle particelle solide, sia per cause naturali che antropiche (Bahls, 1993; Kutka e Richards, 1996; Battegazzore *et al.*, 2003, 2004, 2007).

Nell'ambito delle acque interne, le sorgenti sono considerate ambienti peculiari con un alto potenziale ecologico, sia in termini di biodiversità che di qualità dell'acqua (Di Sabatino *et al.*, 2009; Cantonati *et al.*, 2012). In questi ecosistemi, considerati anche come ottimi laboratori naturali per testare la risposta delle comunità in condizioni abiotiche relativamente stabili (Odum, 1971), le diatomee bentoniche possono essere indicatori di qualità ambientale particolarmente efficaci. Nonostante la loro importanza e l'elevata vulnerabilità alle pressioni antropiche (Stevens e Meretsky, 2008), le sorgenti non risultano specificamente menzionate dalla WFD e sono poco studiate rispetto agli ambienti fluviali e in generale ad altre tipologie di ecosistemi d'acqua dolce (Cantonati *et al.*, 2012).

L'applicazione di indici diatomici nelle sorgenti italiane ha riguardato principalmente l'area alpina ed appenninica, per le quali si dispone di una conoscenza approfondita delle diatomee (Battegazzore *et al.*, 2004; Torrisi e Dell'Uomo, 2009; Battegazzore, 2012; Battegazzore e Morisi, 2012). Al contrario, le conoscenze sono notevolmente carenti per l'area mediterranea.

Questo lavoro ha permesso la caratterizzazione fisico-chimica delle acque e contribuisce alla conoscenza delle diatomee epilittiche del sistema sorgivo carsico Su Gologone, il più importante della Sardegna. Le diatomee della sorgente sono state infatti studiate insieme ad altre classi algali, soltanto in un'altra precedente occasione (Dell'Uomo, 1990). I dati di abbondanza delle diatomee sono stati utilizzati per una prima applicazione dell'indice di Eutrofizzazione e/o Polluzione basato sulle diatomee o EPI-D (Dell'Uomo, 2004) e degli indici *Navicula*, *Nitzschia* e *Surirella* NNS e NNS' (Battegazzore *et al.*, 2003, 2004, 2007) al fine di testare l'applicabilità di questi metodi per la valutazione della qualità biologica e del disturbo fisico del sistema.

MATERIALI E METODI

Area di studio

La sorgente carsica Su Gologone (Fig. 1) è ubicata alle falde del Supramonte, un complesso montuoso di altopiani carbonatici che si estende nella Sardegna centro-orientale (Bianco, 1993). Il sistema sorgivo si trova in prossimità della riva destra del Fiume Cedrino, a monte dell'omonimo lago artificiale, ed è costituito da due punti di emergenza dell'acqua denominati Sa Vena Manna (104,5 m s.l.m.) e Sa Vena (103,7 m s.l.m.), con caratteristiche morfologiche e portata molto differenti. Sa Vena Manna, l'emergenza più grande, è una sorgente limno-reocrena con una portata media di 500 L sec⁻¹. Sa Vena, l'emergenza più piccola, è una sorgente reocrena modificata da un manufatto aperto e ha una portata decisamente inferiore alla prima.

La sorgente, riconosciuta come Monumento Naturale (D.R. 845/1998) e Zona di Rispetto (D.Lgs. 152/1999), ricade in un territorio poco antropizzato e con un alto grado di naturalità (De Waele, 2008), all'interno del Parco Nazionale del Gennargentu e del Golfo di Orosei. Inoltre l'acquifero fa parte del Sito di Importanza Comunitaria (SIC) e della Zona di Protezione Speciale (ZPS) "Supramonte di Oliena, Orgosolo e Urzulei-Su Sercone" (ITB022212) per la regione biogeografica mediterranea. Le potenziali fonti di disturbo presenti nel territorio sono la presenza di animali al pascolo nelle aree circostanti, la sommersione della sorgente durante gli eventi di piena del Fiume Cedrino, la frequentazione turistica. A Sa Vena è inoltre presente un sistema di captazione dell'acqua ad uso potabile.

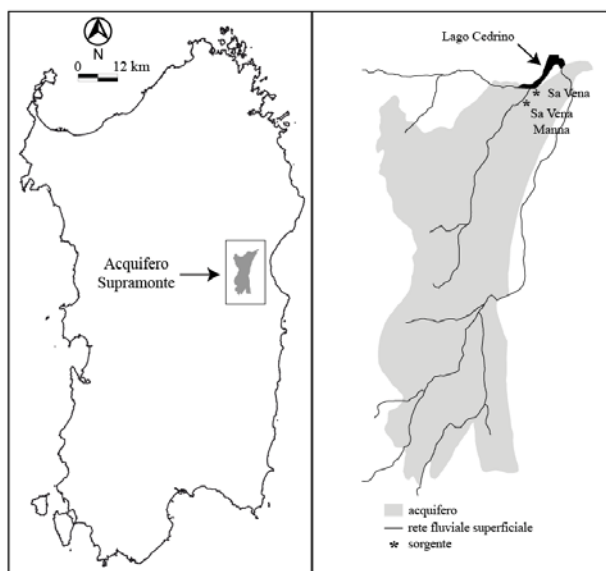


Fig. 1. Localizzazione geografica del sistema sorgivo carsico Su Gologone.

Campionamento, analisi e trattamento dei dati

Lo studio è stato svolto lungo il ruscello di Sa Vena da dicembre 2010 a dicembre 2011. La caratterizzazione fisico-chimica delle acque della sorgente è stata effettuata mediante campionamenti mensili. In campo, mediante una sonda multiparametrica (mod. YSI ProPlus) sono stati misurati temperatura, pH, conducibilità e ossigeno disciolto. L'analisi dei più importanti parametri chimici e microbiologici è stata svolta in laboratorio secondo le metodiche CNR-IRSA (1994) e APHA (1998). I risultati di alcuni parametri rappresentativi sono stati utilizzati per il calcolo degli indici LIM (Livello di Inquinamento da Macrodescriptors) e LIMeco (Livello di Inquinamento da Macrodescriptors per lo stato ecologico), previsti rispettivamente dal D.Lgs. 152/1999 e dal D.M. 260/2010, che sintetizzano lo stato di qualità fisico-chimico delle acque in cinque classi di qualità. Il LIM è stato calcolato sulla base di 7 parametri (% di saturazione dell'ossigeno, BOD₅, COD, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, Fosforo totale, *Escherichia coli*) e il LIMeco sulla base di 4 parametri (% di saturazione dell'ossigeno, N-NH₄⁺, N-NO₃⁻, Fosforo totale).

In inverno (dicembre 2010) e tarda primavera (giugno 2011) è stato effettuato il prelievo delle diatomee epilittiche per acquisire informazioni sulla composizione in specie delle comunità. I campioni sono stati raccolti da 5 ciottoli in piena corrente lungo il ruscello di Sa Vena, in accordo con Kelly *et al.* (1998) e ISPRA (2007) e sono stati fissati in campo con formalina (vol. 4%). Il trattamento in laboratorio è stato effettuato con perossido di idrogeno (130 vol.) a caldo e successiva aggiunta di acido cloridrico diluito per la dissoluzione dei carbonati (ISPRA, 2007). I frustuli sono stati montati su vetrini permanenti con resina StyraX (indice di rifrazione = 1,59). L'identificazione delle diatomee è stata effettuata con un microscopio ottico Zeiss (mod. Axiovert 10) a 1000 ingrandimenti e l'uso di monografie (Krammer e Lange-Bertalot, 1986-1991b, 2000; Lange-Bertalot *et al.*, 2003).

I dati di abbondanza ottenuti con il conteggio di circa 400 valve e/o frustuli per ciascun campione, sono stati utilizzati per una prima valutazione della qualità biologica dell'acqua con l'indice EPI-D e per la valutazione qualitativa e quantitativa del disturbo fisico dell'ecosistema rispettivamente con gli indici NNS e NNS'.

La scelta di utilizzare l'indice EPI-D è dovuta a tre ragioni principali: 1) questo indice è già stato applicato con buoni risultati in diversi ambienti sorgivi italiani, compresi quelli carsici come le Fonti del Clitunno (Torrise e Dell'Uomo, 2009); 2) in Sardegna non si dispone ancora di un'ampia casistica di studio e non sono state individuate le condizioni di riferimento richieste dalla WFD, necessarie per l'applicazione dell'Indice Multimetrico di Intercalibrazione o ICMi previsto dal D.M. 260/2010 (Mancini e Sollazzo, 2009); 3) il Trophic Index TI (Rott *et al.*, 1999) previsto per il

calcolo dell'indice ICMi non è risultato coerente con la condizione trofica della sorgente evidenziata dalle concentrazioni dei nutrienti.

L'ICMi è l'indice attualmente utilizzato per la valutazione della qualità delle acque correnti italiane sulla base delle diatomee. Recentemente sono stati organizzati ring-test per migliorare l'applicazione di questo indice e approfondire la conoscenza sulla tassonomia e l'ecologia delle diatomee (Torrise *et al.*, 2014).

Il calcolo dell'EPI-D è stato effettuato mediante il software Omnidia V. 8.1 (Lecointe *et al.*, 1993, 1999). Il calcolo degli indici NNS e NNS', basato sulla proporzione del numero di taxa e di individui appartenenti ai generi mobili *Navicula*, *Nitzschia* e *Surirella* rispetto al numero totale di taxa e di individui della comunità, è stato effettuato mediante le formule proposte da Battagazzore *et al.* (2003, 2004, 2007) con un foglio di calcolo Microsoft Excel.

RISULTATI

Parametri fisici e chimici

I valori minimi, massimi e medi delle variabili ambientali misurate e analizzate nel periodo di stu-

Tab. I. Valori minimi, massimi e medi delle variabili fisico-chimiche e microbiologiche misurate e analizzate nella Sorgente Su Gologone (Sa Vena) tra dicembre 2010 e dicembre 2011. N = 13. L.R. = Limite di rilevabilità del metodo.

Variabili	Min	Max	Med
Temperatura °C	11,5	14,0	12,6
pH unità	7,2	8,3	7,8
Alcalinità meq L ⁻¹	2,5	3,4	2,9
Conducibilità µS cm ⁻¹	275	408	347
Ossigeno mg O ₂ L ⁻¹	9,2	11,7	10,3
Ossigeno %	75	109	92
BOD ₅ mg L ⁻¹	< L.R.	5,6	2,9
COD mg L ⁻¹	< L.R.	24,5	9,0
Cl ⁻ mg Cl L ⁻¹	13,4	88,6	22,7
Durezza mg CaCO ₃ L ⁻¹	115	175	147
P-PO ₄ ³⁻ mg P L ⁻¹	0,003	0,007	0,004
P totale mg P L ⁻¹	0,010	0,059	0,018
N-NH ₄ ⁺ mg N L ⁻¹	0,011	0,034	0,019
N-NO ₂ ⁻ mg N L ⁻¹	< L.R.	0,216	0,067
N-NO ₃ ⁻ mg N L ⁻¹	0,271	0,747	0,555
N totale mg N L ⁻¹	0,621	1,017	0,807
Silice Reattiva mg Si L ⁻¹	1,6	2,0	1,8
Solidi sospesi mg L ⁻¹	< L.R.	10,0	2,5
<i>Escherichia coli</i> UFC 100 mL ⁻¹	1	428	102
coliformi fecali UFC 100 mL ⁻¹	2	2235	424
coliformi totali UFC 100 mL ⁻¹	5	3743	685

dio sono riportati in tabella I. L'acqua della sorgente ha mostrato una temperatura relativamente costante variando tra 11,5°C (gennaio) e 14°C (luglio-agosto). Il pH lievemente basico (7,2-8,3) è in accordo con la natura calcarea del substrato. È stato osservato un buon livello di ossigenazione dell'acqua (% di saturazione dell'ossigeno quasi sempre >75%) e un livello medio di durezza (115-175 mg CaCO₃ L⁻¹). I valori di conducibilità, compresi tra 275 e 408 μS cm⁻¹, hanno indicato un contenuto medio di sali minerali disciolti. Le massime concentrazioni dei nutrienti, in particolare del fosforo reattivo e totale, sono state rispettivamente pari a 0,007 e 0,059 mg L⁻¹. Tra le forme di azoto inorganico, i nitrati hanno avuto i valori più alti (0,271-0,747 mg N L⁻¹), dando quindi il maggior contributo all'azoto totale (0,621-1,017 mg N L⁻¹). Per il BOD₅ e il COD sono stati osservati dei picchi in alcuni mesi invernali e

soprattutto tra la primavera e l'autunno, in coincidenza dei massimi di densità di *E. coli*, coliformi fecali e totali.

L'indice LIM (Tab. II) e l'indice LIMeco (Tab. III), hanno collocato la sorgente rispettivamente nella II classe (qualità buona) e nella I classe (Stato di qualità elevato).

Le Diatomee

Nei campioni analizzati sono stati complessivamente rilevati 89 taxa (36 generi), la maggior parte dei quali sono stati rari ed occasionali. Tra questi, 25 sono taxa di nuova segnalazione per le acque correnti della Sardegna, come *Amphora indistincta*, *Amphora meridionalis*, *Amphora vetula*, *Caloneis lancettula*, *Cocconeis neothumensis*, *Diatoma mesodon*, *Diploneis separanda*, *Fallacia lenzii*. Numerosi taxa risultano inseriti sotto varie categorie nella Lista Rossa delle diatomee della Germania (Lange-Bertalot e Steindorf, 1996). Tra questi, *Diploneis minuta* e *Navicula vilaplana* sono considerati "estremamente rari". Alcuni taxa interessanti sono riportati con immagini al microscopio ottico ed elettronico (Fig. 2-17). Tutte le specie trovate hanno distribuzione cosmopolita.

I taxa rinvenuti nei conteggi sono stati 39 (21 generi) di cui 38 Pennales e 1 Centrales (*Ellerbeckia arenaria*) (Tab. IV). In termini di numero di specie, i generi maggiormente rappresentati sono stati *Navicula* e *Nitzschia* (6), seguiti da *Cocconeis* e *Diploneis* (3). Le comunità diatomiche sono state caratterizzate da 7 taxa abbondanti (abbondanza relativa maggiore del 5%), 9 taxa frequenti (abbondanza relativa compresa tra 1,5 e 5%) e da 23 taxa rari (abbondanza relativa minore di 1,5%). Il numero totale di taxa è passato da 25 nel campione del dicembre 2010 a 32 in quello del giugno 2011.

Per quanto riguarda le preferenze ecologiche, la maggior parte dei taxa sono alcalifili, alofobi-oligoalobio tolleranti, xeno-β-mesosaprobi e tipici di acque oligotrofiche. Dei 39 taxa presenti nei conteggi, 10 non hanno contribuito al calcolo dell'indice EPI-D. Infatti 8 taxa non sono attualmente inclusi nel metodo (Tab. IV), mentre per *Achnanthydium subatomus* e *Planothidium frequentissimum* sono stati pubblicati soltanto i dati parziali di sensibilità "i" ed affidabilità "r" rispetto alla salinità, alla materia organica e ai nutrienti (Dell'Uomo e Torrisi, 2011). Tra i 10 taxa esclusi, alcuni sono stati abbondanti come *A. subatomus* e *P. frequentissimum* e altri frequenti come *Caloneis fontinalis* e *Cocconeis pseudolineata*.

Gli indici diatomici

I risultati degli indici diatomici calcolati in questo studio sono riportati in Tab. V. I valori di EPI-D, IPS e TI, uniformati mediante il software Omnidia, sono riportati in scala 1-20 per facilitarne il confronto. L'indice EPI-D (Fig. 18) ha collocato la sorgente nella

Tab. II. Risultati dell'Indice LIM calcolato sul dataset annuale (dicembre 2010-dicembre 2011) nella Sorgente Su Gologone (Sa Vena). N = 13.

Macrodescrittori	75° percentile	Punteggio	Livello di inquinam.	Qualità
100-OD (% sat.)	13	40	II	buona
BOD ₅ mg L ⁻¹	3,4	40	II	buona
COD mg L ⁻¹	18,2	10	IV	cattiva
N-NH ₄ ⁺ mg N L ⁻¹	0,025	80	I	ottima
N-NO ₃ ⁻ mg N L ⁻¹	0,608	40	II	buona
P tot mg P L ⁻¹	0,019	80	I	ottima
<i>E. coli</i> UFC 100 mL ⁻¹	130	40	II	buona
LIM		330	II	buona

Tab. III. Risultati dell'indice LIMeco calcolato sul dataset annuale (dicembre 2010-dicembre 2011) nella Sorgente Su Gologone (Sa Vena). N = 13.

Campionamenti	LIMeco mensile	Stato di qualità
dicembre 2010	0,69	elevato
gennaio 2011	0,88	elevato
febbraio 2011	1,00	elevato
marzo 2011	1,00	elevato
aprile 2011	1,00	elevato
maggio 2011	1,00	elevato
giugno 2011	0,75	elevato
luglio 2011	0,69	elevato
agosto 2011	0,63	buono
settembre 2011	0,88	elevato
ottobre 2011	0,69	elevato
novembre 2011	0,63	buono
dicembre 2011	0,75	elevato
LIMeco	0,81	elevato

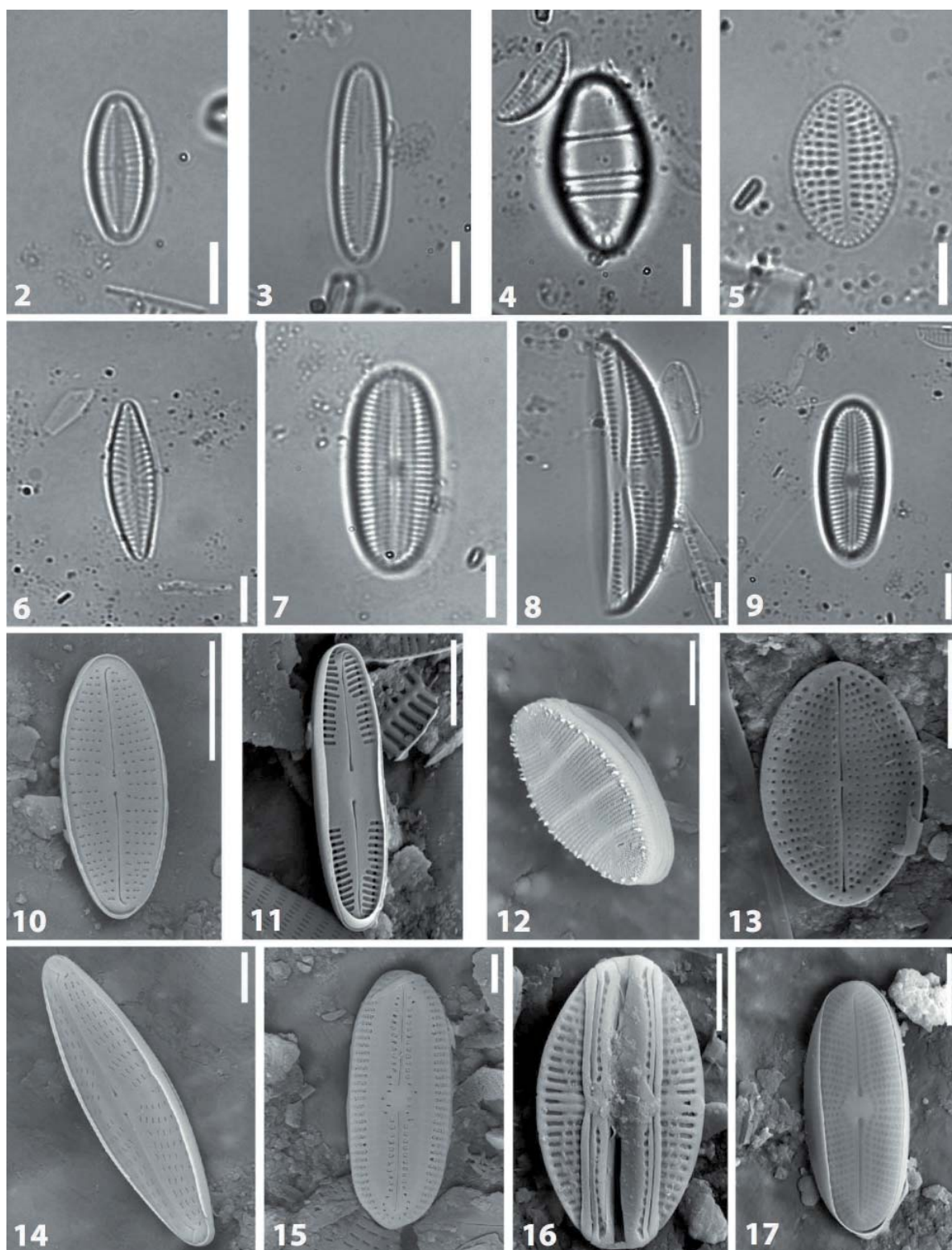


Fig. 2-17. Immagini al microscopio ottico (barra = 10 μm) e al microscopio elettronico (barra = 5 μm) di alcuni taxa osservati nella sorgente Su Gologone (Sa Vena). 2 e 10: *Achnanthidium subatomus* (Hustedt) Lange-Bertalot; 3 e 11: *Caloneis fontinalis* (Grunow) Cleve-Euler; 4 e 12: *Diatoma mesodon* (Ehrenberg) Kützing; 5 e 13: *Cocconeis neothumensis* Krammer; 6 e 14: *Navicula vilaplana* (Lange-Bertalot & Sabater) Lange-Bertalot & Sabater; 7 e 15: *Diploneis minuta* J.B. Petersen; 8 e 16: *Amphora meridionalis* Levkov; 9 e 17: *Diploneis separanda* Lange-Bertalot.

Tab. IV. Elenco delle diatomee rinvenute nei conteggi, distinte in base alla massima abbondanza relativa in almeno un campione. L'asterisco indica i taxa attualmente non inclusi nella lista del metodo EPI-D. In grigio sono evidenziate le specie di nuova segnalazione per le acque correnti della Sardegna.

> 5%

Achnanthydium minutissimum (Kützing) Czarnecki
Achnanthydium subatomus (Hustedt) Lange-Bertalot
Amphora pediculus (Kützing) Grunow ex A. Schmidt
Navicula tripunctata (O.F. Müller) Bory de Saint-Vincent
Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow
Planothidium lanceolatum (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot
Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot

1,5-5%

Caloneis fontinalis (Grunow) Cleve-Euler *
Cocconeis placentula Ehrenberg
Cocconeis pseudolineata (Geitler) Lange-Bertalot *
Diploneis cf. oculata (Brébisson in Desmazières) Cleve
Fallacia subhamulata (Grunow) D.G. Mann
Meridion circulare (Greville) C. Agardh
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot
Nitzschia fonticola (Grunow) Grunow
Nitzschia sociabilis Hustedt

< 1,5%

Amphora ovalis (Kützing) Kützing
Amphipleura pellucida (Kützing) Kützing
Cocconeis euglypta Ehrenberg
Diatoma mesodon (Ehrenberg) Kützing
Diploneis separanda Lange-Bertalot *
Diploneis sp.1
Ellerbeckia arenaria (Moore ex Ralfs) R.M. Crawford
Eolimna minima (Grunow) Lange-Bertalot
Eunotia pectinalis (Kützing) Rabenhorst
Fallacia lenzii (Hustedt) Lange-Bertalot
Fragilaria capucina Desmazières
Gomphonema elegantissimum E. Reichardt & Lange-Bertalot *
Karayevia clevei (Grunow) Bukhtiyarova
Karayevia ploenensis var. *gessneri* (Hustedt) Bukhtiyarova *
Luticola goeppertiana (Bleisch) D.G. Mann
Navicula antonii Lange-Bertalot *
Navicula cryptotenelloides Lange-Bertalot *
Nitzschia commutata Grunow *
Nitzschia inconspicua Grunow
Nitzschia linearis (C. Agardh) W. Smith
Navicula gregaria Donkin
Navicula veneta Kützing
Rhoicosphenia abbreviata (C. Agardh) Lange-Bertalot

I-II classe di qualità (ottima-buona) sia in inverno che in tarda primavera. Nel campione di giugno il valore dell'indice (15,2) è stato leggermente inferiore rispetto a quello del campione di dicembre (15,3). I valori dell'EPI-D sono in buon accordo con quelli dell'indice IPS. Anche quest'ultimo, come l'EPI-D, ha mostrato un valore solo leggermente inferiore in giugno indicando il passaggio dalla I classe (qualità ottima) in inverno alla II classe (qualità buona) in tarda primavera. L'indice TI ha invece collocato la sorgente nelle classi di eutrofia ed eu-politrofia sovrastimando decisamente lo stato trofico della sorgente. I valori degli indici NNS e NNS' (Fig. 19) hanno indicato un basso livello di disturbo fisico dell'ecosistema in entrambe le stagioni. I valori degli indici sono stati di poco superiori nel campione di giugno (rispettivamente 42 e 23) rispetto a quelli del campione di dicembre (rispettivamente 40 e 17).

DISCUSSIONE

La sorgente Su Gologone (Sa Vena) ha mostrato una qualità ecologica coerente con la scarsa antropizzazione e l'alto grado di naturalità del territorio. Nonostante sia un ambiente di piccole dimensioni, la comunità diatomatica è rappresentata da un alto numero di spe-

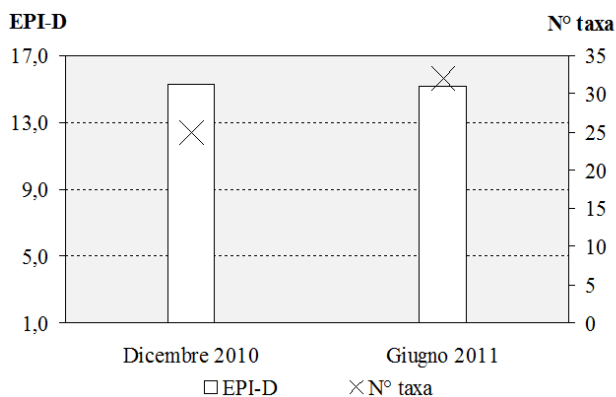


Fig. 18. Valori stagionali dell'EPI-D e numero di taxa utilizzati per il calcolo dell'indice.

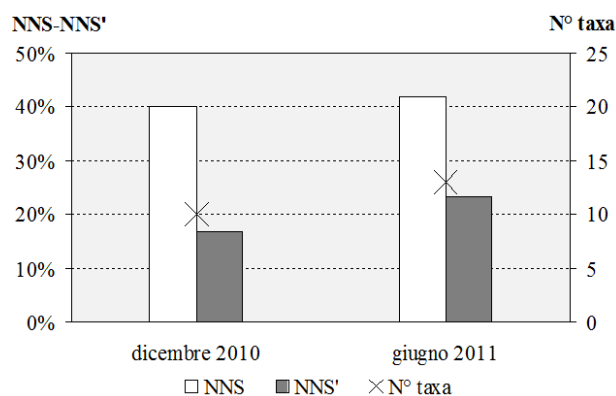


Fig. 19. Valori stagionali dell' NNS e dell'NNS' e numero di taxa utilizzati per il calcolo degli indici.

Tab. V. Valori stagionali degli indici diatomici applicati nella sorgente Su Gologone (Sa Vena). Gli indici EPI-D, IPS e TI sono riportati in scala 1-20.

	EPI-D	IPS	TI	NNS	NNS'
dicembre 2010	15,3	17,2	7,9	40,0	41,9
giugno 2011	15,2	16,9	7,4	16,7	23,4

cie, probabilmente dovuto alla presenza di un'elevata diversità di microhabitat. Questa ricchezza specifica è confrontabile con quella osservata in sorgenti del settore alpino meno colpite da alterazioni morfologiche (Angeli *et al.*, 2010) o inserite in aree protette (Falasco e Bona, 2011) e nei tratti superiori di corsi d'acqua e nelle sorgenti della regione appenninica centrale (Torrissi e Dell'Uomo, 2009).

Le preferenze ecologiche dei taxa osservati sono in buon accordo con le caratteristiche fisico-chimiche dell'acqua rilevate in questo studio. In particolare, la comunità ha rispecchiato un basso contenuto di nutrienti (dominanza di specie tipiche di ambienti oligotrofici) e una moderata presenza di materia organica (buona rappresentanza di specie xeno- β -mesosaprobiche e oligo- β -mesosaprobiche). *Ellerbeckia arenaria* ed *Eunotia pectinalis* sono stati gli unici taxa caratteristici di ambienti ultraoligotrofici e ultraoligo-oligotrofici, ma hanno mostrato abbondanze basse. Tra le specie tipiche di ambienti oligotrofici le più abbondanti sono state *Achnanthes minutissimum*, *Navicula tripunctata* e *Planothidium lanceolatum*. Il gruppo delle specie xeno- β -mesosaprobiche è stato rappresentato da *Cocconeis placentula*, *C. pseudolineata* e *Amphora pediculus* e quest'ultima è stata la specie più abbondante. Le specie oligo- β -mesosaprobiche più abbondanti sono state invece *Navicula cryptotenella*, *Nitzschia fonticola* e *Fallacia subhamulata*. La contaminazione organica della sorgente, evidenziata anche da picchi di BOD₅, COD e densità delle colonie batteriche in alcuni mesi, sembrerebbe per lo più legata alla presenza di animali al pascolo nel territorio circostante e alla sommersione da parte delle acque del Fiume Cedrino durante gli eventi di piena.

I valori stagionali dell'indice EPI-D hanno collocato la sorgente in una classe di passaggio (qualità ottima-buona: I-II classe) confermando il quadro generale delineato dalle variabili ambientali e in particolare il giudizio dell'indice LIM (qualità buona: II classe). Il giudizio dell'indice LIMeco (Stato di qualità elevato: I classe) sembra invece sovrastimare lo stato di qualità rispetto all'EPI-D e al LIM in quanto, a differenza di questi, considera soltanto i nutrienti e il grado di ossigenazione delle acque. In tarda primavera l'EPI-D ha evidenziato solo un lieve deterioramento della qualità che probabilmente è dovuto a una diminuzione della portata della sorgente, sia per il minore contributo delle acque meteoriche che per la costante captazione.

Il raffronto con l'indice IPS che è considerato l'indice diatomico di riferimento, ha evidenziato un giudizio di qualità piuttosto concorde. L'IPS, contrariamente all'indice TI, sviluppato per le acque correnti austriache, è un indice di qualità generale dell'acqua e ha considerato tutte le specie rilevate in questo studio. L'indice TI, basato sulla sensibilità delle specie alla sola trofia, è stato sviluppato in una realtà geografica molto differente da quella studiata e non sembra in grado di descrivere in modo adeguato la condizione trofica della sorgente.

Gli indici NNS e NNS' hanno indicato un lieve grado di disturbo fisico, in accordo con il basso contenuto di solidi sospesi nell'acqua. In entrambe le stagioni il contributo maggiore agli indici è stato apportato dalle specie appartenenti al genere *Navicula* (7 taxa e 52 individui in inverno e 8 taxa e 61 individui in tarda primavera). Tra queste, *N. tripunctata* e *N. cryptotenella* sono state le specie più abbondanti. In tarda primavera, i valori degli indici sono stati leggermente più alti, probabilmente anche a causa di una più intensa frequentazione turistica della sorgente. In questa stagione è stato rilevato un contributo maggiore del genere *Nitzschia* (5 taxa e 36 individui) rispetto a quello osservato in inverno (3 taxa e 20 individui) e *Nitzschia dissipata* è stato il taxa più abbondante. È interessante notare come in tarda primavera l'aumento del disturbo fisico sia stato contestuale con il lieve deterioramento della qualità biologica dell'acqua evidenziato dall'EPI-D. Questo suggerisce che la stagionalità, tipica del clima mediterraneo, ha un ruolo importante anche su ecosistemi come le sorgenti che, per loro natura, sono considerate relativamente stabili. I risultati degli indici di disturbo applicati in questo studio concordano con quelli di uno studio precedente (De Waele, 2009) in cui l'applicazione del Karst Disturbance Index o KDI (Van Beynen e Townsend, 2005), basato su un'insieme di indicatori appartenenti a diverse categorie (geomorfologia, atmosfera, idrologia, biota e fattori culturali), ha evidenziato un basso disturbo della sorgente.

CONCLUSIONI

Il presente lavoro contribuisce alla conoscenza della biodiversità delle sorgenti carsiche in ambiente mediterraneo e riporta la prima esperienza di applicazione di indici diatomici in ambienti sorgivi carsici della Sardegna. Il giudizio fornito dall'indice EPI-D sembra attendibile, nonostante 10 taxa tra quelli presenti nei conteggi non abbiano contribuito al calcolo dell'indice

e la loro esclusione possa implicare un errore nella valutazione corretta dello stato di qualità. Infatti i risultati ottenuti dall'analisi delle diatomee sono in buon accordo con il quadro generale delle variabili ambientali e il loro uso come indicatori sembra appropriato anche in questa tipologia di ambienti acquatici. Inoltre l'EPI-D è risultato concorde con l'indice IPS che ha considerato tutte le specie trovate in questo studio. Il costante aggiornamento dell'EPI-D con i taxa eventualmente segnalati nelle diverse regioni italiane sarebbe importante per affinare l'applicabilità del metodo, peraltro concepito per le acque correnti italiane e testato con buoni risultati in differenti aree geografiche.

Anche gli indici NNS e NNS', ancora poco ap-

plicati sul territorio nazionale, si sono rivelati utili per la valutazione dell'impatto di tipo fisico e sarebbero auspicabili ulteriori indagini e verifiche su un contesto geografico più vasto. La buona qualità dell'acqua, l'elevata ricchezza di specie e la presenza di taxa inseriti nella Lista Rossa sottolineano il valore ambientale e la necessità di proteggere questo importante ecosistema.

Le sorgenti, in particolare quelle di tipologia carsica, rappresentano una risorsa strategica per la Sardegna e in generale, per l'area mediterranea. Ulteriori indagini potranno offrire un contributo importante non solo alla conoscenza delle loro biocenosi e delle loro dinamiche ecologiche, ma anche un supporto indispensabile per una loro corretta gestione futura.

BIBLIOGRAFIA

- Ács É., Kiss K.T., Padisák J., 2007. Use of algae for monitoring rivers VI. *Archiv für Hydrobiologie, Supplement Large Rivers*, **17**: 265-550.
- Angeli N., Cantonati M., Spitale D., Lange-Bertalot H., 2010. A comparison between diatom assemblages in two groups of carbonate, low-altitude springs with different levels of anthropogenic disturbances. *Fottea*, **10**: 115-128.
- APHA (American Public Health Association), 1998. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. American Public Health Association, Washington, D.C., 1000 pp.
- Bahls L.L., 1993: *Periphyton bioassessment methods for Montana streams*. Water Quality Bureau, Department of Health and Environmental Sciences, Helena, Montana, 136 pp.
- Battegazzore M., 2012. Environmental conditions of alpine springs of the upper Po River (NW Italy) on the basis of their epilithic diatom communities. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, **153**: 49-62.
- Battegazzore M., Morisi A., 2012. Environmental evaluation of springs in the intensely cultivated and industrialized inland plain of Cuneo (Northwest Italy). *Journal of Environmental Science and Engineering*, **B1**: 19-24.
- Battegazzore M., Gallo L., Lucadamo L., Morisi A., 2003. Quality of the main watercourses in the Pollino National Park (Apennine Mts, S Italy) on the basis of the diatom benthic communities. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, **80**: 89-93.
- Battegazzore M., Morisi A., Gallino B., Fenoglio S., 2004. Environmental quality evaluation of alpine springs in NW Italy using benthic diatoms. *Diatom Research*, **19**: 149-165.
- Battegazzore M., Bianco L., Bona F., Falasco E., Fenoglio S., Gastaldi E., Morisi A., Shestani L., Badino G., 2007. Diatomee e qualità dei corsi d'acqua in tre aree alpine e prealpine ad altimetria e substrato geologico differenti. *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, **83**: 111-116.
- Bianco L., 1993. S.O.S Su Gologone. *Sardegna Speleologica*, **4**: 19-25.
- Cantonati M., Füreder L., Gerecke R., Jüttner I., Cox E.J., 2012. Crenic habitats, hotspots for freshwater biodiversity conservation: toward an understanding of their ecology. *Freshwater Science*, **31**: 463-480.
- CNR-IRSA (Consiglio Nazionale delle Ricerche-Istituto di Ricerca sulle Acque), 1994. *Metodi analitici per le acque*. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato-Libreria dello Stato, Roma, 342 pp.
- Dell'Uomo A., 1990: Chorological analysis of the algal flora of "Su Gologone" spring in Sardinia. *Proceedings of the International Symposium on Biogeographical Aspects of Insularity*, Rome, 417-427.
- Dell'Uomo A., 2004. *L'indice diatamico di eutrofizzazione/polluzione (EPI-D) nel monitoraggio delle acque correnti*. Linee Guida. Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Roma, 101 pp.
- Dell'Uomo A., Torrisi M., 2011. The EPI-D diatom metric and three new related indices for monitoring rivers: the case study of the river Potenza (the Marches, Italy). *Plant Biosystems*, **145**: 331-341. DOI: 10.1080/11263504.2011.569347.
- Ector L., Kingston J.C., Charles D.F., Denys L., Douglas M.S.V., Manoylov K., Michelutti N., Rimet F., Smol J.P., Stevenson R.J., Winter J.G., 2004. Workshop report freshwater diatoms and their role as ecological indicators. In: Poulin M. (eds.), *Proceedings of the 17th International Diatom Symposium 2002*, Ottawa, Canada. Bristol, Biopress Limited: 469-480.
- De Waele J., 2008. Interaction between a dam site and karst springs: The case of Supramonte (Central-East Sardinia, Italy). *Engineering Geology* **99**: 128-137.
- De Waele J., 2009. Evaluating disturbance on mediterranean karst areas: the example of Sardinia (Italy). *Environmental Geology*, **58**: 239-255.
- Di Sabatino A., Bruni P., Miccoli F.P., Giustini M., Vignini P., Timperi G., Cicolani B., 2009. Diversità delle comunità macrobentoniche e qualità ambientale delle sorgenti dei Monti della Laga (Parco Nazionale Gran Sasso – Laga, Appennino centrale). *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, **84**: 43-51.
- European Union, 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October 2000 establishing a framework for community action in the field of

- water policy. *Official Journal of the European Communities, Series L*, **327**: 1-72.
- Falasco E., Bona F., 2011. Diatom community biodiversity in an Alpine protected area: a study in the Maritime Alps Natural Park. *Journal of Limnology*, **70**: 157-167.
- ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale), 2007. Protocollo di campionamento e analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua. In: *Metodi biologici per le acque. Parte I*. Agenzia per la protezione dell'ambiente e per i servizi tecnici, Roma, 29 pp.
- Kelly M.G., Cazaubon A., Coring E., Dell'Uomo A., Ector L., Goldsmith B., Guasch H., Hürlimann J., Jarlman A., Kawecka B., Kwandrans J., Laugaste R., Lindstrøm E.-A., Leitao M., Marvan P., Padišák J., Pipp E., Prygiel J., Rott E., Sabater S., van Dam H., Vizinet J., 1998. Recommendations for the routine sampling of diatoms for water quality assessments in Europe. *Journal of Applied Phycology*, **10**: 215-224.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1986, 1988, 1991a, b. Bacillariophyceae-Süßwasserflora von Mitteleuropa. G. Fischer, Stuttgart, **2** (1-4): 876+596+576+437 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 2000. Bacillariophyceae 5. English and French translation of the keys. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Spektrum Akademischer Verlag GmbH Heidelberg and Berlin, **2** (5): 311 pp.
- Kutka F.J., Richards C., 1996. Relating diatom assemblage structure to stream habitat quality. *Journal of the North American Benthological Society*, **15**: 469-480.
- Lange-Bertalot H., Steindorf A., 1996. Rote Liste der limnischen Kieselalgen (Bacillariophyceae) Deutschlands. *Schriftenreihe für Vegetationskunde*, **28**: 633-677.
- Lange-Bertalot H., Cavacini P., Tagliaventi N., Alfinito S., 2003. *Diatoms of Sardinia. Rare and 76 new species in rock pools and other ephemeral waters. Iconographia Diatomologica*. A.R.G. Gantner Verlag Kommanditgesellschaft, Ruggell, **12**: 438 pp.
- Lecointe C., Coste M., Prygiel J., 1993. "Omnidia": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, **269/270**: 509-513.
- Lecointe C., Coste M., Prygiel J., Ector L., 1999. Le logiciel Omnidia version 2, une puissante base de données pour les inventaires de diatomées et pour le calcul des indices diatomiques européens. *Cryptogamie Algologie*, **20**: 132-134.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. Istituto Superiore di Sanità, Roma (Rapporti ISTISAN 09/19). Available on line (<http://www.iss.it/binary/publ/cont/0919web.pdf>). Last access date: 31/01/2015.
- Odum E.P., 1971. *Fundamentals of ecology*. W.B. Saunders co., Philadelphia, 574 pp.
- Rimet F., Ciutti F., Cappelletti C., Ector L., 2005. Ruolo delle Diatomee nell'applicazione della Direttiva Europea Quadro sulle Acque. *Biologia Ambientale*, **19**: 87-93.
- Rott E., Pfister P., Van Dam H., Pipp E., Pall K., Binder N. & Ortler K., 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen Teil 2: Trophieindikation sowie geochemische Präferenz, taxonomische und toxikologische Anmerkungen*. Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft, Wien, 248 pp.
- Stevens L.E., Meretsky V.J., 2008. *Aridland springs in North America: ecology and conservation*. University of Arizona Press, Tucson, AZ, 432 pp.
- Stevenson R.J., Pan Y., Van Dam H., 2010. Assessing environmental conditions in rivers and streams with diatoms. In: Smol J.P., Stoermer E.F. (eds.), *The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences*, 2nd Edition. Cambridge University Press, Cambridge: 57-85.
- Torrise M., Dell'Uomo A., 2001. Alcune diatomee (Bacillariophyta) rare o notevoli rinvenute nelle Fonti del Clitunno (Umbria, Italia). *Archivio Geobotanico*, **7**: 11-15.
- Torrise M., Dell'Uomo A., 2009. Diatomee bentoniche del corso superiore di alcuni fiumi centro-appenninici. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, **84**: 139-151.
- Torrise M., Monauni C., Zorza R., Della Bella V., Siligardi M., Wetzel C.E., Ector L., 2014. Ring-test su identificazione e protocollo di conteggio di diatomee bentoniche svolto all'Agenzia Provinciale per la Protezione dell'Ambiente di Trento (APPA). *Biologia Ambientale*, **28**: 113-127.
- Van Beynen P., Townsend K., 2005. A disturbance index for karst environments. *Environmental Management* **36**: 101-116.
- Venkatachalapathy, R., Karthikeyan P., 2015. Application of Diatom-based indices for monitoring environmental quality of riverine ecosystems: A review. In: Ramkumar Mu., Kumaraswamy K., Mohanraj R. (eds.), *Environmental Management of River Basin Ecosystems*. Springer International Publishing, Switzerland: 593-619.
- Whitton B.A., 2012. Changing approaches to monitoring during the period of the "Use of Algae for Monitoring Rivers" symposia. *Hydrobiologia*, **695**: 7-16.

Diatomee nei corsi d'acqua mediterranei: prelievo dove devo?

Sabrina Mossino*, Elena Piano, Francesca Bona, Elisa Falasco

Dipartimento di Scienze della Vita e Biologia dei Sistemi, Università degli studi di Torino, via Accademia Albertina, 13 – 10123 Torino

* *Referente per la corrispondenza: sabrina.mossino@gmail.com*

Pervenuto il 25.3.2015; accettato il 24.4.2015

Riassunto

I corsi d'acqua mediterranei sono caratterizzati da una marcata stagionalità della portata, con eventi di piena in primavera e autunno e periodi di secca estivi, con conseguenti variazioni idromorfologiche, creazione di microhabitat temporanei e ripercussioni sui popolamenti biologici. Per monitorare gli effetti a breve e medio termine, il presente lavoro ha previsto campagne di prelievo ravvicinate nel corso del 2014. Sono qui analizzati i risultati relativi alla prima campagna di prelievo (aprile 2014), con l'obiettivo di valutare la diversificazione della comunità diatomica tra microhabitat e determinare differenze nella produzione primaria delle diatomee. Sono stati campionati 10 corsi d'acqua e in ognuno sono state selezionate 2 stazioni di campionamento: una a monte non soggetta a variazioni di portata stagionali estreme e una a valle contraddistinta da temporaneità del regime idrico. In ciascuna stazione sono stati raccolti 6 campioni di diatomee: uno secondo il protocollo di campionamento standardizzato e 5 campioni provenienti da microhabitat il più possibile differenziati tra loro. I dati di comunità ottenuti sono stati analizzati mediante NMDS. I risultati mostrano differenze significative sia tra corsi d'acqua, sia tra monte e valle. In particolare, a livello di comunità all'interno di una stessa stazione, non solo si osservano notevoli scostamenti tra microhabitat e transetto, ma il transetto stesso non sembra sempre rappresentativo di tutti i microhabitat campionati. Risulta quindi importante effettuare i campionamenti lungo transetti che siano il più possibile eterogenei, per avere la migliore rappresentatività della comunità. Vengono infine esaminate le potenziali ripercussioni sugli indici diatomici (IPS, TI) e sulla produzione primaria.

PAROLE CHIAVE: *clorofilla-a* / diatomee / fiumi temporanei / indici diatomici / microhabitat / protocollo di campionamento

Diatoms in mediterranean watercourses: do I collect where I should?

Mediterranean watercourses are characterized with a marked seasonality, with floods in spring and autumn and dry periods in summer. As a consequence, hydromorphological changes, like creation of microhabitats, are responsible of impacts on biological populations. In order to detect the effects in the short and medium term, this work provided frequent sampling campaigns during 2014. In this paper, the results of the first sampling campaign (April 2014) are analysed, with the aim of assessing the diversification of diatomic communities between microhabitats and determining differences in the primary production of diatoms. We selected ten study streams, in which we identified two sampling stations: one upstream station, not subject to extreme seasonal variations in flow, and one downstream station, characterized with intermittence of water regime. In each station we collected 6 samples of diatoms: the first one according to the standard protocol, while 5 samples were collected from differentiated microhabitats. The community data were analysed with the NMDS. The results showed significant differences between rivers, and between upstream and downstream sites. In particular, communities of microhabitat were found significantly different within the same sampling station between microhabitats and the standard sample, which is not representative of all microhabitats. It is therefore important to carry out sampling activities in differentiated microhabitats to obtain the best representation of the community. We finally examined the potential impacts on diatomic indices (IPS, TI) and on primary production.

KEYWORDS: *chlorophyll-a* / diatoms / temporary rivers / diatomic indices / microhabitats / sampling protocol

INTRODUZIONE

Gli ambienti mediterranei sono caratterizzati da estati calde e secche, con forte irraggiamento solare, e inverni miti e piovosi. Questo clima determina, nei corsi d'acqua, un regime idrologico caratterizzato da elevata stagionalità, con piene e inondazioni nel periodo

invernale, alternati a periodi di secca estivi. Questi corsi d'acqua sono definiti "temporanei" o "intermittenti" per via della portata discontinua a seconda delle stagioni (Lake, 2003).

Queste fluttuazioni estreme del regime idrologico si

traducono in un disturbo fisico che influenza profondamente i processi chimico-fisici e biologici e ha pertanto un ruolo chiave nel determinare la struttura delle comunità acquatiche presenti (Gasith e Resh, 1999). Tali effetti possono essere esasperati dalla concomitanza di attività antropiche che prevedono il prelievo idrico o la modificazione dell'alveo.

A causa dell'estrema instabilità idrogeologica, i corsi d'acqua mediterranei si contraddistinguono per un'evidente eterogeneità ambientale, che si traduce in una variabilità delle comunità biologiche a livello di microhabitat (Lake, 2000). Questa peculiarità potrebbe rendere inadatta l'applicazione rigorosa dei metodi standard di prelievo dei campioni biologici che tendono a concentrarsi sulla scelta di un transetto rappresentativo del sito più che sulla variabilità dei microhabitat del tratto fluviale campionato. Questo rischio è particolarmente elevato per le diatomee, che sono uno degli indicatori biologici maggiormente influenzati dai fattori microambientali (Tornés e Sabater, 2010).

Gli effetti dell'eterogeneità ambientale si ripercuotono anche sulla produzione primaria che, soprattutto nei corsi d'acqua mediterranei, è fortemente influenzata dalle variazioni in termini di disponibilità dei nutrienti, portata e temperatura del corso d'acqua (Sabater *et al.*, 2006). Il presente lavoro intende quindi indagare le differenze in termini di comunità diatomica e produzione primaria tra i microhabitat individuati nei corsi d'acqua mediterranei della Liguria soggetti a secche stagionali, con l'obiettivo di:

- valutare la diversificazione delle comunità all'interno di ogni stazione di campionamento;
- verificare l'importanza della scelta dei microhabitat nella valutazione dei corpi idrici mediterranei;
- determinare eventuali differenze in termini di produzione primaria delle diatomee tra i diversi microhabitat.

I risultati di questo lavoro potranno quindi indirizzare la messa a punto di un metodo di campionamento specifico, che tenga conto delle peculiarità dei torrenti di ambiente mediterraneo.

Questo studio preliminare si inserisce nell'ambito di un progetto più esteso che si propone di valutare le variazioni della comunità diatomica e della produzione primaria nel corso della stagione secca.

MATERIALI E METODI

L'area di studio è situata nella Riviera Ligure di Ponente compresa tra le province di Imperia e di Savona (Fig. 1). Secondo la classificazione del D.M. 131/2008, che raggruppa gli ecosistemi di acqua dolce secondo le loro caratteristiche chimiche, fisiche e biologiche, l'area in analisi appartiene all'Idroecoregione 9 "Alpi mediterranee" (HER 9), contraddistinta dalla presenza

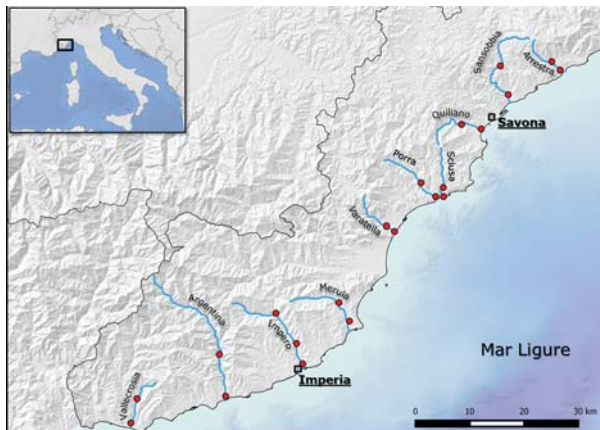


Fig. 1. Siti di campionamento.

di rocce sedimentarie ricche di calcari e da un clima tipicamente mediterraneo con estati caldo-secche e inverni miti.

Sono stati valutati 10 corpi idrici caratterizzati da un regime tipicamente mediterraneo, con portata massima in primavera e in autunno, secche estive e di stato ecologico da "buono" a "elevato" (fonte: ARPA Liguria 2008-2013).

La raccolta dei campioni è avvenuta tra il 15 e il 18 aprile 2014. Per ciascun corso d'acqua sono stati selezionati due siti di campionamento: uno di riferimento a monte, caratterizzato dal grado di naturalità più elevato possibile e non soggetto a secca stagionale, e uno a valle che presenta variazioni stagionali estreme della portata idrica, alveo alterato e importante urbanizzazione del territorio circostante. La tabella I riporta i nomi dei corsi d'acqua, i codici delle stazioni di prelievo e la loro ubicazione.

Per ogni stazione di campionamento sono stati misurati in situ una serie di parametri chimici (temperatura, pH, conducibilità, ossigeno disciolto e torbidità) tramite la sonda HYDROLAB QUANTA, e parametri morfologici, quali l'ampiezza dell'alveo bagnato e di piena mediante telemetro, la copertura vegetazionale dell'alveo, le classi granulometriche presenti, la presenza di muschi, igrofiti e idrofiti in alveo e il grado di naturalità dell'area circostante mediante valutazione sul campo.

Per ciascuna stazione di campionamento sono stati prelevati 6 campioni di diatomee epilittiche: uno secondo il protocollo standard UNI EN 13946:2005 e altri 5 provenienti da microhabitat il più possibile differenziati tra loro in termini di profondità, velocità della corrente, ombreggiamento e presenza di macrofite, per un totale di 120 campioni. Per ottenere dati di portata puntuale sia per il transetto che per i microhabitat sono state misurate la profondità con rotella metrica e la velocità della corrente con mulinello idrometrico HYDROBIOS KIEL. Per ogni sito sono inoltre stati raccolti i campioni d'acqua per una successiva analisi di nutrienti

Tab. I. Siti e codici di campionamento.

CORSO D'ACQUA	CODICE_sito	TIPOLOGIA	LOCALITÀ	PROVINCIA
VALLECROSA	VLVL01M	monte	Soldano	IM
	VLVL01	valle	Piani di Vallecrosia	IM
ARGENTINA	AGAG02	monte	Badalucco	IM
	AGAG04	valle	Arma di Taggia	IM
IMPERO	IMIM02	monte	Pontedassio	IM
	IMIM03	valle	Imperia	IM
MERULA	MEME01	monte	San Bartolomeo	SV
	MEME02	valle	San Lazzaro	SV
VARATELLA	VRVR01	monte	Toirano	SV
	VRVR02	valle	Borghetto Santo Spirito	SV
PORRA	PAPA01M	monte	Cipressi	SV
	PAPA02	valle	Finale Ligure	SV
SCIUSA	SISI01	monte	Finale Ligure	SV
	SISI03	valle	Finale Ligure	SV
QUILIANO	QUQU01	monte	Vadoni	SV
	QUQU02	valle	Valleggia	SV
SANSOBBIA	SASA01M	monte	Collareta	SV
	SASA02	valle	Grana	SV
ARRESTRA	ARAR01	monte	Cogoleto	SV
	ARAR02	valle	Campo sportivo	SV

e di solidi sospesi.

Prima di prelevare i campioni di diatomee dai ciottoli raccolti, è stata misurata la produzione primaria tramite BENTHOTORCH, un fluorimetro portatile che consente di misurare la concentrazione di clorofilla-*a* di diatomee, cianobatteri e alghe verdi direttamente in campo. Questo strumento, appoggiato sulla superficie del ciottolo, emette impulsi luminosi a 4 differenti lunghezze d'onda (470, 525, 610, 700 nm) e registra la fluorescenza emessa dai pigmenti accessori dei 3 gruppi fotosintetici considerati. Grazie ad un algoritmo, la fluorescenza è convertita in concentrazione di clorofilla-*a* ($\mu\text{g}/\text{cm}^2$), restituendo quindi la misura della produzione primaria per ciascun gruppo (Kahlert e Mckie, 2014).

In laboratorio sono stati analizzati alcuni parametri chimico-fisici: i nitrati (N-NO₃ kit di analisi LCK 339) e i fosfati (P-PO₄) con spettrofotometro Lange LASA 100, e la quantità di solidi sospesi per via gravimetrica (IRSA, 1994).

La preparazione dei campioni di diatomee è avvenuta in base al protocollo standard (UNI EN 13946, 2005) con il metodo del perossido d'idrogeno a caldo: H₂O₂ (30%) per la digestione della sostanza organica presente e successiva aggiunta di acido cloridrico (1N) per la dissoluzione dei carbonati.

I campioni sono quindi stati montati con l'ausilio della resina Naphrax[®], ad alto potere di rifrazione (i.r.= 1,74), poi osservati con microscopio ottico con obiettivo 100x ad immersione in olio di cedro. Le dia-

tomee presenti in ciascun vetrino sono state identificate a livello di specie (Blanco *et al.*, 2010; Hofmann *et al.*, 2011; Krammer, 1997a, 1997b, 2000, 2002, 2003; Krammer e Lange-Bertalot, 1986, 1988, 1991a, 1991b; Lange-Bertalot, 2001; Lange-Bertalot e Metzeltin, 1996; Lavoie *et al.*, 2008; Reichardt, 1999; Werum e Lange-Bertalot, 2004) e successivamente per ogni campione sono state conteggiate fino a 400 valve. I principali indici diatomici e di diversità sono stati calcolati utilizzando il software OMNIDIA 7.3 (Lecoite *et al.*, 1993) con database aggiornato al 2014. Ai fini di questo lavoro sono stati considerati IPS (Cemagref, 1982) e TI/4 (Rott *et al.*, 1999), due degli indici di qualità più utilizzati in Europa e da cui è derivato l'indice ICM (Mancini e Sollazzo, 2009; Falasco *et al.*, 2012), attualmente adottato in Italia.

Per analizzare i dati di comunità sono state selezionate le specie presenti in almeno il 50% dei campioni e con abbondanza maggiore al 2% per ciascuna stazione e successivamente è stato applicato il Non-Metric multiDimensional Scaling (NMDS) che permette di rilevare le differenze tra corsi d'acqua e tra transetti e microhabitat.

È stato poi applicato il test di Kolmogorov-Smirnov per valutare lo scostamento della produzione primaria delle diatomee da una distribuzione uniforme all'interno dei microhabitat di ogni singolo transetto.

Le analisi statistiche sono state svolte con il software R[®] (R Core Team, 2014) tramite il pacchetto *vegan* (Oksanen, 2015).

RISULTATI

I principali parametri chimico-fisici rilevati sono riassunti in tabella II, dove i corsi d'acqua sono ordinati da ovest verso est.

La concentrazione dei nutrienti e la quantità di solidi in sospensione mostrano valori mediamente bassi, fatta eccezione per la stazione a valle del Varatella (VRVR02) dove i 31 mg/L di solidi sospesi sono però giustificati dalla presenza di significativi scarichi di inerti poco più a monte. I valori medi comunque sottolineano la buona qualità dei corsi d'acqua selezionati (Van Dam *et al.*, 1994), come anche l'alta percentuale di O₂ disciolto; i valori superiori al 100% di saturazione di quest'ultimo potrebbero essere ricondotti alla presenza di bloom algali tipici del periodo primaverile.

Nonostante il pH si mantenga alcalino, in accordo con la natura calcarea delle rocce che caratterizzano il Ponente ligure (rocce sedimentarie, ofioliti e calcari), è possibile che ci sia una variazione nella composizione minerale delle rocce che comporta un gradiente tendenzialmente decrescente di conducibilità da ovest verso est.

La temperatura ha valori relativamente costanti in accordo con i valori medi primaverili.

Nei 120 campioni sono stati determinati in tutto 185 taxa di diatomee (allegato I); di questi, 47 (appartenenti a 19 generi) sono stati utilizzati per le analisi di comunità secondo quanto riportato nei materiali e metodi. I generi più

frequenti e abbondanti sono *Achnanthisdium* e *Nitzschia*, con prevalenza di taxa solitari mono o bi-rafidei.

I risultati dell'NMDS hanno rilevato differenze significative tra torrenti (Fig. 2) e tra le diverse tipologie di punto di prelievo (transetto/microhabitat) all'interno di uno stesso sito di campionamento. (Fig. 3).

In particolare, in molti casi, all'interno di una stessa stazione, non solo si osservano notevoli scostamenti tra i microhabitat e il transetto, ma il transetto stesso non sembra essere sempre rappresentativo di tutti i microhabitat campionati: infatti, come è possibile osservare in figura 3, il fatto che la comunità del transetto non occupi una posizione centrale nei poligoni significa che non rappresenta una media dei diversi microhabitat e perciò nemmeno del tratto fluviale considerato.

Queste differenze sembrano ripercuotersi anche sugli indici diatomici, che spesso attribuiscono ai vari microhabitat classi di qualità diverse all'interno dello stesso sito. Per quanto riguarda l'indice diatomico IPS (Tab. III), la maggior parte dei valori ricade nella prima classe (valori da 20 a 17), o al massimo nella seconda, confermando la buona qualità di questi corsi d'acqua. L'indice TI/4 (Tab. IV) mostra valori mediamente compresi tra "oligo-mesotrofico" e "meso-eutrofico", ma, considerando la severità di questo indice, anche questi risultati sono un'ulteriore conferma della buona qualità dei corsi d'acqua scelti nel regime idrologico di morbida.

Tab. II. principali parametri chimico-fisici rilevati: CODICE_sito= codice del sito, COND= conducibilità, O₂= ossigeno disciolto, O₂%= ossigeno percentuale, pH, T= temperatura, TSS= solidi sospesi totali, SRP= fosforo solubile reattivo, N-NO₃= nitrati.

Corso d'acqua	CODICE_sito	COND (μS/cm)	O ₂ (mg/L)	O ₂ %	pH	T °C	TSS (mg/L)	SRP (mg/L)	N-NO ₃ (mg/L)
VALLECROSA	VLVL01M**	509	9,82	99,10	8,81	15,77	1,40	0,01	0,91
	VLVL01**	500	11,21	129,60	9,21	22,55	6,73	0,03	1,40
ARGENTINA	AGAG02**	278	9,94	99,10	9,13	15,24	3,30	0,02	0,17
	AGAG04**	364	9,08	92,50	8,66	15,94	0,40	0,01	1,77
IMPERO	IMIM01**	411	11,76	102,80	9,00	9,39	0,98	0,02	0,43
	IMIM02**	506	10,88	101,20	8,79	12,16	1,89	0,02	0,88
	IMIM03**	530	11,25	111,40	8,96	14,84	1,72	0,00	1,01
MERULA	MEME01	436	9,67	97,40	8,71	15,76	0,00	0,03	0,55
	MEME02	504	9,80	105,70	8,68	19,12	0,00	0,03	1,12
VARATELLA	VRVR01**	383	10,79	105,80	9,20	14,33	0,70	0,03	0,65
	VRVR02**	398	10,38	108,50	9,37	10,52	31,26	0,03	0,69
PORRA	PAPA01M**	163	9,71	94,30	8,94	13,97	1,17	0,05	0,95
	PAPA02**	216	10,52	105,00	9,08	15,30	8,54	0,01	1,06
SCIUSA	SISI01**	385	11,85	111,70	9,21	14,59	0,83	0,06	1,12
	SISI03	447	10,32	107,60	8,95	17,21	8,09	0,02	0,64
QUILIANO	QUQU01**	127	11,07	99,80	8,52	10,70	0,00	0,01	0,98
	QUQU02**	165	10,03	91,90	8,44	11,57	0,00	0,00	0,93
SANSOBBIA	SASA01M**	218	10,98	101,60	9,44	11,83	9,32	0,07	0,69
	SASA02**	233	10,46	101,90	9,03	14,15	0,65	0,05	0,46
ARRESTRA	ARAR01	179	9,98	93,50	8,82	12,41	0,00	0,09	0,87
	ARAR02	166	10,62	101,70	9,08	13,34	1,08	0,01	0,52

(**): siti che presentano significatività in base al test Kolmogorov-Smirnov, ovvero presentano differenze statisticamente significative in termini di produzione primaria tra microhabitat.

DISCUSSIONE

I corsi d'acqua mediterranei sono caratterizzati da ampie fluttuazioni di portata che si ripercuotono sulle componenti biologiche. In particolare la spiccata eterogeneità ambientale che li caratterizza si riflette sulle comunità diatomee (Tornés e Sabater, 2010). Nel presente lavoro è stato dimostrato che queste comunità, in corsi d'acqua mediterranei all'interno di una stessa HER e con concentrazione dei nutrienti paragonabili,

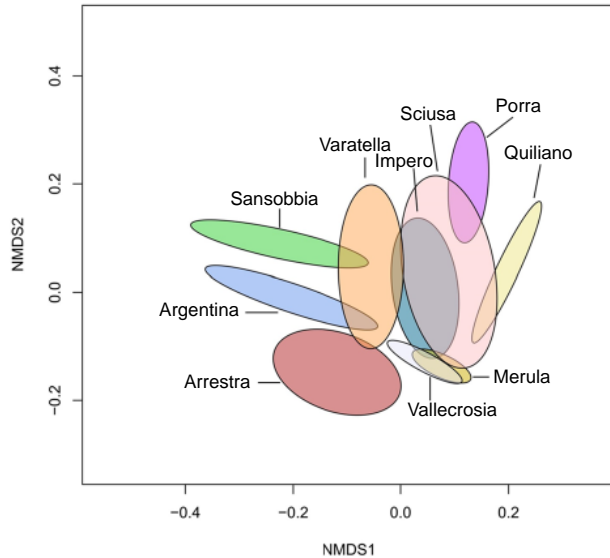


Fig. 2. Risultato dell'NMDS dove si evidenziano le differenze tra i 10 torrenti analizzati.

si differenziano non solo tra corsi d'acqua differenti ma anche tra i microhabitat presenti all'interno dei siti di campionamento stessi.

La variabilità nelle comunità riscontrata nei diversi campioni riflette la diversificazione spaziale che contraddistingue i corsi d'acqua mediterranei (Tornés e Ruhi, 2013), provocata dall'intermittenza che li caratterizza (Boix *et al.*, 2010). L'elevata differenziazione spaziale è destinata ad aumentare durante la stagione estiva, considerando che la riduzione della portata comporta la formazione di pozze isolate e l'aumento della vegetazione in alveo. In particolare, la scelta di un microhabitat piuttosto che di un altro, può comportare variazioni anche in termini di indici di qualità, con classificazione non corretta dei corpi idrici. Pertanto risulta importante impostare un protocollo di campionamento apposito per i corsi d'acqua mediterranei, in quanto, in questo caso, il protocollo standard non è risultato sufficientemente indicativo della reale variabilità che caratterizza i tratti fluviali considerati.

Per avere una buona rappresentatività del campione è quindi necessario monitorare il maggior numero di microhabitat possibili (Dallas, 2013). Sarebbe preferibile non raccogliere i ciottoli seguendo un transetto lineare, ma piuttosto prelevarli in zone che siano il più diversificate possibile in termini di ombreggiatura, profondità, velocità della corrente e macrofite. Questo approccio risulta particolarmente adatto non solo in periodi di morbida, ma anche durante la stagione estiva caratterizzata dalla formazione di

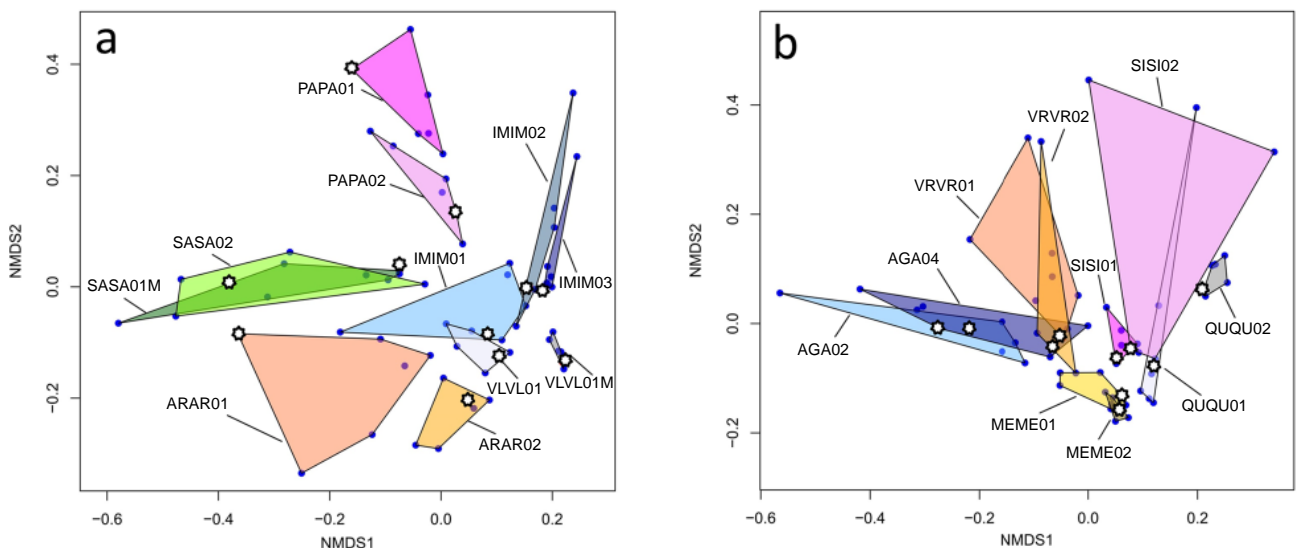


Fig. 3. Risultati dell'NMDS in cui si evidenziano le differenze tra le stazioni selezionate suddivisi in due grafici per facilità di lettura: in fig. 3a sono riportate le stazioni relative a Arrestra, Impero, Porra, Sansobbia e Vallecrosia; in fig. 3b sono invece riportate le stazioni di Argentina, Merula, Quiliano, Sciusa e Varatella. I pallini bianchi rappresentano i campioni prelevati seguendo la procedura standard (transetti), quelli scuri i campioni provenienti dai microhabitat.

microhabitat isolati.

Questa eterogeneità si riflette anche a livello della produzione primaria (Dahm *et al.*, 2003): in questo caso risulta particolarmente utile affiancare al campionamento delle diatomee una misura diretta della clorofilla-*a* in modo da verificare, prima di prelevare

il campione, se è presente una produzione primaria significativa e quindi una buona presenza di individui vivi nel campione. Infatti, nei torrenti sottoposti a forti oscillazioni nella portata si possono accumulare quantità non trascurabili di frustuli morti che potrebbero falsare il risultato delle determinazioni,

Tab. III. Indice IPS per il transetto e per i 5 microhabitat (MH).

Corso d'acqua	CODICE_SITO	TRANSETTO	MH_A	MH_B	MH_C	MH_D	MH_E
VALLECROSA	VLVL01M	18,1	18,0	19,2	17,7	17,9	17,9
	VLVL01	18,1	17,3	16,9	17,7	18,6	17,8
ARGENTINA	AGAG02	17,3	16,4	16,7	16,7	18,4	16,7
	AGAG04	19,5	18,3	18,7	13,7	18,9	18,1
IMPERO	IMIM01	17,9	15,7	16,7	17,6	17,0	18,3
	IMIM02	16,2	14,1	15,6	16,2	18,1	17,1
	IMIM03	16,8	15,2	16,7	16,9	16,5	16,7
MERULA	MEME01	18,2	18,3	18,0	17,1	19,5	17,3
	MEME02	18,9	18,1	17,9	17,8	18,9	18,8
VARATELLA	VRVR01	17,4	14,5	17,3	17,1	17,4	16,2
	VRVR02	18,4	15,3	18,0	14,5	17,5	18,5
PORRA	PAPA01M	14,4	14,1	14,3	13,8	15,2	14,1
	PAPA02	14,2	15,1	15,1	16,0	15,6	15,5
SCIUSA	SISI01	17,0	17,3	16,7	16,3	16,3	16,5
	SISI03	16,7	16,1	15,9	15,2	14,6	13,2
QUILIANO	QUQU01	17,6	14,8	18,5	19,2	18,6	18,5
	QUQU02	14,5	13,8	14,2	14,4	14,6	14,5
SANSOBBIA	SASA01M	17,1	17,6	17,3	18,0	17,4	19,6
	SASA02	18,7	19,4	18,1	17,7	17,4	17,9
ARRESTRA	ARAR01	19,5	18,3	19,4	19,4	19,2	19,3
	ARAR02	16,9	19,1	16,3	17,0	19,0	19,3

Tab. IV. Indice TI/4 per il transetto e per i 5 microhabitat (MH).

Corso d'acqua	CODICE_SITO	TRANSETTO	MH_A	MH_B	MH_C	MH_D	MH_E
VALLECROSA	VLVL01M	1,48	1,51	1,27	1,58	1,48	1,55
	VLVL01	1,30	1,56	1,54	1,41	1,27	1,35
ARGENTINA	AGAG02	1,38	1,58	1,47	1,55	1,34	1,59
	AGAG04	1,28	1,41	1,30	2,51	1,35	1,30
IMPERO	IMIM01	1,59	1,99	1,93	1,47	1,82	1,43
	IMIM02	2,13	2,79	2,47	2,37	1,82	1,96
	IMIM03	1,96	2,31	1,96	2,02	1,94	1,91
MERULA	MEME01	1,84	1,41	1,40	1,58	1,29	1,43
	MEME02	1,24	1,45	1,48	1,45	1,51	1,27
VARATELLA	VRVR01	1,62	2,76	1,94	2,02	1,74	1,80
	VRVR02	1,53	2,02	1,56	2,54	1,91	1,44
PORRA	PAPA01M	2,70	2,99	2,77	3,09	2,80	2,76
	PAPA02	2,46	2,79	2,77	2,26	2,87	2,67
SCIUSA	SISI01	1,82	1,87	2,04	2,12	2,22	2,07
	SISI03	2,12	2,29	2,54	2,50	2,66	3,00
QUILIANO	QUQU01	1,97	3,00	2,06	1,61	1,86	1,62
	QUQU02	2,51	2,47	2,58	2,38	2,61	2,60
SANSOBBIA	SASA01M	1,85	1,58	1,82	1,63	1,74	1,32
	SASA02	1,62	1,40	1,69	2,07	1,76	1,92
ARRESTRA	ARAR01	1,35	1,56	1,33	0,80	1,45	0,85
	ARAR02	1,34	0,93	1,43	1,41	0,99	0,96

basate, come è noto, sull'esame del frustulo privato della sostanza organica. La misura della clorofilla-*a* sul perifiton è un accorgimento che può ovviare a questo inconveniente.

Inoltre la produzione diatomica, applicando il test Kolmogorov-Smirnov, mostra differenze statisticamente significative in termini di concentrazione di clorofilla-*a* tra i microhabitat in 16 delle 21 stazioni considerate (Tab. II).

Per quanto riguarda le specie più abbondanti, in quasi tutti i campioni sono risultate *Achnantheidium minutissimum*, *Achnantheidium pyrenaicum*, *Nitzschia dissipata*, *Nitzschia fonticola*, *Nitzschia inconspicua*, a prescindere dalla tipologia di microhabitat e dall'ubicazione monte o valle: si tratta di specie ad ampia diffusione in tutto il settore nord occidentale. Da notare che l'analisi NMDS ha evidenziato differenze a livello di composizione, ma, di contro, non sono state riscontrate specie caratterizzanti i microhabitat rispetto ai transetti.

Dei taxa determinati 32 specie sono risultate teratologiche, tra cui le più frequenti e abbondanti sono *A. minutissimum*, *A. pyrenaicum*, *Cocconeis placentula*, *N. fonticola*, *Ulnaria ulna*. I corsi d'acqua con una maggior presenza di queste specie sono Impero e Varatella e ciò è probabilmente dovuto a fattori come l'agricoltura intensiva o il significativo scarico di inerti che si riscontra nel Varatella già dal punto a monte, e agli importanti insediamenti di attività umane che decorrono lungo il corso del torrente Impero, tutte cause che potrebbero scatenare uno o più fattori considerati come i maggiori responsabili della formazione di frustuli anormali, quali, ad esempio, il disturbo meccanico o la presenza di metalli pesanti o altri componenti tossici (Falasco *et al.*, 2009).

BIBLIOGRAFIA

- Battegazzore M., Fenoglio S., Gallo L., Lucadamo L., Morisi A., 2005. Esperienze di studio della qualità biologica di corsi d'acqua italiani mediante l'uso delle diatomee. Atti del Seminario: Classificazione ecologica delle acque interne. Applicabilità della Direttiva 2000/60/CE. Trento, 12-13 febbraio 2004. G.N. Baldaccini e G. Sansoni (eds.). Ed. APAT, APPA Trento, CISBA. Trento, 2005. *Biologia Ambientale*, **19** (1): 109-116.
- Blanco S., Cejudo-Figueiras C., Álvarez-Blanco I., Bécarea E., Hoffmann L., Ector L., 2010. *Atlas de las diatomeas de la cuenca del Duero*. Área de Publicaciones: Universidad de León: 386 pp.
- Boix D., García-Berthou E., Gascón S., Benejam L., Tornés E., Sala J., Benito J., Munné A., Solà C., Sabater S., 2010. Response of community structure to sustained drought in Mediterranean rivers. *Journal of Hydrology*, **383**: 135-146.
- Cemagref, 1982. *Etude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q. E. Lyon, Agence de l'eau Rhône-Méditerranée-Corse-Cemagref, Pierre-Bénite: 218 pp.
- Dahm C.N., Baker M., Moore D., Thibault J.R., 2003. Coupled biogeochemical and hydrological responses of streams and rivers to drought. *Freshwater biology*, **48**: 1219-1231.
- Dallas H., 2013. Ecological status assessment in Mediterranean rivers: complexities and challenges in developing tools for assessing ecological status and defining reference conditions. *Hydrobiologia*, **719**: 483-507.
- D.M. Ambiente, 16 giugno 2008, n°131. Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici (tipizzazione, individuazione dei corpi idrici e analisi delle pressioni).
- Falasco E., Bona F., Badino G., Hoffmann L., Ector L., 2009. Diatom teratological forms and environmental alteration: a review. *Hydrobiologia*, **623**: 1-35.

CONCLUSIONI

I corsi d'acqua mediterranei sono ecosistemi particolarmente fragili a causa della stagionalità delle portate: per questo motivo i cambiamenti climatici e lo sfruttamento delle risorse idriche rappresentano una minaccia i cui effetti potrebbero manifestarsi più rapidamente rispetto ad altri ecosistemi (Fenoglio e Bo, 2014). Questa prerogativa richiede una particolare attenzione e monitoraggi frequenti del loro stato di qualità.

Le diatomee rappresentano un importante indicatore per la classificazione ecologica dei corsi d'acqua e sembrano prestarsi particolarmente al monitoraggio dei fiumi temporanei, grazie alla loro capacità di rispondere velocemente anche a piccole variazioni dei parametri ambientali. Tuttavia, come già sottolineato da Battegazzore *et al.* (2005), il protocollo standard di campionamento delle diatomee dovrebbe essere migliorato per tener conto della risposta a variazioni ambientali di piccola scala (microhabitat). Quest'esigenza è particolarmente attuale, come dimostrato in questo studio, per i corsi d'acqua temporanei caratterizzati da una spiccata eterogeneità ambientale e variabilità idrologica, sempre più marcata e diffusa come conseguenza del cambiamento climatico globale e delle crescenti pressioni antropiche.

In questo contesto l'affiancamento di sistemi per misurare la produzione primaria della comunità diatomica potrebbe rappresentare un valido supporto per una corretta interpretazione dei dati.

RINGRAZIAMENTI

Gli autori ringraziano Anna Risso e Marco Bodon dell'ARPA Liguria per la loro preziosa e proficua collaborazione. Si ringrazia inoltre Davide Giuliano per la realizzazione della mappa.

- Falasco E., Mobili L., Risso A., Bona F., 2012. Considerazioni sull'applicazione dell'indice diatomico ICMi (Intercalibration Common Metric index) nell'Italia nord-occidentale. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 1-8.
- Fenoglio S., Bo T., 2014. Possibili impatti del cambiamento climatico globale sulle entomocenosi dei sistemi fluviali di basso ordine. *Biologia Ambientale*, **28** (2): 1-8.
- Gasith A., Resh V.H., 1999. Streams in Mediterranean climate regions: abiotic influences and biotic responses to predictable seasonal events. *Annu. Rev. Ecol. Syst.* **30**: 51-81.
- Hofmann G., Werum M., Lange-Bertalot H., 2011. *Diatomeen im Süßwasser-Benthos von Mitteleuropa*. Koeltz Scientific Books, Königstein: 908 pp.
- IRSA, 1994. *Metodi analitici per le acque*. Quaderni, 100. Istituto Poligrafico e Zecca dello Stato, Roma: 342 pp.
- Kahlert M., McKie B., 2014. Comparing new and conventional methods to estimate benthic algal biomass and composition in freshwaters. *Environ. Sci.: Processes & Impacts*, **16**: 2627-2634. DOI: 10.1039/c4em00326h
- Krammer K., 1997a. Die cymbelloiden Diatomeen. Teil 1. Allgemeines und *Encyonema* Part. *Bibl. Diatomol.*, **36**: 1-382.
- Krammer K., 1997b. Die cymbelloiden Diatomeen. Teil 2. *Encyonema* part, *Encyonopsis* and *Cymbellopsis*. *Bibl. Diatomol.*, **37**: 1-469.
- Krammer K., 2000. *The genus Pinnularia*. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Diatoms of Europe. 1*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Rugell: 584 pp.
- Krammer K., 2002. *Cymbella*. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Diatoms of Europe. 3*. A.R.G. Gantner Verlag K. G., Rugell: 584 pp.
- Krammer K., 2003. *Cymbopleura, Delicata, Navicymbula, Gomphocymbellopsis, Afrocybella*. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Diatoms of Europe. 4*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Rugell: 530 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1986. *Bacillariophyceae Teil: Naviculaceae. 1*. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2*. Fischer Verlag, Stuttgart: 876 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1988. *Bacillariophyceae Teil: Bacillariaceae, Epithemiaceae, Surirellaceae. 2*. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2*. Fischer Verlag, Stuttgart: 610 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1991a. *Bacillariophyceae Teil: Centrales, Fragilariaceae, Eunotiaceae. 3*. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2*. Fischer Verlag, Stuttgart: 598 pp.
- Krammer K., Lange-Bertalot H., 1991b. *Bacillariophyceae Teil: Achnanthaceae. Kritische Ergänzungen zu Navicula (Lineolatae) und Gomphonema. 4*. In: H. Ettl, J. Gerloff, H. Heynig and D. Mollenhauer (eds.), *Süßwasserflora von Mitteleuropa. 2*. Fischer Verlag, Stuttgart: 437 pp.
- Lake P.S., 2000. Disturbance, patchiness and diversity in streams. *J. N. Amer. Benthol. Soc.*, **19** (4): 573-592.
- Lake P.S., 2003. Ecological effects of perturbation by drought in flowing waters. *Freshwater Biology*, **48**: 1161-1172.
- Lange-Bertalot H., 2001. *Navicula sensu stricto*, 10 Genera separated from *Navicula sensu lato*, *Frustulia*. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Diatoms of Europe. 2*. A.R.G. Gantner Verlag K.G., Rugell: 526 pp.
- Lange-Bertalot H., Metzeltin D., 1996. Indicators of Oligotrophy. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Iconographia Diatomologica. 2*. Koeltz, Koenigstein: 390 pp.
- Lavoie I., Hamilton P.B., Campeau S., Grenier M., Dillon P.J., 2008. *Guide d'identification des diatomées des rivières de l'Est du Canada* (Spiral-bound). Presses de l'Université du Québec, Boisbriand: 241 pp.
- Lecoince C., Coste M., Prygiel J., 1993. Omnidia: Software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiology*, **269/270**: 509-513.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. *Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche*. Roma: Istituto Superiore di Sanità. (Rapporti ISTI-SAN 09/19).
- Oksanen J., Guillaume Blanchet F., Kindt R., Legendre P., Minchin P.R., O'Hara R.B., Simpson G.L., Solymos P., Stevens M.H.H., Wagner H., 2015. *vegan: Community Ecology Package. R package version 2.2-1*. <http://CRAN.R-project.org/package=vegan>
- R Development Core Team. 2014. *R: a language and environment for statistical computing*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <http://www.r-project.org>
- Reichardt E., 1999. Zur Revision der Gattung *Gomphonema*. Die Arten um *G. affine/insigne*, *G. angustum/micropus*, *G. acuminatum* sowie gomphonemoide Diatomeen aus dem Oberoligozän in Böhmen. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Iconographia Diatomologica. 8*. A.R.G. Gantner Verlag K. G., Rugell.
- Rott E., Binder N., Van Dam H., Ortler K., Pall K., Pfister P., Pipp E., 1999. Indikationslisten für Aufwuchsalgen. Teil 2. Trophieindikation und autökologische Anmerkungen, Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft. Wien, 248 pp.
- Sabater S., Guasch H., Muñoz I., Romani A., 2006. Hydrology, light and the use of organic and inorganic materials as structuring factors of biological communities in Mediterranean streams. *Limnetica*, **25** (1-2): 335-348.
- Tornés E., Ruhi A., 2013. Flow intermittency decreases nestedness and specialization of diatom communities in Mediterranean rivers. *Freshwater Biology*, **58**: 2555-2566.
- Tornés E., Sabater S., 2010. Variable discharge alters habitat suitability for benthic algae and cyanobacteria in a forested Mediterranean stream. *Marine and Freshwater Research*, **61**: 441-450.
- UNI. 2005. Qualità dell'acqua - Norma guida per il campionamento di routine ed il pretrattamento di diatomee bentoniche da fiumi. Norma EN 13946.
- Van Dam H., Mertens A., Sinkeldam J., 1994. A coded checklist and ecological indicator values of freshwater diatoms from the Netherlands. *Netherlands Journal of Aquatic Ecology* **28**: 117-133.
- Werum M., Lange-Bertalot H., 2004. Diatoms in Springs from Central Europe and elsewhere under the influence of hydrogeology and anthropogenic impacts. In: H. Lange-Bertalot (ed.), *Iconographia Diatomologica. 13*. Koeltz, Koenigstein: 417 pp.

ALLEGATO I

Elenco delle specie identificate; in grassetto le specie selezionate per le analisi di comunità

Achnanthydium subatomus* (Hustedt) Lange-BertalotAchnanthydium subatomus* (Hustedt) Lange-Bertalot f. anormale*Achnanthydium affine* (Grunow) Czarnecki*Achnanthydium atomoides* Monnier, Lange-Bertalot & Ector*Achnanthydium eutrophilum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot***Achnanthydium exile* (Kützing) Bukhtiyarova*****Achnanthydium gracillimum* (Meister) Lange-Bertalot*****Achnanthydium lineare* W. Smith***Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki f. anormale***Achnanthydium minutissimum* (Kützing) Czarnecki*****Achnanthydium pyrenaicum* (Hustedt) Kobayasi***Achnanthydium pyrenaicum* (Hustedt) Kobayasi f. anormale*Achnanthydium rivulare* Potapova & Ponader*Achnanthydium straubianum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot*Achnanthydium thienemannii* (Hustedt) Lange-Bertalot***Adlafia minuscula* (Grunow) Lange-Bertalot***Amphipleura pellucida* Kützing*Amphora copulata* (Kützing) Schoeman & Archibald*Amphora ovalis* (Kützing) Kützing*Amphora pediculus* (Kützing) Grunow*Amphora pediculus* (Kützing) Grunow f. anormale*Aulacoseira* sp. Thwaites*Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot*Brachysira neoexilis* Lange-Bertalot f. anormale*Brachysira procera* Lange-Bertalot & Moser*Caloneis lancettula* (Schulz) Lange-Bertalot & Witkowski*Cavinula cocconeiformis* (Gregory ex Greville) Mann & Stickle***Cocconeis euglypta* Ehrenberg emended Romero & Jahn*****Cocconeis lineata* Ehrenberg***Cocconeis pediculus* Ehrenberg*Cocconeis placentula* Ehrenberg*Cocconeis placentula* Ehrenberg f. anormale*Cocconeis pseudolineata* (Geitler) Lange-Bertalot*Ctenophora pulchella* (Ralfs ex Kützing) Williams et Round*Cyclotella meneghiniana* Kützing*Cymbella affinis* Kützing*Cymbella affinis* Kützing f. anormale*Cymbella compacta* Østrup***Cymbella excisa* Kützing***Cymbella excisa* Kützing f. anormale*Cymbella excisiformis* Krammer*Cymbella lancettula* (Krammer) Krammer***Cymbella parva* (W. Smith) Kirchner***Cymbella perparva* Krammer***Cymbella subtruncata* Krammer***Delicata delicatula* (Kützing) Krammer*Denticula tenuis* Kützing*Diademsis contenta* (Grunow) Mann***Diatoma ehrenbergii* Kützing***Diatoma ehrenbergii* Kützing f. anormale*Diatoma mesodon* (Ehrenberg) Kützing***Diatoma moniliformis* Kützing***Diatoma moniliformis* Kützing f. anormale*Diatoma vulgare* Bory*Diatoma vulgare* Bory f. anormale*Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt*Diploneis fontanella* Lange-Bertalot*Diploneis separanda* Lange-Bertalot*Encyonema caespitosum* Kützing*Encyonema lange-bertalotii* Krammer***Encyonema minutum* (Hilse) Mann***Encyonema minutum* (Hilse) Mann f. anormale*Encyonema prostratum* (Berkeley) Kützing***Encyonema silesiacum* (Bleisch) Mann*****Encyonema ventricosum* (Agardh) Grunow***Encyonopsis cesatii* (Rabenhorst) Krammer***Encyonopsis minuta* Krammer & Reichardt***Encyonopsis subminuta* Krammer & Reichardt*Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot*Eolimna minima* (Grunow) Lange-Bertalot f. anormale*Epithemia* sp. Kützing*Eucoconeis flexella* (Kützing) Meister*Eucoconeis laevis* (Oestrup) Lange-Bertalot*Eumotia* sp. Ehrenberg*Fallacia insociabilis* (Krasske) Mann*Fallacia subhamulata* (Grunow) Mann*Fistulifera pelliculosa* (Brébisson) Lange-Bertalot***Fistulifera saphophila* (Lange-Bertalot & Bonik) Lange-Bertalot***Fragilaria amphicephaloides* Lange-Bertalot*Fragilaria arcus* (Ehrenberg) Cleve*Fragilaria arcus* (Ehrenberg) Cleve f. anormale*Fragilaria austriaca* (Grunow) Lange-Bertalot*Fragilaria capucina* Desmazières var. *capitellata* (Grunow) Lange-Bertalot f. anormale*Fragilaria gracilis* Østrup*Fragilaria perminuta* (Grunow) Lange-Bertalot***Fragilaria recapitellata* Lange-Bertalot & Metzeltin*****Fragilaria rumpens* (Kützing) Carlson***Fragilaria vaucheriae* (Kützing) Petersen*Frustulia vulgare* (Thwaites) De Toni***Geissleria acceptata* (Hustedt) Lange-Bertalot & Metzeltin***Geissleria decussis* (Østrup) Lange-Bertalot & Metzeltin

- Gomphonema* sp. Ehrenberg
Gomphonema angustum Agardh
Gomphonema calcifugum Lange-Bertalot & Reichardt
Gomphonema capitatum Ehrenberg
***Gomphonema cybelliclinum* Reichardt & Lange-Bertalot**
***Gomphonema elegantissimum* Reichardt & Lange-Bertalot**
Gomphonema lateripunctatum Reichardt & Lange-Bertalot
Gomphonema micropumilum Reichardt
Gomphonema micropus Kützing
Gomphonema micropus Kützing f. anormale
Gomphonema minutum (Agardh) Agardh
***Gomphonema olivaceum* (Hornemann) Brébisson**
Gomphonema olivaceum (Hornemann) Brébisson f. anormale
Gomphonema parvulum (Kützing) Kützing
Gomphonema rhombicum Fricke
Gomphonema subclavatum Grunow
***Gomphonema tergestinum* (Grunow) Schmidt**
Gomphonema tergestinum Fricke f. anormale
Halamphora montana (Krasske) Levkov
Halamphora veneta (Kützing) Levkov
Hippodonta hungarica (Grunow) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski
Hippodonta pseudacceptata (Kobayasi) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski
Karayevia clevei (Grunow) Bukhtiyarova var. *clevei*
Luticola ventriconfusa Lange-Bertalot
Mayamaea excelsa (Krasske) Lange-Bertalot
***Mayamaea permitis* (Hustedt) Bruder & Medlin**
***Melosira varians* Agardh**
Meridion circulare (Greville) Agardh var. *constrictum* (Ralfs) Van Heurck
Meridion circulare (Greville) Agardh var. *circulare*
***Navicula antonii* Lange-Bertalot**
Navicula capitatoradiata Germain
Navicula caterva Hohn & Hellerman
Navicula cryptocephala Kützing
***Navicula cryptotenella* Lange-Bertalot**
Navicula cryptotenella Lange-Bertalot f. anormale
Navicula cryptotenelloides Lange-Bertalot
***Navicula gregaria* Donkin**
Navicula gregaria Donkin f. anormale
***Navicula lanceolata* (Agardh) Ehrenberg**
Navicula lundii Reichardt
Navicula novaesiberica Lange-Bertalot
Navicula radiosa Kützing
***Navicula reichardtiana* Lange-Bertalot**
Navicula reichardtiana Lange-Bertalot f. anormale
Navicula rostellata Kützing
Navicula seibigiana Lange-Bertalot
Navicula splendicula Van Landingham
Navicula tripunctata (Müller) Bory
Navicula tripunctata (Müller) Bory f. anormale
Navicula veneta Kützing
Nitzschia acicularis (Kützing) W.M. Smith
Nitzschia amphibia Grunow
***Nitzschia archibaldii* Lange-Bertalot**
Nitzschia archibaldii Lange-Bertalot f. anormale
Nitzschia dissipata* (Kützing) Grunow ssp. *dissipata
Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow f. anormale
Nitzschia dissipata (Kützing) Grunow var. *media* (Hantzsch) Grunow
***Nitzschia fonticola* Grunow**
Nitzschia fonticola Grunow f. anormale
Nitzschia frustulum (Kützing) Grunow var. *frustulum*
Nitzschia heufferiana Grunow
***Nitzschia inconspicua* Grunow**
Nitzschia inconspicua Grunow f. anormale
Nitzschia lacuum Lange-Bertalot
Nitzschia linearis* (Agardh) W.M. Smith var. *linearis
Nitzschia microcephala Grunow
Nitzschia palea* (Kützing) W. Smith var. *palea
Nitzschia palea (Kützing) W. Smith var. *debilis* (Kützing) Grunow
Nitzschia perminuta (Grunow) Peragallo
Nitzschia pusilla (Kützing) Grunow emended Lange-Bertalot
Nitzschia recta Hantzsch
Nitzschia sigmoidea (Nitzsch) W. Smith
Nitzschia species f. anormale
***Planothidium frequentissimum* (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot**
Planothidium frequentissimum (Lange-Bertalot) Lange-Bertalot f. anormale
***Planothidium lanceolatum* (Brébisson ex Kützing) Lange-Bertalot**
Psammothidium bioretii (Germain) Bukhtiyarova et Round
Psammothidium chlidanos (Hohn & Hellerman) Lange-Bertalot
***Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek & Stoermer**
Reimeria sinuata (Gregory) Kociolek & Stoermer f. anormale
Reimeria uniseriata Sala Guerrero & Ferrario
Rhoicosphenia abbreviata (Agardh) Lange-Bertalot
Sellaphora bacillum (Ehrenberg) Mann
Sellaphora pupula (Kützing) Mereschkowksy
Sellaphora seminulum (Grunow) Mann
Sellaphora ventraloides (Hustedt) Falasco & Ector
Surirella angusta Kützing
Surirella brebissonii var. *kuetzingii* Krammer et Lange-Bertalot
Surirella sp. Turpin
***Synedra acus* Kützing**
Tabularia fasciculata (Agardh) Williams et Round
Ulnaria biceps (Kützing) Compère
***Ulnaria ulna* (Nitzsch) Compère**
Ulnaria ulna (Nitzsch) Compère f. anormale

Black List di specie esotiche invasive: un percorso interrotto

Rossella Azzoni

ARPA Lombardia, via I. Rosellini 17 – 20124 Milano; r.azzoni@arpalombardia.it

Pervenuto il 16.4.2014; accettato il 14.5.2014

Riassunto

Il contrasto alle invasioni biologiche si avvale di strumenti normativi la cui efficacia è limitata dal fatto che non sono stati sufficientemente risolti gli aspetti amministrativo-gestionali, scientifici e informativi per renderli operativi. Questa incompiutezza emerge in particolare nell'ambito di quelle regioni che si sono dotate di elenchi ufficiali delle specie che devono essere sottoposte a misure di monitoraggio, contenimento o eradicazione.

PAROLE CHIAVE: specie esotiche invasive / monitoraggio vegetazione e fauna / valutazione di rischio ecologico

Invasive alien species black lists: an interrupted path

Regulatory framework to address the invasive alien species issue is fragmented and affected by substantial gaps in operational, scientific and informational actions. The efforts are poorly coordinated even though black lists have been published.

KEY WORDS: invasive alien species / fauna and vegetation monitoring / risk of invasiveness

BIODIVERSITÀ E INVASIONI BIOLOGICHE

Il *Settimo programma di Azione per l'Ambiente fino al 2020* "Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta" vede nell'attuazione immediata e accelerata della strategia europea per la biodiversità lo strumento per raggiungere il proprio *Obiettivo prioritario 1: proteggere, conservare e migliorare il capitale naturale dell'Unione* (UE, 2013a).

La *Strategia europea per la Biodiversità verso il 2020*, a sua volta, si pone sei obiettivi prioritari per porre fine alla perdita di biodiversità e al degrado dei servizi ecosistemici, e uno di questi obiettivi riguarda la lotta alle specie aliene invasive (UE, 2011).

Da anni infatti la comunità scientifica riconosce che il processo di diffusione incontrollata di specie alloctone al di fuori dei territori nativi costituisce una delle principali minacce alla biodiversità e all'equilibrio degli ecosistemi locali⁽¹⁾ (EEA, 2012).

Il fenomeno delle invasioni biologiche è in rapida e costante crescita e interessa tutti i gruppi tassonomici e tutti gli ecosistemi. Alcuni habitat sono naturalmente più vulnerabili di altri: a scala europea, ad esempio, le invasioni di specie vegetali sono particolarmente frequenti nelle aree più antropizzate come i territori agricoli o urbani⁽²⁾.

La ricerca scientifica e i numerosi esempi disponibili a livello mondiale forniscono un'altra certezza: il controllo e la tempestività delle azioni di contenimento delle specie aliene sono essenziali per salvaguardare la biodiversità locale da fonti di perturbazione che potrebbero avere conseguenze gravi (EEA, 2013).

Per attivare la lotta alle specie esotiche invasive, il Parlamento Europeo e il Consiglio hanno recentemente presentato una proposta di regolamento; l'Unione Europea infatti, in quanto parte

della Convenzione sulla Diversità Biologica, è tenuta a vietare l'introduzione di specie esotiche, a controllarle o a eliminarle se esse minacciano gli ecosistemi, gli habitat o le specie (UE, 2013b). La proposta di regolamento punta a raggiungere i propri obiettivi attraverso misure che affrontino l'introduzione deliberata di specie esotiche invasive e il loro rilascio nell'ambiente, l'introduzione e il rilascio accidentali, l'istituzione di un sistema di preallarme e reazione rapida e la gestione della diffusione di tali specie. Quattro sono i principi su cui essa si fonda: stabilire quali sono le specie esotiche prioritarie, attivare misure incentrate sulla prevenzione, valorizzare le esperienze pregresse, adottare un approccio graduale per fasi.

(1) <http://www.cbd.int/invasive>

(2) <http://biodiversity.europa.eu/topics/invasive-species>

DEFINIZIONI

Prima di entrare nel merito della discussione occorre segnalare che la terminologia relativa all'argomento non sempre è chiara e univoca, fatto che rende necessario riproporre alcune definizioni (Scovacricchi, 2011-2012).

Come noto, una specie autoctona o nativa o indigena è una specie che si è evoluta entro un determinato territorio (o in questo è giunta autonomamente da lungo tempo) nel quale è presente con popolazioni capaci di autosostenersi; una specie alloctona o esotica o aliena è invece una specie introdotta dall'uomo (intenzionalmente o meno) in una regione diversa da quella della sua distribuzione naturale. In realtà, i termini autoctono e alloctono sono molto utilizzati in Italia per indicare rispettivamente specie native e aliene, ma sono poco usati dagli autori anglosassoni. Infine, una specie aliena diviene naturalizzata o stabilizzata quando vive libera nell'ambiente con popolazioni capaci di autosostenersi; una specie aliena naturalizzata è considerata invasiva quando la sua diffusione –in competizione con specie native– rappresenta una concreta minaccia per la biodiversità locale.

CRITICITÀ E PROSPETTIVE

La prima riflessione che deriva da queste definizioni è quella che riguarda l'esoticità, che è strettamente collegata all'areale geografico di distribuzione della specie in analisi: l'esoticità rappresenta quindi una condizione relativa e richiede di essere declinata a scale differenti, analogamente all'autoctonia. Ne deriva quindi che qualsiasi elenco di specie esotiche prioritarie deve essere considerato applicabile solo ed esclusivamente al territorio per il quale è stato compilato.

In Italia, sul fronte dell'indi-

viduazione dell'elenco delle specie esotiche prioritarie, non vi è ancora alcuna espressione a livello nazionale; viceversa, alcune Regioni hanno avuto una visione anticipatrice e hanno già identificato le specie alloctone invasive problematiche per il proprio territorio proponendo elenchi ufficiali delle specie che devono essere sottoposte a misure di monitoraggio, contenimento o eradicazione: tali elenchi sono detti Liste Nere o *Black List*.

Le tre realtà che si sono espresse in tal senso –sebbene con approcci e visioni piuttosto differenti– sono la Lombardia, il Piemonte e la Valle d'Aosta.

La Regione Lombardia ha predisposto la Lista Nera sia delle specie animali sia di quelle vegetali nell'ambito di un contesto normativo destinato a tutelare e conservare la piccola fauna, la flora e la vegetazione spontanea. (Regione Lombardia, 2008a; 2008b).

La Regione Piemonte ha considerato solo le specie vegetali ma ha articolato la propria *Black List* in tre elenchi differenti: *Management List*, relativa a specie esotiche presenti in maniera diffusa sul territorio; *Action List*, che indica specie per le quali sono ancora applicabili misure di eradicazione da tutto il territorio regionale; *Warning List*, relativa alle specie esotiche che non sono ancora presenti ma che hanno evidenziato caratteri di invasività in regioni confinanti (Regione Piemonte, 2012).

Le Regione Autonoma Valle d'Aosta, infine, ha predisposto la propria lista nera solo per le specie vegetali nell'ambito di una norma per la tutela e la conservazione della flora alpina (Regione Autonoma Valle d'Aosta, 2009).

Nelle proprie norme, oltre a vietare l'introduzione di specie alloctone negli ambienti naturali, la Lombardia e la Valle d'Aosta

rimandano a eventuali misure incentivanti l'eradicazione, misure adottabili dalla Giunta regionale. Il Piemonte invece individua all'origine la lista delle specie per le quali –oltre a evitare l'utilizzo– possono essere applicate misure di contenimento e interventi di eradicazione più o meno circoscritti, cui non associa finanziamenti; promuove inoltre la cultura della prevenzione e la diffusione di buone pratiche presso gli operatori interessati.

L'efficacia di queste norme è però limitata da molte questioni irrisolte (MATTM, 2009). Si possono individuare aspetti concernenti:

- il quadro amministrativo-gestionale, rispetto al quale occorrerebbe:
 - definire con chiarezza le competenze e i compiti dei soggetti pubblici che governano il territorio, sia in regime di tutela ambientale che in ambito non tutelato;
 - allocare le risorse finanziarie per attivare le misure di lotta immediata e per i controlli della loro riuscita;
 - coordinarsi con le realtà territoriali limitrofe per azioni di lotta sistematiche e per evitare possibili reinvasioni;
- il quadro normativo generale, rispetto al quale sarebbe indispensabile:
 - garantire la prevenzione;
 - garantire la lotta con mezzi efficaci specie-specifici;
- il quadro scientifico, rispetto al quale sarebbe opportuno:
 - migliorare le conoscenze sulla biologia e sull'ecologia delle specie invasive e di quelle potenzialmente tali;
 - procedere alla valutazione dei rischi ecologici, sanitari, economici specie-specifici e definire le soglie di intervento;
 - valutare i costi generati dalle possibili invasioni;

- creare un sistema di monitoraggio permanente attraverso soggetti presenti sul territorio;
- il quadro informativo, rispetto al quale sarebbe auspicabile:
 - predisporre materiale per singola tipologia di utente, finalizzato alla prevenzione;
 - individuare i canali informativi più utili o promettenti;
 - organizzare corsi per gli operatori del settore.

I primi due punti del quadro amministrativo-gestionale sembrano quelli che –attualmente– ostacolano con maggior forza l'efficacia delle *Black List* esistenti.

Per quanto concerne la questione dei soggetti pubblici che devono governare la problematica, un esempio concreto renderà conto di questa affermazione.

È noto come il monitoraggio delle specie aliene invasive prenda normalmente spunto dalle informazioni già raccolte e detenute per altri fini dai diversi soggetti competenti, e venga programmato *ex novo* solo in occasione della realizzazione degli interventi di gestione (ISPRA, 2009).

Nell'ambito dell'attività di monitoraggio delle opere soggette a Valutazione di Impatto Ambientale, anche Speciale (VIA/VIAS) –per le quali *vegetazione, flora e fauna* rappresentano una delle componenti ambientali da monitorare– sia i rilevatori in campo che realizzano il monitoraggio, sia le Agenzie ambientali impegnate nell'attività di audit vengono a conoscenza non solo della presenza degli esemplari vegetali e animali esotici ma anche della loro ubicazione in quanto le stazioni di rilievo dei piani di monitoraggio sono normalmente georeferenziate.

Supponendo che gli esemplari esotici siano stati ritrovati in ambito di area protetta, l'Agenzia ambientale potrebbe segnalare le

presenze all'Ente gestore dell'area protetta in quanto responsabile, appunto, della gestione dell'area in senso lato (L. 394/1991); in tal caso, il soggetto a cui comunicare gli esiti del monitoraggio delle specie da *Black List* è quindi noto.

Ipotizzando che gli esemplari esotici siano stati invece ritrovati in ambito non tutelato –evenienza peraltro molto probabile in considerazione del fatto che la cornice entro cui si pone l'assunto di partenza è quella del monitoraggio ambientale collegato alle procedure di VIA– ci si scontra con la mancanza di certezze. Per questa ipotesi le Regioni virtuose non hanno infatti dato un'indicazione netta circa il soggetto istituzionale al quale inviare le segnalazioni relative alla presenza di specie da *Black List* e quindi l'informazione acquisita risulta totalmente inutilizzabile.

Esempi ben diversi si trovano in realtà territoriali confinanti con le citate regioni italiane: la Repubblica e Cantone Ticino, ad esempio, propone un modulo *online* mediante il quale segnalare la presenza di specie alloctone invasive in un dato luogo, modulo che viene automaticamente inoltrato ai Dipartimenti che si occupano di ambiente e di agricoltura (Rep. Canton Ticino, s.d.). Questi a loro volta, sulla scorta dei risultati di una articolata indagine sulla situazione, stanno elaborando la strategia cantonale per gli organismi alloctoni invasivi. Nel frattempo procedono con attività di educazione ambientale rivolte ai cittadini e ad altri *stakeholder*; un bell'esempio è rappresentato dal foglio informativo "Smaltimento di neofite invasive" –diretto agli operatori comunali e ai professionisti di settore– che illustra le modalità di smaltimento dei residui vegetali a seconda della specie nonché le buone pratiche da adottare nei

confronti del materiale di sterro "contaminato" (Rep. Canton Ticino, 2013).

Proseguendo nella discussione, è del tutto evidente che il secondo punto del quadro amministrativo-gestionale –cioè quello che riguarda le risorse finanziarie necessarie per attivare le misure di lotta e verificarne la riuscita– è posto a valle della soluzione del primo punto dello stesso quadro: una volta individuati i soggetti pubblici cui compete gestire il tema degli organismi alloctoni invasivi a questi verranno assegnate le risorse finanziarie per le misure di lotta, che spesso si devono protrarre per anni e richiedono di essere supportate da buone regole comportamentali applicate da tutta la popolazione.

Tali buone regole comportamentali finalizzate alla prevenzione (delle invasioni e delle reinvasioni) dovranno riguardare moltissimi aspetti: dalla scelta delle essenze da piantare in giardino alla scelta dei piccoli animali da compagnia e loro destino, dalla gestione dei rifiuti vegetali alla collezione di semi durante viaggi in paesi esotici.

Non senza qualche preoccupazione, infatti, occorre rilevare che la prevenzione rispetto all'introduzione di specie esotiche –quantomeno vegetali– viene attualmente fatta coincidere con il controllo fitosanitario sia a livello comunitario che sovranazionale⁽³⁾ (UE, 2013c).

La prevenzione contro il rischio fitosanitario è basata su una complessa normativa internazionale che richiede che i Servizi Fitosanitari mettano in atto tutte le azioni necessarie per contrastare tale rischio: si tratta in prevalenza di procedure per l'importazione e l'esportazione di vegetali e prodotti

(3) http://www.eppo.int/INVASIVE_PLANTS/ias_plants.htm

vegetali, e di attività di sorveglianza in campo secondo gli standard FAO ISPM (Food and Agriculture Organization; International Standards for Phytosanitary Measures)⁽⁴⁾.

Ma storie recenti insegnano che resta un rischio residuo riconducibile a una precisa modalità di potenziale penetrazione di specie aliene (eucariote e procariote): l'introduzione involontaria di specie sconosciute attraverso vettori autorizzati.

Il Coleottero *Anoplophora chinensis* Thomson, 1865 (tarlo asiatico) è stato introdotto in Italia attraverso importazione di bonsai infestati e il primo caso di attacco in pieno campo è stato segnalato nel 2000 in Lombardia; colpisce aceri, faggi, betulle, carpini, ippocastani, ontani, noccioli, platani, meli e peri⁽⁵⁾.

Il Lepidottero *Antispila oinophylla* Van Nieukerken & Wagner, 2012 è stato osservato sulle foglie dei vigneti in alcune zone del Veneto e del Trentino a partire dal 2006; si pensa sia arrivato in Italia allo stadio di larva o di pupa all'interno di tronchi o imballaggi in legno provenienti dal suo areale di diffusione originario (Nord America); l'infestazione è in fase di espansione per la scarsa conoscenza delle caratteristiche dell'infestante⁽⁶⁾.

È dell'inizio del 2014 la segnalazione della comparsa in una serra della Francia del Platelminia originario della Nuova Guinea *Platydemus manokwari* De Beauchamp, 1963: sembra che l'animale sia arrivato tramite piante da giardino importate. La sua pericolosità è insita nel suo regime alimentare: si nutre infatti di alcune componenti fondamentali della fauna edafica⁽⁷⁾.

Nel contrasto alle invasioni biologiche è in atto un fenomeno molto interessante: sia i ricercatori

che le istituzioni stanno chiedendo in varie forme l'aiuto dei cittadini, che vengono visti come sentinelle che vigilano sul territorio; qualunque iniziativa di contenimento o di eradicazione si deve infatti poggiare sulla conoscenza dell'ubicazione dei focolai di infestazione⁽⁸⁾.

All'interno del quadro scientifico è invece indispensabile rendere operative le valutazioni di rischio ecologico, che si pongono forzatamente a valle dell'individuazione della presenza di una nuova specie aliena in un certo territorio e sono finalizzate a rendere utili ed efficaci gli interventi di contenimento della potenziale invasione.

L'analisi del rischio comprende tutti i processi utili per determinare se una specie esotica può diventare invasiva, e quindi valuta la probabilità di ingresso, stabilizzazione ed espansione della specie in un determinato territorio.

La gestione del rischio comprende invece tutti i processi tesi a valutare le conseguenze biologiche ed economiche determinate dall'introduzione della specie nonché a determinare le opzioni gestionali idonee per prevenire l'espansione della specie e ridurre le ricadute.

La fase di analisi del rischio e quella di gestione compongono la valutazione del rischio; in tale contesto verrà valutata anche la "priorità" della specie in base all'invasività, alla diffusione attuale e alla potenziale efficacia e costo (ambientale e socio-economico) di un intervento precoce di eradicazione rispetto a interventi realizzati in una fase di invasione più avanzata (COREM, 2013).

Un ultimo spunto di riflessione sulle *Black List* riguarda la commercializzazione delle specie elencate: nell'Unione Europea eventuali restrizioni a livello di singolo Stato membro costituiscono

infatti un ostacolo alla libera circolazione delle merci nel mercato interno e un elemento perturbatore delle condizioni di concorrenza per i settori che usano o scambiano specie esotiche (UE, 2014).

Sul fronte vegetale, ad esempio, sono commercializzate specie quali *Acer negundo* Linnaeus 1753, *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Quercus rubra* Linnaeus 1753 e *Buddleja davidii* Franch. 1887, elencate sia dalla *Black List* lombarda che da quella piemontese.

Fra le undici specie animali elencate nella *Black List* lombarda, solo *Trachemys scripta elegans* Wied, 1839 è inserita nell'Allegato B del Regolamento CE 338/97 relativo al "Commercio Internazionale delle Specie di Fauna e Flora minacciate di estinzione" (CITES); nel citato allegato sono comprese "le specie per le quali si è stabilito che l'inserzione di specie vive nell'ambiente naturale della Comunità costituisce un pericolo ecologico per alcune specie di fauna e di flora selvatiche indigene della Comunità" (CE, 1997).

In pratica significa che è vietata l'importazione di *Trachemys scripta elegans* nei paesi dell'Unione Europea, ma i soggetti importati prima dell'entrata in vigo-

(4) <https://www.ippc.int/core-activities/standards-setting/ispms>

(5) http://www.agricoltura.regione.lombardia.it/cs/Satellite?=&Redazione_P&childpagename=DG_Agricoltura%2FDetail&cid=1213305544054&pagename=DG_AGRWrapper

(6) <http://www.agrolinker.com/italiano/argomenti/difesa-colture-articles/nuovaspecie-lepidottero-fillominatore-vite11.html>

(7) <http://www.sciencedaily.com/releases/2014/03/140304094833.htm>

(8) <http://www.infoflora.ch/it/flora/neofite/controllo-neofite.html>

re della normativa sono di libera detenzione; significa anche che, nel caso di nascite da questi esemplari, il proprietario ha l'obbligo di denuncia al Corpo Forestale dello Stato e –qualora intendesse cederle– ha l'obbligo di compilare il Registro di detenzione previsto dalla vigente normativa nazionale⁽⁹⁾.

Nel 2009 gli elenchi del CI-

TES sono stati sostituiti mediante Regolamento CE 407/2009; da allora fra gli Emydidae dell'Allegato B compaiono anche *Chrysemys picta* Schneider 1783, *Glyptemys insculpta* Le Conte 1830 e *Terrapene* sp. (UE, 2009).

A logica ne deriva che –almeno a livello lombardo, unica amministrazione regionale che ha deli-

berato una Lista Nera delle specie animali– andranno realizzate le rispettive analisi di rischio per valutare l'inserimento di queste specie nella *Black List* medesima.

(9) <http://www.aaweb.net/schedearticoli/schedatrachemyshtm#Legislazione>

BIBLIOGRAFIA

- CE, 1997. Regolamento (CE) n. 338/97 del Consiglio del 9 dicembre 1996 relativo alla protezione di specie della flora e della fauna selvatiche mediante il controllo del loro commercio. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea* 1997R 0338- IT del 29.04.1999.
- COREM, 2013. Linee guida per la strategia di contrasto alle specie aliene invasive nei sistemi terrestri insulari nell'arcipelago toscano. Progetto COREM – Cooperazione delle Reti Ecologiche del Mediterraneo.
- EEA, 2012. The impacts of invasive alien species in Europe. EEA Technical report No 16/2012.
- EEA, 2013. Late lessons from early warnings: science, precaution, innovation. EEA Report No 1/2013.
- ISPRA, 2009. Indagine conoscitiva sulle iniziative finalizzate alla prevenzione, monitoraggio e mitigazione degli impatti delle specie aliene invasive in Italia. ISPRA Rapporto 91/2009
- L. 394/1991. Legge 6 dicembre 1991, n. 394 Legge Quadro sulle aree protette. *G.U. n. 292 del 13/12/1991 S.O. n. 83*
- MATTM, 2009. Verso la strategia nazionale per la biodiversità. 2009. Esiti del tavolo tecnico - L'impatto delle specie aliene sugli ecosistemi: proposte di gestione. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare.
- Regione Autonoma Valle d'Aosta, 2009 L.R. 45/2009 "Disposizioni per la tutela e la conservazione della flora alpina". *Bollettino Ufficiale n. 1, 5 gennaio 2010*.
- Regione Lombardia, 2008a. L.R. 10/2008 "Disposizioni per la tutela e la conservazione della piccola fauna, della flora e della vegetazione spontanea". *Bollettino Ufficiale n. 14, 4 aprile 2008*.
- Regione Lombardia, 2008b. D.G.R. 7736/2008 "Determinazione in ordine agli elenchi di cui all'art. 1, comma 3 della Legge Regionale 10/2008". *Bollettino Ufficiale n. 33, 11 agosto 2008*.
- Regione Piemonte, 2012. D.G.R. 46-5100/2012 "Identificazione degli elenchi (Black List) delle specie vegetali esotiche invasive del Piemonte e promozione di iniziative di informazione e sensibilizzazione". *Bollettino Ufficiale n. 5, 31 gennaio 2013*.
- Rep. Canton Ticino, s.d. Modulo di contatto per segnalare specie alloctone invasive: https://www3.ti.ch/GENERALE/secure/modulo-Scrivici/scrivici.php?idUA=GENERALE_ORGANISMI_SAI (ultimo accesso 17/4/2014)
- Rep. Canton Ticino, 2013. Smaltimento delle neofite invasive. Foglio informativo – 2013. Repubblica e Cantone Ticino, Gruppo Lavoro Neobiota.
- Scovacicchi T., 2011-2012. Specie aliene: natura e valutazione del danno ambientale. Corsi di formazione per personale Ente Tutela Pesca (2011-2012). Materiali didattici
- UE, 2009. Regolamento (CE) n. 407/2009 della Commissione del 14 maggio 2009 che modifica il Regolamento (CE) n. 338/97 del Consiglio relativo alla protezione di specie della flora e della fauna selvatiche mediante il controllo del loro commercio. *Gazzetta Ufficiale dell'Unione Europea L 123/3 del 19.5.2009*
- UE, 2011. Comunicazione della Commissione al Parlamento europeo, al Consiglio, al Comitato economico e sociale europeo e al Comitato delle Regioni COM(2011) 244 definitivo "La nostra assicurazione sulla vita, il nostro capitale naturale: strategia dell'UE sulla biodiversità fino al 2020". *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea C88 del 19.03.2011*.
- UE, 2013a. Decisione 1386/2013/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 20 novembre 2013 su un programma generale di azione dell'Unione in materia di ambiente fino al 2020 "Vivere bene entro i limiti del nostro pianeta". *Gazzetta ufficiale dell'Unione europea L354/171 del 28.12.2013*.
- UE, 2013b. Proposta di Regolamento del Parlamento europeo e del Consiglio recante disposizioni volte a prevenire e a gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive. COM(2013) 620 final. Nota bene: oggi Regolamento n. 1143/2014, GU L317/35 del 4.11.2014.
- UE, 2013c. Documento di lavoro dei servizi della Commissione. Sintesi della valutazione d'impatto che accompagna il documento "Proposta di regolamento del Parlamento Europeo e del Consiglio relativo alle misure di protezione contro gli organismi nocivi per le piante". COM(2013)267 final; SWD (2013) 169 final.
- UE, 2014. Summaries of EU legislation: internal market. http://europa.eu/legislation_summaries/internal_market (ultimo accesso 17/4/2014).

Presenza di *Silurus glanis* Linnaeus, 1758, nel bacino del fiume Volturno (Campania)

Salvatore De Bonis^{1*}, Antonella Giorgio¹, Fernando Sirignano², Sergio Di Donato², Fabio Di Placido³, Marco Guida¹

¹ Dipartimento di Biologia Università degli Studi di Napoli Federico II, via Cinthia 4, Napoli

² Libero Professionista

³ Responsabile acque F.I.P.S.A.S. Avellino

* Referente per la corrispondenza: salvatore.debonis@unina.it

Pervenuto il 30.7.2014; accettato il 10.9.2014

RIASSUNTO

Il siluro (*Silurus glanis* L., 1758) si sta espandendo molto velocemente in tutta la penisola italiana, a partire dalla prima segnalazione in Italia del 1937; nelle acque dei fiumi rappresenta una minaccia sempre più imponente per le popolazioni ittiche autoctone. Con questa nota si intende segnalare la presenza del siluro nelle acque del bacino del fiume Volturno evidenziando una presenza massiva di individui giovani nelle acque del fiume Calore Irpino in provincia di Avellino e Benevento, e nel fiume Sabato in provincia di Benevento (maggio 2014).

PAROLE CHIAVE: specie aliene / Volturno / Calore Irpino / *Silurus glanis*

Presence of *Silurus glanis* Linnaeus, 1758, in the Volturno Basin.

The wels catfish, also called sheatfish (*Silurus glanis* L.) is expanding very rapidly throughout the Italian peninsula, compared to the first case in Italy in 1937; in the waters of the rivers represent a real threat to native fish populations. The main purpose is to report the presence of *Silurus glanis* in the waters of the basin of the river Volturno. Here we indicate a massive presence of young fishes in the waters of the river Calore Irpino in the province of Avellino and Benevento, and in the river Sabato in the province of Benevento (May 2014).

KEY WORDS: alien species / Volturno / Calore Irpino / *Silurus glanis*

INTRODUZIONE

Il siluro (*Silurus glanis* Linnaeus, 1758) è un pesce d'acqua dolce europeo, appartenente alla famiglia dei Siluridae e all'ordine Siluriformes. Il genere *Silurus* è rappresentato in Europa da due specie diverse: il siluro d'Europa, *Silurus glanis* (Tortonese, 1970) e il siluro di Aristotele (*Silurus aristotelis*) diffuso in Grecia (Triantafyllidis *et al.*, 1999). Specie alloctona in Italia, il siluro è stato

segnalato per la prima volta nel 1937; la segnalazione è relativa ad un esemplare pescato nel fiume Adda la cui presenza è stata però considerata del tutto occasionale e legata ad un carico di pesce importato dall'estero (Manfredi, 1957). L'episodio è da considerarsi senza conseguenze, data l'assenza di segnalazioni successive. La sua certa e documentata presenza è stata segnalata alla fine

degli anni '70 (Gandolfi e Giannini, 1979); da quel momento in poi le segnalazioni e le catture sono andate via via moltiplicandosi con impressionante intensità. Dagli anni '80 la presenza del siluro può essere considerata comune e continua nel medio e basso corso del fiume Po ed in generale in tutto il bacino padano, compresi i numerosi canali artificiali (Piccinini e Pattini, 1996). Attualmente

la specie è diffusa anche in alcuni bacini idrografici dell'Italia centrale quali l'Arno, il Tevere e il Pescara (Zerunian, 2002).

L'identificazione degli individui appartenenti alla specie *Silurus glanis* è eseguita su base morfologica: il corpo è allungato, a sezione circolare e schiacciato lateralmente a partire dall'orifizio anale fino alla pinna caudale; la testa, robusta e larga, è provvista di tre paia di barbigli, di cui un paio molto sviluppato sulla mandibola superiore e due paia sulla mandibola inferiore; la pelle è nuda, essendo priva di squame, ma ricoperta da abbondante muco protettivo.

Da un punto vista ecologico l'habitat ideale del siluro è costituito da grandi fiumi, ma anche torbiere, stagni, laghi e canali di bonifica. È una specie che vive nelle zone più profonde, con possibilità di spostarsi verso le acque basse soprattutto durante la caccia (Bellani, 2007; Porcellotti, 2005). Il suo picco di attività è nelle ore crepuscolari e notturne, durante le quali nuota cercando il cibo con i barbigli tattili. Ha un'attività alimentare massima nei mesi caldi cessando in inverno quando l'animale cade in una fase di latenza (Piccinini e Pattini 1996). È prevalentemente ittiofago quando raggiunge una taglia di circa 35 cm, predando occasionalmente anfibi, rettili, uccelli e piccoli mammiferi. Nei primi stadi vitali, appena assorbito il sacco vitellino, si nutre esclusivamente di macrobentofauna e piccoli pesci (Rossi *et al.*, 1992; Kottelat *et al.*, 2007; Syvanta *et al.*, 2010).

Il periodo di frega varia a seconda dei luoghi di crescita tra fine aprile e fine luglio e dura da un mese e mezzo a due mesi e mezzo. In ambienti dove la temperatura dell'acqua rimane costante intorno ai 18-22 °C, gli ultimi accoppia-

menti possono avvenire anche nel mese di settembre (Mohr, 1957; Schinkhshabekov, 1979). L'embriogenesi è molto breve, tra 60 e 70 gradi · giorno (Horvalth, 1977). Alla temperatura di 22-24 °C la schiusa avviene all'incirca al 4°

giorno. La fertilità relativa è molto variabile; può andare da 7.000 a 42.000 uova per Kg di pesce (Mohr, 1957). Essa dipende anche dalla provenienza geografica, dalla taglia del pesce e dalla temperatura dell'acqua. Nel Danubio è stato



Fig. 1. Giovane individuo di *S. glanis* rinvenuto sulle rive del fiume Calore nel sito di campionamento Cal.1 (Foto: F. Sirignano).



Fig. 2. Giovane individuo vivo di *S. glanis* ritrovato in una pozza di piena corrispondente al sito di campionamento Cal.3 sul fiume Calore (Foto: F. Sirignano).

calcolato che una femmina di 76 Kg può deporre fino a 1.380.000 uova. La grande potenzialità di riproduzione del siluro, l'enorme quantitativo di uova deposte e la tipologia di cure parentali offerte durante il periodo d'incubazione potrebbero spiegare in parte il motivo della consistente e rapida affermazione delle sue popolazioni nelle acque dei principali bacini Europei. In territori a clima mediterraneo il *S. glanis* si accresce molto più velocemente. Infatti, comparando le curve di crescita della densità della specie nei paesi d'origine, con quelle ricavate dagli individui campionati nelle acque del fiume Po, si evidenzia un netto incremento del numero di individui in Italia grazie probabilmente ad un regime termico ottimale e all'assenza di validi competitori e predatori (Balma *et al.*, 1989; Rossi *et al.*, 1992).

Catastrofico è l'impatto di questa specie aliena nei nostri corsi d'acqua; tra gli effetti è ben evidente la forte alterazione nella piramide alimentare in quanto specie altamente predatrice e causa di squilibri popolazionistici (Carol *et al.*, 2009). Il siluro si sta progressivamente affermando a discapito delle specie autoctone, rispetto alla maggior parte delle quali ha come vantaggi l'enorme taglia, l'estrema versatilità (che lo porta a colonizzare ambienti anche molto diversi, compresi tratti fluviali a corrente veloce) e l'attitudine a cacciare di notte, quando gli altri pesci risultano più vulnerabili e gli altri grandi predatori, di norma, non sono attivi (World Conservation Monitoring Centre, 1996). Studi effettuati nella provincia di Rovigo evidenziano che il siluro è presente in tutti i corsi d'acqua con una biomassa media di circa il 30% del totale, risultando la specie più rappresentativa (Turin *et al.*, 1999).

STATO DELLE CONOSCENZE

Durante tutto il mese di maggio 2014, dopo un ritrovamento casuale sulle rive del fiume Calore di un giovane di *S. glanis* (Fig. 1), è stata condotta un'indagine sulla presenza di questo pesce. In seguito all'ordinanza provinciale N. 34583 del 24 maggio 2011 la pesca nelle acque della Provincia di Avelli-

no è vietata; per tal ragione gli unici dati relativi alla presenza di *S. glanis* sono forniti dai ritrovamenti, da parte degli autori, di carcasse rinvenute sulle rive. L'unica foto disponibile di *S. glanis* in vivo nel fiume Calore in provincia di Avellino è quella relativa al rinvenimento di alcuni individui in una pozza di piena (Fig. 2). In figura 3 vengono

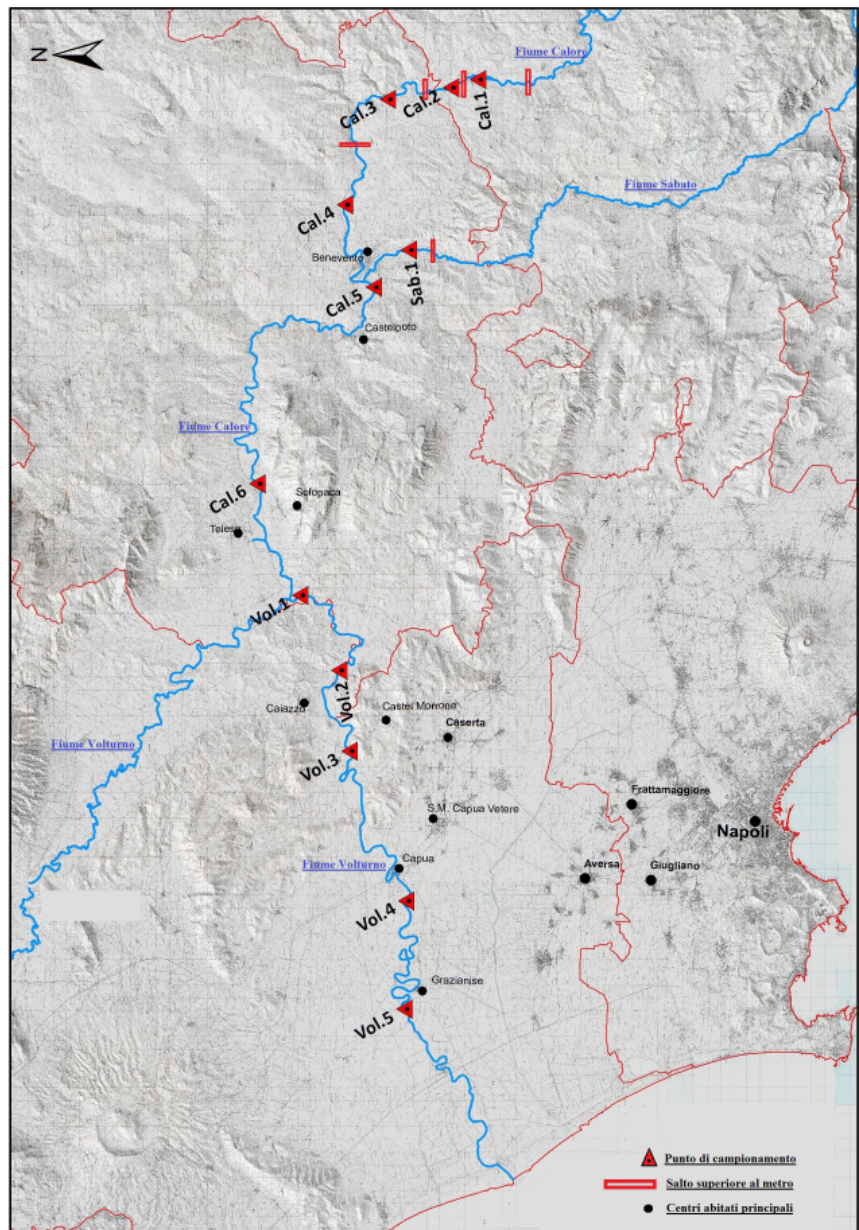


Fig. 3. Localizzazione dei siti di campionamento sui fiumi Calore, Volturno e Sabato. In figura sono indicati i siti in cui la presenza di *S. glanis* è stata confermata.

riportati i siti di campionamento nei fiumi Calore, Sabato e Volturno nei quali la presenza di *S. glanis* è stata accertata. Nel tratto di fiume Calore indagato (che si estende dalla confluenza con il fiume Sabato alle porte del comune di Taurasi), si rinvengono lungo l'alveo almeno quattro soglie che, formando salti superiori al metro, sono un ostacolo invalicabile per la fauna ittica presente in queste zone. Se ne deduce che l'immissione di *S. glanis* è avvenuta sicuramente a monte di questi ostacoli dal momento che, mancando di scale di risalita, non si potrebbe giustificare altrimenti la presenza della specie nell'Alto Calore. Altri individui della stessa specie sono stati catturati in provincia di Benevento, dove è consentita la pesca nelle acque interne, sul fiume Sabato e sul fiume Calore nei punti di indagine Cal.4, Cal.5, Cal.6 e Sab.1 e Vol.1 (Fig. 3 e 4). Pesci di notevole dimensione non autenticati con fotografie sarebbero stati catturati da pescatori locali nelle acque del fiume Calore in prossimità della confluenza con il fiume Volturno (Cal.5); qualora la segnalazione risultasse veritiera significherebbe che la specie aliena presa in esame sarebbe ben distribuita nel territorio del bacino dell'alto Volturno.

Nel basso Casertano la situazione sembra ancor più allarmante; ci sono infatti testimonianze di pescatori che documentano con "foto di rito" pesci siluro di 40-60 kg sul fiume Volturno nei punti di indagine Vol.3, Vol.4, Vol.5. I dati forniti dai pescatori locali segnalano sicuramente la presenza del siluro nelle acque del Volturno, con una prima cattura nell'estate del 2006 (Fig. 5). Si rileva quindi una massiccia presenza di individui di *S. glanis* nelle provincie di Avellino, Be-

nevento e Caserta tra cui molti esemplari giovani, sul fiume Calore e basso Sabato in provincia di Avellino e di Benevento. Il dato è altamente preoccupante data l'evidenza dell'elevato successo riproduttivo della specie.

DISCUSSIONE

Negli ultimi anni si è assistito ad un peggioramento generale della qualità delle acque dei nostri fiumi e delle condizioni ecologiche in generale (inquinamento, risagomature degli alvei, riduzione di



Fig. 4. Esemplare di *S. glanis* catturato in prossimità della confluenza tra il fiume Calore e il fiume Volturno, nel sito di campionamento Vol.1 (Foto: S. De Bonis).



Fig. 5. Individui di *S. glanis* catturati sul fiume Volturno in corrispondenza del sito di campionamento Vol.3 (Foto: F. Di Placido).

portata, sbarramenti, etc.); tutto ciò ha dirette ripercussioni sia quantitative che qualitative sulle comunità ittiche. La presenza della specie *S. glanis* ha costituito e costituisce un'ulteriore fonte di impatto sulle biocenosi acquatiche, sia per le sue grandi dimensioni che per la sua spiccata attitudine predatoria. Questa specie nei nostri fiumi rappresenta una grande minaccia per le specie autoctone da salvaguardare e altera in modo significativo gli equilibri ambientali (Zerunian, 2002). Lo studio condotto dal Dipartimento di Scienze Zootecniche dell'Università di Firenze nell'Arno fiorentino (Copp *et al.*, 2009) conferma queste preoccupazioni: esso, infatti, stima il fabbisogno alimentare giornaliero medio del siluro intorno al 2-3% del peso corporeo per gli adulti e al 10%

per i giovani, con maggiore attività nei periodi di aprile-ottobre. La crescita e la diffusione incontrollata del siluro comporterebbero una diminuzione della biodiversità ittica e macrobentonica dei fiumi interessati dall'invasione della specie alloctona.

Nel caso specifico delle acque del fiume Calore, il divieto di pesca avrebbe determinato, dal 2011 ad oggi, una colonizzazione silenziosa da parte del siluro.

PROSPETTIVE DI STUDIO

L'impatto negativo di questo vorace predatore esercitato sulla catena trofica degli ambienti fluviali dove è presente, va tenuto sotto controllo. Il controllo dovrebbe includere uno specifico programma di monitoraggio, volto a determinare la densità reale della specie e la percentuale in

biomassa nei siti indagati. Anche in considerazione dello specifico ruolo trofico assolto dal siluro, bisognerebbe determinare il livello di bio-magnificazione di xenobiotici negli organi target come il fegato e rene per poter dare un giudizio del grado di inquinamento ambientale (Tarasco *et al.*, 2009). I dati ottenuti servirebbero anche a fornire le conoscenze necessarie per una pianificazione che miri alla gestione consapevole dell'espansione di questa specie.

RINGRAZIAMENTI

Si ringrazia il Comitato Tutela Fiume Calore e il Sig. Domenico Barrasso per l'indispensabile supporto fornito durante le uscite conoscitive sui fiumi Calore, Sabato e Volturno, il Dr. Paolo Turin e il Dr. Giovanni Rossi per i consigli tecnici.

BIBLIOGRAFIA

- Balma G.A.C., Del Mastro G.B., Forneris G., 1989. Segnalazione di alcune specie ittiche esotiche d'importazione in Italia settentrionale con particolare riferimento alle acque piemontesi (Pisces, Osteichthyes). *Atti Società Italiana Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale, Milano*, **130** (7): 109-116.
- Bellani A., 2007. *Il siluro (Silurus glanis). Ecologia della specie nel Fiume Ticino e risultati dell'azione di contrasto alla sua espansione svolta dal Parco negli anni 2001-2006*. Consorzio del Parco Lombardo della Valle del Ticino, Pontevecchio di Magenta (MI).
- Gandolfi G., Giannini M., 1979. La presenza del *Silurus glanis* nel fiume Po (Osteichthyes, Siluridae). *Natura, Società Italiana Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale, Acquario Civico Milano*, **70**: 3-6.
- Horvath L., 1977. Improvement of the method for propagation, larval and post-larval rearing of the Wels (*Silurus glanis*). *Aquaculture*, **10** (2): 161-167.
- Carol J., Benejam L., Benito J., Garcia-Berthou E., 2009. Growth and diet of European catfish (*Silurus glanis*) in early and late invasion stages. *Fundamental and Applied Limnology*, **174** (4): 317-328.
- Syvaranta J., Cucherousset J., Kopp D., Crivelli A., Cereghino R., Santoul F., 2010. Dietary breadth and trophic position of introduced European catfish (*Silurus glanis*) in the river Tarn (Garonne river basin), southwest France. *Aquatic biology*, **8**: 137-144.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European freshwater fishes*. Publications Kottelat, Cornol (CH), 646 pp.
- Manfredi P., 1957. Cattura di un *Silurus glanis* nell'Adda presso Lecco. *Natura, Società Italiana Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale, Acquario Civico Milano*, **48**: 28-30.
- Mohr E., 1957. *Der Wels*. Wittemberg Lutherstadt.
- Piccinini A., Pattini L., 1996. *Il siluro: la biologia della specie, le tecniche di pesca e la storia*. Collana Ed.ai: 1-84.
- Porcellotti S., 2005. *Pesci d'Italia, Ittiofauna delle acque dolci*. Casa Editrice Plan, Firenze, pp187.
- Rossi R., Trisolini R., Rizzo M.G., Dezfali B.S., Franzoi P., Grandi G., 1992. Biologia ed ecologia di una specie alloctona, il siluro (*Silurus glanis*) (Osteichthyes, Siluridae) nella parte terminale del fiume Po. *Atti Società Italiana Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale, Milano*, **132**, **7**: 69-87.

- Shikhshabekov M.M., 1979. The sexual cycles of the catfish *Silurus glanis*, the pike, *Esox lucius*, the perch *Perca fluviatilis*, and the pike-perch, *Lucioperca lucioperca*. *Journal of Ichthyology*, **18** (3): 457-468.
- Tarasco R., Squadrone S., Leogrande M., Pellegrino M., Guarise S., Giorgi I., Palmegiano P., Pascale M., Prearo M., Abete M.C., 2009. Monitoraggio in siluri (*Silurus glanis*) pescati lungo il tratto alessandrino del bacino idrografico del fiume Po: livelli di contaminazione da mercurio. *Atti XI Congresso Nazionale S.I.Di.L.V.*, Parma 30 settembre-2 ottobre 2009: 254-255.
- Tortonese E., 1970. *Fauna d'Italia. Osteichthyes – Pesci ossei*. Ed. Calderini, Bologna, **10**: 296-297.
- Triantafyllidis A., Abatzopoulos T.J., Economidis P.S., 1999. Genetic differentiation and phylogenetic relationship among Greek *Silurus glanis* and *Silurus aristotelis* (Pisces, Siluridae) populations, assessed by PCR-RFLP analysis of mitochondrial DNA segments. *Heredity*, **82**: 503-509.
- Turin P., Maio G., Zanetti M., Bilò M.F., Rossi V., Salviati S., 1999. Carta ittica della Provincia di Rovigo". Ed. Provincia di Rovigo, Assessorato alla pesca, pp. 324.
- World Conservation Monitoring Centre, 1996. *Silurus glanis in IUCN Red List of Threatened Species*, Versione 2014.1, IUCN, 2014.
- Zerunian S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Ed. agricole, 220 pp.

Indagini sulla presenza di *Agrilus viridis* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Buprestidae) in giovani impianti di nocciolo (*Corylus avellana* Linnaeus, 1753) in aree a bassa densità di corileti

Moreno Dutto

Entomologo Libero Professionista. Via Papò, 4 – 12039 Verzuolo (CN), Italia. moreno.dutto@agrotecnicuneo.it

Pervenuto il 12.1.2015; accettato il 15.2.2015

Riassunto

Recenti impianti di nocciolo (*Corylus avellana* L., 1753) ubicati nella pianura di Saluzzo (provincia di Cuneo, Piemonte sud-occidentale) sono stati presi in esame per monitorare la possibile presenza di *Agrilus viridis* (L., 1758). Negli anni 2013-2014 trappole collanti gialle e bianche sono state installate contemporaneamente e ispezionate ogni 20 giorni. Dall'esito del monitoraggio è stato possibile stabilire unicamente la presenza di *A. graminis* Gory & Laporte, 1837 e *A. olivicolor* Kiesenwetter, 1857 risultate attive nel periodo giugno-agosto, mentre non è stata riscontrata la presenza di *A. viridis*, specie dannosa ai corileti delle Langhe e del Roero, nonostante la presenza in prossimità degli appezzamenti studiati di specie arboree potenzialmente idonee a garantirne lo sviluppo. Dallo studio delle catture è stato inoltre accertato che le trappole cromotropiche bianche sono più attrattive di quelle gialle.

PAROLE CHIAVE: *Agrilus viridis* / nocciolo / *Agrilus olivicolor* / *Agrilus graminis*

Investigations on the presence of *Agrilus viridis* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Buprestidae) in young plants of hazel (*Corylus avellana* Linnaeus, 1753) in areas of low density of hazel crops.

Recently planted hazelnut (*Corylus avellana* L., 1753) plots located in the plain of Saluzzo (Cuneo province, southwestern Piedmont, Italy) were investigated to monitor the presence of *Agrilus viridis* (L., 1758). In 2013-2014 yellow and white glue traps were installed simultaneously and were inspected every 20 days. Only *A. graminis* Gory & Laporte, 1837 and *A. olivicolor* Kiesenwetter, 1857, were detected in the study-period from June to August. *A. viridis*, a typical pest of hazelnut in the Langhe and Roero territories (southwestern Piedmont, Italy), was never detected in the same period, despite the presence of host species potentially suitable to guarantee its development close to the experimental plots. From the analyses of the catches it was also possible to ascertain that the white sticky traps are more attractive than the yellow ones.

KEYWORDS: *Agrilus viridis* / hazelnut / *Agrilus olivicolor* / *Agrilus graminis*

INTRODUZIONE

Il genere *Agrilus* (Curtis, 1825) comprende in Italia un notevole numero di specie infeudate a svariate specie vegetali (Curletti, 1994), la maggior parte delle quali è legata al tessuto legnoso di specie arboree/arbustive, comportandosi, allo stadio larvale, come xilofagi primari (sviluppo a carico di tessuti vegetali sani o sofferenti) o

secondari (sviluppo a carico di tessuti vegetali morti o morenti).

Dall'analisi della letteratura risulta che il nocciolo (*Corylus avellana* Linnaeus, 1753) può rappresentare la specie ospite per *A. viridis* (L., 1758), quale specie xilofaga primaria, e per *A. angustulus* (Illiger, 1803), *A. graminis* Gory & Laporte, 1837 e *A. olivicolor*

Kiesenwetter, 1857, quali specie xilofaghe secondarie (Ciampolini e Ugolini, 1975; Viggiani, 1994; Tavella & Gianetti, 2006; Corte *et al.*, 2009; Corte, 2010).

Dal punto di vista fitopatologico l'unica specie attualmente ritenuta dannosa è *A. viridis* la quale attacca le parti lignificate di fusto e rami infestando con maggior fre-

quenza le piante deperenti o sottoposte a fenomeni di stress (Goidànich *et al.*, 1981); l'infestazione determina ingiallimento e sofferenza fogliare fino al completo disseccamento della regione attaccata.

Il danno è dovuto all'interferenza/interruzione del circolo linfatico ascendente e discendente a seguito delle soluzioni di continuità tessutale determinate dallo scavo delle gallerie trofiche. In sede d'attacco è possibile osservare rilievi corticali serpiginosi o lineari senza la possibilità di apprezzare il foro di penetrazione della larva, mentre è possibile ritrovare i fori di sfarfallamento degli adulti. La penetrazione larvale prevede un primo interessamento dei tessuti sub-corticali per poi procedere nello xilema. L'andamento delle gallerie trofiche, lineare o serpiginoso, è determinato dal calibro dell'organo legnoso attaccato; in sezione longitudinale è possibile osservare un incremento diametrico progressivo della galleria in associazione alla presenza di rosura ben compattata (Pollini, 2006).

Diversi studi, condotti in aree tradizionalmente vocate alla corilicoltura nel sud-ovest del Piemonte, hanno messo in evidenza la presenza di almeno sette specie afferenti al genere *Agrilus* tra cui le quattro precedentemente citate capaci di svilupparsi a carico del nocciolo (Corte *et al.*, 2009; Moraglio *et al.*, 2013).

Nel presente studio si forniscono i dati relativi alla presenza di specie afferenti al genere *Agrilus* in noccioli di 1-2 anni post-impianto, impiantati in aree di pianura storicamente vocate alla cerealicoltura e prossime a fattori di rischio per la presenza di *A. viridis*, quali aree incolte in cui insistono varie specie di *Salix* spp. che possono potenzialmente costituire l'habitat della specie negli agroecosistemi.

MATERIALI E METODI

Nel periodo compreso fra maggio e settembre degli anni 2013-2014 sono stati individuati 3 appezzamenti di nocciolo (var. Tonda Gentile Trilobata), isolati fra loro e ubicati nella pianura saluzzese (CN) ad un'altezza sul livello del mare compresa fra 265 e 280 m caratterizzati per l'esistenza sui confini o in prossimità di formazioni arboree spontanee a presenza di *Salix* spp.

Negli appezzamenti individuati, impiantati nell'autunno 2012, sono state collocate ad un'altezza di 150-170 cm dal piano campagna, su pertiche in legno, due trappole cromotropiche, una gialla e una bianca. L'asta portante il set di trappole è stata poi collocata sulla fila in prossimità della pianta. In ogni appezzamento il set di trappole è stato collocato in ragione di uno ogni 4-6 piante sui primi due filari esterni dei due lati.

Ogni postazione veniva ispezionata ogni 20 giorni e la trappo-

la, indipendentemente dalle catture, sostituita dopo 2 ispezioni. Eventuali esemplari ascrivibili alla famiglia dei Buprestidae sono stati scollati dalla superficie collante attraverso una goccia di esano e successivamente introdotti in CryoTubes® (1,8 mL) contenente etanolo (70%_{v/v}) addizionato con 2 gocce di glicerina. In occasione del controllo dei pannelli collanti venivano sottoposti a *frappage* con ombrello entomologico esemplari di *Salix* spp. prossimi all'appezzamento.

Gli esemplari ottenuti dai monitoraggi sono stati determinati attraverso i caratteri morfologici proposti da Cobos (1986) e Curletti *et al.* (2003).

Durante i controlli delle trappole sono state controllate a campione anche porzioni di rami secchi o piante deperenti al fine di accertare la presenza di ova-
ture e/o fori di sfarfallamento riconducibili all'attività di *Agrilus* spp.

Tab. I. Esemplari intercettati dalle trappole cromotropiche bianche (B) e gialle (G) nell'anno 2013. Fra parentesi, a fianco del colore, è indicato il numero di trappole installate.

Taxa	n. esemplari					
	Sito 1		Sito 2		Sito 3	
	B (11)	G (11)	B (7)	G (7)	B (9)	G (9)
<i>A. graminis</i>	7	2	0	0	18	10
<i>A. olivicolor</i>	19	8	11	4	11	5
Totale	26	10	11	4	29	15

Tab. II. Esemplari intercettati dalle trappole cromotropiche bianche (B) e gialle (G) nell'anno 2014. Fra parentesi, a fianco del colore, è indicato il numero di trappole installate.

Taxa	n. esemplari					
	Sito 1		Sito 2		Sito 3	
	B (11)	G (11)	B (7)	G (7)	B (9)	G (9)
<i>A. graminis</i>	23	9	3	0	21	9
<i>A. olivicolor</i>	10	5	6	1	15	4
Totale	33	14	9	1	36	13

RISULTATI E DISCUSSIONE

A seguito del monitoraggio nei corileti di recente impianto, i cui risultati sono riassunti nelle tabelle I e II, è emersa una fauna caratterizzata dalla presenza esclusiva di *A. graminis* e *A. olivicolor*, mentre non è stata riscontrata la presenza di *A. viridis* nonostante l'esistenza di aree caratterizzate da vegetazione idonea a permetterne lo sviluppo, tra cui diverse specie afferenti al genere *Salix* (Della Beffa, 1911; Curletti, 1994).

Tutti gli accertamenti condotti attraverso *frappage* su esemplari spontanei di *Salix* spp. hanno dato esito negativo per *Agrilus* spp.

Le uniche due specie riscontrate nel periodo di studio si sviluppano a carico di diverse specie vegetali, tra cui si annovera, oltre a *Corylus avellana*, anche *Alnus* spp., *Carpinus betulus*, *Castanea*

sativa, *Fagus sylvatica*, *Fraxinus* spp., *Ostrya carpinifolia*, *Tilia* sp. e *Quercus* spp. (Curletti, 1994; Curletti *et al.*, 2003) comportandosi da xilofaghe secondarie. In nessun sito è stato possibile riscontrare segni e sintomi patologici compatibili con infestazioni in corso da *Agrilus*. L'assenza di *A. viridis* può essere correlata all'assenza di noccioli più vecchi o abbandonati e all'assenza di fitocenosi spontanee maggiormente complesse e mature.

Dai dati ottenuti si conferma la presenza di specie che possono essere ritrovate normalmente in contesti boschivo-forestali (Wermelinger *et al.*, 2007). Le specie rinvenute non risultano una fonte primaria di danno ai corileti in quanto, essendo xilofaghe secondarie, si sviluppano su legno già morto.

Ai fini pratici il controllo del-

le specie xilofaghe secondarie non è necessario ma è utile effettuare una scrupolosa rimonda del secco al fine di evitare che le gallerie di sviluppo larvale delle specie possano favorire infezioni micotiche o la conservazione di miceti fitopatogeni del legno.

In ultimo è importante evidenziare come le trappole cromotropiche bianche risultino nettamente più attrattive in confronto a quelle gialle; inoltre l'utilizzo delle trappole cromotropiche rappresenta l'unica tecnica di monitoraggio attuabile negli impianti giovani data l'assenza di una chioma sviluppata.

Ringraziamenti

L'autore vuole esprimere il più vivo ringraziamento a Gianfranco Curletti (Museo Civico di Storia Naturale, Carmagnola, Italia) per la conferma della determinazione del materiale e per la revisione critica del manoscritto.

Bibliografia

- CIAMPOLINI M., UGOLINI A., 1975. Reperiti sull'etologia dell'agrilo del nocciolo e mezzi di difesa. *Informatore Fitopatologico*, **25** (1): 21-27.
- COBOS A., 1986. *Faune iberica de coleopteros Buprestidae*. Consejo Superior de Investigaciones Cientificas, Madrid: 364 pp.
- CORTE M., 2010. Agrilo, l'insetto più temuto nei noccioli piemontesi. *Frutticoltura*, **5**: 88-91.
- CORTE M., MORAGLIO S., TAVELLA L., 2009. First surveys on *Agrilus* spp. (Coleoptera: Buprestidae) infesting hazelnut in northwestern Italy. *Acta Horticulturae*, **845**: 531-534.
- CURLETTI G., 1994. I Buprestidi d'Italia. Catalogo tassonomico, sinonimico, biologico e geonemico. *Natura Bresciana*, **19**: 7-318.
- CURLETTI G.F., RASTELLI M., RASTELLI S., TASSI F., 2003. *Coleotteri buprestidi d'Italia*. Piccole Faune 1. DVD.
- DELLA BEFFA G., 1911. I Coleotteri dell'agro torinese e loro rapporti colla vegetazione e l'agricoltura. *Annali Regia Accademia di Agricoltura di Torino*, **54**: 5-282.
- GOIDANICH G., CASARINI B., UGOLINI A., 1981. *Avversità delle piante legnose da frutto*. Edagricole, Bologna: 582 pp.
- MORAGLIO S.T., CORTE M., TAVELLA L., 2013. Occurrence and impact of *Agrilus* spp. and associated egg parasitoids in hazel groves of northwest Italy. *Journal Applied Entomology*, **137** (10): 761-772.
- POLLINI A., 2006. *Manuale di entomologia applicata*. Edagricole, Bologna: 1462 pp.
- TAVELLA L., GIANETTI G., 2006. Le principali avversità del nocciolo in Piemonte. *Petria*, **16** (1): 45-48.
- VIGGIANI G., 1994. Stato attuale della difesa fitosanitaria del nocciolo. *Acta Horticulturae*, **351**: 531-534.
- WERMELINGER B., FLÜCKIGER P.F., OBRIST M.K., DUELLI P., 2007. Horizontal and vertical distribution of saproxylic beetles (Col., Buprestidae, Cerambycidae, Scolytinae) across sections of forest edges. *Journal of Applied Entomology*, **113** (2): 104-114.

Prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) nelle acque del fiume Serchio (Lucca)

Paolo Ercolini^{1*} e Mario Cenni²

¹ via di Coli e Spezi, 2653/b - 55054 Piano del Quercione (LU); paolo.ercolini@alice.it

² ARPAT, Dipartimento di Lucca, Settore Versilia Massaciuccoli - Via A. Vallisneri 6

* Referente per la corrispondenza: paolo.ercolini@alice.it

Pervenuto il 9.1.2015; accettato il 18.2.2015

Riassunto

Resti di un popolamento del mollusco bivalve esotico *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) sono stati rinvenuti sulle rive del fiume Serchio, nelle vicinanze di Lucca. Si tratta della prima segnalazione della specie a sud della pianura Padana. Vengono riportate anche alcune misure morfometriche rilevate su 107 esemplari.

PAROLE CHIAVE: *Corbicula fluminea* / specie esotiche / fiume Serchio

First finding of the alien species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in the river Serchio near Lucca (Tuscany, Italy)

A population of the alien species *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) was found along the river Serchio, near the Lucca town (Tuscany, Italy). This is the first finding of the species, south of the Po river plain. Preliminary morphometric parameters were also measured from the 107 recorded specimens.

KEY WORDS: *Corbicula fluminea* / alien species / river Serchio

INTRODUZIONE

Il genere *Corbicula* è distribuito in aree tropicali e sub-tropicali di Africa, Asia, arcipelago della Malesia, Filippine, Nuova Guinea e settore est dell'Australia. *Corbicula fluminea* (Müller, 1774), detta anche vongola asiatica, è fortemente competitiva, tanto da essere inserita tra le 100 specie più invasive in Europa, secondo il report DAISIE: Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe (Ciutti e Cappelletti, 2009).

C. fluminea è un bivalve di acqua dolce con tassi di crescita elevati, particolarmente invasivo. La formazione di estesi banchi ad elevate densità è anche causa di pesanti impatti su opere idrauliche,

manufatti e derivazioni idriche (*macrofouling*). Gli estesi banchi di bivalvi adulti con elevata capacità riproduttiva tendono ad occupare gli habitat acquatici poco profondi, escludendo le specie native; possono inoltre filtrare grandi volumi di acqua in breve tempo, depositando elevate quantità di feci e pseudo-feci, un materiale organico labile che è causa di deossigenazione delle acque, al punto da compromettere gravemente gli ambienti da essi colonizzati (Lucy *et al.*, 2012).

Fino al 2007, *C. fluminea* era segnalata dalla Bulgaria al Portogallo e dal Regno Unito a tutto l'arco europeo meridionale (Cian-

fanelli *et al.*, 2007). Successivamente, tale specie è stata rinvenuta in Italia, in alcuni settori del bacino del fiume Po, e nel Lago di Garda in simpatia con *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774). Sempre in quest'area, già dal 1970 circa, era stata segnalata *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771), un'altra specie aliena fortemente invasiva (Ciutti e Cappelletti, 2009).

In provincia di Lucca la presenza di specie esotiche non è affatto nuova: tra i molluschi sono segnalati *Ferrissia wautieri* (Mirolli) (Baldaccini e Papàsogli, 1988; 1990), rinvenuta recentemente anche nelle acque del Fiume Serchio (G.N. Baldaccini, comuni-

cazione personale), *Haitia acuta* (Drapanaud, 1805) e *Potamopyrgus antipodarum* (E. Gray, 1843) (Favilli *et al.*, 1998). Il bivalente invasivo *Anodonta woodiana* (Lea, 1834) è stato invece segnalato nelle acque del comprensorio di bonifica idraulica della Versilia (Ercolini, 2015).

MATERIALI E METODI

In seguito al reperimento casuale sulle rive del Serchio di alcune conchiglie della specie *C. fluminea* (Fig. 1) nel corso del 2013, nelle località Santa Maria a Colle e Nozzano in provincia di Lucca, sono stati condotti ripetuti rilievi protrattisi fino all'agosto 2014 per la conferma del ritrovamento. Gli esemplari sono stati raccolti esclusivamente "a vista", percorrendo a piedi la riva e l'alveo, all'interno di un segmento di fiume di circa 1600 m, compreso fra le seguenti coordinate di riferimento: 43°51'08"N - 10°26'56"E e 43°50'39"N - 10°26'41"E (Fig. 2). Si sono di-

mostrati inutili i ripetuti dragaggi effettuati a profondità massime di 20 cm, eseguiti da riva, nonché le ricerche sinora effettuate su altre porzioni dell'asta fluviale, per individuare anche la presenza di esemplari vivi. La profondità delle acque del tratto di fiume moni-

torato variavano da circa 0,2 a 1 metro. La tipologia del substrato del fiume era costituita da tratti fangosi, a ghiaie di granulometria piccola e medio grande, miste a sassi e ciottoli.

Le conchiglie visibili sono state prelevate al centro dell'alveo

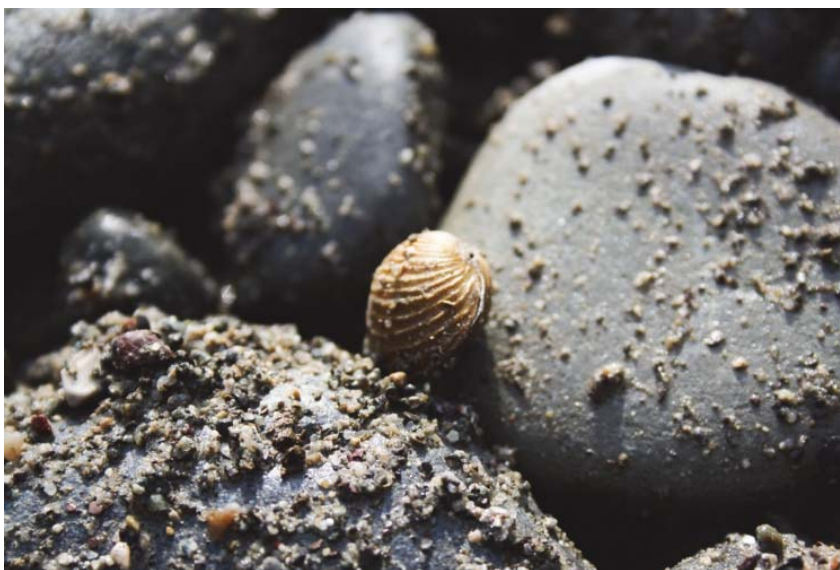


Fig. 1. Nicchio del bivalente *Corbicula fluminea*, rinvenuto nel fiume Serchio.



Fig. 2. Area di studio: il segmento fluviale in cui è stata rinvenuta *C. fluminea* è evidenziato dal contorno tratteggiato.

del fiume, nel periodo di magra, quando il basso livello delle acque forniva condizioni del tutto idonee per l'ispezione. Sono stati raccolti in totale 107 esemplari, sui quali sono state svolte alcune misure morfometriche con calibro di precisione, in accordo con Araujo *et al.*, 1993. L'altezza (H) è stata misurata tra l'estremità dell'umbone e il bordo opposto, mentre la lunghezza (L) è stata determinata come distanza massima perpendicolare all'altezza.

RISULTATI

Le dimensioni delle conchiglie presentano una distribuzione all'incirca normale (Fig. 3): l'individuo più piccolo misura 8,6 mm (L) x 6,6 mm (H); mentre il più grande è 30,1 mm (L) x 27,3 mm (H). Circa il 75% dei soggetti considerati ha lunghezza compresa tra 16,1 e 22 mm. Sono invece molto più rari sia gli individui di lunghezza inferiore a 15 mm che quelli con lunghezza superiore a 23 mm. La lunghezza (L) e l'altezza (H) delle conchiglie sono significativamente correlate ($r = 0,98$ e $p < 0,01$), per cui l'altezza presenta lo stesso tipo di distribuzione. Sulla base di questi dati è stata ricavata anche la retta di regressione $L = 3,127 + 0,985H$ ($R^2 = 0,9617$) (Fig. 4), che si discosta nettamente da quella stimata per le popolazioni del lago di Garda (Ciutti e Cappelletti, 2009).

Nel corso dei rilievi oltre a *C. fluminea* sono state rinvenute anche conchiglie del genere *Unio* ancora ben rappresentato in questo habitat, a conferma di quanto ancora sia contenuta la distribuzione di *C. fluminea*, in questo tratto di fiume.

DISCUSSIONE

Le cause dell'arrivo e dell'immissione delle due specie di *Corbicula* rinvenute in

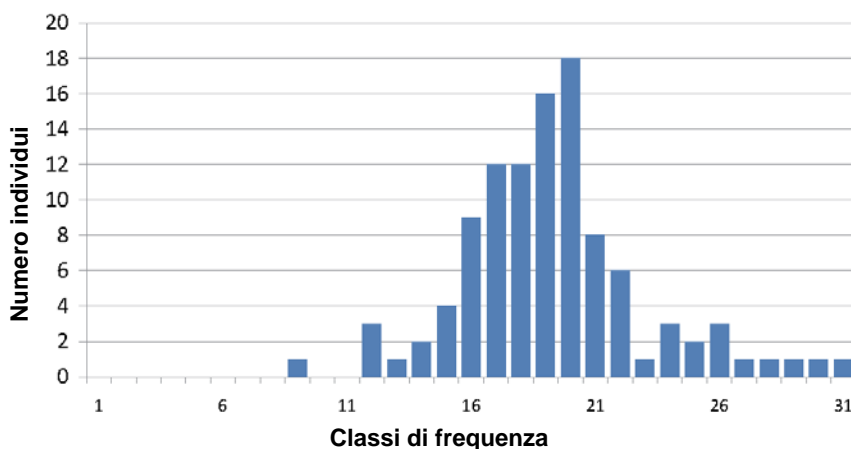


Fig. 3. Distribuzione di frequenza delle classi di lunghezza degli esemplari di *C. fluminea* rinvenuti nelle acque del Serchio (misure arrotondate al millimetro).

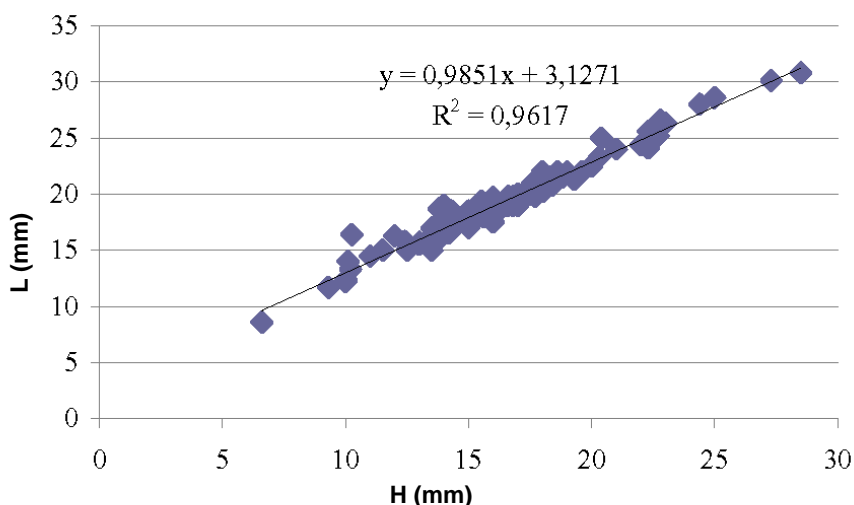


Fig. 4. Rapporto fra altezza (H) e lunghezza (L).

Italia, che in molte aree sono entrate in simpatria, non sono del tutto chiare (Gherardi *et al.*, 2008). In particolare, non è nota la modalità di introduzione di *C. fluminea* nel fiume Serchio. A tale riguardo non va trascurato il fatto che *C. fluminea* presenta ampie capacità di dispersione naturale poiché allo stadio larvale di *pediveliger* e delle successive fasi giovanili, l'animale riesce a farsi trasportare passivamente dalle correnti fluviali o di marea, come pure su zampe e piume degli uccelli acquatici, assumendo in tal caso

un ruolo strategico di carattere secondario, per quanto riguarda le immissioni in altri ambienti (Sousa *et al.*, 2008). Anche attività umane come canottaggio e pesca, sono associate ad un possibile rischio per la sua diffusione (Lucy *et al.*, 2012).

Si possono quindi ipotizzare sia immissioni deliberate e non controllate di fauna ittica, sia arrivi accidentali attraverso zampe ed ali degli uccelli limicoli e migratori, imbarcazioni e movimenti di specie ittiche naturali provenienti da zone contaminate (Beran, 2006). Nel corso dei ripetuti rilie-

vi effettuati sulle rive del Serchio, *C. fluminea* è stata ritrovata solo nella località citata e ciò farebbe pensare ad una prima introduzione accidentale.

Al momento non è stato rilevato il rapporto di simpatria con

C. fluminalis come invece già descritto nel Lago di Garda (Ciutti e Cappelletti, 2009). Alla luce di quanto segnalato e in considerazione della invasività della specie, sarebbero opportune ulteriori indagini per avere conferma della

presenza e poterne prevenire la diffusione.

Ringraziamenti

Gli autori desiderano ringraziare tutti i colleghi che con i propri utili suggerimenti hanno contribuito alla realizzazione del presente articolo.

Bibliografia

- Araujo R., Moreno D., Ramos M.A., 1993. The Asiatic clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) (Bivalvia: Corbiculidae) in Europe. *American Malacological Bulletin*, **10** (1): 39-49.
- Baldaccini G.N., Papàsogli G.L., 1988. La zona umida del Giardo: contributo naturalistico. *Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana*, **6-7**: 355-358. Aulla (1986-1987).
- Baldaccini G.N., Papàsogli G.L., 1990. Note sulla malacofauna del territorio versiliese (Toscana) I. *Ferrissia Wautieri* "Complex" (Mirolli) (Mollusca, Pulmonata) nella Macchia Lucchese. *Boll. Malacologico*, **25**: 355-359.
- Cianfanelli S., Lori E., Bodon M., 2007. "Non-indigenous freshwater molluscs and their distribution in Italy". In: Gherardi F., *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*: 103-121. Springer.
- Ciutti F., Cappelletti C., 2009. First record of *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in: Lake Garda (Italy), living in sympatry with *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *J. Limnol.*, **68** (1): 162-165.
- Ercolini P., 2015. *Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae), nel comprensorio di bonifica idraulica della Versilia (Toscana nord-occidentale). *Biologia Ambientale*, **29** (1): 15-20 (in questo numero).
- Favilli L., Manganelli G., Bodon M., 1998. La distribuzione di *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in Italia e in Corsica (Prosobranchia: Hydrobiidae). *Atti Soc. It. Sci. nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, **139**, (I): 23-55.
- Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., Rossetti G., Rota E., Scalerà R., Zerunian S., Tricarico E., 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions*, **10**: 435-454.
- Beran L., 2006. *Spreading expansion of Corbicula fluminea (Mollusca: Bivalvia) in the Czech Republic*. Heldia, Vol. 6, part 5/6: 187-192. München, July 2006. ISSN 0176-2621.
- Lucy E.F., Karatayev A.Y., Burlakova L.E., 2012. Predictions for the spread, population density, and impacts of *Corbicula fluminea* in Ireland. *Aquatic Invasions* **7** (4): 465-474.
- Sousa R., Antunes C., Guilhermino L., 2008. Ecology of the invasive Asian clam *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) in aquatic ecosystems: an overview. *Ann. Limnol. - Int. J. Lim.*, **44** (2): 85-94.

La partecipazione pubblica ai Piani di gestione delle acque e del rischio alluvioni dell'Autorità di Bacino del Serchio

Gilberto N. Baldaccini

via Rosso di S. Secondo 47 – 55041 Lido di Camaione LU; gilbaldaccini@libero.it

Pervenuto il 10.5.2015; accettato il 18.5.2015

INTRODUZIONE

In vista della scadenza stabilita dalle Direttive europee 2000/60/CE (Direttiva Acque) e 2007/60/CE (Direttiva Alluvioni) per i rispettivi piani di gestione (Acque e Rischio Alluvioni), l'Autorità di Bacino Pilota del Serchio (Toscana nord occidentale) ha avviato la procedura di partecipazione attiva che ha l'obiettivo di divulgare al pubblico i contenuti dei piani e di raccogliere contributi specifici dei vari portatori di interesse. Nel secondo incontro (aprile 2015) sono stati illustrati gli elaborati relativi alle criticità e alle alternative di intervento rilevate nella macroarea 1 (che si estende tra il bacino del fiume di Camaione e quello del lago di Massaciuccoli) e allo stato qualitativo dei corpi idrici superficiali.

LA DIRETTIVA ALLUVIONI

In particolare, per la Direttiva Alluvioni sono stati analizzati i rischi del sistema del lago di Massaciuccoli e della adiacente area di bonifica e del fiume di Camaione. L'analisi si è ispirata alle principali misure dettate dalla direttiva, riassumibili nei seguenti punti: 1) riduzione della vulnerabilità e del valore dei beni; 2) riduzione della pericolosità di evento; 3) incremento della capacità di gestire e reagire agli eventi; 4) recupero delle condizioni di pre-evento.

È evidente come la prima misura sia quella di gran lunga più strategica, essendo basata su

attività di prevenzione che spesso, purtroppo, sono quelle più disattese. Il lavoro effettuato dai tecnici dell'Autorità di Bacino ha sortito risultati molto interessanti, tra i quali l'analisi di dettaglio delle mappe di rischio alluvione e quella sulla situazione delle aree di bonifica più vicine agli argini del lago. Queste infatti sono ormai esauste per gli effetti della subsidenza causata dalla compattazione dei terreni torbosi conseguente al reiterato pompaggio delle acque. La torba, entrando a contatto con l'aria, subisce infatti processi di mineralizzazione che, liberando ingenti quantità di gas volatili come anidride carbonica, ossidi di azoto, metano, ecc., ne provocano la riduzione della massa. Tali processi sono favoriti da arature profonde, che portano in superficie torbe non ancora mineralizzate¹. La consistente subsidenza registrata mette a dura prova l'azione della bonifica meccanica nel mantenere il franco di coltivazione, situazione che suscita riserve sull'opportunità di continuare l'opera di bonifica nelle aree poste ormai a vari metri sotto il livello medio marino (oggi si registrano altezze minime intorno a -3 m, contro -0,25 m rilevati nel 1935). In questo ambito sono stati illustrati i seguenti scenari: a) l'alternativa zero, che continuerebbe

l'opera di bonifica; b) l'alternativa 1, che prevede la perdita del franco di coltivazione, con possibili riallagamenti; c) l'alternativa 2, riallagamenti in caso di evento meteorico.

La scelta delle varie ipotesi dovrà tener conto delle esigenze di adattamento ai cambiamenti climatici (eventi alluvionali più frequenti e intensi), attribuendo alle aree più depresse funzioni di laminazione delle acque che dovessero esondare dal lago o dal vicino Serchio, anziché incrementare l'estensione delle attuali zone umide. In ogni caso, non è da ritenersi applicabile l'ipotesi zero, sia per lo spreco di energie necessarie per continuare a garantire il drenaggio delle aree bonificate sia per l'impegno economico di adeguamento degli impianti, ormai ai limiti delle loro possibilità.

Altro argomento di notevole interesse locale è stato quello relativo alla messa in sicurezza del fiume di Camaione. L'analisi dell'Autorità di Bacino ha evidenziato criticità idrauliche per tempi di ritorno trentennali e duecentennali, senza tuttavia entrare nel merito del progetto di adeguamento, coordinato dalla Provincia di Lucca. A tal proposito preme evidenziare come per questo bacino siano state disattese le principali azioni previste dalla prima e più importante misura prevista dalla direttiva, quelle relative alla possibilità di pianificare per ridurre la vulnerabilità dei beni e il rischio. La messa in sicurezza del

¹ <http://www.autorita.bacinoserchio.it/files/pianodigestione-agg/partecipazione/forum2/Rischio-idr-subsidenza.pdf> (ultimo accesso 14/05/2015)

fiume di Camaiore avrebbe potuto costituire un caso pilota di notevole interesse. Il suo attuale assetto, con particolare riguardo al tratto pensile che attraversa l'intera pianura alluvionale prima di giungere al mare, era stato realizzato negli anni trenta del secolo scorso. Con la ricostruzione del dopoguerra presero il via la ripresa economica e l'urbanizzazione che, progressivamente, ha occupato le aree circostanti, incrementandone di gran lunga il rischio idraulico. Giunti agli anni novanta, con eventi meteorici la cui frequenza iniziava ad avere tempi di ritorno fuori da ogni previsione, si accrebbe la paura del rischio idraulico, cancellando definitivamente l'illusione di aver impunemente sottratto alle acque queste terre. Allora si pensò a progettare la "messa in sicurezza" del fiume di Camaiore, che prevedeva anche l'ampliamento dell'alveo.

Un'ipotesi, quest'ultima, che sollecitò l'interesse di alcune componenti delle forze politiche. Nell'ambito di un apposito convegno², furono avanzate possibili alternative ad un progetto che privilegiava l'uso del cemento (Fig. 1). Alla fine, tuttavia, le proposte non

riuscirono a scalfire minimamente le tradizionali linee progettuali per la messa in sicurezza, basate su rigidi argini di cemento. Fu così persa un'occasione unica nel suo genere: forse i tempi non erano ancora maturi per affrontare una tematica di tale portata. Oggi si sta realizzando quel progetto, ormai obsoleto rispetto alla presa di coscienza sui temi ambientali, soprattutto alla luce dei principi dettati dalle Direttive comunitarie, che tanto chiaramente sono stati illustrati nell'ambito del forum partecipativo. Il progetto si sta completando giorno dopo giorno e l'alveo verrà sì ampliato, ma a totale scapito degli argini in terra che lo caratterizzavano e che saranno sostituiti da una imponente barriera di cemento (Fig. 2). Un'occasione mancata, per non aver affrontato la messa in sicurezza con canoni interpretativi nuovi. A lavori conclusi, il fiume sarà forse un po' più sicuro, ma certamente emarginato dal contesto paesaggistico e meno fruibile. Oggi la dose di coraggio richiesta per rimuovere questa bruttura sarebbe molto più elevata di quei giorni di discussione accorata, così come l'impegno finanziario, ma certamente rappresenterebbe una inversione di tendenza di portata storica. Non mancano infatti spazi di manovra per recuperare quel poco che è rimasto (Fig. 3).

LA DIRETTIVA ACQUE

L'aggiornamento della qualità delle acque superficiali si è basato sulle sole stazioni di monitoraggio disponibili, prevalentemente poste a chiusura di bacino e soggette alle maggiori pressioni antropiche.

Ciò ha portato ad estendere verso monte la qualità rilevata a valle, mascherando anche tratti potenzialmente in stato ecologico ELEVATO. Il metodo di classificazione adottato, pur rispettando un fondamentale principio di precauzione, rischia di esporre tali tratti al rischio di interventi che ne potrebbero compromettere definitivamente la qualità, come, ad esempio, quelli che ne modificano i caratteri idromorfologici. La Direttiva 2000/60/CE, infatti, tutela tali caratteri solo nei tratti in stato ELEVATO. Ne consegue che un fiume in stato BUONO, purché non peggiori la sua qualità biologica, possa subire un radicale deterioramento, ad es., della fascia di vegetazione riparia e del rapporto con la piana, o altri interventi di artificializzazione, mantenendo formalmente invariata la classificazione.

Perplessità sorgono anche sulla possibile deroga alle misure di salvaguardia dettate dall'Autorità di Bacino del Serchio per le derivazioni idriche in corpi idrici che non ricadono in sta-

2 AA.VV., 1999. *Al sicuro dalle calamità seguendo la natura. Mettere in sicurezza i fiumi, mantenere il territorio*. Atti del convegno 12 dicembre 1998, Lido di Camaiore, Hotel Caesar. Democratici di Sinistra, Unione Comunale di Camaiore.



Fig. 1. Visione della prospettiva in direzione monti percorrendo la strada provinciale posta in riva destra del fiume di Camaiore nel tratto pensile: a sinistra prima della messa in sicurezza, a destra dopo la realizzazione del nuovo argine (situazione reale, non simulata: manca solo il rivestimento in pietra a vista!).



Fig. 2. Vista verso valle del tratto modificato (sullo sfondo) e dello stato attuale dell'alveo (in primo piano) del fiume di Camaiore nel tratto pensile.



Fig. 3. Area circostante la sponda sinistra del fiume di Camaiole allo stato attuale. Anche questo tratto, secondo il progetto, dovrà essere adeguato alla piena duecentennale. Notare gli ampi spazi ancora incolti.

to ELEVATO³. Tali considerazioni sono state peraltro recepite nel parere finale della VAS⁴ del piano di gestione. È auspicabile un monitoraggio supplementare mirato all'individuazione dei tratti fluviali in stato ELEVATO, in modo da tutelarli con adeguate misure.

Di estremo interesse, infine, le possibilità di mitigare gli effetti degli impatti antropici sulla qualità delle acque del Lago di Massaciuccoli, con interventi di fitodepurazione⁵. Un primo impianto di fitodepurazione per il trattamento delle acque di drenaggio della bonifica, prima di essere reimmesse nel lago, è in fase sperimentale nel comune di Vecchiano (provincia di Pisa). Consta di una sezione a deflusso forzato a vegetazione naturale, una coltivata con canali di alimentazione e una zona allagata a sviluppo naturale. Il sistema non sembra aver raggiunto la massima funzionalità, anche se presenta risultati del tutto incoraggianti, tant'è che è in corso la progetta-

zione per un suo ampliamento. Saranno necessari approfondimenti sulle metodologie utilizzate, che forse non sono state del tutto adeguate al carico di nutrienti presente nelle acque. È inoltre assai verosimile che il sistema non abbia ancora raggiunto un adeguato livello di maturazione. L'eventualità di intervenire sul carico inquinante che gravita sul lago di Massaciuccoli con processi fitodepurativi era già stata affrontata dall'Ente Parco nel lontano 1992⁶, sottoponendo diversi progetti all'esame di una apposita commissione⁷. Il progetto scelto come soluzione d'avanguardia, in quanto escludeva gli allagamenti richiesti dai sistemi di fitodepurazione, prevedeva l'inerbimento permanente della rete scolante, pari a circa 700 km di lunghezza. Il progetto, denominato Buffer Strips, prevedeva fasce inerbite di ampiezza variabile in grado di intercettare i sedimenti (e i nutrienti ad essi associati) prima

che entrassero in contatto con la rete scolante, evitando così il loro trasporto a valle e la necessità di rimuoverli dopo la sedimentazione nelle vasche di decantazione di un eventuale sistema di lagunaggio o fitodepurazione tradizionale⁸. Il progetto fu scelto anche perché non richiedeva espropri e costi di manutenzione, allorché fosse diventato una normale pratica agricola. Nelle previsioni dei progettisti⁹ il progetto avrebbe abbattuto circa l'80% del carico solido e il 70% dei nutrienti. Il progetto però non fu mai realizzato; non era stato valutato l'ostacolo più difficile: il retaggio culturale della comunità rurale di quel tempo.

CONCLUSIONI

La procedura di partecipazione fornisce l'opportunità di proporre approcci innovativi a temi ambientali, che possono affermarsi solo con un forte movimento di opinione. I tempi previsti sono sufficientemente lunghi per fornire osservazioni che potrebbero integrare il lavoro, peraltro di alto livello, effettuato dallo staff tecnico dell'Autorità di Bacino del Serchio. Rimane tuttavia paradossalmente un problema di fondo: la scarsa partecipazione dei portatori di interessi comuni e il modesto dibattito sui vari temi trattati. Segno che ancora, almeno per l'area geografica in questione, non sono maturi i tempi per una coscienza ambientale al passo con le direttive europee.

⁸ Cenni M., 1999. *Le azioni dei Progetti: Life Natura '97 "Risanamento del Massaciuccoli, sito elettivo del tarabuso" e Life-Natura '99 "Massaciuccoli 2ª fase: riduzione dei sedimenti e biomanipolazione"*. Il risanamento del Lago di Massaciuccoli. Ente Parco Migliarino S. Rossore Massaciuccoli - ARPAT: p. 242-254.

⁹ PAA/QE (Penny Anderson Associates/Quest Environmental), 1997. *Control of nutrient enrichment through the management of agricultural run-off*. Relazione al Parco Naturale Migliarino San Rossore Massaciuccoli.

³ http://www.autorita.bacinoserchio.it/pianodigestione/formazione_del_piano/piano_di_gestione_adottato/allegati_al_piano (ultimo accesso 16/05/2015)

⁴ http://www.autorita.bacinoserchio.it/files/pianodigestione/integrazioni_vas/parere-finale-VAS.pdf (ultimo accesso 15/05/2015)

⁵ <http://www.autorita.bacinoserchio.it/files/pianodigestione-agg/partecipazione/forum2/Presentazione-Silvestri-S-Niccolo.pdf> (ultimo accesso 15/05/2015)

⁶ Cenni M., 1992. *Linee guida per la formazione di progetti di risanamento del Lago di Massaciuccoli*. Eutrofizzazione del Lago di Massaciuccoli, Parco Naturale Migliarino S. Rossore Massaciuccoli, Pacini Editore, Pisa: p. 181-198.

⁷ Cenni M., 1997. *Gli interventi per il risanamento del lago di Massaciuccoli e del suo padule*. Lago di Massaciuccoli 13 ricerche finalizzate al risanamento. Parco Naturale Migliarino S. Rossore Massaciuccoli, Editrice Universitaria Felici, Pisa: p. 389-410.

RECENSIONI

Corradino Guacci

La Transumanza. Uomini e lupi nella Capitanata del XIX secolo. Ed. TEMI, Trento, 2013, 296 pp., illustrato, 20 €

Fra tutte le specie della fauna italiana, il lupo è una delle più affascinanti: ha visto nascere la città di Roma, ha una "vita" avventurosa che si svolge prevalentemente all'agguato nei boschi e nelle praterie, è intelligente nella caccia alle prede, è esteticamente perfetto, è stato amato da San Francesco d'Assisi, è stato perseguitato in tutti i modi, negli anni '60 era giunto all'orlo dell'estinzione, negli anni '80 si è ripreso a seguito dei provvedimenti di tutela, oggi è arrivato nuovamente sulle Alpi dove mancava da oltre 100 anni.

Il Dott. Corradino Guacci, naturalista e storico molisano, ha dedicato al lupo dell'Appennino (*Canis lupus italicus* Altobello, 1921) questo libro, che va ad aggiungersi a molti altri libri sul lupo pubblicati recentemente, ma che si distingue nettamente da essi per l'impostazione e per la straordinaria documentazione che contiene.

Il lupo possiede un grande interesse faunistico ed ecologico per il ruolo che svolge in natura, infatti si trova all'apice delle catene alimentari delle foreste e delle praterie dell'emisfero boreale. Estintosi da molto tempo nella zona del Parco Nazionale di Yellowstone, vi è stato reintrodotta da pochi anni con individui importati dal Canada; subito ha ripreso la predazione dei grandi erbivori come i wapiti, che –senza controllo biologico– avevano finito per ridurre moltissimo e in certe zone addirittura ad eliminare quasi del tutto alcune



specie arbustive e arboree, come il pioppo tremuloide, le cui foglie sono molto appetibili agli erbivori, ristabilendo così gli equilibri originali che sembravano interrotti per sempre.

Sulle Alpi oggi sopravvive soltanto qualche traccia di antiche paure per il lupo, ma sull'Appennino il ricordo del passato è ancora vivo. Ciò è dovuto alla transumanza, in grazia della quale le greggi a primavera risalivano dai pascoli invernali delle Puglie a quelli estivi del Molise e dell'Abruzzo, per ripercorrere l'itinerario inverso a settembre. Era uno spostamento di animali e di uomini che avveniva lungo le vie erbose dei tratturi; ma i lupi, di macchia in macchia, di bosco in bosco, migravano pure loro e seguivano le greggi da cui prelevavano, ogni tanto, qualche pecora. La migrazione periodica delle greggi avveniva anche dall'Appennino verso la campagna romana e la maremma; molte greggi partivano dall'Appennino Umbro-Marchigiano per la ma-

remma e nel castello di Miemo (Livorno), di proprietà della famiglia Baldacci, sono conservati due lupi impagliati catturati nei dintorni.

In questo libro l'Autore ha raccolto notizie sulla transumanza dall'Abruzzo-Molise al Tavoliere di Foggia e sui lupi uccisi lungo gli antichi itinerari. Ne è risultata un'opera ricca di dati e di grande interesse da due punti di vista: storico, perché in essa vengono rievocati stili di vita e abitudini oggi scomparse, e faunistico, per le notizie sull'ecologia e sull'etologia del lupo, aspetti peraltro strettamente collegati e impossibili da separare.

L'opera di Corradino Guacci si divide in due parti: la prima parte ha un carattere descrittivo e comprende vari capitoli il cui interesse già si evince dall'elenco dei temi trattati: paesaggio storico e naturale della Capitanata, lupi e transumanza, tratturi, luoghi del lupo (con un elenco di zoonimi derivati dal lupo), circostanze delle catture e protagonisti, incentivi per la caccia ai lupi (la taglia), valenza economica dei premi, armi e tecniche, lupari.

Questa parte costituisce la necessaria premessa della seconda, che è un lungo regesto di lupi uccisi negli anni dal 1819 al 1912. Sono riportate 1404 pratiche di pagamento premi per un totale di oltre 2500 lupi uccisi o catturati, un numero molto elevato anche se rapportato ad un periodo di quasi 100 anni, corrispondente a più di 25 lupi all'anno. Da questo dato si può anche dedurre che la densità del lupo nel territorio era molto alta. Per ogni cattura sono riportate molte notizie pazientemente ricercate e ritrovate dall'Autore nell'Archivio

di Stato di Foggia: località e anno di uccisione, circostanze dell'uccisione o della cattura, verifiche sulle effettiva appartenenza alla specie, pratiche necessarie per la riscossione della taglia, nome degli uccisori, che sovente erano i "lupari", persone esperte e appositamente pagate dai possidenti delle greggi per tenere lontani ed eliminare i lupi. Ma, si dice, i lupari lasciavano sempre sfuggire qualche lupo per non rimanere senza lavoro l'anno dopo...

Corradino Guacci ha al suo attivo molte iniziative relative alla storia naturale molisana, ha provveduto alla ristampa delle opere di Giuseppe Altobello, diventate sempre più rare e di difficile consultazione, ne ha valorizzato la figura e

l'attività scientifica con biografie che si basano su documenti di cui nulla si sapeva e da lui di recente scoperti. Già direttore dell'Istituto di studi storici del Molise "Vincenzo Cuoco", nel marzo 2011 ha fondato la Società di Storia della Fauna "Giuseppe Altobello", di cui attualmente è presidente, associazione che già si è imposta in campo nazionale con proposte del tutto nuove e con varie iniziative.

Questo libro è un'opera che ci permette di conoscere le condizioni ambientali e faunistiche durante il 1800 nel versante adriatico della penisola, oggi non più esistenti a causa delle grandi trasformazioni ambientali e sociali avvenute; i pascoli invernali della Puglia sono scomparsi (al

loro posto si estendono campi di frumento a perdita d'occhio) e altrettanto si può dire per i boschi di pianura e di collina, l'ultimo lembo di pascoli del Tavoliere di Foggia, che si estendeva per circa 300 ettari attorno alla Madonna dell'Incoronata, è stato recentemente dissodato e rimboschito con specie estranee, il tutto con finanziamenti stanziati per scopi conservazionistici. Il lupo – invece – sopravvive ancora, ma soltanto sulle catene montuose dell'interno: in pianura ne rimane la memoria storica, sulla montagna la presenza viva e coinvolgente, che rende l'Appennino più ricco e più prezioso rispetto a quelle montagne ove il lupo non c'è più.

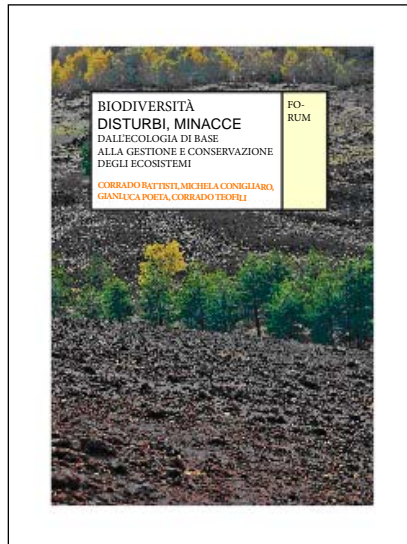
Franco Pedrotti (al

Battisti C., Conigliaro M., Poeta G., Teofili C., 2013.

Biodiversità, disturbi, minacce. Dall'ecologia di base alla gestione e conservazione degli ecosistemi.

Forum editrice universitaria udinese, Udine, 2013, 238 pp., 26,50 €.

Gli effetti delle attività umane sono evidenti su una larga parte del nostro Pianeta. Alcune aree geografiche, come quella mediterranea, sono state caratterizzate da una presenza pervasiva e millenaria dell'uomo che, unitamente agli agenti di cambiamento di origine naturale (i *disturbi* propriamente detti), ha plasmato pesantemente il paesaggio e gli ecosistemi naturali attraverso processi, storici e recenti, caratterizzati da diversa modalità, estensione ed intensità. Tali eventi di origine antropica si definiscono *minacce* nel momento in cui interferiscono con la struttura e le dinamiche di *componenti* e *sistemi ambientali*, appunto minacciandone l'integrità.



Gli operatori e i professionisti che lavorano alla gestione degli ambiti di rilevanza naturalistica (aree protette, siti Natura 2000, ecc.) si pongono una serie di obiettivi e sviluppano specifiche strategie e azioni finalizzate alla conservazione di determinati *target*, ovvero di specifiche componenti ambientali alle quali è stato assegnato un valore dalla comunità

scientifico e dagli strumenti normativi. Essi hanno la necessità di inquadrare il complesso sistema territoriale utilizzando una serie di metodi, approcci, strumenti, sia concettuali sia operativi, atti a comprendere i fenomeni che si manifestano nel sito.

Questo testo vuole proporsi come un documento introduttivo ai temi dell'ecologia del disturbo e dell'analisi delle minacce, fornendo concetti e approcci schematici, utili in condizioni operative a tutti coloro che lavorano in siti o ambienti territoriali sottoposti all'azione trasformatrice dell'uomo. Ricercatori, professionisti e operatori delle aree protette nonché tutti coloro che lavorano nel settore ambientale potranno trovare spunti e suggerimenti per scegliere modalità e approcci da porre in atto in presenza di situazioni di conflitto tra componenti naturali e attività, opere o eventi di origine antropica. Il volume è anche indirizzato agli studenti dei corsi di ecologia applicata, gestione degli ecosistemi,

pianificazione del territorio e valutazione di impatto ambientale dato che affronta una serie di argomenti che rientrano nei programmi di questi corsi afferenti alle arene disciplinari della ecologia di base e dell'ecologia del disturbo.

Il testo è articolato in due parti: una prima incentrata sull'inquadramento teorico-disciplinare dell'ecologia del disturbo, e una seconda dedicata all'analisi delle minacce di derivazione antropica.

Sono trattati in particolare i temi relativi alla nomenclatura standard delle minacce di origine antropica, alla definizione delle relazioni causali tra questi eventi di origine antropica e le componenti ambientali individuate come *target* di conservazione, alla quantificazione speditiva (*a grana grossa - coarse-grained*) dei regimi di minaccia e del loro impatto sulle differenti componenti ambientali, facilitando così la comparazione

tra eventi gerarchicamente differenti e, quindi, la definizione di priorità nelle strategie di gestione e conservazione. Il testo è, inoltre, corredato da numerosi contributi di specialisti (Acosta, Battistoni, Bettini, Bulgarini, Causarano, Cerfolli, D'Antoni, Dell'Aversano, Di Marco, Fanelli, Malcevschi, Marccone, Marini, Marotta, Morri, Petrella, Pollutri, Ranchelli, Romano, Rondinini, Santolini, Zullo) che hanno affrontato, secondo ottiche e prospettive differenti, i temi relativi ai concetti di disturbo, minaccia, stress, pressione e impatto. Ulteriori box di approfondimento corredano il testo e, alla fine, un glossario riporta le definizioni di una serie di termini tecnici.

La gestione del territorio e la definizione di azioni dirette alla conservazione di determinati target o alla eliminazione o mitigazione di determinate minacce antropiche necessita di conoscen-

ze interdisciplinari, spesso appannaggio di gruppi eterogenei di professionisti. Questo testo è, pertanto, indirizzato (e dedicato) alle nuove generazioni di *conservation practitioners*, ovvero di ecologi applicati di diversa estrazione culturale (naturalisti, biologi sperimentali e di campo, forestali, agronomi e dottori in scienze ambientali, pianificatori, ingegneri ed economisti ambientali, ma anche sociologi, psicologi, storici, antropologi, geografi) che devono necessariamente confrontarsi tra loro per individuare e comparare le criticità territoriali di sistemi ecologici complessi per promuovere azioni efficaci. Accanto a un rigoroso approccio analitico, è necessario che questi professionisti adottino, con umiltà, una visione olistica e trasversale, necessaria alla interpretazione delle complesse relazioni tra mondo naturale e sfera antropica.

Roberto Mazzoni della Stella,
Francesco Santilli.

La gestione faunistica e venatoria del fagiano.

Ed. Geographica, Teggiano (SA),
2013, 24 €.

Un libro concepito per affrontare i difficili problemi di gestione del fagiano, una specie oggi in grande difficoltà ecologica, che segnaliamo per un approccio che, nel contempo, migliora gli habitat. Il libro, una "summa" degli accorgimenti per aumentare il benessere e la consistenza delle popolazioni selvatiche di fagiano, si propone di fornire ai soggetti coinvolti a vario titolo nella gestione faunistica e venatoria del fagiano indicazioni pratiche, frutto delle avanzate esperienze gestionali condotte dagli autori, nell'arco di oltre venti anni di lavoro, in Toscana. Sono



spiegate in dettaglio le tecniche di realizzazione di specifici e variegati miglioramenti ambientali volti ad aumentare tanto i siti di nidificazione per le fagiane quan-

to l'offerta di cibo per gli adulti e soprattutto per i pulcini; le modalità ed i periodi di foraggiamento intensivo finalizzato a migliorare la produttività delle femmine; i suggerimenti per un controllo selettivo e razionale dei predatori per prevenire le perdite del periodo riproduttivo, le indicazioni per realizzare strutture di allevamento semi naturale e di corretto ambientamento dei soggetti allevati in cattività. La gestione faunistica e venatoria condotta nel rispetto di tali criteri razionali ha infatti ampiamente dimostrato di essere in grado di riportare le popolazioni di selvaggina ed in particolare di fagiano, a livelli di assoluta eccellenza. Non c'è infatti difficoltà che non possa essere affrontata e risolta seguendo con la necessaria razionalità e costanza criteri scientifici di gestione.

Manoscritti. I lavori (in italiano o inglese) proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali*, accompagnati dalla dichiarazione che l'articolo non è già stato pubblicato né sottoposto ad altro editore, vengono sottoposti a *referee*. Compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti paragrafi: Introduzione, Materiali e metodi, Risultati, Discussione, Conclusioni, Ringraziamenti (opzionale), Bibliografia. Le rassegne (*review*) possono essere strutturate diversamente, a discrezione dell'autore. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione per essere pubblicato, in forma sintetica, nella sezione *Informazione & Documentazione*. Quest'ultima, essendo finalizzata a favorire la circolazione di informazioni, idee ed esperienze, accoglie anche lavori che non soddisfano interamente i requisiti dei *Lavori originali* e che, perciò, non sono sottoposti a *referee*.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e, se possibile, conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli autori. Di ogni autore (contrassegnato da un richiamo numerico) deve essere riportato l'indirizzo postale completo dell'Istituto nel quale è stato svolto lo studio. Il nome dell'autore referente per la corrispondenza con i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono e dall'indirizzo di posta elettronica; tramite quest'ultimo verranno inviate le bozze per la correzione.

Riassunto, parole chiave, titolo inglese, abstract e key words sono richiesti per tutti gli articoli. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere la sperimentazione, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave (massimo 5), separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un *abstract* (massimo 250 parole), seguiti dalle *key words* separate da una barra obliqua.

Figure e tabelle. Le figure, con la relativa didascalia e numerate con numeri arabi, possono essere inserite direttamente nel testo. Le tabelle devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legenda e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, cioè comprensibili anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 8 cm (una colonna) o 17 cm (due colonne). Non inviare carte, tavole o grafici a colori senza essersi accertati che la loro stampa in bianco e nero assicuri comunque l'agevole riconoscibilità delle diverse sfumature o retinature. Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici. **Importante:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file DOC non sono sufficienti per la realizzazione tipografica (comportano una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione); è perciò necessario **inviare sempre i grafici e le figure anche come file indipendenti**.

Bibliografia. Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Per la formattazione e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

Dutton I.M., Saenger P., Perry T., Luker G., Worboys G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, **4**: 57-73.

Hellawell J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.

Pulliam H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.

Corbetta F., Pirone G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. *"I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali"*, Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Gli articoli devono essere inviati in formato digitale a biologia.ambientale@cisba.eu. Qualora le eccessive dimensioni dei file non ne consentano l'invio per posta elettronica, inviare i singoli file in messaggi separati, oppure scrivere una e-mail alla redazione che metterà a disposizione un altro servizio di consegna (es. via FTP).

Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti dei *Lavori originali* saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici (*referee*); l'autore indicato come referente per la corrispondenza sarà informato delle decisioni dalla redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buona lingua (italiano o inglese), evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I **nomi scientifici** delle specie devono essere in corsivo e, alla loro prima occorrenza, scritti per esteso e seguiti dal nome dell'autore, anche abbreviato (es. *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758, oppure *Arvicola terrestris* L.). Nelle occorrenze successive, il genere può essere sostituito dalla sola iniziale e il nome dell'autore può essere omissso (es. *A. terrestris*). Per i **nomi volgari** dei generi e delle specie usare l'iniziale minuscola (es. l'arvicola, l'arvicola terrestre); per le categorie tassonomiche superiori al genere usare l'iniziale maiuscola quando sono intese in senso sistematico (es. sottofamiglia Arvicolinae, fam. Muridae o Muridi), mentre quando sono intese nel senso comune è preferibile usare l'iniziale minuscola (es. i mammiferi, i cladoceri, le graminacee).

La redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli autori. Le opinioni espresse dagli autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze, estratti, anteprima di stampa. Le bozze di stampa saranno inviate all'autore indicato come referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una correzione molto accurata e al nuovo invio alla redazione entro 5 giorni lavorativi; trascorso tale periodo, il lavoro può essere pubblicato con le sole correzioni dell'editore. All'autore referente per la corrispondenza sarà inviato il numero della rivista e, tramite posta elettronica, il file dell'articolo in formato PDF (a colori, qualora lo sia l'originale), utilizzabile per la diffusione telematica e per riprodurre il numero desiderato di estratti a stampa. A revisione ultimata, in attesa della stampa, l'autore può liberamente diffondere l'anteprima dell'articolo che riceverà dalla redazione.

Formato dei file. Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file va inviato in formato Microsoft® Word (preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale) o Rich Text Format (*.RTF). I grafici saranno stampati in bianco e nero; per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Microsoft® Excel) al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato *.TIF; quelli delle fotografie preferibilmente in formato *.JPG (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm). Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. Per chiarimenti tecnici contattare Giuseppe Sansoni (tel. 0585 841592, biologia.ambientale@cisba.eu).

Foto di copertina. Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, **gli autori possono inviare una o più foto candidate alla copertina della rivista** (complete di una breve didascalia, dell'anno e del nome dell'autore della foto stessa e preferibilmente attinenti al lavoro presentato). La redazione si riserva di scegliere, tra le foto pervenute, quella ritenuta più adatta al numero in uscita.

Biologia Ambientale

volume 29

numero 1 • giugno 2015

Poste Italiane s.p.a. - Spedizione in abbonamento postale - D.L. 353/2003
(conv. in L. 27/02/2004 n. 46) art. 1, comma 2, DCB - Reggio Emilia

SOMMARIO

Lavori originali

- 3 Paganelli D., Sconfietti R., Venzaghi I. - **Caratterizzazione idromorfologica ed ecologica delle aree umide golenali del fiume Ticino a Pavia (Lombardia, Italia) e ipotesi di gestione**
- 15 Ercolini P. - ***Anodonta (Sinanodonta) woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia, Unionidae), nel comprensorio di bonifica idraulica della Versilia (Toscana nord-occidentale)**
- 21 Moretti C., Ragni B. - **Strade e mortalità faunistica: un caso di studio in Umbria**
- 37 Lai G.G., Padedda B.M., Wetzel C.E., Lugliè A., Sechi N., Ector L. - **Valutazione della qualità ambientale della sorgente carsica Su Gologone (Sardegna centro-orientale) mediante l'impiego delle diatomee epilittiche: primi risultati**
- 47 Mossino S., Piano E., Bona F., Falasco E. - **Diatomee nei corsi d'acqua mediterranei: prelevo dove devo?**

Informazione & documentazione

- 57 Azzoni R. - **Black List di specie esotiche invasive: un percorso interrotto**
- 62 De Bonis S., Giorgio A., Sirignano F., Di Donato S., Di Placido F., Guida M. - **Presenza di *Silurus glanis* Linnaeus, 1758, nel bacino del fiume Volturno (Campania)**
- 68 Dutto M. - **Indagini sulla presenza di *Agrilus viridis* (Linnaeus, 1758) (Coleoptera, Buprestidae) in giovani impianti di nocciolo (*Corylus avellana* Linnaeus, 1753) in aree a bassa densità di corileti**
- 71 Ercolini P., Cenni M. - **Prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) nelle acque del fiume Serchio (Lucca)**
- 75 Baldaccini G.N. - **La partecipazione pubblica ai Piani di gestione delle acque e del rischio alluvioni dell'Autorità di bacino del Serchio**
- 78 **Recensioni**