



Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

rivista del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale

volume 35

dicembre 2021





Biologia Ambientale

ISSN 2611-5182

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 35, 2021
Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

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

DIRETTORE RESPONSABILE: **Pietro Genoni**

RESP. DI SEGRETERIA: **Roberto Spaggiari**

REDAZIONE (biologia.ambientale@cisba.eu):

Giuseppe Sansoni

Rossella Azzoni

Gilberto N. Baldaccini

Francesca Bona

Giovanni Damiani

Raffaella Zorza

Comitato Scientifico

Natale Emilio BALDACCINI

già Ordinario di Etologia, Università di Pisa

Roberto BARGAGLI

Dip. di Scienze Fisiche, della Terra e dell'Ambiente, Università di Siena

Corrado BATTISTI

Stazione di ricerca LTER 'Torre Flavia', Roma

Marco CANTONATI

Sezione di Limnologia e Algologia, MUSE Trento

Annalaura CARDUCCI

Dip. Biologia, Università di Pisa

Stefano FENOGLIO

DISIT, Università Piemonte Orientale, Alessandria

Silvana GALASSI

già Ordinario di Ecologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

già Ordinario di Ecologia, Università Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze della Vita, Università di Siena

Lucio LUCADAMO

Dip. BEST, Università della Calabria

Sergio MALCEVSKI

già Dip. di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università di Pavia

Laura MARZIALI

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio, Monza e Brianza

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Università di Padova

Roberto ROMI

già primo ricercatore dell'Ist. Superiore di Sanità, Dip. Malattie Infettive, Roma

Nico SALMASO

Fondazione Edmund Mach, Istituto Agrario di S. Michele all'Adige, Trento

Luciano SANTINI

già Ordinario di Entomologia agraria, Università di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

già Associato di Fitogeografia ed Ecologia Vegetale, Università di Pisa

Mariacristina TORRISI

ARPA Marche, Dipartimento di Ancona

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

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

Pierluigi VIAROLI

Dip. di Sc. Chimiche, della Vita e della Sostenibilità Ambientale, Univ. Parma

Luigi VIGANÒ

CNR-IRSA Istituto di Ricerca sulle Acque, Brugherio, Monza e Brianza

Sergio ZERUNIAN

già Corpo Forestale dello Stato, UTB di Fogliano, Latina

Aldo ZULLINI

già Ordinario di Zoologia, Università Milano Bicocca

Biologia Ambientale pubblica articoli su temi che riguardano le connessioni tra le scienze biologiche e la protezione dell'ambiente, con particolare attenzione ai 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. È composta da tre rubriche: *Esperienze*, per resoconti, dibattiti, note tecniche e opinioni su varie tematiche della biologia ambientale, nonché sintesi di lavori già pubblicati; *Cronaca Ambiente*, per servizi e inchieste che riguardano svariati comparti ambientali, temi della sostenibilità ambientale, interviste a persone che lavorano per l'ambiente e divulgazione di buone pratiche; *Recensioni*, per segnalazioni ragionate di testi di particolare interesse o attualità per la biologia ambientale.

Biologia Ambientale è la rivista dedicata 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. n- 5 Poste San Maurizio 42122 Reggio Emilia*
Segretario: *Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; 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 35
Dicembre 2021

SOMMARIO

Un ricordo di Eugenio Carlini

LAVORI ORIGINALI

- 3-10 Brusco A., De Bonis S., Giorgio A., Marchianò R. - **Presenza del granchio blu (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) nella Riserva naturale regionale Foce del fiume Crati**
- 11-23 Siligardi M., Zanetti M., Macor A. - **Servizi ecosistemici dell'ambiente fluviale: una proposta di valutazione**
- 24-43 Bodon M., Costa S., Riso A.M., Morchio F. - **Specie aliene nei corsi d'acqua della Liguria: influenza sui risultati degli indicatori biologici e proposta di un indice di alloctonia. Parte 1 - Presupposti e costruzione dell'indice**
- 44-81 Bodon M., Costa S., Riso A.M., Morchio F. - **Specie aliene nei corsi d'acqua della Liguria: influenza sui risultati degli indicatori biologici e proposta di un indice di alloctonia. Parte 2 - Applicazione dell'indice**

ESPERIENZE

- es 1-11 Battisti C., Perchinelli M., Polinori A. - **Un 'diario degli eventi' a supporto delle azioni di conservazione di uccelli caradridi in un'area costiera: storicizzazione delle esperienze, lezioni apprese e analisi SWOT**
- es 12-17 Della Bella V., Natali M., Tricarico E. - **Prima segnalazione in Umbria del gambero della California *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), specie esotica invasiva di interesse unionale**
- es 18-26 Marino A., Doretto A., Falasco E., Ridolfi L., Fenoglio S., Bona F. - **Gli invasi ad uso idroelettrico del Piemonte: normativa per una gestione sostenibile**
- es 27-34 Camerini G., Masanta M. - **Impatto dell'inquinamento luminoso sugli Artropodi: analisi di casi di studio**
- es 35-46 Padula R. - **Caratterizzazione morfologica e anatomica della ninfea bianca (*Nymphaea alba* L.) nel Lago Trasimeno (Umbria)**

CRONACAMBIENTE

- ca 1-4 Arnaud E. - **Un'ape allevata, moltissime api selvatiche**
- ca 5-7 Azzoni R. - **Nuove rotte fra i ghiacci dell'Artico**
- ca 8-11 Spaggiari R. - **Il lato sporco dell'esplorazione spaziale**

RECENSIONI

- rec 1-2 EEA. - **Contaminants in Europe's seas. Moving towards a clean, non-toxic marine environment.**
- rec 2-3 EEA - **Nutrient enrichment and eutrophication in Euro pe's seas. Moving towards a healthy marine environment**

Foto di copertina

Specie aliene (foto riportate in senso orario: ultima al centro).

1) *Girardia tigrina*, T. Bisagno (GE), 2021. 2) *Didymosphenia geminata*, T. Aveto (GE), 2009. 3) *Dreissena polymorpha*, L. Superiore (MN), 1978. 4) *Xanthium italicum*, F. Metauro (PU), 2021. 5) *Amorpha fruticosa*, F. Magra (SP), 2009. 6) *Physella acuta*, T. Lavagna (GE), 2021. 7) *Potamopyrgus antipodarum*, T. Lavagna (GE), 2021. 8) *Dikerogammarus villosus*, F. Arno (FI), 2021. 9) *Solidago gigantea*, L. di Ortiglieto (GE), 2006.

Foto 1, 6, 7 di Sara Costa; 2, 3, 4, 5, 9 di Marco Bodon; 8 di Simone Cianfanelli.



Nel mese di dicembre 2021, dopo alcuni mesi segnati dalla speranza di un ritorno alla vita, per la famiglia e per tutti noi, è mancato Eugenio Carlini.

Eugenio è stato Socio fondatore e Consigliere del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale e istruttore dei corsi CISBA sul mappaggio biologico di qualità dei corsi d'acqua per molti anni.

Il professor Pier Francesco Ghetti ha scritto per noi un toccante ricordo.

Un ricordo di Eugenio Carlini

Un vecchio zoologo mi raccontava che i tassonomisti si dividono in due categorie: quelli d'istinto e quelli cerebrali. Quelli d'istinto hanno una attitudine innata nel voler classificare e catalogare qualsiasi cosa: dalle etichette delle bottiglie di vino ai coleotteri.

A mio parere Eugenio apparteneva alla prima categoria; bastava osservarlo mentre classificava i macroinvertebrati raccolti nei fiumi che frequentava, per lavoro e per piacere, o mentre catalogava le piante dell'Orto botanico di Genova, dove da pensionato faceva il volontario.

Mi sono fatto l'idea che la sua mente fosse costruita in modo non molto diverso da quell'enorme e intricato impianto di scaffali, contenenti quasi tutte le specie di piante e di animali, che Linneo aveva messo in piedi utilizzando la nomenclatura binomia.

Solo che negli scaffali di Eugenio non c'erano solo le piante e gli animali, ma anche una infinità di altri interessi che spaziavano, solo a titolo di esempio, dalle canzoni popolari ai discorsi di Nenni. Non faceva infatti mistero di essere stato un solido socialista della prim'ora. A conferma bastava aver ascoltato qualche suo racconto sull'organizzazione del lavoro e sugli scioperi dei camalli del porto di Genova, oppure le contraddizioni nel mondo degli anarchici genovesi.

E sono in grado di provare tutto ciò che ho scritto.

Durante la prima settimana di settembre, per oltre un ventennio, ho avuto il piacere di seguire Eugenio, assieme ad un'altra decina di personaggi non da meno, mentre lavorava al microscopio stereoscopico, proprio davanti alla mia cattedra, con a fianco i suoi due allievi.

Era il docente ideale: competente, tranquillo, empatico. Non sbagliava mai e comunque, per ogni evenienza, non si faceva scrupolo di controllare i suoi risultati con quelli degli altri colleghi, in particolare i più affidabili.

Di fatto il suo giudizio finale corrispondeva quasi sempre con la media dei giudizi degli altri istruttori, con sua grande soddisfazione e anche quella del suo 'guru' in fatto di indici di qualità (termine da lui coniato per indicarmi).

Si prendeva solo una piccola pausa a metà pomeriggio per un bianco dalla vecchina, accompagnato da un esperto fine bevitore piemontese.

Per quanto riguarda invece la certificazione sulla sua cultura enciclopedica, ho avuto l'occasione di verificarla quando gli ho chiesto la cortesia di leggermi le bozze del mio ultimo giallo 'La radice del diavolo'. E quale non fu la mia sorpresa quando constatai che Eugenio non solo si preoccupava di verificare quanto avevo scritto, ma lo arricchiva in ogni parte con suggestioni, aneddoti, brani di antiche canzoni e quant'altro. A questo punto avrei avuto materiale per scrivere anche un altro libro. Tuttavia ciò che più mi aveva colpito era che i suoi interessi spaziavano nei campi più diversi, risalendo alle fonti e collegando i fatti più disparati.

Ma Eugenio era, prima di tutto, un uomo buono e oggi lo posso solo immaginare mentre passeggia lungo i pascoli del cielo, fra colline di marzapane, con i lunghi stivali rigirati e con in mano un retino d'oro per catturare delle Perle e altre larve preziose. L'Acheronte, il Lete e il Cocito sono ora i suoi fiumi e gli orti e le case delle ninfe le sue dimore.

Eugenio resterà sempre nel nostro ricordo per la sua ironia contagiosa e per l'eterno disincanto.

Riposa in pace caro amico.

Pier Francesco Ghetti

Presenza del granchio blu (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) nella Riserva naturale regionale Foce del fiume Crati

Agostino Brusco¹, Salvatore De Bonis^{2*}, Antonella Giorgio², Roberto Marchiano¹

¹ Riserve naturali regionali Lago di Tarsia e Foce del fiume Crati. Palazzo Rossi, via Garibaldi n. 4 – 87040 Tarsia (Cs)

² Agenzia Regionale per la Protezione Ambientale del Lazio. Via Giuseppe Saredo n. 52 – 00173 Roma

* Referente per la corrispondenza: salvatore.debonis@arpalazio.gov.it

Pervenuto il 19.7.2020; accettato il 8.1.2021

RIASSUNTO

Il Granchio blu (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) si sta espandendo molto velocemente in tutta la penisola, a partire dalla sua prima segnalazione in Italia del 1949. Con questa nota si intende segnalare la presenza di *C. sapidus* nelle acque dei due laghetti retrodunali presenti nella Riserva naturale regionale “Foce del fiume Crati”.

PAROLE CHIAVE: specie aliene / Decapoda-Brachyura / monitoraggio

ABSTRACT

Callinectes sapidus Rathbun, 1896 is spreading rapidly since its first reporting in Italy (1949). Authors point out the presence of *C. sapidus* in the waters of the two back dune lakes located in the Regional Nature Reserve “Foce del Fiume Crati” (Calabria, Italy) in 2019 and underline the need to carry out measures to prevent the subsequent uncontrolled spread of the species in neighboring territories.

KEY WORD: alien species / Decapoda-Brachyura / monitoring

INTRODUZIONE

Negli ultimi anni nel Mediterraneo si è avuto un grande incremento di specie aliene, animali e vegetali. Degna di nota è la rilevante presenza di crostacei alloctoni; infatti nel 2014 Nunes *et. al.*, hanno censito nelle acque del Mediterraneo circa 242 specie di nuova introduzione.

Il genere *Callinectes* (Stimpson, 1860) appartenente all’Ordine Decapoda ed alla Famiglia Portunidae, comprende 15 specie di crostacei marini, originarie dell’Oceano Atlantico (WoRMS-World Register of Marine Species)¹. La specie *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896,

comunemente nota come granchio blu, si è ampiamente diffusa negli ultimi anni al di fuori del suo areale di distribuzione nativo nel Mar del Nord, Mar Baltico, Mar Nero, Mediterraneo e Mar Giallo.

La specie è stata segnalata la prima volta in Europa lungo le coste atlantiche della Francia (Bouvier, 1901). A seguire è stata segnalata lungo le coste olandesi (Hartog e Holthuis, 1951) e danesi (Wolff, 1954), in Israele (Holthuis e Gottlieb, 1955), in Turchia e nei Balcani (Holthuis, 1964), Libano (Shiber, 1981), Mar Nero (Monin, 1984), Egitto (Abdel-Razec, 1987), nel Mar Egeo (Enzenroß *et al.*, 1997) e lungo le coste Portoghesi (Castejón e Guerao, 2013; Ribeiro e Veríssimo, 2014).

1) www.marinespecies.org

In Italia le prime segnalazioni si hanno a partire dal 1949, in seguito al rinvenimento di alcuni esemplari inizialmente attribuiti per errore alla specie *Neptunus pelagicus* nella zona di Grado (Giordani S., 1951). È stata poi segnalata nel Golfo di Genova (Tortonese, 1965), in Sicilia (Cavaliere e Berdar, 1975), nella Laguna di Venezia (Mizzan, 1993) nel 1993 e nel circuito dei Baccini di Ugento (Gennaio *et al.*, 2006). Recentemente la presenza è stata segnalata nel 2013 nella Riserva naturale regionale “Foce del fiume Crati” (Brusco *et al.*, 2013), nell’ambito di uno studio su “*Flora e Fauna Acquatiche della Riserva Foce del fiume Crati*”. Nel corso dei censimenti sono stati rinvenuti unicamente 3 esemplari di piccola taglia; a seguire sono pervenute unicamente segnalazioni di avvistamenti da parte di pescatori locali senza però evidenze documentate. Inoltre, non avendo a disposizione materiale per procedere all’identificazione tassonomica, l’attribuzione degli esemplari alla specie poteva essere solo ipotizzata.

Inoltre altre segnalazioni sono state registrate lungo le coste dell’Adriatico centrale, nelle lagune di Lesina e Varano (Cilenti *et al.*, 2015).

Le acque di zavorra (*ballast water*) ovvero le acque caricate a bordo di una nave per regolarne l’assetto, lo sbandamento, la stabilità e gli stress (International Convention for the Control and Management of Ships’ Ballast Water and Sediments - BWM Convention, 2004)² rappresentano, probabilmente, il principale vettore della diffusione delle larve natanti della specie (Nehring, 2011).

La specie è eurialina ed euriterma, quindi capace di tollerare condizioni estreme di salinità e di vivere entro intervalli molto ampi di temperatura. In quanto onnivori, gli individui della specie si nutrono principalmente di bivalvi, anellidi, avannotti, carogne e piante. Il carapace è ruvido, più largo che lungo e di forma ellittica; può avere colorazione marrone, verde o grigiasta. I maschi misurano al massimo 9 cm di lunghezza e 20 cm di larghezza. Le femmine raggiungono lunghezze inferiori, pari a circa 7,5 cm. Il ventre ha colorazione bianco-azzurra. È distintiva la presenza anteriormente di due denti triangolari prominenti. Lungo il margine antero-laterale sono presenti nove spine acuminate di colore rosso-arancione; la più lunga è diretta verso l’esterno. Le zampe sono allungate ed il primo paio è tramutato in chele. La dimensione delle chele consente la distinzione tra i sessi; sono infatti più grandi nei maschi. I chelipedi sono robusti ed hanno dita blu nel maschio e rosse nelle femmine. Questi sono più lunghi delle zampe locomotorie che a loro volta sono compresse e di colore blu-bianco; la quinta zampa possiede segmenti distali a paletta. L’addome nel maschio ha 3-5 segmenti fusi.

L’accoppiamento avviene in zone lagunari, habitat preferito dagli individui maschi in quanto caratterizzati da salinità inferiori. Le femmine covano le uova in ambienti a maggior salinità (Aguilar *et al.*, 2005), quali le foci degli estuari. Nelle aree oceaniche adiacenti agli estuari le larve continuano il loro sviluppo dallo stadio di zoea fino a quello di megalopa, quando migrano di nuovo verso estuari superiori e lì trascorrono la loro vita³.

La specie ha un elevato impatto ecologico sulle comunità autoctone in quanto è un grande predatore di molluschi, pesci e bivalvi oltre che consumatore di alghe e piante e capace di tollerare ampi intervalli di temperatura e salinità, nonché situazioni di quasi anossia (Williams, 1974; Powers, 1977; Hines *et al.*, 1987). In quanto invasiva, la specie può competere con le popolazioni autoctone per la nicchia ecologica e le risorse (Zenetos *et al.*, 2010; Katsanevakis *et al.*, 2014). Può inoltre essere responsabile dell’alterazione di habitat, delle condizioni idrografiche e della rete trofica o della sostituzione di specie più sensibili fino alla loro scomparsa, con conseguenti ricadute sulla biodiversità (Mancinelli *et al.*, 2017). Oltre agli impatti ecologici, la specie potrebbe trasferire organismi patogeni che, a loro volta, potrebbero avere ripercussioni su molti aspetti sanitari ed economici (Streftaris e Zenetos, 2006; Mancinelli *et al.*, 2013; Garcia *et al.*, 2018; Lycett *et al.*, 2018). Ancora, gli organismi non indigeni invasivi possono provocare una riduzione delle attività di pesca in quanto voraci predatori di uova e larve di pesci (Zenetos, 2009; Perdikaris *et al.*, 2016; Czerniejewski *et al.*, 2019). A tal proposito è ben documentata la predazione su popolazioni autoctone di molluschi e bivalvi (Eggleston, 1990; Yamada e Boulding, 1996).

Lo scopo di questo articolo è di confermare la presenza della specie *C. sapidus* all’interno della Riserva e ZSC Foce del fiume Crati, a seguito di una prima segnalazione negli anni 2012-2013 nell’ambito dello studio “*Flora & Fauna Acquatiche della Riserva Foce del fiume Crati*”, condotto dall’Ente gestore delle Riserve con il supporto scientifico dell’Università degli Studi della Calabria - DiBEST che, però, non ha avuto conferme negli anni a seguire.

AREA DI STUDIO

La Riserva “Foce del fiume Crati” costituisce uno dei più importanti ambienti di transizione della Calabria, un ecosistema particolare che dà vita ad un mosaico di habitat diversi quali canneti, stagni e lagune, isole sabbiose, boschi allagati e ripariali, aree dunali e retrodunali (Fig. 1). Situata in provincia di Cosenza, è stata

2) [https://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships%27-Ballast-Water-and-Sediments-\(BWM\).aspx](https://www.imo.org/en/About/Conventions/Pages/International-Convention-for-the-Control-and-Management-of-Ships%27-Ballast-Water-and-Sediments-(BWM).aspx)

3) Per un’illustrazione del ciclo riproduttivo e dello schema migratorio della specie si veda la figura 16 in Rodrigues *et al.* (2019) in <https://bluecrabfarms.com/introduction/life-and-plight>



Fig. 1. Riserva Foce del fiume Crati, Provincia di Cosenza (Calabria, Italia).

istituita dalla Regione Calabria nel 1990 (L.R. della Calabria n. 52 del 5 maggio 1990 e s.m.i.) e la gestione è assegnata all'Associazione di Protezione ambientale "Amici della Terra". La Riserva è anche Zona Speciale di Conservazione (ZSC) per la Rete Natura 2000, ai sensi della Direttiva Habitat (92/43/CE), Decreto Ministero dell'Ambiente e del Territorio e del Mare 10 aprile 2018. La gestione della ZSC "Foce del fiume Crati" è anch'essa assegnata ad "Amici della Terra".

MATERIALI E METODI

Lo studio è stato condotto nel 2019, dopo numerosi ritrovamenti di resti di carapace nella fascia tampone tra la Riserva ed il Mar Ionio (Provincia Cosenza), dal personale e da collaboratori dell'Ente Riserve. L'area sottoposta ad indagine ricade all'interno dei laghi costieri limitrofi alla foce del Crati (Area A; Fig. 2 e 3) e nella foce stessa (Area B; Fig. 2 e 4). Per le catture è stato utilizzato il protocollo descritto da Nitiratsuwan *et al.*, 2010 con alcune modifiche. Sono state utilizzate complessivamente 8 nasse rettangolari pieghevoli (40x55x25cm), 4 per l'area A e 4 per l'Area B. In entrambi i casi le nasse sono state poste in punti strategici tali da coprire i possibili substrati (Tab. I). Le nasse sono state innescate con pezzi di pesce e poste ad

una profondità di circa 100-150 cm. Per massimizzare l'efficienza di cattura, le nasse sono state messe in pesca per circa 12 ore posizionandole nel tardo pomeriggio e recuperandole il mattino seguente, in quanto la specie è più attiva di notte.

Salpate le nasse, gli individui sono stati estratti con l'ausilio di guanti robusti; infatti ad una prima analisi visiva gli esemplari catturati si presentavano molto vitali, aggressivi e in un buono stato di salute. Nessun



Fig. 2. Aree di campionamento: Area A-Laghi costieri; Area B-Foce del Fiume Crati.



Fig. 3. Laghetti costieri retrodunali (Area A).



Fig. 4. Foce del Fiume Crati (Area B).

individuo mostrava chele o appendici mancanti quindi non si evidenziavano fenomeni di predazione da parte di fauna ornitica (Ardeidi), presenti in gran numero nell'area oggetto di studio. Gli individui sono stati subito sedati con una soluzione di 2-fenossi-etanolo (0,3 mg/L) e fotografati; successivamente sono stati sacrificati aggiungendo alla soluzione una dose letale dello stesso. Gli animali catturati sono stati trasferiti in laboratorio in condizioni refrigerate, dove si è proceduto ad un'accurata analisi morfologica.

Per l'identificazione tassonomica le caratteristiche diagnostiche utilizzate sono state: rapporto lunghezza/larghezza, denti frontali e antero-laterali, lunghezza dei chelipedi e rapporto con le zampe locomotorie (Fig. 5).

Per l'attribuzione dei sessi è stato utilizzato lo schema riportato in Fig. 6 che prende in considerazione la struttura ventrale dell'addome, del torace e del telson.

Tutte le misure di larghezza sono state effettuate misurando all'apice delle spine come mostrato in Fig. 7.

La classificazione proposta da Harding, 2003, basata sulla larghezza del carapace, è stata utilizzata per la suddivisione degli organismi catturati in 3 classi: piccola (<80 mm), media (80-120mm) e grande (>120mm).

Alla fine delle determinazioni gli esemplari sono stati congelati a -20°C e attualmente conservati presso la sede delle Riserve naturali regionali Lago di Tarsia e Foce del fiume Crati.

RISULTATI

Dopo i primi ritrovamenti di carcasse da parte del personale dell'Ente Riserva naturale regionale "Foce del fiume Crati", si è proceduto immediatamente ad approfondimenti con un'attività di monitoraggio e cattura degli individui, mediante l'adozione di adeguate tecniche come sopra descritte. Sono stati censiti in totale 18 individui; 11 esemplari sono stati rinvenuti in corrispondenza dei laghi costieri (Area A), caratterizzati dalla presenza di acque calme e salmastre poco profonde (circa 50-70 cm), con fondo sabbioso e circondate da vegetazione a canneto (*Phragmites australis*). Sette individui sono stati invece catturati con le nasse poste all'interno della Foce (Area B). Nelle stesse aree sono state rinvenute anche delle carcasse.

Gli individui catturati sono sia di sesso maschile che femminile. I maschi presentavano carapace lungo da 90 a 110 mm e largo da 180 a 240 mm (Fig. 8 e 9) mentre gli esemplari di sesso femminile differivano esclusivamente per la lunghezza che raggiungeva al massimo i 95 mm.

Secondo lo schema proposto da Harding *et al.*, 2003 tutti gli individui sono attribuibili alla classe grande perché la larghezza del carapace risulta >120 mm.

La superficie dorsale degli individui analizzati si presentava di colore verde-marrone, con punteggiature bianche localizzate soprattutto nella porzione anteriore.

Tab. I. Coordinate di posizionamento delle nasse e substrati indagati.

Nassa N.	Substrato	Coordinata UTM
N_1A	Sabbia	33 S 630673.25 m Est – 4398557.83 m Nord
N_2A	Sabbia	33 S 630768.00 m Est – 4398504.00 m Nord
N_3A	CPOM	33 S 630803.00 m Est – 4398454.00 m Nord
N_4A	Vegetato-Sabbia	33 S 630865.00 m Est – 4398442.00 m Nord
N_1B	Vegetato	33 S 631008.00 m Est – 4398374.00 m Nord
N_2B	Fango	33 S 631004.00 m Est – 4398306.00 m Nord
N_3B	Fango-Vegetato	33 S 630972.00 m Est – 4398228.00 m Nord
N_4B	CPOM	33 S 631161.00 m Est – 4398108.00 m Nord

La superficie ventrale è invece biancastra. Tutti gli individui presentavano i due denti frontali prominenti e le nove spine antero-laterali con la nona rivolta verso l'esterno (Fig. 9 e 10).

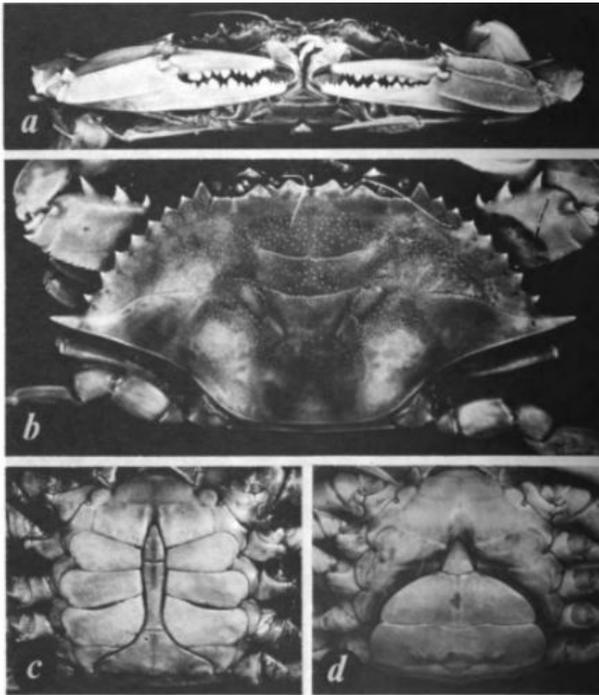


Fig. 5. *Callinectes sapidus* Rathbun, forma tipica. *a.* chele in visione frontale di individuo maschio UNC·IMS 2136, 5 km S Laias, P.R.; *b.* carapace di individuo maschio UNC·IMS 741, North River, Carteret County, N.C.; *c.* addome e sterno di individuo maschio USNM 92452, Wye River, Md.; *d.* addome e sterno di individuo femmina USNM 30567, Cameron, La.; *a* x 0.8; *b* x 1.3; *c* x 0.6; *d* x 0.85 (Immagine da Williams, 1974)

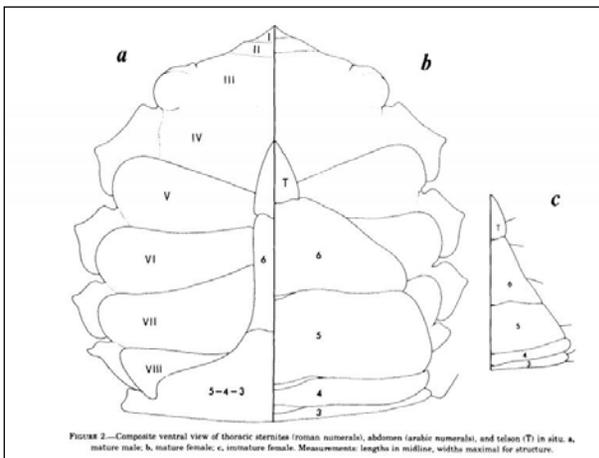


Fig. 6. *C. sapidus*, schematizzazione della visione ventrale: porzioni di torace (numeri romani), addome (numeri arabi) e Telson (T). *a.* individuo maschio; *b.* individuo femmina; *c.* femmina non matura. (Immagine da Williams, 1974).

Alla confermata presenza della specie nella zona dei laghi retrodunali e nella foce stessa si aggiungono le segnalazioni presso gli sbocchi dei canali irrigui dell'area circostante (S. De Bonis *in verbis*; Tab. II). In ciascun ambiente, in corrispondenza delle zone vegetate in cui è ridotta la motilità degli animali, sono stati catturati con l'ausilio di un retino non meno di 5 individui, sottoposti successivamente ad analisi morfologica.

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Il granchio blu rappresenta un'ulteriore specie aliena censita nel territorio della Riserva naturale regionale e ZSC "Foce del fiume Crati" da parte del personale e collaboratori dell'Ente gestore della Riserva "Foce del fiume Crati". Dal 2013 ad oggi si registra una forte espansione della specie in questione, sia in termini numerici che di distribuzione, a dimostrazione delle grandi capacità invasive della specie.

La presenza di questa specie alloctona desta molta preoccupazione per il mantenimento dell'equilibrio

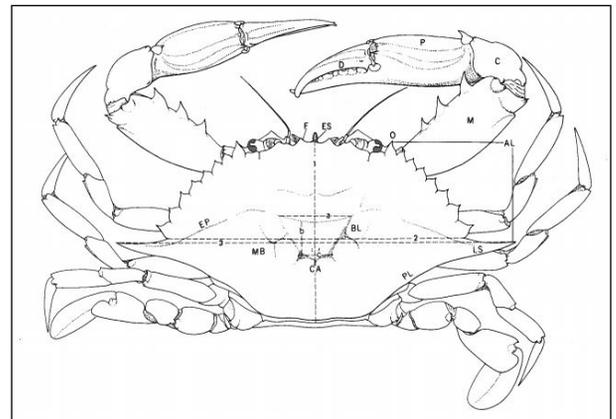


Fig. 7. *C. sapidus*, schematizzazione della visione dorsale di individuo maschio maturo (North Carolina). 3. larghezza del carapace comprensiva della lunghezza delle spine laterali (Immagine da Millikin e Williams, 1984).



Fig. 8. Esemplare di *C. sapidus* in visione dorsale: spine antero-laterali I-VIII (freccia gialla) e IX (freccia verde).



Fig. 9. Particolare dei caratteri diagnostici: punteggiature bianche nella zona anteriore del carapace (freccia bianca), uno dei due denti frontali (freccia azzurra) e spine antero-laterali (freccia gialla).



Fig. 10. *C. sapidus*, esemplare maschio maturo catturato nell'area di indagine (vista ventrale).

ecologico dell'area trattandosi, per come evidenziato dai dati in letteratura, di un crostaceo assai invasivo per le sue caratteristiche di voracità e facilità di adattamento, soprattutto in zone a clima mediterraneo. Essendo specie eurialina ed euriterma, nonché onnivora e predatore opportunisto, potrebbe moltiplicarsi rapidamente e rappresentare un serio pericolo per gli equilibri ecologici del fragile ecosistema di transizione della Foce del Crati, compromettendo la presenza di numerose specie indigene, alcune anche di alto valore conservazionistico. A tal proposito, da parte degli autori, sono in corso

ulteriori studi per valutare la reale densità della specie, con campionamenti mirati e cadenzati.

Come ben noto, la gestione delle specie aliene è molto complicata e necessita di azioni mirate e diversificate che tengano conto sia delle capacità di dispersione dell'invasore che delle caratteristiche spaziali dell'area invasa (Zhang *et al.*, 2020). Tra le possibili azioni da attuare nel caso di specie aliene vi è 1- la rimozione fisica degli individui (se diffusi in aree circoscritte), 2- la riqualificazione degli habitat (se non comporta danno alle popolazioni locali), 3- l'utilizzo della specie per scopi commerciali, 4- l'introduzione controllata di predatori naturali della specie invasiva, 5- l'approccio genetico limitatamente alle specie invasive (Hulme, 2006; Williams e Grosholz, 2008; Giakoumi *et al.*, 2019).

La reale diffusione di *C. sapidus* in Italia è stata solo recentemente valutata e, di conseguenza, le possibili azioni volte ad un controllo della specie sono molto limitate. In bibliografia sono noti alcuni approcci che mirano ad esempio all'utilizzo della specie quale prodotto alimentare (Cascorbi, 2004; Mancinelli *et al.*, 2017) in quanto già diffusa ed utilizzata in regioni occidentali dell'Oceano Atlantico.

In definitiva occorre mettere in atto tutti gli strumenti necessari per un adeguato monitoraggio, ad esempio sensibilizzando i fruitori dell'area a segnalare eventuali avvistamenti e catture, al fine di stimare le dimensioni dell'intera popolazione ed individuare le possibili cause di introduzione. Tali informazioni, congiuntamente a dati relativi alla distribuzione della specie e alle effettive dimensioni della comunità nell'area oggetto di studio, consentirebbero infatti una corretta gestione e mitigazione del fenomeno oltre che del relativo impatto. Quest'ultimo potrebbe essere valutato anche individuando gli effetti sulla flora e la fauna locale. A tale scopo sono in programma ulteriori campagne di monitoraggio anche per confermare la presenza, tra gli esemplari censiti, della "*forma acutidens*", un morfotipo che differisce dalla forma tipica per le spine antero-laterali molto più pronunciate e appuntite (Williams *et al.*, 1974).

Tab. II. Segnalazioni di *C. sapidus* in aree limitrofe a quella in studio.

Comune	Ambiente	Dati GPS	Anno
Villapiana Scalo (Cs)	Canale irriguo	33 S 627590.28 m E - 4407160.82 m N	2019
Villapiana Scalo (Cs)	Canale irriguo	33 S 627448.99 m E - 4406278.75 m N	2019
Villapiana Scalo (Cs)	Canale irriguo	33 S 627293.21 m E - 4404668.26 m N	2019
Villapiana Scalo (Cs)	Canale irriguo	33 S 627311.25 m E - 4403620.47 m N	2019
Laghi di Sibari (Cs)	Sbocco porto	33 S 629311.71 m E - 4399465.42 m N	2018 - 2019
Corigliano Calabro (Cs)	Thurium (spiaggia)	33 S 630801.09 m E - 4395624.59 m N	2018 - 2019
Corigliano Calabro (Cs)	Salicetti (spiaggia)	33 S 630804.26 m E - 4393387.20 m N	2019
Schiavonea (Cs)	Canale irriguo	33 S 631567.16 m E - 4391263.30 m N	2018-2019

BIBLIOGRAFIA

- Abdel-Razec F.A., 1987. Crab fishery of the Egyptian waters with notes on the bionomics of *Portunus pelagicus* (L.). *Acta Adriatica*, **28** (1-2): 143-154.
- Aguilar R., Hines A.H., Wolcott T.G., Wolcott D.L., Kramer M.A., Lipcius R.N., 2005. The timing and route of movement and migration of post-copulatory female blue crabs, *Callinectes sapidus* Rathbun, from the upper Chesapeake Bay. *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **319**: 117-128.
- Bouvier E.L., 1901. Sur un *Callinectes sapidus* M. Rathbun trouvé à Rocheford. *Bulletin du Museum national d'histoire naturelle*, **7**: 1-16.
- Brusco A., Marchianò R., Puntillo D., Tripepi S., Sperone E., Cozza R., 2013. *Flora & Fauna Acquatiche della Riserva naturale regionale della Foce del Crati*. Edizione Amici della Terra Italia/Ente gestore Riserve Tarsia-Crati, Tarsia (CS), 112 pp, Tarsia (CS).
- Cascorbi A., 2004. Seafood report: blue crab, *Callinectes sapidus*. Seafood Watch. Monterey Bay Aquarium, 31 pp. 41
- Castejón D., Guerao G., 2013. A new record of the American blue crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Decapoda: Brachyura: Portunidae), from the Mediterranean coast of the Iberian Peninsula. *BiolInvasions Rec.*, **2**: 141-143.
- Cavaliere A., Berdar A., 1975. Presenza di *Callinectes sapidus* Rathbun (Decapoda Brachyura) nello Stretto di Messina. *Boll. Pesca. Piscicoltura. Idrobiol.*, **30** (2): 315-322.
- Cilenti L., Paziienza G., Scirocco T., Fabbrocini A., D'Adamo R., 2015. First record of ovigerous *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) in the Gargano Lagoons (south-west Adriatic Sea).
- Czerniejewski P., Kasowska N., Linowska A., Rybczyk A., 2019. A new record of the invasive blue crab (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) and his parasite from the Baltic basin. *Oceanologia* **62**: 111-115.
- Eggleston, D., 1990b. Foraging behavior of the blue crab, *Callinectes sapidus*, on juvenile oysters, *Crassostrea virginica*, effects of prey density and size. *Bull. Mar. Sci.*, **46**: 62-82.
- Enzenroß, R., Enzenroß, L., Bingel, F., 1997. Occurrence of blue crab, *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896) (Crustacea, Brachyura) on the Turkish Mediterranean and the adjacent Aegean coast and its size distribution in the bay of Iskenderun. *Turk. J. Zool.*, **21**: 113-122.
- Garcia L., Pinya S., Colomar V., Paris T., Puig M., Rebassa M., Mayol J., 2018. The first recorded occurrences of the invasive crab *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Crustacea: Decapoda: Portunidae) in coastal lagoons of the Balearic Islands (Spain). *BiolInvasions Rec.*, **7**: 191-196.
- Gennaio R., Scordella G., Pastore M., 2006. Occurrence of blue crab *Callinectes sapidus* (Rathbun, 1896), Crustacea, Brachyura, in the Ugento ponds area (Lecce, Italy). *Thalassia Salentina* 2006 DOI Code: 10.1285/i15910725v29p29.
- Giakoumi S., Katsanevakis S., Albano P. G., Azzurro E., Cardoso A.C., Cebrian E., Deidun A., Edelist D., Francour P., Jimenez C., Mačić V., Occhipinti-Ambrogi A., Rilov G., Sghaier Y.R., 2019. Management priorities for marine invasive species. *Science of The Total Environment*, **688**: 976-982.
- Giordani S.A. 1951. Il *Neptunus pelagicus* (L.) nell'alto Adriatico. *Natura*, **42**: 18-20.
- Harding J., 2003. Predation by blue crabs, *Callinectes sapidus*, on rapa whelks, *Rapana venosa*: Possible natural controls for an invasive species? *Journal of Experimental Marine Biology and Ecology*, **297**: 161-177.
- Hartog C., Holthuis L.B., 1951. De Noord-Americaanse "Blue Crab" in Nederland. *Levende Natuur*, **54**: 121-125.
- Hines A.H., Lipcius R.N., Haddon A.M., 1987. Population dynamics and habitat partitioning by size, sex, and molt stage of blue crabs *Callinectes sapidus* in a subestuary of central Chesapeake Bay. *Marine Ecology Progress Series*, **36**: 55-64.
- Holthuis L. B., Gottlieb E., 1955. The Occurrence of the American Blue Crab, *Callinectes sapidus* Rathbun, in Israel waters. *Bulletin of the Research Council of Israel*, **5B**: 154-156.
- Holthuis L.B., 1964. Report on a collection of Crustacea Decapoda and Stomatopoda from Turkey and the Balkans. *Zoologische Verhandelingen*, **47**: 1-67.
- Hulme P.E., 2006. Beyond control: wider implications for the management of biological invasions. *J. Appl. Ecol.*, **43**: 835-847.
- Katsanevakis S., Wallentinus I., Zenetos A., Leppäkoski E., Çinar M.E., Öztürk B., Grabowski M., Golani D., Cardoso A.C., 2014. Impacts of invasive alien marine species on ecosystem services and biodiversity: a pan-European review. *Aquat. Invasions*, **9**: 391-423.
- Lycett K.A., Chung J.S., Pitula J.S., 2018. The relationship of blue crab (*Callinectes sapidus*) size class and molt stage to disease acquisition and intensity of *Hematodinium peresi* infections. *PLoS ONE*, **18**: 1-13.
- Mancinelli, G., Carrozzo, L., Marini, G., Pagliara, P., Pinna, M., 2013. The co-occurrence of *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 (Brachyura: Portunidae) and the parasitic dinoflagellate *Hematodinium* sp. (Dinoflagellata: Syndinidae) in two transitional water ecosystems of the Apulia coastline (South-Italy). *Transit. Water Bull.*, **7**: 32-42.
- Mancinelli G., Chainho P., Cilenti L., Falco S., Kapiris K., Katselis G., Ribeiro F., 2017. The Atlantic blue crab *Callinectes sapidus* in southern European coastal waters: Distribution, impact and prospective invasion management strategies. *Marine Pollution Bulletin*, **119**: 5-11.
- Millikin M.R., Williams A.B., 1984. Synopsis of Biological Data on the Blue Crab, *Callinectes sapidus* Rathbun. NOAA Technical Report NMFS 1. FAD Fisheries Synopsis No. 138.
- Mizzan L., 1993. Presence of swimming crabs of the genus *Callinectes* (Stimpson) (Decapoda, Portunidae) in the Venice Lagoon (North Adriatic sea - Italy): first record of *Callinectes danae* Smith in European waters. *Boll. Mus. civ. St. Nat. Venezia*, **42**: 31-43.
- Monin V.L., 1984. A new record of Blue Crab *Callinectes sapidus* (Decapoda Brachiura) in the Black Sea. *Zoologicheskii zhurnal*, **63** (7): 1100-1102. *BiolInvasions Records*, **4** (4): 281-287.
- Nehring S., 2011. Invasion History and Success of the American Blue Crab *Callinectes sapidus* in European and Adjacent Waters. In: Galil B.S., Clark P.F., Carlton J.T. (eds.), *In the Wrong Place - Alien Marine Crustaceans: Distribution, Biology and Impacts*. Springer Netherlands: 607-624.
- Nitiratsuan T., Nitithamyong C., Chiayvareesajja S., Buncha S., 2010. Distribution of blue swimming crab (*Portunus pelagicus* Linnaeus, 1758) in Trang Province. *Songklanakarinn Journal of Science and Technology*, **32**: 207-212.
- Nunes A.L., Katsanevakis S., Zenetos A., Cardoso A.C., 2014. Gateways to alien invasions in the European seas. *Aquatic Invasions*, **9**: 133-144.
- Perdikaris C., Konstantinidis E., Gouva E., Klaoudatos D., Nathanailides C., Paschos I., 2016. Occurrence of the in-

- vasive crab species *Callinectes sapidus* Rathbun, 1896 in NW Greece. *Walailak J. Sci. Tech.*, **13**: 1-12.
- Powers L.W., 1977. Crabs (Brachyura) of the Gulf of Mexico. *Contrib. Marine Sci.*, **20**: 190 pp.
- Ribeiro F., Veríssimo A., 2014. A new record of *Callinectes sapidus* in a western European estuary (Portuguese coast). *Mar. Biodivers. Rec.*, **7**, e **36**.
- Rodrigues M.A., Ortega I., D’Incao F., 2019. The importance of shallow areas as nursery grounds for the recruitment of blue crab (*Callinectes sapidus*) juveniles in subtropical estuaries of Southern Brazil. *Regional Studies in Marine Science*, **25**: 1-8.
- Siber J.C., 1981. Brachyurans from Lebanese waters. *Bulletin of marine science*, **31** (4): 864-875.
- Streftaris N., Zenetos A., 2006. Alien marine species in the Mediterranean - the 100 ‘worstinvasives’ and their impact. *Mediterranean Marine Science*, **7** (1): 87-118.
- Tortonese E., 1965. La comparsa di *Callinectes sapidus* Rathb. (Decapoda, Brachyura) nel Mar Ligure. *Ann. Mus. civ. St. Nat. Genova – Doriana*, **4**, 165: 1-3.
- Williams A.B., 1974. The swimming crabs of the Genus *Callinectes* (Decapoda, Portunidae). *Fishery Bulletin*, **72** (3): 685-798.
- Williams S.L., Grosholz E.D., 2008. The invasive species challenge in estuarine and coastal environments: marrying management and science. *Estuar. Coasts*, **31**: 3-20.
- Wolff T., 1954. Occurrence of two East American species of crabs in European waters. *Nature*, **174**: 188-189.
- Yamada S., Boulding E., 1996. The role of highly mobile crab predators in the intertidal zonation of their gastropod prey. *J. Exp. Mar. Biol. Ecol.*, **204**, 59-83.
- Zenetos A., 2009. Marine biological invasions. p. 155-161. In: *UNEP/MAPPlan Bleu: State of the Environment and Development in the Mediterranean*, UNEP/MAP-Plan Bleu, Athens, 200 pp.
- Zenetos A., Gofas S, Verlaque M., Cinar M., Garcia Raso E., Bianchi C.-N., Morri C., Azzurro E., Bilecenoglu M., Frogia C., Siokou I., Violanti D., Sfriso A., San Martín G., Giandgrande A., Katağan T., Ballesteros E., RamosEspla A., Mastrototaro F., Ocaña O., Zingone A., Gambi M.-C., Streftaris N., 2010. Alien species in the Mediterranean Sea by 2010. A contribution to the application of European Union’s Marine Strategy Framework Directive (MSFD). Part I. Spatial distribution. *Mediterranean Marine Science*, **11**: 381-493.
- Zhang Z., Mammola S., McLay C.L., Capinha C., Yokota M., 2020. To invade or not to invade? Exploring the niche-based processes underlying the failure of a biological invasion using the invasive Chinese mitten crab. *Science of The Total Environment*, **728**: 1-10.

Servizi ecosistemici dell'ambiente fluviale: una proposta di valutazione

Siligardi Maurizio^{1*}, Zanetti Marco², Macor Arianna³

¹ *Libero Professionista. Via Solteri, 43/3 – 38121 Trento*

² *Bioprogramm sc, via Gen. Carlo Alberto Dalla Chiesa, 1a – 31024 Ormelle (TV)*

³ *ARPA FVG, SOS Qualità acque interne, via Colugna, 42 – 33100 Udine*

* *Referente per la corrispondenza: m.siligardi@gmail.com*

Pervenuto il 25.12.2020; accettato il 20.3.2020

Riassunto

La stima economica del danno ambientale sui corsi d'acqua è una necessità che spesso ricorre nell'ambito dei procedimenti di valutazione delle opere che modificano la funzionalità fluviale. Non essendo facilmente reperibili strumenti adatti ed efficienti per tale stima, nel presente lavoro vengono suggeriti metodi oggettivi, derivanti dai costrutti dei Servizi Ecosistemici. Sostanzialmente, si discutono e si illustrano i possibili metodi in grado di sfruttare i principi di ecologia, matematica, statistica, ingegneria (exergia) ed economia (Valore Attuale Netto). Pur contenendo un approccio preliminare al problema, il lavoro, suscettibile di modifiche e valutazioni dell'efficacia dei metodi proposti, viene presentato come un "apripista" per stimolare la riflessione sulla necessità e la possibilità di stimare e monetizzare i servizi offerti dall'ambiente, anche in relazione alle procedure di indennizzo.

PAROLE CHIAVE: funzionalità fluviale / servizi ecosistemici / costo ambientale / exergia

Ecosystem Services of stream environment: an evaluation proposal

The economic evaluation of environmental damage on rivers is a need that often occurs in the context of the assessment procedures for works that modify river functionality. Since suitable and efficient tools for such estimation are not easily available, in this work objective methods are suggested, deriving from the Ecosystem Services meanings. Basically, the possible methods capable to exploit the principles of ecology, mathematics, statistics, engineering (exergy) and economics (Net Present Value) are discussed and illustrated. While containing a preliminary approach to the problem, the work, subject to modifications and evaluations of the effectiveness of the proposed methods, is presented as a "forerunner" to stimulate reflection on the need and the possibility to estimate and monetize the Services offered by the environment, also in relation to indemnity procedures.

KEY WORDS: river functionality / ecosystem service / environmental cost / exergy

1. INTRODUZIONE

La tutela della funzionalità di un corso d'acqua dagli impatti determinati da attività che dall'acqua traggono profitto (idroelettrico, industrie, agricoltura, turismo, ecc.) è un argomento che da anni coinvolge le istituzioni e la sensibilità della società civile.

Con la crescita della domanda di energia da fonti rinnovabili sono proliferate le richieste e realizzazioni di sfruttamento idrico la cui valutazione è spesso difficile, mancando dal punto di vista ecologico strumenti consolidati per misurare l'eventuale danno ambientale o la perdita di funzionalità. Gli stessi metodi proposti

dalla Direttiva 2000/60/CE (WFD) non sono in grado di esercitare tale funzione in quanto concepiti per attuare il monitoraggio ed evidenziare lo stato ecologico delle acque, ma non la perdita di valore intrinseco, ecologico, ambientale e funzionale dovuto alle alterazioni. La valutazione dell'entità di ogni impatto ha bisogno di uno strumento appropriato; in questo caso, purtroppo, l'applicazione degli Elementi di Qualità Biologica non soddisfa la necessità di una corretta analisi delle "perdite ecologiche e naturali" eventualmente verificatesi. Infatti gli indici ufficiali sono stati intercalibrati per verificare

la *qualità* dell'ambiente acquatico come risposta agli impatti, ma sicuramente non sono adeguati a valutare la perdita di *funzionalità* conseguente, ad esempio, a una sottrazione idrica. È noto agli operatori del settore che, in un corso d'acqua privato di buona parte della portata, la qualità ecologica misurata con gli indici previsti dalla normativa spesso non cambia (anzi, talora può anche migliorare) mentre la sua funzionalità (misurata, ad esempio, come capacità depurante) subisce una riduzione.

Appare evidente che occorre una metodologia diversa per valutare il bilancio costi/benefici ambientali per limitare eventuali danni e stress, soprattutto del reticolo fluviale minore che funge da *caveau* ecologico poiché, grazie al trasporto operato dalla corrente, può contribuire al ripristino da stress delle comunità bentoniche dei tratti a valle (rifornimento di organismi e di sostanza organica).

In questo caso non si tratta solo di natura e struttura dei metodi, ma della necessità di una metodologia (intesa come impiego coerente e rigoroso di un determinato metodo) atta a verificare alcuni fondamenti ecologici e, se necessario, di elaborare nuovi paradigmi che possano fornire una stima delle conseguenze ecologiche provocate da eventi naturali o dall'opera dell'uomo.

Una metodologia, composta da specifici indici, che si basi sulla stima della funzionalità fluviale, più che della qualità, e soprattutto che sia in grado di quantificare in termini monetari la perdita di funzioni ecologiche, in modo da renderla confrontabile con le argomentazioni dei portatori di interesse economici e fornire al decisore pubblico uno strumento di valutazione della convenienza dell'intervento.

Un approccio possibile per coniugare queste esigenze è la quantificazione dei servizi ecosistemici di un fiume come elemento di valutazione delle perdite di funzionalità ecosistemica. La problematica della tutela della funzionalità dei corsi d'acqua a seguito di eventi naturali o di impatti generati dalle attività antropiche è una tematica storicamente riconosciuta, che presenta però alcuni aspetti emergenti. D'altronde, la comprensione degli ecosistemi e della loro funzionalità come benefici per la società umana, può completarsi in una prospettiva più ampia, che coniughi i temi della gestione e tutela ambientale con gli aspetti di conservazione e sviluppo. Il presente lavoro indica possibili strategie, sicuramente non esaustive, in grado di valutare e stimare economicamente i danni di un impatto.

2. I SERVIZI ECOSISTEMICI

I servizi ecosistemici (a seguire S.E.) sono, secondo la definizione data dal Millennium Ecosystem Assessment (MA, 2005), "*i benefici multipli forniti dagli ecosistemi al genere umano*". Possono essere distinti in quattro grandi categorie (Brauman *et al.*, 2007):

- supporto alla vita (come ciclo dei nutrienti, formazione del suolo e produzione primaria);
- approvvigionamento (come la produzione di cibo, acqua potabile, materiali o combustibile);
- regolazione (come regolazione del clima e delle maree, depurazione dell'acqua, impollinazione e controllo delle infestazioni);
- valori culturali (fra cui quelli estetici, spirituali, educativi e ricreativi).

Essi sono quindi i processi attraverso i quali l'ambiente produce beni e servizi che sostengono anche l'esistenza umana e che spesso risultano troppo familiari e scontati, come per esempio l'acqua pulita, il legname, l'habitat per la pesca, l'impollinazione di piante autoctone e d'interesse agrario.

I suggerimenti di Brauman si riferiscono ad ogni tipo di ambiente, quindi anche agli ambienti acquatici. Nello specifico i corsi d'acqua sono tra gli ambienti naturali maggiormente sfruttati in tutte le loro componenti: basti pensare come da secoli sono utilizzati per soddisfare le esigenze dell'uomo e le sue attività, attraverso interventi di risagomatura degli alvei, regolazione dei deflussi, sbarramenti con dighe e traverse, deviazione o sottrazione delle acque, asportazione di inertici, scarichi industriali e civili e altro. Tutte queste attività (*Direct Drivers*) hanno prodotto e producono impatti che mettono a rischio molteplici S.E., come riassunto nella tabella I.

3. VALUTAZIONE DEI S.E.

La valutazione dei S.E. è un processo di rilevante interesse ma caratterizzato da un'elevata complessità, dovuta principalmente all'integrazione di competenze scientifiche multidisciplinari necessarie per effettuare le specifiche valutazioni per ogni servizio fornito. Mentre per la valutazione di alcuni S.E. la metodologia è piuttosto consolidata, per altri si stanno sperimentando diverse modalità di valutazione (Assennato *et al.*, 2018)

Per quanto riguarda gli ecosistemi fluviali, sebbene alcuni settori della società abbiano compreso l'importanza di gestire i fiumi tenendo in considerazione anche gli aspetti sociologici ed economici, esiste uno scontro culturale che spesso si acuisce durante le fasi di quantificazione del bene (Di Paulo *et al.*, 2005).

Negli ultimi anni la sensibilità sociale verso gli ambienti acquatici è notevolmente accresciuta, tanto da favorire processi di riquilibratura e conservazione degli ecosistemi fluviali in diversi contesti ambientali e culturali, con l'attivazione dei Contratti di Fiume. In tale contesto la convinzione che si possa porre un valore ai processi ecologici dell'ecosistema fiume giustifica la considerazione dei benefici forniti come S.E.

Una difficoltà che ancora si incontra nella valutazione dei S.E. di un fiume è la mancanza di strumenti adeguati e riconosciuti per la loro quantificazione in denaro e ciò

comporta notevoli problemi di accettazione della stima che ne consegue.

La sfida da affrontare è che la natura complessa dei sistemi fluviali rende difficile separare le singole funzioni di un ecosistema e ancor di più stimarle.

In termini generali, un modello di valutazione diretta e indiretta dei S.E. può essere sintetizzato nello schema

a blocchi della figura 1 (OECD, 2006).

Tale schema di trasferimento dei benefit parte dal presupposto di poter generare un costo sulla base del valore di mercato reale o ipotetico e considera gli elementi in modo riassuntivo e comprensivo delle dinamiche espresse dall'OECD.

Diversificando le stime possibili, effettuabili all'in-

Tab. I. Attività umane e relazione con i servizi ecosistemici fluviali (Postel e Richter, 2003).

Attività umana (Direct Drivers)	Impatto sull'ecosistema	Servizi a rischio
Costruzione di dighe	Alterazione dei tempi di deflusso, delle portate, temperatura dell'acqua, trasporto dei sedimenti e svassi, risalita del pesce	Habitat per le specie native, pesca sportiva e commerciale, <i>spiralling</i> dei nutrienti, ricarica acquiferi.
Argini rialzati	Interruzione della connessione tra fiume e territorio circostante	Habitat naturali, pesca sportiva e commerciale, controllo naturale delle esondazioni, fertilità dei suoli alluvionali
Diversioni	Riduzioni e distrazioni della portata	Habitat naturali, pesca sportiva e commerciale, attività ricreative, diluizione inquinanti
Eliminazione zone umide perifluviali	Riduzione degli habitat acquatici	Controllo esondazione naturale, habitat per pesci e animali acquatici, attività ricreativa, autodepurazione
Rilascio inquinanti	Diminuzione della qualità ambientale	Resilienza, habitat, pesca sportiva
Deforestazione/uso del suolo	Alterazione del <i>runoff</i> , inibizione ricarica delle falde, ostruzione interstizi con sedimenti fini	Quantità e qualità dell'approvvigionamento idrico (<i>water supply</i>), habitat specie acquatiche, controllo esondazioni
Produzione agricola intensiva	Impoverimento popolazioni acquatiche	Pesca sportiva e commerciale, animali acquatici
Introduzione specie esotiche o aliene	Scomparsa specie autoctone, alterazione produzione primaria e ciclo dei nutrienti	Habitat, pesca, attività ricreative e qualità dell'acqua
Cambiamento climatico	Alterazione del <i>runoff</i> e dell'intensità e frequenza delle precipitazioni indotte dal riscaldamento climatico	<i>Water supply</i> , habitat naturali, diluizione inquinanti, pesca sportiva, attività ricreative, controllo esondazioni

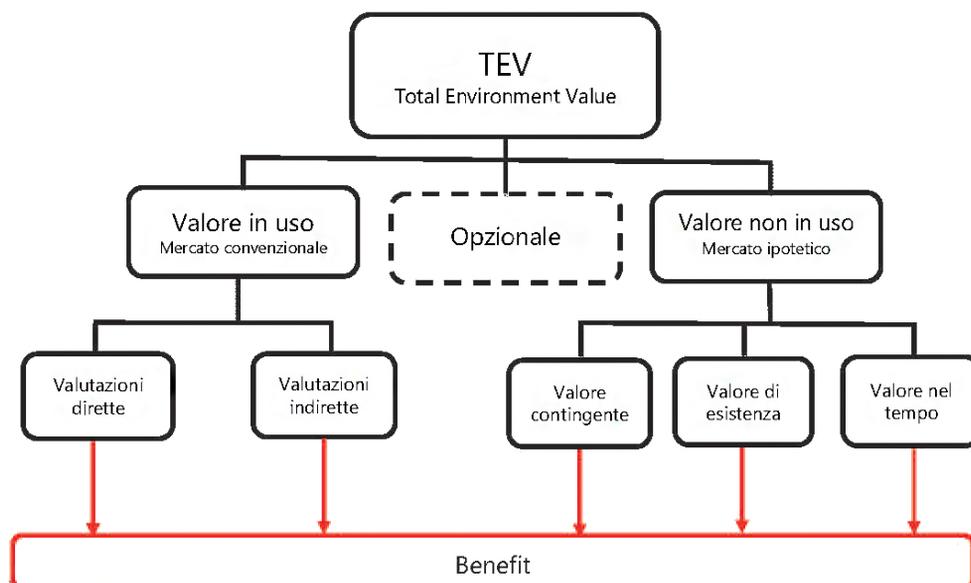


Fig. 1. Schema di trasferimento dei benefit (ISPRA, 2010, modificato).

terno o meno del mercato convenzionale, si ottiene che le valutazioni applicabili ai S.E. possono rientrare in quattro categorie principali, ovvero, come dallo schema sopra: valutazioni dirette, valutazioni indirette, valore contingente e di esistenza, valore nel tempo.

Il risarcimento di un danno ecosistemico, se non quantificabile con il danno effettivamente prodotto, rischia di ridursi ad una contrattazione che, se può soddisfare alcune delle parti in trattativa, sicuramente non rispecchia l'effettivo valore perso dall'ecosistema fiume.

Anche il Codice Civile (art. 1226) specifica che, se il danno non può essere provato nel suo preciso ammontare, è liquidato dal giudice con "valutazione equitativa". La stessa norma rinvia direttamente all'art. 2056 per quel che riguarda il concetto di liquidazione del danno, e quindi ai principi di danno emergente e lucro cessante come criteri guida nella determinazione della somma da risarcire, mentre non definisce esplicitamente l'espressione "valutazione equitativa". Da quanto sopra risulta evidente l'importanza di definire ed indirizzare la quantificazione del danno.

3.1 Valutazioni dirette

Ai S.E. che sono direttamente collegati all'economia del mercato convenzionale e a cui può essere associato un valore in uso, di solito si può assegnare un valore economico basato sui prezzi di mercato e sulla disponibilità di chi crea un impatto a compensarlo in moneta, qualora i consumatori siano disposti ad accettare un risarcimento. Tuttavia si tratta di valutazioni dirette circoscritte a pochi beni specifici come per esempio, nel caso di ecosistemi acquatici, la perdita di ittiofauna che può essere quantificata con i prezzi di mercato. Ma ovviamente tale valutazione è parziale, poiché le funzioni di un fiume non si esauriscono con l'ittiofauna.

3.2 Valutazioni indirette

I S.E. che non hanno un riscontro diretto di mercato devono essere valutati in modo indiretto. Ci sono tre approcci principali.

- Il primo comprende i metodi delle preferenze dichiarate come la valutazione contingente (CV), che si ottiene attraverso un sistema sofisticato di interviste atte a appurare l'importanza del fiume per coloro che vogliono l'ambiente integro e funzionale. Nonostante la difficoltà nell'applicazione delle interviste, la valutazione contingente fornisce precisi valori per molti servizi ecosistemici.
- Il secondo si basa su metodi di tipo edonico che utilizzano le merci, il costo di viaggio e il costo della soddisfazione personale. I valori edonici vengono dedotti misurando i valori di mercato di beni o servizi collegati, cioè si basano sulla disponibilità dei fruitori del fiume (pescatori, canoisti, rafting, turisti e locali) a spendere denaro (in viaggi, attrezzature ecc.) per

godere di un ambiente fluviale in buone condizioni. I valori sono espressi in termini di costo di mercato di usi alternativi che forniscono un servizio non di mercato. Questo si basa sulla misurazione di indicatori indiretti del valore economico di merci collegate che hanno invece un prezzo di mercato, del tempo di percorrenza e delle spese per le attività ricreative.

- La terza opportunità consiste nella definizione della differenza di valore sociale tra due condizioni. In pratica questa differenza si può ottenere calcolando il divario tra il costo di un bene (es. abitazione, terreno ecc.) in un territorio dove il S.E. è accertato e garantito dalla buona situazione ambientale e il costo, invece, di uno stesso bene posto in un ambiente non in grado di soddisfare i medesimi S.E.

3.3 Valutazioni di esistenza

I S.E. non hanno un mercato diretto legato al "valore d'uso"; può però essere individuato un "valore di esistenza" fondato sul riconoscimento che un determinato bene ambientale (una data specie animale o vegetale o le caratteristiche di un ecosistema) minacciato da un intervento ha un valore *di per sé* (per il solo fatto di esistere), anche se l'uomo non ne fa alcun uso concreto.

A questo punto scatta spesso il "principio di precauzione" per cui si attuano procedimenti conservativi senza stima del valore delle funzioni ecosistemiche che, invece, dovrebbero essere stimate sulla base dell'isteresi e della malleabilità del processo (e, in definitiva, della sua resilienza) studiando le caratteristiche della "curva a sacco" (Fig. 2).

Esiste una vasta bibliografia inerente la soluzione delle equazioni delle curve a sacco, si tratta solo di raccogliere i dati idonei al calcolo (stato dell'ambiente in figura) e verificare il tempo e l'entità del recupero del livello iniziale.

3.4 Valore nel tempo

In aggiunta a quanto detto, si deve considerare che



Fig. 2. Curva a sacco di un processo di degrado e recupero (resilienza) della qualità di un corso d'acqua sottoposto a stress (modificato da Galassi *et al.*, 2014).

molti S.E. vanno oltre il tempo presente e investono generazioni: è convinzione comune che noi dobbiamo lasciare alle generazioni future un ambiente se possibile migliore o, comunque, con le stesse opportunità attuali di fruizione godibile. Tuttavia, se è difficile quantificare il valore al presente, tanto più lo sarà quello al futuro, anche perché bisogna mutuare teorie e prassi matematiche dalle scienze economiche. È necessario individuare le azioni del fiume e paragonarle, per quanto riguarda i costi, alle azioni dell'uomo [es. Valore Attuale Netto (VAN) o Net Present Value (NPV)], nonché ricercare i parametri di stima della biodiversità intesa come beneficio comune e individuare la possibilità di valutazione dei costi in forma comparativa. L'equazione per il calcolo del guadagno/perdita netta dell'investimento mediante l'attualizzazione al tempo t_0 di tutti i flussi in ingresso ed in uscita, è la seguente:

$$VAN = -C_0 + \frac{C_1}{(1+r)} + \frac{C_2}{(1+r)^2} + \frac{C_3}{(1+r)^3} + \dots + \frac{C_n}{(1+r)^n}$$

o meglio

$$VAN = \sum_{t=0}^{t=n} \frac{C_t}{(1+r)^t}$$

dove:

C_0 = investimento iniziale

t_n = tempo di attualizzazione

r = rendimento (%)

Regola di decisione:

se $VAN > 0$ operazione vantaggiosa

se $VAN < 0$ operazione non vantaggiosa

4. PROPOSTA DI VALUTAZIONE DEI S.E. DI UN FIUME

Le considerazioni sin qui svolte, opportunamente organizzate, forniscono la possibilità di proporre uno schema per la valutazione dei S.E. di un corso d'acqua.

Prima di definire il calcolo del valore dei S.E. è necessario porre alcuni riferimenti legati alla funzionalità fluviale, sintetizzati nella tabella II e trattati più estesamente nei paragrafi seguenti, in cui si dà spiegazione dei contenuti e delle metodiche di calcolo associate.

4.1 Funzione tampone della fascia riparia

Diversi autori (Haycock *et al.*, 1993; Castelle *et al.*, 1994), concordano sul fatto di considerare come valore minimo 30 metri di fascia riparia strutturata, in quanto tale ampiezza è sufficiente per abbattere oltre il 90% di azoto e fosforo proveniente dal territorio circostante.

L'efficienza di abbattimento della fascia riparia è stata calcolata dai dati di campo della tesi di Paolo Negri (Negri, 1996), ottenuti prelevando acqua di scorrimento iporreico tramite piezometri e analizzandone il contenuto di fosforo e azoto. I dati sostengono la relazione:

$$y = 24,5 \ln x + 7,4$$

dove:

y = percentuale di abbattimento dei nutrienti

x = ampiezza (metri) della fascia riparia

Nel grafico della figura 3 si riporta l'efficienza di abbattimento riferita all'ampiezza della fascia riparia. Nel caso in cui la fascia riparia sia superiore ai 30 metri l'efficienza di abbattimento tende asintoticamente a 100%.

Il servizio prodotto dalla fascia riparia è piuttosto elevato. Infatti, come detto in precedenza, Petersen *et al.* (1987) hanno calcolato l'azione di abbattimento operata da una fascia riparia di un ettaro con ampiezza almeno 30 metri (30m · 333m) pari all'azione di un sistema di trattamento biologico per 10000 ab/eq. Perciò è possibile affermare che il servizio, ha un valore monetario equivalente al costo di costruzione di un depuratore più i costi di gestione per la sua vita media, secondo i valori di mercato indicizzati nel tempo.

Vari autori (OldeVetterink *et al.*, 2003; 2006; Gurmiero e Boz, 2004; Dhondt *et al.*, 2006; Hefting *et al.*, 2006; Hoffmann e Baastrup-Pedersen, 2007; Radach e Pätzsch, 2007) affermano che una zona riparia con formazioni vegetali autoctona e igrofile ben strutturate e con un'ampiezza minima di 30 metri è in grado di rimuovere mediamente 380 kg/ha/anno di azoto e 15 kg/ha/anno di fosforo, dato tra l'altro confermato anche dalle indicazioni presenti nel progetto europeo NICOLAS (AA.VV., 2011).

Nel caso di riduzione o, peggio, eliminazione della fascia riparia dovuta all'azione dell'uomo, in base ai metri quadri persi è possibile calcolare la quantità annua di azoto e fosforo che non vengono rimossi. Se consideriamo che i fiumi possono veicolare le loro acque in ambienti lentiche o in mare è comprensibile quale può essere l'impatto eutrofizzante di questi nutrienti.

A tal proposito segnaliamo l'esperienza della Provincia di Trento dove ogni Comunità di Valle deve individuare gli ambiti fluviali di valenza eccellente, ovvero ad alta valenza ecologico-funzionale, utilizzando

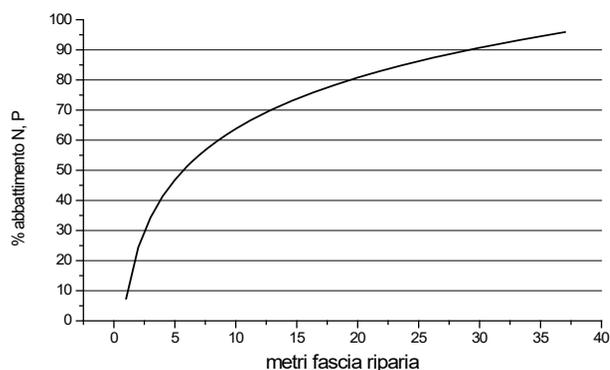


Fig. 3. Efficienza dell'azione tampone della fascia riparia sulla base dell'equazione sopra riportata. Da Negri (1997), modificato.

Tab. II. Proposta sintetica per una valutazione dei Servizi Ecosistemici in un fiume. Nella prima colonna, per ogni servizio considerato, è indicato il paragrafo nel quale sarà trattato più diffusamente.

S.E.	Note metodologiche	Valore	Riferimenti
Funzione tampone della fascia riparia (vedi § 4.1)	<p>30 metri di vegetazione riparia assicurano un abbattimento del 90-95% di N e P</p> <p>Un ettaro di fascia riparia (30m x 333m) ha una capacità di abbattimento pari a un depuratore di 10.000 ab/equivalenti</p> <p>La capacità di abbattimento è pari a circa 380 kg/m²/anno di N e 15 kg/m²/anno di P</p>	<p>Costo di depurazione per kg di nutriente. La relazione tra % di abbattimento ($y = \%$) e metri di fascia riparia ($x =$ metri) è: $y = 24,5 \ln x + 7,4$</p> <p>Costo di costruzione dell'impianto, più i costi di esercizio e manutenzione per gli anni di produzione dell'impianto</p> <p>Costi di abbattimento biologico di tali quantità</p>	<p>Siligardi (elaborazione personale)</p> <p>Petersen <i>et al.</i>, 1987</p> <p>OldeVetterink <i>et al.</i>, 2003; AA.VV., 2011 (Progetto NICOLAS); Gumiero e Boz, 2004</p>
Capacità Portante (vedi § 4.2)	La capacità portante ($K = 1 - e/c$) dove: $c =$ tasso di colonizzazione; $e =$ tasso di estinzione degli organismi viventi	Verifica della perdita di C.P. (in percentuale rispetto alle condizioni normali pre-sfruttamento)	Elaborazione personale
Bilancio energetico (vedi § 4.3)	<p>Il bilancio energetico della comunità vivente di un torrente è quantificabile in 6000 kcal/m²/anno</p> <p>La produzione primaria è quantificabile in 22.000 kcal/m²/anno</p>	<p>1 Kcal = 4,187 Kj e, poiché 1 Kj = 1 KW sec, di conseguenza: 1 KWh = $3,6 \cdot 10^3$ Kj = $0,86 \cdot 10^3$ Kcal = 860 Kcal</p>	<p>Fisher e Likens, 1973</p> <p>https://paceapes.wikispaces.com/wiki/Ecology/Energy_in_ecosystems</p>
Exergia (vedi § 4.4)	Espressione dell'energia di lavoro di un sistema	$Ex = \sum \beta_i \cdot C_i$ <p>Dove: $\beta_i =$ fattore di exergia posseduta dalla i-esima componente $C_i =$ concentrazione della biomassa dell'i-esimo componente</p> <p>Per laghi e fiumi considerando $\beta = 85$ si ottiene $Ex = 11$ Mjoule/m²/anno = 2,62 KWh/m²/anno. Queste stime vanno moltiplicate per gli anni di sfruttamento</p>	Marques e Jørgensen, 2002
Valore Attualizzato Netto (VAN) (vedi § 4.5)	Valore stima da applicare nel caso di interventi diretti sul fiume per comprendere se il progetto può essere accettato oppure no. Si può utilizzare anche nel caso di attualizzazioni di valori edonici, alieutici e, più in generale, turistici del bene acqua	Calcolo del VAN secondo equazione descritta nel testo e stima dell'accettabilità o rifiuto dell'intervento.	https://it.wikipedia.org/wiki/Valore_attuale_netto
Valore di contingenza (vedi § 4.6)	<ol style="list-style-type: none"> 1. Predisporre una ricerca: modello di indagine, target di popolazione, sviluppo di scenari, questionari, trattamento delle risposte negative. 2. Implementare la ricerca: selezionare il campione di popolazione, acquisizione dati del questionario 3. compilare i dati: applicare idonee analisi statistiche, analizzare i risultati 	Definizione del valore sulla base dei risultati di apprezzamento del bene acqua risultante dalla ricerca. Disponibilità a pagare volontariamente per non alterare il bene acqua. Tale disponibilità è inversamente proporzionale alla distanza dal bene acqua.	Grizzetti <i>et al.</i> , 2015
Valore intellettuale e percezione estetica (vedi § 4.6)	Idem	idem	idem
Valore ricreativo (vedi § 4.6)	Idem	idem	idem

i dati IFF (Siligardi *et al.*, 2007) al fine di dotare gli amministratori di un ulteriore strumento decisionale per la gestione e pianificazione del territorio. A titolo di esempio si riportano i risultati ottenuti sulla parte alta del bacino del fiume Sarca, principale immissario del lago di Garda, e inerenti l'azione tampone delle aree riparie giudicate eccellenti (Siligardi *et al.*, 2016). Infatti, considerando la somma delle estensioni degli ambiti fluviali di valenza elevata, secondo il metodo di stima IFF, e quindi con alta efficienza di assorbimento e rimozione dei nutrienti, si nota che gli oltre 2.248 ettari di aree riparie a valenza elevata possono abbattere 854 ton/anno di azoto e 34 ton/anno di fosforo, che altrimenti andrebbero a gravare sulle acque del lago di Garda con possibile incremento dei processi eutrofici.

Altro esempio è il Sile, la più grande risorgiva d'Europa che, secondo le stime effettuate con il progetto life SilIFF e (Siligardi *et al.*, 2018), potrebbe arrivare a rimuovere 172,7 ton/anno di azoto e 6,8 ton/anno di fosforo.

Questi dati possono essere monetizzati tramite i costi di mercato per l'abbattimento di tali quantitativi di nutrienti con mezzi tecnologici adeguati, ovvero costi di depurazione biologica.

4.2 Capacità portante

Per la stabilità di un ecosistema è importante la presenza di elementi che possono svolgere le stesse funzioni, garantendo la capacità di mantenere uno stato di equilibrio omeostatico. Se, come spesso capita, la dinamica di un ecosistema può essere in evoluzione, allora si parla di *omeoresi*, ovvero capacità di recuperare il trend di sviluppo anche in caso di stress. Si può affermare, quindi, che la funzione di un ecosistema è quella di tendere verso il mantenimento di un livello costante di energia, mantenendo basso il tenore di entropia tramite il riciclo della materia organica al passaggio dell'energia attraverso i diversi livelli trofici. Tutto questo si configura come processo termodinamico dove la funzione di trasferimento di energia è soprattutto esercitata dalla relazione tra sistemi *sink* e sistemi *source* che garantiscono la capacità portante.

La capacità portante esprime il numero massimo di individui di una specie che un ambiente può contenere in funzione della disponibilità di risorse (Hui, 2006). Essa esiste perché alcuni dei meccanismi di accrescimento e regolazione delle popolazioni sono dipendenti dalla densità degli individui (Lotka, 1927). Questo numero di organismi cresce fino a un certo punto e poi rimane stabile nel tempo, mantenuto costante dal rapporto preda-predatore.

La capacità portante è influenzata da:

- competizione all'interno della specie e fra le specie;
- immigrazioni ed emigrazioni;
- catastrofi (naturali o causate dall'uomo);

- fluttuazioni stagionali di cibo, acqua, nascondigli, siti di nidificazione...

Secondo il modello di Levine (Levine e Hille Ris Lambers, 2009), la dimensione di una popolazione ad un determinato tempo t è data dalla relazione

$$\frac{dN}{dt} = cN(1 - N) - eN$$

dove:

N = dimensione della popolazione

c = tasso di colonizzazione

e = tasso di estinzione

Di conseguenza è possibile definire il tasso di crescita r ; o potenziale biologico intrinseco, come:

$$r = c - e$$

Questo significa che se:

$e/c > 1$ la popolazione tende ad estinguersi;

$e/c = 1$ la popolazione è in equilibrio dinamico con la capacità portante;

$e/c < 1$ la popolazione tende a crescere fino al limite della portanza ($e=c$).

Ne consegue che la *capacità portante* K è data dalla relazione

$$K = 1 - \frac{e}{c}$$

Il potenziale biotico è una variabile associata alle caratteristiche intrinseche della specie. Nel breve periodo prescinde dalle condizioni ambientali e può essere rappresentato dall'equazione di Chapman e Reiss (1994)

$$dN/dt = rN$$

dalla quale, per integrazione, si ottiene:

$$N(t) = N_0 e^{rt}$$

Da cui si può isolare la r considerando un tempo standard e costante:

$$r = 1 - \frac{\ln N_t}{\ln N_0}$$

Questa espressione è simile a quella che descrive la capacità portante, con la differenza che i dati riferiti alle variabili e e c non sono di facile raccolta, mentre i dati quantitativi sulla popolazione per unità di superficie sono più facili da ottenere.

Valutando il corso d'acqua in buone condizioni possiamo quindi ricavare il potenziale biologico intrinseco r partendo da dati quantitativi della popolazione per unità di superficie.

Il valore r può essere negativo o positivo e, in funzione del segno, si avranno diverse curve logistiche di equilibrio come mostrato nei grafici della figura 4, dove x è il rapporto N/K , cioè popolazione/capacità portante o di carico, e t il tempo.

Si tratta ora di definire il valore del tasso di crescita e/o del potenziale biologico intrinseco.

Inoltre, è possibile valutare la capacità portante tramite un modello logistico che consideri una popolazione

con riproduzione continua la cui dinamica possa essere descritta da un modello malthusiano, cioè con tasso di crescita r positivo e continuo. Inoltre è necessaria l'esistenza delle seguenti condizioni:

- movimento casuale in un habitat dimensionalmente fisso;
- probabilità di incontro tra due individui proporzionale al quadrato della densità (N^2);
- probabilità che tre o più individui si incontrino contemporaneamente trascurabile;
- calo della natalità e aumento della mortalità nel caso d'incontro tra due individui.

Tali condizioni sono esprimibili mediante l'equazione

$$\frac{dN}{dt} = rN - bN^2$$

dove:

b = coefficiente di competizione intraspecifica, sempre costante e positivo

r = tasso di crescita.

Con basse densità il termine N^2 è così piccolo che influenza pochissimo rN , mentre con l'aumentare della densità, il termine bN^2 diventa sempre più determinante ed, essendo negativo, genera una diminuzione del tasso di crescita fino a causare l'inversione del segno della derivata rispetto al tempo. In pratica si otterrà l'annullamento di Nt/dt quando

$$r/b = K$$

Il parametro K indica la *capacità portante* di un sistema ambientale, ovvero il massimo numero di individui che un determinato ambiente può contenere nel lungo periodo. Ricordiamo che la forma matematica più nota di questa relazione è data da Verhulst (1838), ovvero:

$$\frac{dN}{dt} = rN \left(1 - \frac{bN}{r} \right) = rN \left(1 - \frac{N}{K} \right)$$

dove $rN(1-(N/K))$ è il tasso istantaneo di crescita, cioè il contributo di ogni individuo alla crescita, il quale sarà massimo con $N=0$ e si annullerà con $N=K$ (Fig. 5).

La valutazione del danno si basa sulla riduzione della densità della popolazione animale nel tratto esposto a stress e sulla possibilità dell'ambiente di recuperare in tempi brevi l'equilibrio. L'analisi si riduce nella verifica di variazione negativa del coefficiente r nell'immediato dopo lo stress e nel ripristino del livello K come capacità portante.

Infatti, la curva descritta dall'algoritmo di r esprime, integrandola, l'ampiezza della perdita di capacità portante per unità di tempo ed esprimibile in quantità di biomassa. La stima del danno temporaneo sarà effettuata con la valutazione del tempo di recupero e utilizzando le relazioni che sono espone nei paragrafi successivi.

Oltre a questo, è necessario valutare il recupero della capacità portante K almeno fino al valore precedente, se non oltre. È probabile infatti che il recupero non sia completo e che raggiunga l'equilibrio ad un K inferiore all'antefatto, in tal caso si tratta di un danno non più temporaneo ma permanente, che pregiudica il ritorno alla normalità e rende il tratto di fiume maggiormente vulnerabile nei confronti di altri e successivi stress, anche di minore entità.

4.3 Bilancio energetico

In letteratura non vi sono molte ricerche inerenti la misura del bilancio energetico in calorie di un ambiente

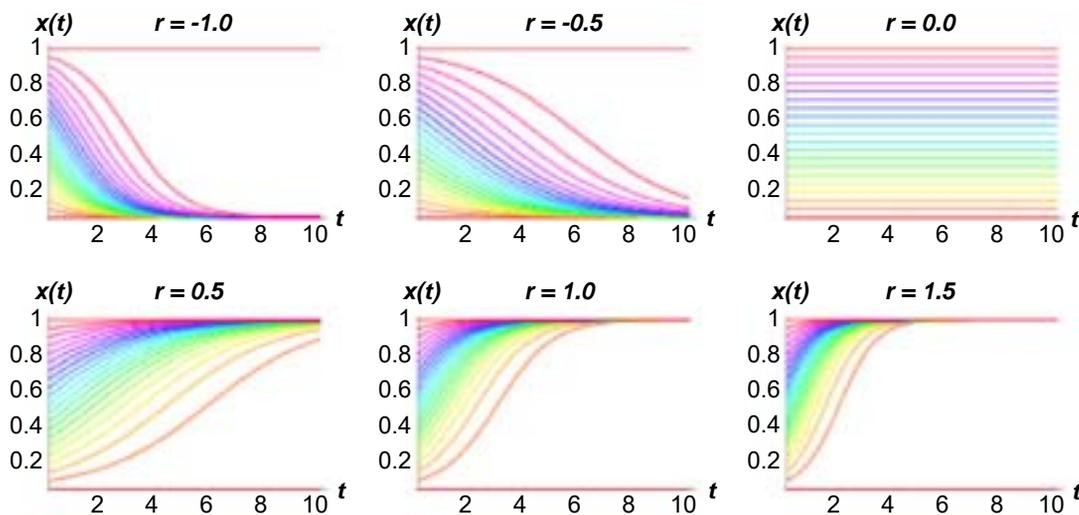


Fig. 4. Rappresentazioni del comportamento delle curve in funzione di diversi valori di r , dove t rappresenta il tempo e $x(t)$ una qualsiasi variabile tempo-dipendente, come potrebbe essere la crescita di una comunità biologica. Le unità di misura sono fittizie per agevolare la lettura del grafico, mentre i colori rappresentano le classi di curve con $x(t)$ diversi, ovvero 0.2 sono gialle, 0.4 verdi, 0.8 viola ecc. per evidenziare la loro deformazione nel tempo con $r \neq 0$. (da <http://mathworld.wolfram.com/LogisticEquation.html>).

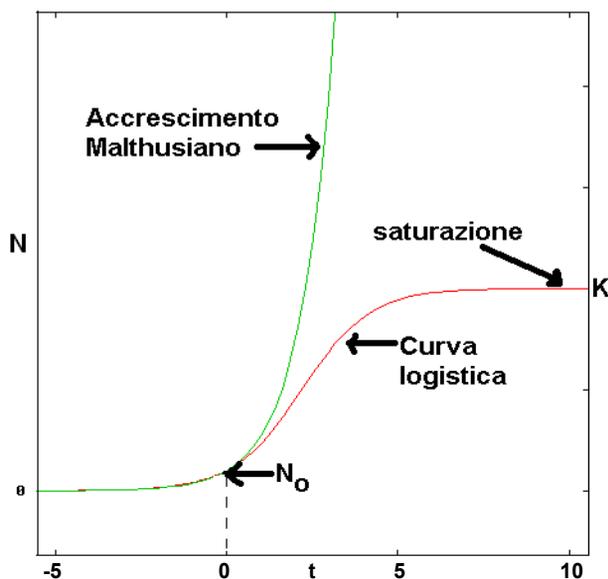


Fig. 5. Rappresentazione dell'andamento di crescita secondo Malthus (verde) e del modello di crescita logistica di Verhulst (rosso); notare che la crescita è massima con $N=0$ e si annulla con $N=K$. (Pubblico dominio, https://it.wikipedia.org/wiki/Equazione_logistica).

fluviale o anche solo di un tratto di esso, poiché il lavoro di organizzazione ed esecuzione è piuttosto oneroso e non sempre i risultati sono affidabili vista la complessità di variabili da tenere in considerazione, nonché gli elementi al contorno difficilmente isolabili che possono interferire con i risultati.

Tuttavia, merita di essere ricordato lo studio di Fisher e Likens (1973), pietra miliare dei lavori sul bilancio energetico dei corsi d'acqua. Secondo questi autori il bilancio energetico della comunità vivente di un tratto di corso d'acqua di tipo alpino, ovvero quanta energia entra nel sistema e quanta ne esce dopo le diverse trasformazioni dell'input energetico nei passaggi tra i diversi comparti considerando l'accumulo in biomassa e la perdita per lavoro e calore, è stato calcolato pari a 6000 Kcal/m²/anno.

Un analogo calcolo effettuato dalla Florida Atlantic University, incentrato sulla misura delle calorie riferite alla Produzione Primaria Grezza (GPP)¹ di un ecosistema torrentizio, arriva alla stima di 21000 Kcal/m²/anno.

Utilizzando le tabelle di conversione del sito RapidTables si ottengono i seguenti risultati:

$$\begin{aligned} 1 \text{ Kcal} &= 4,187 \text{ Kj} \\ 1 \text{ Kj} &= 2,78 \cdot 10^{-4} \text{ KWh} \\ 1 \text{ KWh} &= 3600 \text{ Kj} \end{aligned}$$

Di conseguenza:

$$1 \text{ Kcal} = 1,16 \cdot 10^{-3} \text{ KWh}$$

Ritornando ai dati di bilancio e GPP precedenti, è possibile calcolare i KWh derivati dalle Kcal indicate, cioè:

Caso A (Fisher e Likens, 1973): $6000 \text{ Kcal/m}^2 \cdot \text{anno} \cdot 0,00116 = 6,97 \text{ KWh/m}^2 \cdot \text{anno}$

Caso B (GPP): $21000 \text{ Kcal/m}^2 \cdot \text{anno} \cdot 0,00116 = 24,36 \text{ KWh/m}^2 \cdot \text{anno}$

A questo punto si può facilmente quantificare economicamente l'energia impiegata facendo riferimento ai prezzi di mercato dell'energia elettrica.

Tali considerazioni risultano utili nel caso di impianti di centraline idroelettriche sui torrenti alpini che derivano l'acqua lasciando parte di alveo scoperto. Potendo valutare i metri quadri di alveo scoperto nel tratto sotteso è possibile ottenere il mancato lavoro delle comunità di viventi sotto forma di Kcal e successivamente di KWh, cioè è possibile fare una valutazione in euro all'anno per tutti gli anni di esercizio della centralina.

A tale proposito si ricorda che il valore dell'acqua per gli usi dell'uomo è facilmente quantificabile come costo d'uso o prodotto di trasformazione in lavoro (esempio il settore idroelettrico valuta che 1 m³/sec di acqua che fa un salto di 1 metro produce 10 KW/sec). Perciò è necessario costruire un modello di valutazione dei S.E. che esprima in euro il lavoro svolto. In questo caso, sebbene la procedura sia pragmatica e le stime in euro siano contenute, risulterebbe utile ed interessante mettere sul tavolo di confronto e discussione la stima del valore del servizio fornito dall'ambiente fluviale, unitamente ad altre stime, per controbilanciare le argomentazioni economiche dell'esercizio di sfruttamento idroelettrico.

4.4 Valore dell'exergia

In termodinamica si usa l'entropia come elemento di quantificazione della "qualità" dell'energia: infatti è possibile calcolare quanto "lavoro utile" possa essere estratto da un sistema chiuso in cui sia in atto un processo spontaneo. La possibilità di definire l'entropia anche in un sistema non in equilibrio, consente di generalizzare il concetto di "energia libera" per un sistema aperto e di applicarlo all'analisi di sistemi ambientali. Tale "energia libera" viene considerata come energia per "lavoro utile" ed è definita come exergia.

L'exergia, quindi, può essere definita come "la massima quantità di lavoro che può essere utilizzata da un sistema composito quando è portato in equilibrio con l'ambiente" (Jørgensen, 2000)". Essa è considerata una buona base teorica da utilizzare in ambito ambientale ed ha una correlazione piuttosto elevata con le funzioni ecologiche (Jørgensen, 2002a). Utilizzata inizialmente già dagli anni '70 nella modellazione ecologica, ora appare molto utile nella stima dei parametri di modelli ecologici e nello sviluppo di modelli in grado di prevedere i cambiamenti della tessitura e della composizione

¹ <https://www.coursehero.com/file/p1mtjma/Pyramid-of-energy-Energy-content-kcalm-2-year-Never-100-efficient-10-Rule/>

della comunità vivente (Jørgensen, 1992a, 1992b).

Il valore di exergia correlato con la biomassa totale può essere un indicatore della capacità dell'ecosistema di accettare il flusso di energia dall'esterno e, di conseguenza, come indicatore di sviluppo dell'ecosistema e della sua complessità (Jørgensen, 2002b).

Alcuni autori hanno utilizzato il concetto di exergia per analizzare i dati di campo e per determinare lo stato di ecosistema naturale (Xu, 1997; Xu *et al.*, 1999; Ludovisi e Poletti, 2003). Ma è soprattutto importante trovare il modo di utilizzare exergia per la valutazione ecosistemica.

Silow (1999) ha dimostrato che l'exergia strutturale si mantiene a livello costante quando componenti alloctoni possono essere metabolizzati da un ecosistema; viceversa, quando la sostanza aggiunta è non degradabile, l'exergia strutturale diminuisce, dimostrando l'incapacità dell'ecosistema di adattarsi a questa situazione e, di conseguenza, l'irreversibilità dei cambiamenti nell'ecosistema. Le caratteristiche principali dei cambiamenti di exergia dei sistemi ecologici sottoposti a stress esterni sono stati studiati negli esperimenti computazionali che descrivono i processi di eutrofizzazione e di intossicazione (Silow, 1999).

Considerando il significato di exergia e di eco-exergia e indicando come exergia totale di un ecosistema la misura della variazione nel contenuto entropico dello stato attuale rispetto all'equilibrio del sistema (Svirezhev, 2000), possiamo distinguere tra exergia tecnologica e eco-exergia: l'exergia tecnologica, che si basa sui fondamenti di termodinamica, utilizza come stato di riferimento l'ambiente inteso solo come elemento territoriale dotato di acqua fluente, temperatura e pendenza. Questo assunto risulta utile per trovare l'energia di prima classe (lavoro) che una centrale idroelettrica è in grado di produrre, mentre l'eco-exergia utilizza come stato di riferimento lo stesso ecosistema, ovviamente inteso come insieme di caratteristiche chimico, fisiche e biologiche e loro relazioni connesse.

L'exergia dev'essere invece, una misura dell'energia libera di un sistema con i contributi di tutti i componenti compresa l'energia degli organismi. La valutazione dell'exergia in ecologia serve anche a pesare la «complessità» dei caratteri ecologici.

Di per sé, l'exergia totale di un ecosistema è una misura della variazione nel contenuto di entropia dall'equilibrio allo stato attuale (Steinborn e Svirezhev, 2000). Lo sviluppo e il mantenimento della condizione lontana dall'equilibrio degli ecosistemi sono dovuti allo stoccaggio costante di energia libera in strutture organiche complesse, bio-sintetizzate da semplici composti inorganici. Di conseguenza, l'exergia totale di un ecosistema riflette effettivamente l'accumulo di biomassa nel sistema, indipendentemente dalla distribuzione della materia biogenica tra i componenti dell'ecosistema.

La misura di exergia in ecologia è anche un fattore per stimare la «complessità» del sistema (Silow, 2004, Silow e Mokry, 2010).

L'exergia può essere calcolata per ogni componente del sistema e fornire così un indice exergia come modello di un ecosistema. L'exergia (Ex) può essere calcolata con l'equazione:

$$Ex = \sum \beta_i * C_i$$

dove:

β_i = fattore di exergia posseduta dalla i-esima componente, definito anche come *quantity of information*;

C_i = concentrazione della biomassa dell'i-esimo componente (es. biomassa delle specie).

Il detrito è normalmente considerato come livello riferimento ($\beta_i = 1$) e il valore di exergia può essere convertito in kj (Kjoule) moltiplicandolo per 18,7. I coefficienti per i diversi gruppi trofici valgono $\beta = 30-32,5-35-47$ e 41 rispettivamente per raccoglitori, trituratori, filtratori e raschiatori, carnivori e onnivori, (Marques *et al.*, 1997; Jørgensen, 2000) sebbene gli autori facessero riferimento soprattutto a funzioni trofiche più semplici come detritivori, erbivori e carnivori.

Quindi l'exergia misura la distanza, in termini di energia, di un sistema reale da quello di riferimento.

Per laghi e fiumi, considerando $\beta=85$, si ottiene: $Ex = 11 \text{ Mjoule/m}^2 \cdot \text{anno} = 3,05 \text{ KWh/m}^2 \cdot \text{anno}$.

Queste stime vanno trasformate in euro (vedi sopra) e moltiplicate per l'estensione in metri quadri della superficie scoperta del tratto sotteso moltiplicato per gli anni di sfruttamento.

Raramente vengono rilevati i valori di biomassa bentonica nelle comuni analisi di monitoraggio, in quanto è necessario un lavoro di laboratorio non trascurabile di misura del peso fresco, di quello secco e poi di quello *ash-free* dei vari taxa catturati, per giunta in numero sufficiente per la pesa.

In questo caso si può fare riferimento al peso (W) di un singolo individuo per ogni taxon, ottenuto dalla relazione peso/lunghezza definito da Benke *et al.* (1999). Considerando la lunghezza media di ogni taxon si ottiene il peso in mg di un individuo che, moltiplicato per il numero di individui per m² ottenuto dall'analisi quantitativa, fornisce la biomassa per taxa da inserire nella formula sopraesposta. Cosicché si riesce ad ottenere il valore di exergia espressa in Kj/m² per ogni gruppo trofico e il totale.

Tale procedura risulta idonea, ad esempio, nel caso di svasi da dighe in cui è possibile valutare il contenuto di exergia ante svaso e poi verificarne i valori in tempi diversi post svaso e capire quanta exergia il corso d'acqua ha perso nel frattempo, trasformabile in euro dalla relazione:

$$\text{Kj/m}^2 \rightarrow \text{KWh/m}^2 \rightarrow \text{euro/m}^2 \text{ di fiume sotteso.}$$

4.5 Calcolo del Valore Attuale Netto (VAN)

L'indice VAN somma le entrate e le uscite monetarie di un investimento al momento attuale. Esso, stabilendo il valore dei versamenti e pagamenti futuri, permette di confrontare i capitali di diverse fasce di calcolo e valutare tra loro diverse possibilità di investimento in base alla redditività.

Il calcolo del valore attuale netto si esegue con la seguente formula:

$$VAN_0 = -I_0 + \sum_{t=1}^n \frac{C_t}{(1+i)^t} + \frac{R_n}{(1+i)^n}$$

dove:

VAN_0 = valore attuale netto

I_0 = Investimento al punto di partenza ($t = 0$)

n = durata in anni

t = intervallo temporale

C_t = flusso di cassa

E_t = entrate al momento t

i = tasso di sconto %

R_n = valore residuo

E dove il flusso di cassa ($C_t = E_t - U_t$) è la differenza tra tutte le entrate e le uscite monetarie nel periodo di riferimento.

Traducendo la formula si ha che il valore attuale netto (VAN) di un investimento al momento $t = 0$ (oggi) è pari alla somma del flusso di cassa attualizzato (C) di $t = 1$ fino a $t = n$ più il resto attualizzato dell'investimento (R) al momento n meno l'importo dell'investimento (I) all'inizio dell'investimento ($t = 0$).

Le fasi per stabilire il valore attuale netto di un investimento sono le seguenti:

- stabilire l'importo dell'investimento;
- stabilire la durata dell'investimento;
- calcolare i flussi di cassa dei relativi intervalli temporali;
- stabilire un tasso di sconto;
- definire il valore residuo dell'investimento;
- determinare il valore attuale di ciascun intervallo dell'investimento;
- determinare il valore attuale netto dell'investimento.

A seguire un esempio di calcolo.

Consideriamo l'investimento iniziale richiesto pari a 10 €. La serie dei rendimenti prevede introiti pari a 2.0 € il primo anno, 5.0 € il secondo anno e 7.0 € gli anni successivi, con un rendimento del 10% (0,1), cioè 1,1.

Anno (t)	0	1	2	3	4
Flusso di cassa (C_t)	-10	2	5	7	7

Risoluzione VAN:

$$VAN = -10 + \frac{2}{(1+0,1)^1} + \frac{5}{(1+0,1)^2} + \frac{7}{(1+0,1)^3} + \frac{7}{(1+0,1)^4} = 5,99$$

Se il VAN risulta positivo ($VAN > 0$) allora l'investi-

mento sarà redditizio rispetto a uno alternativo, quindi si lo può attivare². In pratica vuol dire che l'investimento assicura il tasso del 10% ipotizzato più 5,99 € aggiuntivi.

Nel caso di un ecosistema fluviale il calcolo VAN sarà adattato al valore dell'ambiente inteso come bene comune e valutato in modo indiretto, di conseguenza è possibile valutare il VAN come valore in futuro. Questo potrebbe essere considerato nel caso di impianti idroelettrici, anche di piccola potenza, valutando il VAN dell'ecosistema, basato su stime dirette e indirette, per un tempo definito, in modo da ottenere il valore di accettabilità della alternativa ecologica alla centralina idroelettrica.

4.6 Valore di contingenza

Il valore di contingenza si basa sulla stima di un valore economico di beni "senza mercato", tramite un'indagine diretta che rileva le preferenze dei consumatori. Tutto è basato sulla simulazione di un mercato ipotetico, o contingente, e ha lo scopo di stimare la *Disponibilità a pagare* (DAP) per ottenere un miglioramento del livello di benessere, ovvero la *Disponibilità ad accettare* (DAA) per rinunciarvi (Brondi, 2018).

La metodologia si basa su semplici paradigmi che possono essere riassunti come segue:

- a) valore d'uso reale, di cui si riconosce un valore:
 - *diretto* se si considera il godimento effettivo del bene (es. valore di un parco allorché lo si visita);
 - *indiretto* se si considerano gli effetti positivi che il bene produce indipendentemente dal suo uso diretto (es.: funzionalità fluviale);
- b) valore di esistenza:
 - riconoscimento del valore intrinseco del bene indipendentemente dall'espressione di preferenza (es. mantenimento delle specie rare).

Le modalità di esecuzione dell'indagine avvengono dopo la scelta di un campione rappresentativo di una comunità interessata o dell'intera comunità se non grande, i cui soggetti sono invitati a rispondere a semplici domande di un questionario. Il metodo di assunzione dei dati avviene mediante un'intervista che accerterà:

- la disponibilità a pagare per la realizzazione di un progetto di miglioramento ambientale o per il mantenimento dell'attuale condizione ambientale, oppure della disponibilità di accettare un risarcimento per un progetto impattante;
- la dichiarazione diretta del valore da loro attribuito al bene ambientale all'interno dell'ambiente ipotetico creato con l'intervista.

I risultati dell'intervista vengono ordinati e tabulati per una migliore trattazione. Normalmente vengono utilizzate tabelle riassuntive 2x2 (Tab. IV) ed i risultati

² <https://www.wikihow.it/Calcolare-il-VAN>; <https://www.ionos.it/startupguide/gestione/valore-attuale-netto/>

possono essere trattati statisticamente con test non parametrici applicabili a tabelle di contingenza.

Tab. IV. Esempio di tabella riassuntiva per Valutazioni di Contingenza.

	Progetti ad impatti positivi (riqualificazioni)	Progetti ad impatti negativi (peggioramenti)
Pagare per	Realizzare il progetto (creare beneficio)	Non realizzare il progetto (evitare gli impatti)

4.7 Valore culturale-ricreativo

I S.E. culturali-ricreativi comprendono la componente non materiale delle interazioni tra sistemi naturali e uomo, tra cui gli aspetti ricreativi, la gratificazione spirituale e il benessere psicologico (MA, 2005). In termini generali, a livello pianificatorio e decisionale, l'integrazione di studi e di valutazioni che vertano sul valore di tali S.E. non è ancora molto utilizzata e non esiste ancora un approccio metodologico univoco di classificazione e di analisi (Milcu *et al.*, 2013).

Molte delle valutazioni effettuate si basano sulla percezione dei portatori d'interesse e vengono sviluppate in base alla disponibilità dei dati e allo scopo della valutazione stessa.

La somministrazione di specifici questionari, sondaggi, interviste viene spesso utilizzata per effettuare la valutazione della percezione da parte delle comunità locali o dei turisti dei benefici derivanti dai S.E., tra cui quelli culturali.

Per fornire invece una mappatura dei S.E. in oggetto si possono utilizzare diversi software, come per esempio ARIES (Artificial Intelligence for Ecosystem Services)

e SoVES (Social Values for Ecosystem Services). Tali informazioni possono essere implementate usando le VGI (Volunteered Geographical Information), informazioni condivise normalmente sui social network in modo rapido e spazialmente preciso su ampie aree geografiche. In bibliografia gli autori condividono sempre di più il pensiero che la qualità di tali informazioni condivise dagli utenti possa migliorare la conoscenza sull'immagine collettiva del capitale naturale in modo molto affidabile, fornendo una nuova comprensione di come le persone percepiscono i paesaggi e usufruiscono dei S.E. culturali (II Rapporto Stato CN, 2018).

CONCLUSIONI

Il presente lavoro costituisce un primo approccio alla quantificazione degli impatti operati su un corso d'acqua, certamente suscettibile di perfezionamento, ma sufficientemente indicativo delle prospettive che si possono aprire nell'ambito della valutazione dei Servizi Ecosistemici.

L'obiettivo principale delle analisi riportate è quello di stimolare una discussione con altri portatori di interesse, fornendo uno strumento oggettivo di valutazione utile per un proficuo confronto. Si auspica di aver indicato una via finora sconosciuta o poco trattata che necessita di approfondimenti, migliorie e solidità concettuale. Ricordiamo che abbiamo considerato solo corsi d'acqua, ma la letteratura ha indicato anche la possibilità di applicazione su altri corpi idrici (laghi, zone umide, ambienti di transizione ecc.).

In ultima analisi, questa metodologia di stima non sostituisce altre modalità di valutazione, ma fa parte di uno dei tanti strumenti utili della famosa "cassetta degli attrezzi" auspicata da molti colleghi e tecnici.

BIBLIOGRAFIA

- AA.VV., 2011. Progetto NICOLAS: nuove prospettive di riqualificazione fluviale. Ed. *Centro Civiltà dell'Acqua, Scorzè (VE)*, 112 pag. <https://www.acquisorgive.it/wp-content/uploads/2013/10/Nicolas-Riqualificazione-fluviale.pdf>
- Assennato F., Braca G., Calzolari C., Capriolo A., 2018. Mappatura e valutazione dell'impatto del consumo di suolo sui servizi ecosistemici: proposte metodologiche per il rapporto sul consumo di suolo. *ISPRA, Roma*, 44 pag. Disponibile su: https://www.isprambiente.gov.it/files/2018/publicazioni/rapporti/copy_of_AnnessometodologicoalRapportoServiziEcosistemici_2018.pdf.
- Benke A., Huryn A.D., Smock L.A., Bruce Wallace J., 1999. Length-mass relationships for freshwater macroinvertebrates in North America with particular reference to the southeastern United States. *J. Sci. Am. Benthol. Soc.*, **18** (3): 308-343.
- Brauman K.A., Daily G.C., Duarte T.K., Money H.A., 2007. The Nature and Value of Ecosystem Services: An Overview Highlighting Hydrologic Services. *Annu. Rev. Environ. Resour.*, **32**: 6.1-6.32.
- Brondi L., 2018. L'utilizzazione delle surveys per la stima del valore monetario del danno ambientale: il metodo della valutazione contingente. *Contributi ISTAT*, Roma. Disponibile su: https://www.istat.it/it/files/2018/07/2006_14.pdf
- Castelle A.J., Johnson A.V., Conolly C., 1994. Wetland and stream buffer size requirements a review. *Jour. Environ. Quality*, **23**: 878-882.
- Chapman J.L., Reiss M.J., 1994. *Ecologia. Principi e applicazioni*. Zanichelli Ed., Bologna, 368 pag.
- Di Paulo A.L.D.N., Van denBergh J.C.J.M., Nijkamp P., 2005. Valutazione della biodiversità attraverso indicatori economici ed ecologici di biodiversità. In Girard F., Nijkamp P. (eds) *Energia, Bellezza, Partecipazione: la Sfida della*

- Sostenibilità*". Chapter 4, pp. 214-251, FrancoAngeli Publishers, Milano, Italy.
- Dhondt K., Boeckx P., Veroest N.E.C., Hofman G., van Cleemput O., 2006. Assessment of temporal and spatial variation of nitrate removal in riparian zones. *Env. Monit. Assess.*, **116**: 17-215.
- Fisher S. G., Likens G.E., 1973. Energy flow in Bear Brook, New Hampshire: An integrative approach to stream ecosystem metabolism. *Ecol. Monogr.*, **43**: 421-439.
- Galassi S., Ferrari I., Viaroli P., 2014. *Introduzione all'ecologia applicata*. CittaStudiEdizioni, Milano, 288 pag.
- Grizzetti B., Lanzanova D., Liqueste C., Reynaud A., 2015. Cook-book for ecosystem service assessment and valuation. *Report of JRC Science Hub*, 135 pag. Disponibile su publications.jrc.ec.europa.eu > JRC94681
- Gumiero B., Boz B., 2004. La riduzione dei carichi inquinanti per mezzo della riqualificazione delle fasce fluviali. In: Bonomo L. e Vismara R. (a cura di), *I Piani di Tutela delle acque*, Politecnico di Milano, CIPA, Milano.
- Haycock N.E., Pinay G., Walzer C., 1993. Nitrogen retention in river corridors European perspectives. *AMBIO*, **22**: 3450-346.
- Hefting M., Beltman B., Karssenberger D., Rebel K., Van Riessen M., Spijker M., 2006. Water quality dynamics and hydrology in nitrate loaded riparian zone in the Netherlands. *Env. Poll.*, **139**: 143-156.
- Hoffmann C.C., Baastrup-Pedersen, 2007. Re-establishing freshwater wetlands in Denmark. *Ecol. Engin.*, **30**: 157-166.
- Hui C., 2006. Carrying capacity, population equilibrium, and environment's maximal load. *Ecological Modelling*, **192**: 317-320.
- ISPRA, 2010. *Il valore economico della biodiversità e degli ecosistemi*. Manuali e Linee guida 64/2010, 108 pag.
- Jørgensen S.E., 1992a. Parameters, ecological constraints and exergy. *Ecological Modelling*, **62**: 163-170.
- Jørgensen S.E., 1992b. Exergy and ecology. *Ecological Modelling*, **63**: 185-214.
- Jørgensen S.E., 2000. Application of exergy and specific exergy as ecological indicators of coastal areas. *Aquatic Ecosystem Health and Management*, **3**: 419-430.
- Jørgensen S.E., 2002a. Recent trends in the development of ecological models applied on aquatic ecosystems. *The Scientific World Journal*, **2**: 387-406.
- Jørgensen S.E., 2002b. *Integration of ecosystem theories: a pattern*. Kluwer, Dordrecht, pp. 86.
- Levine J.M., Hille Ris Lambers J., 2009. The importance of niches for the maintenance of species diversity. *Nature*, **461**: 254-257.
- Lotka A.J., 1927. Fluctuations in the Abundance of a Species considered Mathematically. *Nature*, **119**: 12.
- Ludovisi A., Poletti A., 2003. Use of thermodynamic indices as Ecological indicators of the development state of lake ecosystems. 2. Exergy and specific exergy indices. *Ecological Modelling*, **159**: 223-238.
- MA - Millennium Ecosystem Assessment, 2005. *Ecosystems and Human Well-being: Synthesis*. Island Press, Washington, DC., 155 pag.
- Marques J.C., Jørgensen S.E. 2002. Three selected ecological observations interpreted in terms of a thermodynamic hypothesis. Contribution to a general theoretical framework. *Ecological Modelling*, **158**: 213-221.
- Marques J.C., Pardal M.A., Nielsen S.N., Jørgensen S.E., 1997. Analysis of the properties of exergy and biodiversity along an estuarine gradient of eutrophication. *Ecological Modelling*, **102**: 155-167.
- Milcu A.I., Hanspach J., Abson D., Fischer J., 2013. Cultural Ecosystem Services: a Literature Review and Prospects for Future Research. *Ecology and Society*, **18** (3): 44-77. <http://dx.doi.org/10.5751/ES-05790-180344>
- Negri P., 1997. *Ruolo della zona riparia di una roggia di fondovalle in Valsugana, Trentino*. Tesi di Laurea, Università Ca' Foscari, Venezia, Italia.
- OECD, 2018. *Cost-Benefit Analysis and the Environment: Further Developments and Policy Use*. OECD Publishing, Paris. 314 pag.
- OldeVetterink H., Wiegman F., Van der Lee G.E.M., Vermaat J.E., 2003. Role of active floodplain for nutrient retention in river Rhine. *J. Env. Qual.*, **32**: 1430-1435.
- OldeVetterink H., Vermaat J.E., Pronk M., Wiegman F., Van der Lee G.E.M., Van den Horn M.W., Higler L.W.G., Verhoeven J.T.H., 2006. Importance of sedimentation denitrification for plant productivity and nutrient retention in various floodplain wetlands. *Appl. Veg. Sci.*, **9**: 163-174.
- Petersen R.C., Madsen B.L., Wilzbach M.A., Magadza C.H., Parlborg A., Kullberg A., Cummins K.W. 1987. Stream management: emerging global similarities. *AMBIO*, **16** (4): 166-179.
- Postel S., Richter B., 2003. *Rivers for Life: managing water for people and nature*. Island Press, Washington D.C. (USA), 220 pag.
- 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*. Manuale APAT. Apat, Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio – APPA Trento, Lineagrafica Bertelli, Trento, 325 pag.
- Siligardi M., Paoli F., Rubin A., 2016. *Individuazione e definizione delle Aree di Protezione. Fluviale nel territorio della Comunità delle Giudicarie*. Comunità delle Giudicarie, Tione di Trento (TN), 62 pag.
- Siligardi M., Zanetti M., 2018. *LIFE Project SilIFFE. Fluvial Functionality Index as planning instrument for a good governance of Sile's ecosystem, report azione C1-Pianificazione vincolistica per gli interventi*. Parco Naturale Regionale del fiume Sile, 100 pag.
- Silow E.A., 1999. The use of two lumped models for the analysis of consequences of external influences on the lake Baikal ecosystem. *Ecological Modelling*, **121**: 103-113.
- Silow E.A., Oh I.H., 2004. Aquatic ecosystem assessment using exergy. *Ecological Indicator*, **4**: 189-194.
- Silow E.A., Mokry A.V., 2010. Exergy as a tool for ecosystem health assessment. *Entropy*, **12**: 902-925.
- Steinborn W., Svirezhev Y., 2000. Entropy as an indicator of sustainability in agro-ecosystems: North Germany case study. *Ecological Modelling*, **133**: 247-257.
- Svirezhev Y.M., 2000. Thermodynamics and ecology. *Ecological Modelling*, **132**: 11-22.
- Verhulst P.H., 1838. Notice sur la loi que la population poursuit dans son accroissement. *Corresp. mathématique et physique*, **10**: 113-121.
- Xu F.L., 1997. Exergy and structural exergy as Ecol. Indic. for the development state of the Lake Chaohu ecosystem. *Ecological Modelling*, **99**: 41-49.
- Xu F.L., Jørgensen S.E., Tao S., 1999. Ecological indicators for assessing freshwater ecosystem health. *Ecological Modelling*, **116**: 77-106.

Specie aliene nei corsi d'acqua della Liguria: influenza sui risultati degli indicatori biologici e proposta di un indice di alloctonia. Parte 1 - Presupposti e costruzione dell'indice

Marco Bodon^{1*}, Sara Costa², Anna Maria Risso², Federica Morchio²

¹ c/o Museo di Storia Naturale, Sezione di Zoologia de "La Specola", SMA, Università di Firenze, Via Romana 17 – 50125 Firenze.

² Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), Direzione Scientifica, Via Bombrini 8 – 16149 Genova.

* Referente per la corrispondenza: e-mail bodonm0@gmail.com

Pervenuto il 19.2.2021; accettato il 15.5.2021

Riassunto

La problematica relativa alle specie aliene nell'ambiente acquatico desta continue preoccupazioni, ma è ancora fortemente sottostimata nella valutazione della qualità biologica dei corsi d'acqua. Considerata la crescita esponenziale delle specie aliene nei corsi d'acqua, è ormai inevitabile considerare anche questa componente nelle valutazioni della qualità ambientale. Nel presente lavoro viene verificata l'influenza dei taxa alieni sulle comunità dei macroinvertebrati, diatomee, macrofite acquatiche e riparie, ittiofauna, in relazione allo stato di qualità che deriva dall'applicazione degli indici biologici del D.M. 260/2010 sui corpi idrici monitorati in Liguria. Si evidenzia una debole correlazione tra lo stato di qualità di alcuni Elementi di Qualità Biologica (EQB), in particolare per il macrobenthos e l'ittiofauna, e la presenza/abbondanza di specie alloctone, che spesso sono sintomo di una degradazione dell'ecosistema acquatico che ne favorisce la diffusione. Considerando che gli indici attualmente in uso non sono sufficienti per valutare questo aspetto, vengono proposti alcuni semplici algoritmi, derivati da indici applicati in articoli recenti, per la stima dell'impatto dei taxa alieni sulle comunità acquatiche, che permettono di integrare il giudizio di qualità ambientale con quello di alloctonia.

PAROLE CHIAVE: specie aliene / comunità biologiche dei corsi d'acqua / indici di qualità e di alloctonia / Liguria

Alien species in the Ligurian watercourses: their influence over the biological quality indexes and proposal of an alien species index

The presence of alien species into the aquatic environments is a problem that continuously bring concern but it is still strongly underestimated during the evaluation of the biological quality of watercourses. Given the exponential growth of alien species number in watercourses, it is essential to consider even this component during environmental quality evaluations. In the present work the influence of alien taxa over freshwater communities (macroinvertebrates, diatoms, aquatic and riparian macrophytes and fish) is verified in the monitored Ligurian water bodies, related to the quality status coming from the application of the biological indexes of D.M. 260/2010. It is highlighted a weak correlation between the status of some Biological Quality Elements (BQE), especially for the macrobenthos and the fish community, and the presence/abundance of alien species, which are often a symptom of a water ecosystem degradation favouring their spread. Because the indexes currently used are not sufficient to evaluate this aspect, some simple algorithms (derived from indexes applied in recent articles) are proposed to estimate the impact of the alien species over the water communities. This will help to integrate the environmental quality judgment with aliens.

KEY WORDS: alien species / freshwater biological communities / biological quality and alien species indexes / Liguria

INTRODUZIONE

La Direttiva 2000/60/CE, nota come Direttiva Quadro per le Acque, rappresenta il più importante atto legislativo comunitario sulla tutela degli ambienti acquatici. La Direttiva persegue obiettivi ambiziosi: prevenire il deterioramento qualitativo e quantitativo delle acque, migliorarne lo stato e assicurare un utilizzo sostenibile della risorsa. L'aspetto maggiormente innovativo consiste tuttavia nell'aver posto al centro dell'attenzione le comunità biologiche degli ecosistemi acquatici che vengono valutate attraverso la struttura (composizione e abbondanza). Gli Elementi di Qualità Biologica (EQB) assumono di fatto un ruolo fondamentale nella valutazione della qualità delle acque, mentre i parametri fisico-chimici (macrodescrittori e alcune sostanze chimiche), vengono considerati "a sostegno" degli elementi biologici nel giudizio di qualità per lo Stato Ecologico. Lo stato delle acque superficiali risulta quindi essere l'espressione complessiva della comunità, determinato, di fatto, dal valore peggiore delle diverse componenti biologiche.

In Italia, gli indici biologici previsti dalla normativa per la valutazione della qualità dei corpi idrici (D.Lgs. 152/1999 e D.M. 260/2010), in recepimento della Direttiva Quadro per le Acque, non prevedono (ad eccezione dell'ittiofauna) l'integrazione del parametro "alloctonia" ai fini del giudizio di qualità. Eppure un ambiente degradato, dove le specie aliene hanno un ruolo consistente o rilevante nella comunità, non dovrebbe essere valutato alla pari di un ambiente che ospita solo comunità autoctone. Il giudizio complessivo andrebbe quindi riconsiderato affiancando il giudizio di qualità con un indice di alloctonia (IA) del corpo idrico, basato sulla presenza e abbondanza di specie aliene.

L'introduzione e la diffusione di specie animali e vegetali alloctone rappresenta una delle principali minacce per la conservazione della biodiversità. In particolare, gli ambienti idrici sono tra gli ecosistemi più vulnerabili da parte di specie aliene che trovano, soprattutto in quelli più degradati, condizioni idonee ad una colonizzazione massiva. I corsi d'acqua della Liguria, soprattutto nei tratti inferiori e terminali, sono soggetti a molti fattori di degrado: inquinamento organico o chimico, alterazione idromorfologica per la costruzione di briglie, arginature o difese spondali, manutenzione irrazionale degli alvei con distruzione totale della vegetazione e continui rimaneggiamenti dei sedimenti, prelievi idrici eccessivi che portano a secche sempre più prolungate, dovute, negli ultimi anni, anche a un calo della piovosità a causa dei cambiamenti climatici. Tutto ciò ha favorito l'insediamento e la diffusione di specie alloctone invasive, molto adattabili, anche a seguito della forte antropizzazione del territorio e della mancanza di una legislazione e sorveglianza adeguata.

Numerose specie aliene sono presenti nella componente macrobentonica dei corsi d'acqua italiani (Gherardi *et al.*, 2008, 2010) e liguri (Costa *et al.*, 2017, 2019). Molte di queste sono comparse solo recentemente e hanno dato luogo, talvolta, a colonizzazioni massive; il problema non è molto percepito poiché la maggior parte delle specie sono di piccole dimensioni. Inoltre alcune di esse non sono adeguatamente conosciute nella loro frequenza e diffusione, a causa della difficile identificazione, mentre il livello standard di riconoscimento per l'applicazione degli indici richiesti dalla normativa si ferma a gruppi (Unità Sistematiche) di livello superiore.

Per le diatomee le specie ritenute alloctone sono sovente di difficile riconoscimento e passano inosservate, a parte *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt, 1899, che può assumere un aspetto invasivo contribuendo a formare feltri molto consistenti che ricoprono i substrati sommersi (Falasco e Bona, 2013).

Sulle macrofite il problema è stato sottovalutato. Mentre le specie acquatiche alloctone al momento presenti negli ambienti lotici della Liguria sono poche, anche perché gli habitat rhithrali, che caratterizzano la quasi totalità dei corsi d'acqua della regione, sono poveri di fanerogame acquatiche, al contrario le specie riparie alloctone sono numerose e consistenti, favorite dalla degradazione e dagli interventi sugli alvei fluviali (Celesti-Grapow *et al.*, 2010).

Per l'ittiofauna il problema è ancora più serio, anche se in Liguria le comunità ittiche non sono così alterate come in altre regioni del nord e centro Italia. Ciononostante, anche in Liguria sono ormai presenti numerose specie alloctone, a causa di irrazionali e continui ripopolamenti e di una gestione della pesca che non punta verso una tutela di questa componente ma verso uno sfruttamento turistico (Ciuffardi *et al.*, 2015; Baldaccini e Ercolini, 2016).

La diffusione di specie alloctone, in particolare di quelle invasive, può quindi alterare lo stato delle comunità e tale pressione deve essere valutata separatamente dallo stato di qualità ambientale (Cardoso e Free, 2008). Recentemente sono stati proposti alcuni indici per la valutazione della pressione biologica da parte delle specie aliene, ma parte di questi sono applicabili solo agli ambienti marini o valutano il rischio o l'impatto delle singole specie (Olein *et al.*, 2007; Çinar e Bakir, 2014; Ferrario *et al.*, 2017). Pochi altri lavorano sull'intera comunità e sono applicabili ai dati raccolti nell'ambito dei monitoraggi routinari in ambienti lotici. Tra questi, l'indice SBCI per il macrobenthos (Indice Sito-specifico di Biocontaminazione; Arbačiauskas *et al.*, 2008) e l'indice CIF per la fauna ittica (Coefficiente di Integrità Faunistica; Bianco, 1995), ancora di limitata applicazione in Italia (Bianco e Frezza, 2011; Bianco e Santoro, 2011; Paganelli *et al.*, 2018).

L'insediamento e la diffusione delle specie alloctone

sollevano i seguenti interrogativi:

- gli indici o i sub-indici attualmente utilizzati per la valutazione dello stato di qualità sono comunque sensibili alla presenza/abbondanza delle specie alloctone?
- la presenza/consistenza dei taxa alloctoni influenza gli indici in modo diretto, attraverso l'algoritmo di calcolo, o in modo indiretto, a causa del legame tra questi e la degradazione ambientale?
- lo scadimento di qualità dipende principalmente dalle specie alloctone, che insediandosi modificano la comunità a causa di una competizione tra le specie o per altre interferenze biologiche, o deriva semplicemente dall'associazione tra uno stato ambientale già degradato e la presenza/abbondanza di specie alloctone?

Scopo del presente lavoro è quello di tentare di valutare l'influenza delle specie alloctone nel giudizio di qualità dei corpi idrici, analizzando i valori degli indici e sub-indici degli EQB, di proporre semplici algoritmi per la valutazione della pressione da parte delle specie aliene e di verificarne la possibilità di utilizzo in relazione agli indici già sviluppati su questa tematica. Inoltre, nella seconda parte (di prossima pubblicazione), verranno riportati alcuni esempi di calcolo su diverse matrici e, per facilitare l'attribuzione delle Unità Sistematiche del macrobenthos alle rispettive categorie, verranno forniti un elenco aggiornato dei taxa segnalati in Italia, un elenco referenziato delle relative specie alloctone e alcune chiavi tassonomiche per la determinazione delle specie alloctone.

MATERIALI E METODI

I dati relativi al macrobenthos, diatomee, macrofite e fauna ittica nei corsi d'acqua della Liguria sono stati raccolti in numerose campagne di monitoraggio, realizzate dal personale dell'Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL) e da consulenti esterni dell'Osservatorio Ligure Pesca e Ambiente (OLPA), in base a specifiche convenzioni. Le campagne sono state effettuate a partire dal 2007 per il macrobenthos, dal 2008 per le diatomee, dal 2005 per le macrofite e dal 2014 per la fauna ittica; per queste componenti si dispone, rispettivamente, di 1193, 691, 564 e 50 campionamenti su 190, 184, 182 e 50 stazioni; i dati considerati includono tutti i campionamenti fino al 2018 per le diatomee e fino al 2019 per le altre componenti.

I campionamenti per il macrobenthos, finalizzati all'applicazione dell'indice STAR_ICMi (Buffagni e Erba, 2007b), sono stati effettuati secondo il metodo multihabitat-proporzionale e la procedura standardizzata su una superficie di 1 m², preferibilmente su raschio (Buffagni e Erba, 2007a, 2014; Buffagni *et al.*, 2014); i taxa, determinati a livello di unità sistematiche IBE (Ghetti, 1997) e raggruppati a livello di famiglia, sono

stati processati con il software MacrOper (Buffagni e Belfiore, 2013). Per i campionamenti e la preparazione dei vetrini per le diatomee sono state osservate le procedure stabilite dal protocollo ISPRA (Mancini *et al.*, 2014); per l'elaborazione dei dati e il calcolo degli indici è stato utilizzato il software OMNIDIA 2015 (versione 5.0) per i dati 2015-2018, mentre per i primi anni sono state usate versioni precedenti. Per le macrofite si è seguito il protocollo di campionamento ISPRA (Minciardi *et al.*, 2014), generalmente su un tratto di 100 m di lunghezza comprendente raschi e pozze; per il calcolo dell'IBMR (Hauray *et al.*, 2006) i dati sono stati caricati e processati da un software realizzato da ARPAL. Anche i campionamenti di fauna ittica sono stati realizzati con la metodica di base suggerita da ISPRA (Macchio e Rossi, 2014), anche se lievemente semplificata, su un tratto di ca. 500-1500 m², mentre il calcolo dell'Indice Ittico NISECI (Macchio *et al.*, 2017) è stato effettuato mediante un software realizzato da OLPA.

La presenza e consistenza di specie aliene è stata valutata mediante semplici elaborazioni sui dati disponibili da parte dell'ARPAL. I parametri utilizzati per la verifica dell'impatto delle specie si basano sul numero e sul rapporto in percentuale, sia dei taxa, sia degli esemplari. In particolare, per ciascuna componente sono stati scelti quelli disponibili per ogni metodica di campionamento.

Parametri utilizzati per il macrobenthos:

- N° dei taxa alieni;
- N° di taxa alieni / N° totale di taxa presenti, in %;
- N° di esemplari alieni;
- N° esemplari alieni / N° esemplari totali, in %.

Alcuni taxa, determinati a livello di Unità Sistematiche (US) per l'IBE, in Liguria non comprendono solo specie autoctone o solo specie aliene ma entrambe, e quindi il numero di specie aliene o autoctone non corrisponde esattamente al numero delle US. Dal momento che non è stato sempre possibile determinare tutti questi campioni a livello specifico, è stata adottata la seguente approssimazione: le US che includono sia specie aliene che specie autoctone sono state considerate come aliene qualora accertata la presenza di almeno una specie aliena nell'ambito della US; se invece non sono state rilevate specie aliene o le US non sono state determinate a livello specifico, sono state considerate come autoctone.

Parametri utilizzati per le diatomee:

- N° di specie aliene;
- N° di specie aliene / N° totale delle specie presenti, in %;
- N° di valve delle specie aliene / N° totale di valve delle specie presenti, in %.

Non è stato considerato il solo numero delle valve delle specie aliene in quanto il campionamento delle diatomee non è quantitativo ma riferito sempre ad un

campione di ca. 400 valve.

Parametri utilizzati per le macrofite:

- N° dei taxa alieni acquatici;
- N° dei taxa alieni acquatici / N° totale dei taxa acquatici presenti, in %;
- Copertura assoluta dei taxa alieni acquatici;
- Copertura relativa in % dei taxa alieni acquatici (somma delle coperture relative dei taxa alieni);
- N° delle specie aliene dominanti di sponda;
- N° delle specie aliene dominanti di sponda / N° totale delle specie dominanti di sponda, in %;
- Copertura relativa in % dei taxa alieni nel corridoio fluviale (media della % sulle due rive).

Per le macrofite sono quindi disponibili sia i taxa (generi o specie) presenti in acqua (rilievo vero e proprio), sia le specie dominanti nel corridoio fluviale e quelle aliene nella sponda, rilievo accessorio, anche se sommario, previsto dalla metodica di campionamento (Minciardi *et al.*, 2014). Come specie alloctone sono state considerate anche le transfaunate in Liguria, secondo le liste di Celesti-Gradow (2010).

Parametri utilizzati per l'ittiofauna:

- gli stessi utilizzati per il macrobenthos, ma a livello di specie.

L'indice ittico NISECI (Macchio *et al.*, 2017), che rappresenta la versione migliorata e intercalibrata dell'I-SECI (Zerunian *et al.*, 2009), è stato adattato alle zone ittiche proprie della regione Liguria, in base a recenti contributi scientifici (Ciuffardi *et al.*, 2015). Per la lista dell'ittiofauna italiana, sia autoctona che alloctona, sono stati considerati i recenti aggiornamenti (Bianco, 2014; Fortini, 2016), mentre tra le specie alloctone sono state incluse anche le specie transfaunate comprese negli elenchi del NISECI (Macchio *et al.*, 2017).

Per ciascuna componente, i parametri sulle specie aliene sono stati calcolati tramite l'implementazione di apposite query dai data-base realizzati per l'archiviazione dei dati. I risultati di questi parametri sono stati messi in relazione con i valori degli indici biologici calcolati come previsto dal D.M. 260/2010. Nei casi in cui l'indice biologico risulta composto da due (diatomee) o più (macrobenthos, ittiofauna) sub-indici, anch'essi sono stati messi in relazione con i risultati dei parametri sulle specie alloctone. È stato considerato anche il parametro relativo alle dimensioni del bacino sotteso, secondo le classi stabilite dal D.M. 260/2010, considerando anche una classe (bacino molto piccolo) inferiore alle dimensioni minime (10 km²) generalmente stabilite per la tipizzazione.

La correlazione tra i diversi parametri e gli indici o sub-indici è stata evidenziata tramite regressione lineare (una linea di tendenza di altro tipo sarebbe troppo influenzata dal numero inferiore di dati per i livelli estremi dei range) e il livello di significatività p è stato verificato attraverso il coefficiente di determinazione

R^2 della regressione, mediante la formula seguente:

$$p = t \left(\sqrt{\frac{R^2 \cdot v}{(1 - R^2) \cdot v}} \right)$$

dove v denota il numero di gradi di libertà e dove $t(x, v)$ denota il valore della distribuzione t a due code con v gradi di libertà calcolata in x .

Il valore di R^2 è stato quindi utilizzato per comparare la forza della correlazione tra i diversi parametri.

Inoltre, sono state effettuate alcune verifiche sulla corrispondenza del livello di significatività attraverso il coefficiente di determinazione R^2 della regressione e il coefficiente r di correlazione di Pearson, coadiuvato attraverso il t test.

La metrica qui utilizzata per la formulazione dell'Indice di Alloctonia (IA) deriva da quella proposta da Arbačiauskas *et al.* (2008) nella costruzione dell'indice sito-specifico di biocontaminazione (SBCI), applicato proprio per la valutazione della pressione dovuta alla presenza e abbondanza dei taxa alieni macrobentonici. L'indice SBCI si basa su una tabella a doppia entrata composta da due sub-indici: l'indice di abbondanza di contaminazione (ACI, calcolato in base alla percentuale di esemplari alloctoni sul totale degli esemplari) e l'indice di ricchezza di contaminazione (RCI, calcolato in base alla percentuale delle Unità Sistematiche aliene sul totale delle Unità Sistematiche). L'indice SBCI si ricava dal valore peggiore tra l'ACI e l'RCI ed è espresso come classe di qualità da 0 (assenza di biocontaminazione) a 4 (massima biocontaminazione). Allo scopo di confrontare i risultati delle metriche in esame con l'indice SBCI, quest'ultimo è stato calcolato, oltre che sulle classi proposte dall'autore (aumentate di una unità, in modo da ottenere un range da 1 a 5, anziché da 0 a 4, così immediatamente paragonabile alle classi di qualità utilizzate per gli altri EQB), anche su una scala continua di valori, prendendo sempre il valore peggiore tra i due sub-indici che lo compongono.

È stato effettuato anche un confronto con il Coefficiente di Integrità Faunistica (CIF) di Bianco (1995), indice utilizzato per la valutazione della componente ittica, che restituisce però il valore in sole tre classi di qualità, qui considerate come elevata + buona, moderata, scarsa + cattiva. Inoltre, per verificare l'incidenza dell'impatto dell'inquinamento organico sui diversi indici di qualità ambientale e di alloctonia, è stato utilizzato anche il LIMeco, indice del D.M. 260/2010 basato esclusivamente sui parametri fisico-chimici. Il LIMeco è stato calcolato per ciascuna stazione, sulla media delle medie triennali per il periodo 2009-2019, dato che i valori triennali presentano una sensibile variabilità dovuta al basso numero di campionamenti annui (generalmente 4)

previsti dalla normativa.

Per verificare la correlazione della scala dei valori tra un nuovo indice per la valutazione della componente aliena e i due indici SBCI e CIF è stata utilizzata la regressione lineare in modo ortogonale alla retta (minima distanza quadratica ortogonale tra i punti e la retta), al fine di svincolare la dipendenza di una variabile (IA) rispetto all'altra (SBCI o CIF).

RISULTATI: RELAZIONE TRA LA COMPONENTE ALLOCTONA E GLI INDICI BIOLOGICI DI QUALITÀ AMBIENTALE

Macrobenthos

Diverse specie alloctone sono state accertate durante i monitoraggi macrobentonici nei corsi d'acqua della Liguria, almeno 13 sulle 21 specie segnalate negli ambienti acquatici della regione (Costa *et al.*, 2017). Alcuni taxa alloctoni sono relativamente semplici da individuare in base alle Unità Sistematiche (US) a livello di IBE, quando queste comprendono, in Italia o almeno in Liguria, solo specie alloctone, come i Tricladi del genere *Girardia*, gli Oligocheti Ocnorodrilidae e Acanthodrilidae, gli Irudinei dei generi *Barbronia* e *Piscicola*, i Molluschi Physidae (in Liguria presenti solo con il genere *Physella*) e i Decapodi Cambaridae. Altre specie alloctone sono identificabili con maggiore difficoltà, perché richiedono un approfondimento delle US a livello di genere o di specie, come il genere *Branchiura* tra gli Oligocheti Tubificidae, la specie *Gyraulus chinensis* (Dunker, 1848) tra i Gasteropodi Planorbidae o il genere *Pacifastacus* tra i Decapodi Astacidae. Poiché manca una rassegna aggiornata dei taxa macrobentonici alloctoni (rispetto ai manuali di Sansoni, 1988; Campaioli *et al.*, 1994, 1999; e la sintesi riportata in Gherardi *et al.*, 2008), nella seconda parte (in preparazione) verranno elencate le Unità Sistematiche delle acque interne contrassegnando quelle che presentano specie alloctone segnalate in Italia, con la letteratura relativa e con alcune chiavi di determinazione.

La componente alloctona macrobentonica non rappresenta, negli ambienti reofili della Liguria, una frazione rilevante della comunità, considerando che i corsi d'acqua, a carattere quasi sempre rithrale, hanno un popolamento dominato da larve di insetti, che non presenta taxa alieni. Tra le diverse espressioni prese in considerazione per la componente aliena, forse il numero di esemplari è quello che registra un peso maggiore, ma il numero di esemplari totali è decisamente alto per il macrobenthos, e quindi la percentuale di esemplari alieni mediamente è molto bassa (Fig. 1).

L'indice utilizzato per il macrobenthos, lo STAR_ICMi (Buffagni e Erba, 2007b) non considera tra i parametri di valutazione dello stato di qualità l'autoctonia/alloctonia dei taxa appartenenti alle famiglie utilizzate per il calcolo dell'indice. Alcune Unità Sistematiche alloctone non vengono proprio considerate in quanto appartenenti a famiglie (Acanthodrilidae, Ocnorodrilidae, Cambaridae) non comprese nella lista faunistica utilizzata dal software MacrOper per il calcolo dell'indice (Buffagni e Belfiore, 2013), mentre altri taxa alloctoni (*Girardia*, *Branchiura*, Tateidae, *Gyraulus chinensis*, *Sinanodonta*, *Pacifastacus*) sono inclusi entro unità sistematiche più ampie (rispettivamente Dugesidae, Planorbidae, Tubificidae, Hydrobioidea, Unionidae, Astacidae) e quindi non vengono distinti dai taxa autoctoni. Solo poche famiglie comprendenti unicamente specie alloctone (Piscicolidae, Safilidae, Physidae) sono considerate comunque per il loro valore come indicatore. L'indice STAR_ICMi è composto da diverse metriche, assemblate tra loro con pesi differenti. Le metriche comprendono sei sub-indici: Average Score Per Taxon (ASPT-2), Log (Sel_EPTD+1), 1-GOLD, Numero totale di famiglie, Numero di famiglie EPT, Indice di diversità di Shannon-Wiener (Shannon, 1948; Armitage *et al.*, 1983; Buffagni *et al.*, 2004; Pinto *et al.*, 2004; Buffagni e Erba, 2007b; Spitale, 2017). Il primo sub-indice viene indicato come metrica di tolleranza, il secondo e terzo come metriche di abbondanza/habitat, e i restanti come metriche di ricchezza/diversità (Buffagni e Erba, 2007b).

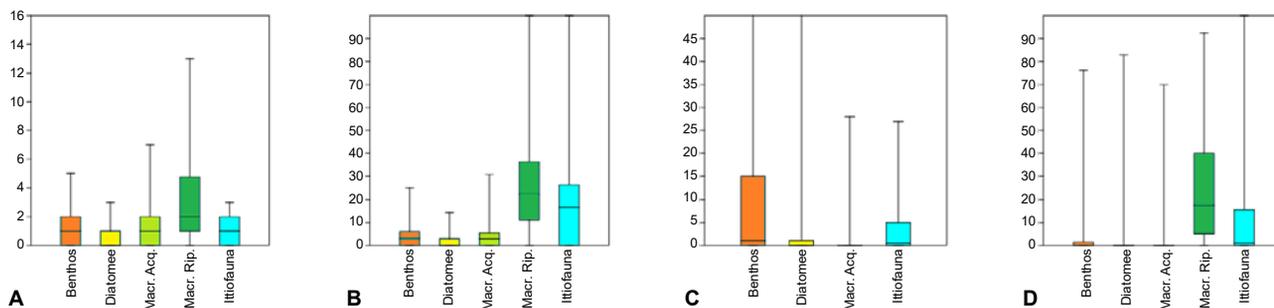


Fig. 1. Box-plot relativo alla componente aliena (valore mediano, 25° e 75° percentile, rappresentati dai rettangoli e range, visualizzato dalle linee) considerata in base al numero di taxa (A), alla percentuale di taxa (B), al numero di esemplari (numero di valve per le diatomee; copertura assoluta per le macrofite; C) e alla percentuale di esemplari (percentuale di valve per le diatomee; copertura relativa per le macrofite; D) per i comparti biologici considerati in base ai campionamenti nei corsi d'acqua della Liguria.

In realtà, a parte i sub-indici che valutano la diversità senza tenere conto del tipo di organismo (Numero totale di Famiglie e Indice di diversità di Shannon-Wiener), gli altri integrano fattori di ricchezza con sensibilità, in quanto basati sul numero di taxa in relazione alla

sensibilità (ASPT-2), sul numero/abbondanza dei taxa sensibili (Log (Sel_EPTD+1) e sul numero di famiglie sensibili (EPT) o tolleranti (1-GOLD).

Analizzando i risultati sul macrobenthos tra i valori dell'indice STAR_ICMi e la componente aliena, si os-

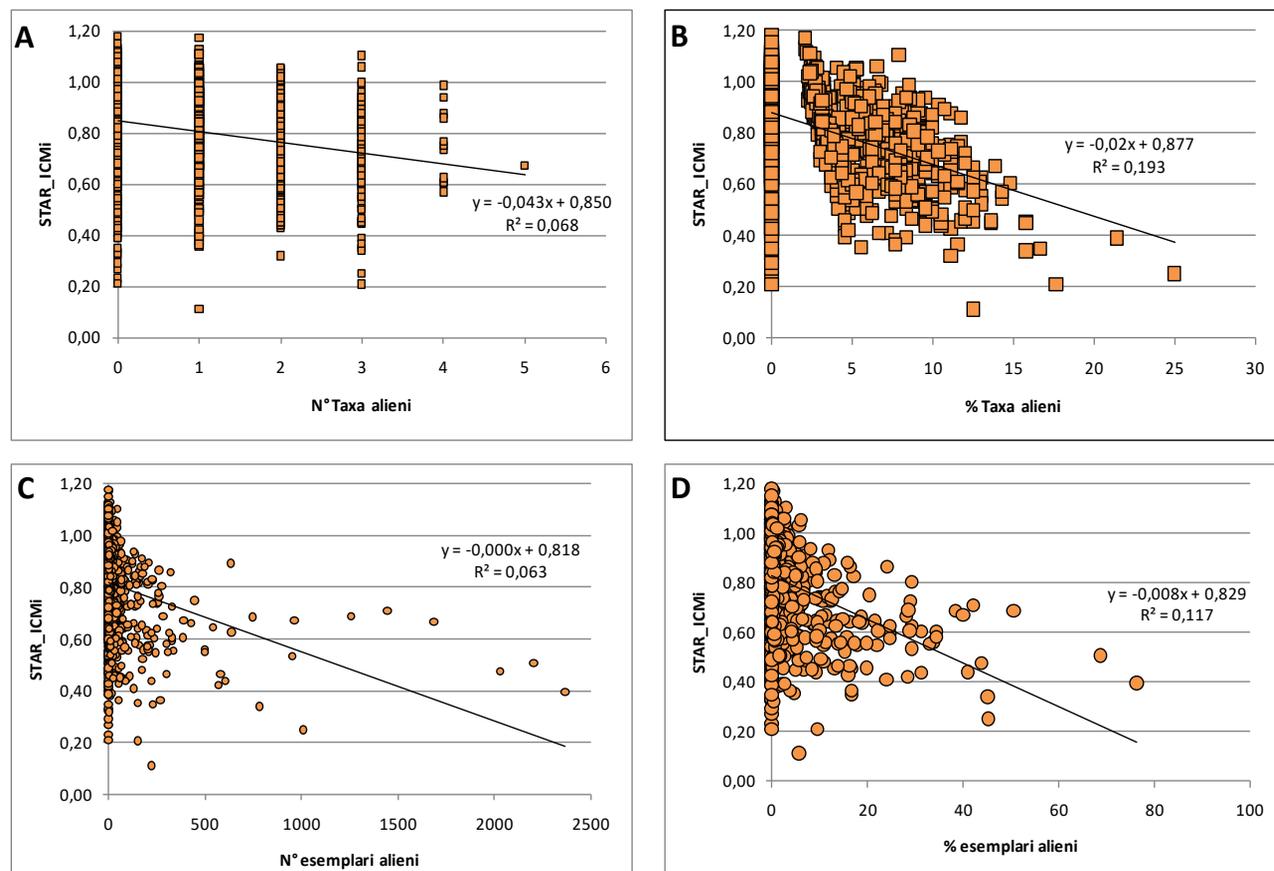


Fig. 2. Regressione lineare e coefficiente di determinazione R^2 tra l'indice macrobentonico STAR_ICMi e la componente aliena, considerata in base al numero di taxa (A), alla percentuale di taxa (B), al numero di esemplari (C) e alla percentuale di esemplari (D).

Tab. I. Significatività e forza della correlazione, espressa attraverso il valore del coefficiente di determinazione R^2 , tra i diversi indici o sub-indici, applicati ai dati complessivi o parziali (Bmp+Bpi: bacini molto piccoli e piccoli; Bme+Bgr: bacini medi e grandi) e i parametri per la valutazione della componente alloctona sul macrobenthos. In nero valori altamente significativi ($p < 0,01$); in blu significativi ($p < 0,05$); in rosso non significativi ($p > 0,05$). In grassetto i sub-indici influenzati, almeno parzialmente, dai taxa alloctoni; in campo bianco i sub-indici che lavorano solo sulla presenza/assenza; in campo grigio quelli che considerano anche i valori quantitativi.

BENTHOS	N° dati	N Taxa Alieni	% Taxa Alieni	N Es Alieni	% Es Alieni
STAR_ICMi	1193	-0,0681	-0,1937	-0,0630	-0,1175
STAR Bmp+Bpi	872	-0,0638	-0,1758	-0,0665	-0,1322
STAR Bme+Bgr	321	-0,0598	-0,2095	-0,0530	-0,0862
RQE_ASPT	1193	-0,2337	-0,3691	-0,1188	-0,2052
Log Sel	1193	-0,1402	-0,2366	-0,0465	-0,1053
1-GOLD	1193	-0,0328	-0,0694	-0,0672	-0,0714
N Tot Fam	1193	0,0311	-0,0019	-0,0009	-0,0044
N Fam EPT	1193	-0,0553	-0,1588	-0,0504	-0,1049
ID Shannon	1193	0,0025	-0,0108	-0,0203	-0,0102

serva una correlazione negativa (a valori più alti della componente aliena corrispondono valori più bassi, quindi peggiori, relativi allo stato ambientale), sempre altamente significativa ($p\text{-value} < 0,01$) sia con il numero di taxa alieni, che con la % di questi, con il numero di esemplari alieni o con la % degli esemplari alieni (Fig. 2; Tab. I). Nonostante la marcata significatività, che è comunque influenzata positivamente dal numero molto alto di campioni analizzati, la dispersione dei punti è notevole, come rilevato dai valori decisamente bassi del coefficiente di determinazione R^2 , un po' più alti, comunque, sulle componenti in percentuale. Si osserva anche un valore di R^2 leggermente più alto per la % di taxa rispetto alla % degli esemplari, ma questo risultato è abbastanza ovvio dato che le metriche che compongono lo STAR_ICMi lavorano poco sui dati quantitativi.

Separando i campionamenti sia in base alla tipologia che alla classe di qualità derivata dall'indice STAR_ICMi e considerando la percentuale di taxa alloctoni o quella degli esemplari alloctoni, si osserva un sensibile aumento della componente alloctona in relazione a entrambi questi fattori (Fig. 3). È quindi evidente un maggiore insediamento dei taxa alieni sia nelle situazioni di alterazione delle acque sia nelle tipologie iporhithrali ed epipotamali; ciò è conforme alle aspettative dal momento che i taxa alloctoni sono maggiormente eurieci e tolleranti e la biocenosi dei tratti inferiori dei corsi d'acqua è maggiormente rappresentata da gruppi di macroinvertebrati non artropodi che comprendono diversi taxa alieni.

Il sub-indice dello STAR_ICMi che si basa sulla tolleranza degli organismi, l'ASPT-2 (Armitage *et al.*, 1983) viene calcolato sommando il valore di sensibilità di ciascuna famiglia, riportato in un elenco, in rapporto al numero complessivo di taxa. Questo sub-indice lavora solo sulla presenza/assenza a livello di famiglia, non distinguendo precisamente la sensibilità delle specie

alloctone dalle altre e non considerando altresì il numero degli esemplari. Però dal momento che la tolleranza viene valutata in base alla sensibilità agli inquinanti organici, diversi taxa alloctoni, piuttosto tolleranti, hanno un valore di sensibilità basso. Ad esempio, *Girardia tigrina* (Gerard, 1850), *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, e *Potamopyrgus antipodarum*, taxa campionati frequentemente in Liguria, sono considerati indicatori di livello β -mesosaprobico, mentre *Physella acuta* (Draparnaud, 1805), abbondante in situazioni molto alterate, di livello α -mesosaprobico (Sladeček, 1973; Morpurgo, 1996) e hanno un punteggio molto basso, di 1 o 3 su una scala da 1 a 10 (Armitage *et al.*, 1983). Quindi, ovviamente, un moderato o elevato livello di inquinamento favorisce la proliferazione di queste specie alloctone. Il sub-indice ASPT-2 dovrebbe quindi essere influenzato dalla presenza (ma non dall'abbondanza) dei taxa alieni, in quanto questi appartengono a gruppi generalmente considerati come indicatori di basso livello.

Esaminando la correlazione tra questo sub-indice e i diversi parametri individuati per i taxa alloctoni, l'andamento tende a essere sempre negativo come per l'indice STAR_ICMi, ma con forza della correlazione (rappresentata dai valori di R^2) solo appena più alta (Tab. I), in particolare con la % di taxa alieni, secondo le aspettative, trattandosi di un indice che considera la presenza/assenza, ma non l'abbondanza, delle famiglie.

Quanto ai sub-indici che valutano abbondanza, ricchezza e diversità della comunità, questi possono subire un incremento se le specie alloctone si sommano ma non si sostituiscono a quelle indigene (innalzando così il numero di taxa presenti), mentre possono subire un decremento se il numero di individui appartenenti a pochi taxa alloctoni è molto alto rispetto a quello degli altri taxa. I risultati, comunque, mostrano una forza della correlazione quasi nulla (Tab. I).

Anche se non è possibile trarre indicazioni generali,

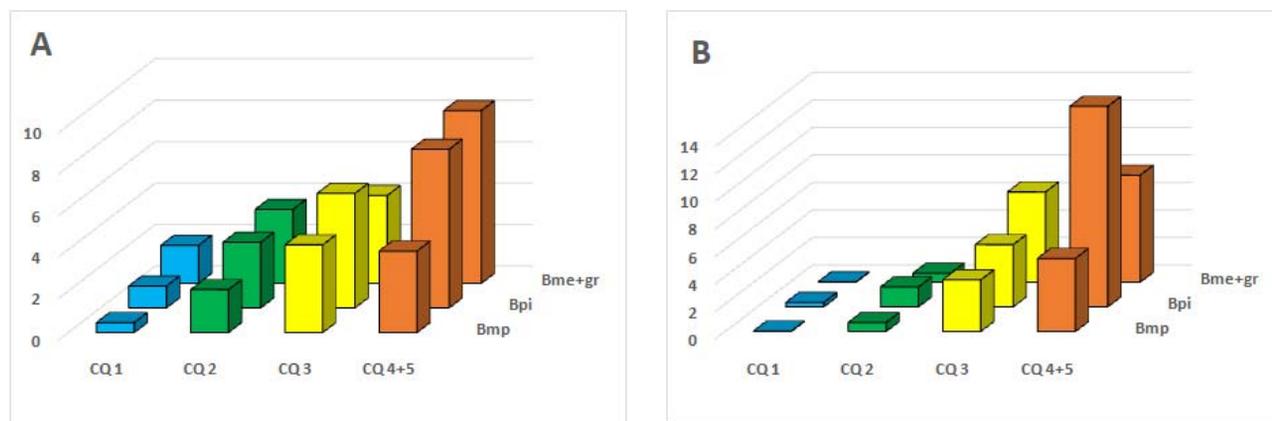


Fig. 3. Valore medio della componente alloctona macrobentonica (A: % di taxa alloctoni; B: % di esemplari alloctoni) in relazione alla classe di qualità dell'indice STAR_ICMi (CQ) e alle dimensioni del bacino sotteso. Bmp= bacini molto piccoli; Bpi= bacini piccoli; Bme+gr= bacini medi e grandi.

in quanto la componente aliena macrobentonica nei corsi d'acqua liguri è nel complesso piuttosto scarsa, sembrerebbe che l'introduzione di questa componente porti a un incremento nel numero dei taxa (correlazione debolmente positiva tra il numero di taxa e il sub-indice Numero Totale Famiglie), mentre non avrebbe un effetto significativo sulla composizione della comunità, valutata attraverso l'indice di diversità di Shannon. La correlazione negativa con l'indice STAR_ICMi sarebbe conseguenza degli altri sub-indici, sia di quelli che tengono in considerazione i taxa alieni come indicatori (ASPT), ma anche di quelli che si basano solo su altri taxa particolarmente esigenti (Log Sel e N Fam EPT). La risposta di questi ultimi riflette, quindi, una associazione tra la componente aliena e uno stato di degradazione delle acque. Comunque è evidente che, anche se l'indice STAR_ICMi mostra una certa correlazione con la componente aliena, per la valutazione di quest'ultima è necessario utilizzare un indice più specifico. Dato che le correlazioni più significative sono quasi sempre quelle relative alla percentuale dei taxa alieni e alla percentuale del numero degli esemplari alieni, rispetto a quelle relative al solo numero dei taxa o degli esemplari, i primi due parametri risultano essere i migliori per la valutazione della componente aliena.

Diatomee

Per quanto riguarda la comunità diatomica, l'unica specie sicuramente alloctona e invasiva, *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt, non ha mai assunto un ruolo consistente nella componente perifitica campionata in Liguria secondo la metodica in uso per questa comunità. Comunque la metodica prevede il campionamento nei raschi, dove *Didymosphenia* non è abbondante, mentre è più consistente in alcuni campionamenti della componente macrofitica, che comprendono il rilievo sia nei raschi che nelle pozze, anche se non è mai comparsa in fioriture massive come è accaduto in regioni limitrofe (Falasco e Bona, 2013; Falasco *et al.*, 2013).

Altre specie sono ritenute alloctone o comunque invasive (Coste ed Ector, 2000; Pérès *et al.*, 2012; Falasco *et al.*, 2013) ma, su queste, si conosce poco in quanto sono state descritte o riconosciute solo recentemente e non ci sono dati storici per affermare, con sicurezza, se si tratta realmente di taxa alloctoni. Tra queste, è stata registrata la presenza di dieci entità, ma solo *Reimeria uniseriata* Sala Guerrero e Ferrario e, subordinatamente, *Cymbella tropica* var. *tropica* Krammer sono state campionate con una certa ricorrenza anche se, mediamente, solo con poche valve. *Achnanidium delmontii* Peres, Le Cohue Barthes, una diatomea invasiva descritta recentemente, è stata trovata anche abbondantemente in alcuni siti; il suo riconoscimento è abbastanza difficile a causa della somiglianza con altre specie dello stesso genere.

Nel complesso, quindi, la componente diatomica alloctona è poco rilevante nella comunità perifitica campionata sui corsi d'acqua liguri (Fig. 1).

L'indice per la valutazione dello stato di qualità delle acque per la componente diatomica, l'ICMi (Mancini e Sollazzo, 2009), si basa sulla media tra due sub-indici, il sub-indice di sensibilità agli inquinanti IPS (valore da 1 a 5, secondo una scala crescente di sensibilità; CEMA-GREF, 1982) e il sub-indice trofico TI di Rott (valore da 0,3 a 3,9 secondo una scala crescente di alterazione; Rott *et al.*, 1999). Entrambi vengono elaborati tramite un coefficiente di sensibilità e un peso, che rappresenta un valore di affidabilità, variabile a seconda delle specie; inoltre viene considerata la frequenza delle specie, su scala semiquantitativa. I due sub-indici, entrambi tarati in base ai valori riscontrati nei siti di riferimento (DM 260/2010), concorrono ciascuno al 50% nel peso dell'indice complessivo. L'indice rileva impatti derivanti da inquinamento organico, di tipo saprobico e trofico.

Quasi tutte le specie alloctone campionate nelle stazioni liguri presentano un punteggio, per il sub-indice di sensibilità agli inquinanti IPS, variabile ma alto o molto alto per le quattro specie citate (valore del coefficiente di sensibilità pari a 4 o 5), quindi sono considerate specie indicatrici molto sensibili. Invece solo *D. geminata* presenta un punteggio e un peso anche per il sub-indice trofico TI di Rott; similmente, è considerata un indicatore di acque di buona qualità (valore del coefficiente di sensibilità basso, pari a 0,6, su una scala di sensibilità in ordine inverso) ma con un peso inferiore rispetto a quello del sub-indice IPS. È abbastanza strano che specie alloctone siano considerate buoni indicatori di sensibilità e trofia, ma è noto che i valori dei diversi indici diatomici sono sovente discordanti e necessitano di una taratura a livello locale (Besse-Lototskaya *et al.*, 2011). Quindi, di massima, l'indice ICMi dovrebbe essere influenzato in senso positivo dalla presenza di diatomee alloctone.

La correlazione tra le specie alloctone e l'indice di qualità diatomico ICMi è molto debole, anche in conseguenza del fatto che le specie alloctone sono poco diffuse nei campioni esaminati (a eccezione del numero di specie aliene, non si raggiunge un livello di significatività accettabile), ed è comunque negativa (Tab. II). Questo

Tab. II. Significatività e forza della correlazione, espressa attraverso il valore del coefficiente di determinazione R^2 , tra i diversi indici o sub-indici e i parametri per la valutazione della componente alloctona sulle diatomee. In nero valori altamente significativi ($p < 0,01$); in rosso non significativi ($p > 0,05$).

DIATOMEE	N° dati	N. Taxa Alieni	% Taxa Alieni	% Valve Alieni
ICMi	691	-0,0224	-0,0034	-0,0010
IPS	691	-0,0212	-0,0036	-0,0029
TI	691	0,0024	0,0021	0,0000

significa che, nonostante che le diatomee alloctone influenzino positivamente l'indice di qualità, questa componente potrebbe essere associata ad un basso livello di qualità ambientale o, meno verosimilmente, potrebbe influenzare negativamente la comunità.

Separando i campionamenti in base alla classe di qualità derivata dall'indice diatamico ICMi e alle dimensioni del bacino sotteso, e considerando la percentuale di specie alloctone o quella delle valve alloctone, non si osserva un aumento della componente alloctona in relazione a questi fattori (Fig. 4). Se da un lato non vi è una correlazione con il livello di inquinamento delle acque, poiché queste diatomee alloctone sono abbastanza esigenti o comunque non indicano situazioni ambientali compromesse, non sembrerebbero nemmeno legate a determinate tipologie fluviali, almeno se valutate nel loro insieme.

Scomponendo l'indice diatamico nei due sub-indici, IPS e TI, si osserva una correlazione parimenti irrilevante o non significativa (Tab. II).

In definitiva, il lieve calo nei valori dell'indice dovuto alla presenza/consistenza di diatomee alloctone è sicuramente in relazione ad altri fattori, come una situazione già degradata che favorisce l'insediamento di queste, e non all'influenza diretta che hanno queste specie nell'algoritmo di calcolo. Chiaramente l'indice per la valutazione della qualità ambientale mediante la componente diatamica non ha nessuna rilevanza per valutare l'influenza della componente alloctona di questa comunità.

Macrofite

Nel caso della comunità macrofittica, tra le alghe, che vengono determinate a livello di genere, solo la diatomea *Didymosphenia* rientra tra i taxa alloctoni ma, contrariamente a quanto si verifica per l'indice diatamico, non ha alcun valore come indicatore per questa comunità.

Altre macrofite acquatiche alloctone compaiono raramente nei corsi d'acqua della Liguria, a regime torrentizio e quindi poveri di fanerogame. Ad esempio, tra le idrofite è occasionale la presenza di *Lemna minuta* Kunth. Invece, tra le elofite, alcune ciperacee alloctone sono abbastanza frequenti, come *Cyperus eragrostis* Lamarck e *Cyperus glomeratus* Linnaeus e, tra le Poacee, *Paspalum distichum* Linnaeus.

Tra le specie macrofittiche di sponda, vi sono alloctone molto frequenti che, sovente, costituiscono una percentuale rilevante della comunità. Ad esempio *Robinia pseudoacacia* Linnaeus, *Arundo donax* Linnaeus, *Phyllostachys* sp., *Helianthus tuberosus* Linnaeus, e *Solidago gigantea* Aiton, colonizzano le rive, mentre *Ambrosia artemisifolia* Linnaeus, *Artemisia verlotiorum* Lamotte, *Bidens frondosa* Linnaeus, *Xanthium orientale* ssp. *italicum* (Moretti) Greuter sono molto diffuse sul greto. Inoltre, si rinvengono molte altre entità introdotte, anche se meno frequentemente. Tra queste sono comparse recentemente anche essenze molto invasive, che potrebbero diventare veramente infestanti, come *Sicyos angulatus* Linnaeus o *Reynoutria japonica* Houttuyn.

Nel complesso, quindi, mentre le macrofite acquatiche alloctone sono poco consistenti nei corsi d'acqua liguri, quelle riparie sono nettamente impattanti e costituiscono una percentuale anche rilevante, sia come taxa che come copertura relativa (Fig. 1).

Tutte queste fanerogame non hanno alcun peso come specie indicatrici in quanto non considerate nell'algoritmo per il calcolo dell'indice macrofittico, indice che rileva esclusivamente lo stato trofico e che si applica alla sola comunità acquatica. L'indice macrofittico utilizzato in Italia, l'IBMR (Indice Biologique Macrophytique en Rivière; AFNOR, 2003) è un indice che combina la percentuale di ricoprimento delle macrofite con un punteggio specifico di oligotrofia e con un coefficiente di stenocia che rappresenta il peso indicatore di ogni

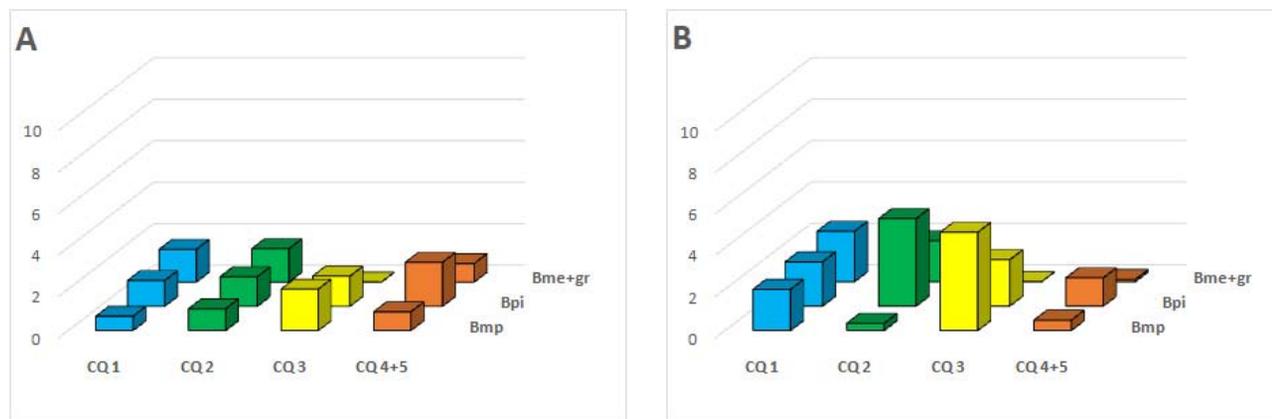


Fig. 4. Valore medio della componente alloctona diatamica (A: % di specie alloctone; B: % di valve alloctone) in relazione alla classe di qualità dell'indice diatamico ICMi e alle dimensioni del bacino sotteso. Bmp= bacini molto piccoli; Bpi= bacini piccoli; Bme+gr= bacini medi e grandi.

taxon considerato. L'RQE_IBMR è l'indice normalizzato in base ai valori sui siti di riferimento.

Per la comunità macrofittica acquatica, la correlazione tra l'indice macrofittico RQE_IBMR e i taxa alieni, considerati sia in base al numero, o alla percentuale sul numero di taxa, o alla percentuale di copertura assoluta o relativa, è quasi sempre altamente significativa, anche per la notevole mole di dati (Tab. III), anche se la forza della correlazione, in base ai valori di R^2 , è alquanto bassa. Comunque si può notare, in tutti i casi, un andamento decrescente con il valore dell'indice. Quindi anche se i taxa alloctoni acquatici presenti in Liguria non hanno un valore indicatore per l'indice è indicativo il fatto che i taxa alloctoni sono maggiormente associati ad ambienti alterati o iporhithrali.

Separando i campionamenti in base alla classe di qualità derivata dall'indice macrofittico RQE_IBMR e alle dimensioni del bacino sotteso e considerando la percentuale di taxa alloctoni o quella della copertura relativa da parte di questi, si osserva un moderato aumento della componente alloctona soprattutto in relazione ad una maggiore compromissione ambientale (Fig. 5). Solo in situazioni non compromesse (I CQ) è evidente un aumento della componente alloctona in relazione alle maggiori dimensioni del bacino sotteso. Tali relazioni sono però poco indicative, data la bassa incidenza della componente alloctona sulla biocenosi acquatica.

Esaminando le relazioni con la comunità macrofittica riparia, si nota anche in questo caso una correlazione altamente significativa tra l'indice macrofittico RQE_IBMR

Tab. III. Significatività e forza della correlazione, espressa attraverso il valore del coefficiente di determinazione R^2 , tra l'indice macrofittico RQE_IBMR sulla comunità acquatica e riparia e i parametri per la valutazione della componente alloctona sulle macrofite. In nero valori altamente significativi ($p < 0,01$).

MACROFITE	N° dati	N Taxa Alieni	% Taxa Alieni	% copertura assoluta	% copertura relativa
RQE_IBMR Acq.	564	-0,0654	-0,0741	-0,0219	-0,0135
RQE_IBMR Rip.	564	-0,1631	-0,1398		-0,1594

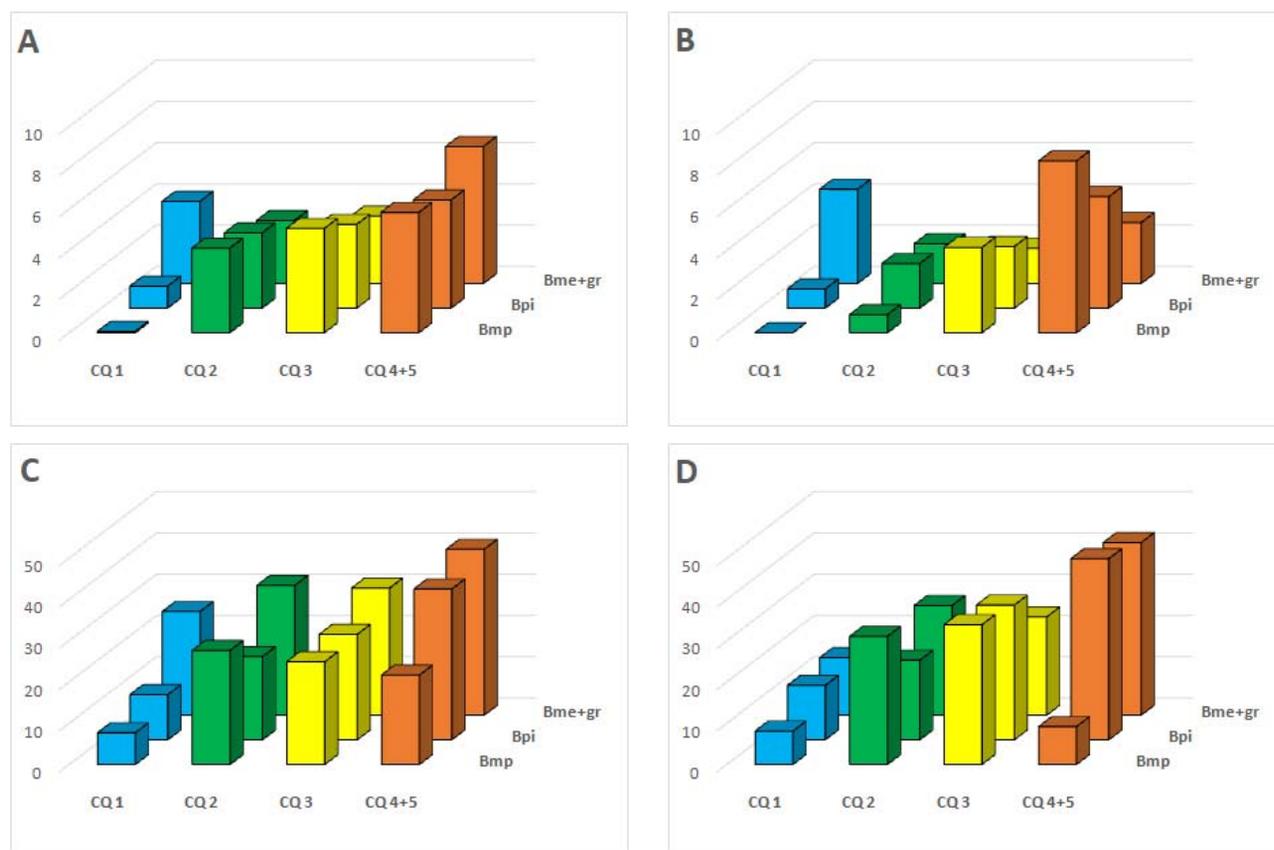


Fig. 5. Valore medio della componente alloctona macrofittica acquatica (A: % di taxa alloctoni; B: % di copertura relativa da parte dei taxa alloctoni) e riparia (C: % di taxa alloctoni; D: % di copertura relativa da parte dei taxa alloctoni) in relazione alla classe di qualità (CQ) dell'indice macrofittico RQE_IBMR sulla componente acquatica e alle dimensioni del bacino sotteso. Bmp= bacini molto piccoli; Bpi= bacini piccoli; Bme+gr= bacini medi e grandi.

e i taxa alieni, espressi sia in base al numero, alla percentuale sul numero di taxa, o alla percentuale di copertura relativa (Tab. III). In questo caso la forza della correlazione è decisamente superiore ma l'andamento è sempre decrescente all'aumentare della consistenza delle specie aliene. Dato che la comunità ripariale non può influenzare il valore dell'indice (non presenta taxa indicatori e il rilievo della vegetazione spondale non interessa il calcolo dell'indice), la spiegazione è intuibile dal fatto che la comunità alloctona si insedia più facilmente negli ambienti degradati o iporhithrali e quindi la relazione tra l'indice e la presenza di entità alloctone è indiretta.

Separando i campionamenti in base alla classe di qualità derivata dell'indice macrofitico RQE_IBMR sulla componente acquatica e alle dimensioni del bacino sotteso e considerando, per la componente riparia, la percentuale di taxa alloctoni o quella della copertura relativa da parte di questi, anche in questo caso si osserva un certo aumento della componente alloctona soprattutto in relazione ad una maggiore compromissione ambientale (Fig. 5). In situazioni non compromesse (ICQ) è visibile un lieve aumento della componente alloctona in relazione alle maggiori dimensioni del bacino sotteso. Data la sensibile incidenza della componente alloctona riparia rispetto a quella acquatica, tali risultati indicano un preferenziale insediamento della componente alloctona nelle tipologie iporhithrali o epipotamali e, solo quando il corso d'acqua subisce una certa compromissione trofica, questa tende a insediarsi più facilmente anche nei tratti epi- e mesorhithrali.

In conclusione, mentre i risultati sulle macrofite acquatiche nelle stazioni liguri sono poco indicativi per il basso numero e consistenza di specie aliene, per le macrofite riparie la componente alloctona è consistente ed è evidente una relazione con la qualità ambientale, rilevata attraverso l'indice macrofitico, anche se questo viene calcolato solo sulla componente acquatica ed è totalmente svincolato dalla presenza di macrofite riparie alloctone, e quindi non può essere utilizzato per valutare il peso della componente aliena.

Ittiofauna

Nell'ambito degli indici previsti per la valutazione della qualità delle acque (D.Lgs. 152/1999 e D.M. 260/2010), gli indici ittici sono i soli dove l'algoritmo di calcolo comprende un sub-indice che valuta direttamente la presenza di specie alloctone, sia per l'ISECI (Zerunian *et al.*, 2009) che per la versione aggiornata recentemente proposta, il NISECI (Macchio *et al.*, 2017). In entrambi i casi, però, i sub-indici sull'alloctonia hanno un peso abbastanza limitato nel condizionare il giudizio finale.

Il calcolo dell'indice ittico NISECI sulle stazioni liguri ha presentato alcune difficoltà, in particolare in relazione alle comunità di riferimento, stabilite in

modo approssimativo o mancanti in certe aree, come per il versante tirrenico alpino. Questo problema è di fondamentale importanza per la regione, in quanto una parte significativa del territorio ricade al di fuori delle zone zoogeografico-ecologiche stabilite da Zerunian *et al.* (2009) e quindi necessita di una definizione (cfr. Zerunian, 2012). Oltre a ciò, la zonazione stabilita a livello nazionale è troppo grossolana per essere applicata ai corsi d'acqua del territorio ligure. Infatti, il calcolo dell'ISECI e del NISECI in base ai riferimenti di legge ha dato giudizi poco veritieri.

Una revisione delle zone ittiche e delle comunità attese per la Liguria è stata proposta da Ciuffardi *et al.* (2015), ma tale zonazione deve essere affinata e approvata a livello regionale e nazionale. Inoltre l'applicazione dell'ISECI presenta anche alcuni problemi dovuti alla mancanza di una lista di riferimento aggiornata sulla nomenclatura dell'ittiofauna d'acqua dolce, che ha subito notevoli variazioni negli ultimi anni, e al numero delle specie alloctone, in rapido incremento su tutto il territorio nazionale (Bianco, 2014; Fortini, 2016). A livello sperimentale il NISECI è stato calcolato in base alla nomenclatura recente (Fortini, 2016) e a una zonazione ittica di maggior dettaglio (NISECI RL), allineata, per il bacino padano, a quanto proposto da un gruppo di lavoro istituito da Regione Lombardia. Inoltre, tra le specie attese, sono state incluse solo quelle normalmente campionabili e di sicura autoctonia; per le specie transfaunate si è fatto però riferimento alla lista delle specie alloctone riportata nel NISECI. In questo modo il giudizio è risultato più affidabile.

Le specie alloctone presenti nei corsi d'acqua liguri sono abbastanza numerose (Ciuffardi *et al.*, 2015), ma nelle stazioni campionate ne sono state trovate relativamente poche. A parte *Salmo trutta* Linnaeus, 1758, che con il ceppo atlantico è stata ed è tuttora ampiamente immessa, compaiono sporadicamente o localmente *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), *Pseudorasbora parva* (Temminck-Schlegel, 1846) e *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758). Comunque sono numerose le specie transfaunate, soprattutto quelle introdotte dal distretto Padano-Veneto ai corsi d'acqua della Liguria tirrenica. Tra le specie transfaunate non sono state considerate *Barbus plebejus* Bonaparte, 1839 e *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837) per la Liguria tirrenica dalla provincia di Imperia a quella di Genova, in quanto già diffuse in tempi storici.

Nel complesso, quindi, anche se il numero di specie alloctone campionate nei corsi d'acqua liguri è basso, il numero anche rilevante di questi esemplari e il numero limitato di taxa totali porta a una influenza marcata della componente alloctona (Fig. 1).

Per la componente ittica la correlazione tra il numero di specie o il numero di esemplari e il RQE_NISECI, ovviamente negativa, è meno forte rispetto a quella

con le percentuali, che è quasi sempre altamente significativa, nonostante che la soglia di significatività sia particolarmente elevata dato il basso numero di campionamenti (Tab. IV).

Questo effetto è ovvio, considerando che il terzo sub-indice del NISECI, l' X_3 , valuta espressamente l'alloctonia della comunità (sebbene conti meno degli altri due sub-indici nel giudizio finale), e considera, oltre ai taxa, anche il peso relativo al numero di esemplari alloctoni.

Considerando i primi due sub-indici del NISECI, l' X_1 , che si basa sulla presenza/assenza di specie indigene attese e l' X_2 , che rappresenta la condizione biologica delle popolazioni delle specie autoctone, e correlandoli con le espressioni stabilite per gli alloctoni, si nota sempre un andamento negativo, ma molto debole (non significativo) con il numero di taxa o di esemplari, mentre la significatività è evidente con le percentuali. Questo risultato sembrerebbe indicare una interazione negativa dei taxa alloctoni sulla comunità autoctona, evidente sia a livello qualitativo (X_1 , presenza/assenza delle singole specie) che quantitativo (X_2 , condizione biologica delle popolazioni). Anche in questo caso, si evince nettamente l'importanza delle espressioni in percentuale nella valutazione di questa comunità.

In definitiva, nonostante che il NISECI valuti indubbiamente anche l'interazione della componente alloctona sia direttamente (attraverso il subindice X_3), sia indirettamente (attraverso i subindici X_1 e X_2 sulla componente autoctona), anche questo non è un indice specifico di alloctonia e quindi per la valutazione di questa componente è necessario un indice più specifico.

PROPOSTA DI UN INDICE PER VALUTARE LA PRESSIONE DA ALIENI

Formulazione dell'Indice di Alloctonia

Dall'analisi finora esposta emerge con chiarezza che gli indici biologici in uso per rilevare la qualità delle acque non valutano adeguatamente la presenza/consistenza delle specie alloctone, a parte l'indice ittico dove un suo sub-indice valuta l'alloctonia ma il giudizio viene integrato in quello di qualità ambientale. L'alterazione dovuta alla componente alloctona è un elemento importante da considerare anche se,

comunque, è parzialmente in relazione con il livello di degrado ambientale. Un'alterazione della comunità ad opera delle specie alloctone dovrebbe essere sempre valutata; sarebbe quindi opportuno e importante integrare nel giudizio dell'indice biotico relativo al grado di inquinamento o compromissione ambientale un indice che rappresenta lo stato di naturalità della comunità. Questo fattore è rilevante in quanto la diffusione delle specie alloctone è ormai sempre più ampia, con il conseguente cambiamento delle comunità e modifica della rete trofica. Vengono quindi esaminati e proposti alcuni algoritmi che possono dare un'informazione sul grado di alterazione dovuto a questa pressione, molto semplici e basati su informazioni ottenibili per la quasi totalità dalle attività routinarie di monitoraggio sulle acque ai sensi del D.M. 260/2010 (solo per il macrobenthos sono necessari alcuni approfondimenti tassonomici, che verranno esposti nella seconda parte di questo articolo).

Dato che, in linea di massima, i risultati finora esposti hanno evidenziato un maggiore livello di correlazione dei rapporti, rispetto ai valori assoluti, sia per il numero di taxa e sia per il numero degli esemplari (Tabb. I-IV), si ritiene opportuno prendere in esame questi due rapporti nella costruzione dell'indice. D'altra parte il primo rapporto è già stato proposto da Bianco (1995) nell'Indice CIF per la fauna ittica (coefficiente di integrità faunistica: rapporto tra il numero di specie autoctone e il numero di specie totali; 1-CIF corrisponde al rapporto tra il numero di specie alloctone e il numero di specie totali), mentre entrambi sono stati scelti da Arbačiauskas *et al.* (2008) per il macrobenthos, rispettivamente come RCI (indice di ricchezza di contaminazione: rapporto tra il numero di taxa alloctoni e il numero di taxa totali) e ACI (indice di abbondanza di contaminazione: rapporto tra numero di esemplari alloctoni e numero di esemplari totali), nella formulazione dell'Indice sito-specifico di biocontaminazione SBCI, che si ottiene dal valore peggiore tra RCI e ACI. Bianco (1995) nella formulazione dell'indice CIF per la valutazione di integrità faunistica, considera solo il numero di taxa alloctoni e non alloctoni, mentre anche il numero di esemplari di queste due categorie sarebbe un fattore importante da prendere in considerazione.

Da quanto verificato per il macrobenthos, gli indici e

Tab. IV. Significatività e forza della correlazione, espressa attraverso il valore del coefficiente di determinazione R^2 , tra l'indice ittico ROE_NISECI o i suoi sub-indici e i parametri per la valutazione della componente alloctona sull'ittiofauna. In nero valori altamente significativi ($p < 0,01$); in blu significativi ($p < 0,05$); in rosso non significativi ($p > 0,05$).

ITTIOFAUNA	N° dati	N Taxa Alieni	% Taxa Alieni	N° Esemplari Alieni	% Esemplari Alieni
NISECI RL	50	-0,0200	-0,3329	-0,0384	-0,4250
X1 NISECI RL	50	-0,0192	-0,3498	-0,0760	-0,2179
X2 NISECI RL	50	-0,0005	-0,1154	-0,0008	-0,2853
X3 NISECI RL	50	-0,1604	-0,5896	-0,2193	-0,7954

i sub-indici per la valutazione della qualità delle acque si correlano meglio con la percentuale di taxa rispetto alla percentuale di esemplari. Tale risultato è ovvio, considerando che la maggior parte delle metriche lavora sulla presenza/assenza anziché sul numero degli esemplari. Esaminando invece gli indici o i sub-indici che lavorano anche a livello quantitativo (1-GOLD e ID di Shannon), si osserva uno stesso livello di correlazione, in base al valore di R^2 , con entrambe le percentuali. Un valore di R^2 maggiore con la percentuale degli esemplari rispetto alla percentuale dei taxa, si osserva invece per l'indice NISECI o il suo sub-indice X_3 , entrambi con un livello di correlazione molto alto, dal momento che i dati quantitativi hanno un peso rilevante nelle metriche per l'ittiofauna.

Si ritiene quindi che entrambi i rapporti, sui taxa e sugli esemplari, debbano essere utilizzati e, in linea di massima, debbano avere un peso equivalente nella valutazione della pressione da parte della componente alloctona. In questo modo si assume che la percentuale di specie (dato quali-quantitativo) e la percentuale di esemplari alieni (dato esclusivamente quantitativo) abbiano uguale rilevanza nel giudizio. Quindi, per

ciascuna comunità, un indice che valuti la presenza e consistenza delle specie aliene, sia dal punto di vista qualitativo che quantitativo, può essere formulato in base al seguente algoritmo:

$$IA = (0,5 \times N^\circ \text{ taxa alieni} / N^\circ \text{ totale taxa}) + (0,5 \times N^\circ \text{ es. alieni} / N^\circ \text{ totale es.})$$

dove:

IA: indice di alloctonia;

N° taxa alieni / N° totale taxa: numero di taxa (o specie) aliene sul totale dei taxa (o specie) presenti nel campionamento (taxa o specie a seconda del livello tassonomico richiesto dalla metodica per ogni comparto biologico; N° es. alieni / N° totale es.: numero degli esemplari alieni sul totale del numero degli esemplari campionati (per le macrofite si utilizza la percentuale di copertura relativa).

L'indice IA può variare da 0, quando sono assenti taxa alieni, a 1 quando l'intera comunità è composta solo da taxa alieni.

Rispetto all'indice SBCI di Arbačiauskas *et al.* (2008), l'indice IA si discosta per il fatto che vengono mediati i due sub-indici, anziché considerare solo il sub-indice (RCI o ACI) che ha il giudizio peggiore. La

Tab. V. Valori del coefficiente di determinazione R^2 della regressione lineare e livello di significatività tra gli indici e sub-indici per la valutazione della qualità ambientale e gli indici e sub-indici di biocontaminazione (RCI = 1-CIF, ACI, SBCI, IA) per i diversi comparti biologici. In nero valori altamente significativi ($p < 0,01$); in blu significativi ($p < 0,05$); in rosso non significativi ($p > 0,05$).

INDICI	RCI = 1-CIF	ACI	SBCI	IA
MACROBENTHOS				
STAR_ICMi	-0,1937	-0,1175	-0,1748	-0,1878
RQE_ASPT	-0,3691	-0,2052	-0,3088	-0,3405
Log Sel	-0,2366	-0,1053	-0,1764	-0,1929
1-GOLD	-0,0694	-0,0714	-0,0950	-0,0929
N Tot Fam	-0,0019	-0,0044	-0,0046	-0,0045
N Fam EPT	-0,1588	-0,1049	-0,1470	-0,1619
ID Shannon	-0,0108	-0,0102	-0,0207	-0,0137
DIATOMEAE				
Diatomee ICMi	-0,0034	-0,0001	-0,0006	-0,0005
Diatomee IPS	-0,0044	-0,0018	-0,0040	-0,0036
Diatomee TI	-0,0024	0,0001	0,0003	0,0002
MACROFITE				
Macr. acquatiche IBMR	-0,0741	-0,0136	-0,0340	-0,0436
Macr. riparie IBMR	-0,1398	-0,1594	-0,1814	-0,2024
ITTIOFAUNA				
NISECI RL	-0,3329	-0,4625	-0,4247	-0,4567
X_1 NISECI RL	-0,3498	-0,2179	-0,2642	-0,2984
X_2 NISECI RL	-0,1154	-0,2853	-0,1993	-0,2332
X_3 NISECI RL	-0,5896	-0,7954	-0,8202	-0,7939

significatività delle correlazioni tra l'IA e i diversi indici o sub-indici di qualità ha evidenziato quasi sempre un andamento significativo (ad eccezione degli indici diatomici, non correlabili con la qualità ambientale). Questo è evidente con l'RQE_ASPT del macrobenthos, l'IBMR per le macrofite riparie, il NISECI e i suoi sub-indici, nello specifico l' X_3 (Tab. V). Il livello di correlazione tra l'IA e gli altri indici (SBCI) o i sub-indici di biocontaminazione (RCI e ACI) è invece assai elevato, più alto con la % degli esemplari (ACI) rispetto alla % dei taxa (RCI) e risulta particolarmente alto tra lo SBCI e l'IA, per tutti i comparti presi in esame (Tab. VI).

D'altra parte gli indici IA e SBCI portano a risultati simili in presenza di pochi taxa e pochi esemplari alloctoni o di molti taxa e molti esemplari alloctoni, mentre in presenza di pochi taxa alloctoni ma molti esemplari alloctoni o, viceversa, di molti taxa alloctoni ma pochi esemplari alloctoni, il giudizio si diversifica (Fig. 6). In pratica, per lo SBCI, una situazione con pochi taxa alloctoni ma molti esemplari alloctoni viene valutata analogamente ad una situazione con molti taxa alloctoni e molti esemplari alloctoni e, analogamente, nel caso di molti o pochi esemplari alloctoni con molti taxa alloctoni. Si ritiene quindi più logico considerare sempre sia i taxa che gli esemplari, assegnando a ciascuna di queste componenti ugual peso, pari al 50%. In questo modo queste due diverse situazioni vengono valutate diversamente, pesando entrambe le componenti anziché considerarne solo una.

Dal valore dell'indice alla classe di qualità

Arbačiauskas *et al.* (2008) propongono cinque classi di qualità per l'indice SBCI, analoghe alle cinque classi riportate per il macrobenthos e gli altri EQB (elevata, buona, moderata, scarsa, cattiva), mentre Bianco (1995) stabilisce tre classi di qualità per l'indice CIF (integra o scarsamente compromessa, mediamente compromessa, altamente compromessa). Assumendo che la classe "integrata o scarsamente compromessa" di Bianco (1995) rappresenti lo stato elevato + buono, quella "mediamente compromessa" rappresenti lo stato moderato e quella "altamente compromessa" lo stato scarso + cattivo, le soglie stabilite dagli autori si discostano sensibilmente, soprattutto sui punteggi intermedi dove, per uno stesso

valore dell'indice, la differenza può raggiungere un salto di una classe di qualità (Fig. 7).

Se da un lato si tratta di valutare due comunità biologiche molto diverse, dove la componente alloctona ha un peso differente, sicuramente più rilevante nel caso dell'ittiofauna, dall'altro è palese che non esistono criteri oggettivi per stabilire le soglie. È chiaro che il giudizio sarà sempre soggettivo, in quanto non può essere applicato il concetto di taratura della scala in base ai siti di riferimento come per gli altri EQB, in particolare per il macrobenthos, dove il valore soglia dell'indice STAR_ICMi tra buono ed elevato è stato definito in base a un criterio matematico (25° percentile dei valori sui siti di riferimento e le altre soglie dividendo l'intervallo rimanente in parti uguali; Buffagni e Erba, 2007b). Infatti per la problematica in esame, i siti di riferimento dovrebbero essere del tutto integri da colonizzazioni da specie alloctone, e quindi dovrebbero avere un valore dell'indice sempre pari a zero; sarebbe quindi impossibile individuare un range per la prima

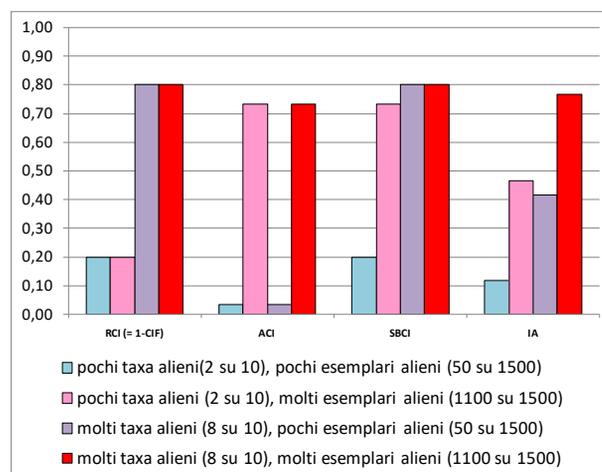


Fig. 6. Esempio di simulazione del risultato degli indici per la valutazione dei taxa alieni al variare del numero di taxa e del numero di esemplari alloctoni. Il sub-indice RCI di Arbačiauskas *et al.* (2008) è equivalente all'indice 1-CIF di Bianco (1995) e si basa sul numero di taxa, mentre l'indice ACI di Arbačiauskas *et al.* (2008) si basa sul numero di esemplari; l'indice complessivo SBCI di Arbačiauskas *et al.* (2008) considera il valore peggiore dei due sub-indici RCI e ACI, mentre l'indice IA qui proposto media i valori dei due sub-indici.

Tab. VI. Valori del coefficiente di determinazione R^2 della regressione lineare tra l'indice di alloctonia IA e gli altri indici e sub-indici di biocontaminazione (RCI = 1-CIF, ACI, SBCI, IA) per i diversi comparti biologici. Tutti i valori sono altamente significativi ($p < 0,01$).

INDICI	RCI = 1-CIF	ACI	SBCI
IA MACROBENTHOS	0,5871	0,8681	0,9578
IA DIATOMEAE	0,4242	0,9598	0,9879
IA MACROFITE ACQUATICHE	0,5026	0,8265	0,9496
IA MACROFITE RIPARIE	0,6676	0,8065	0,9383
IA ITTIOFAUNA	0,8408	0,9301	0,9615

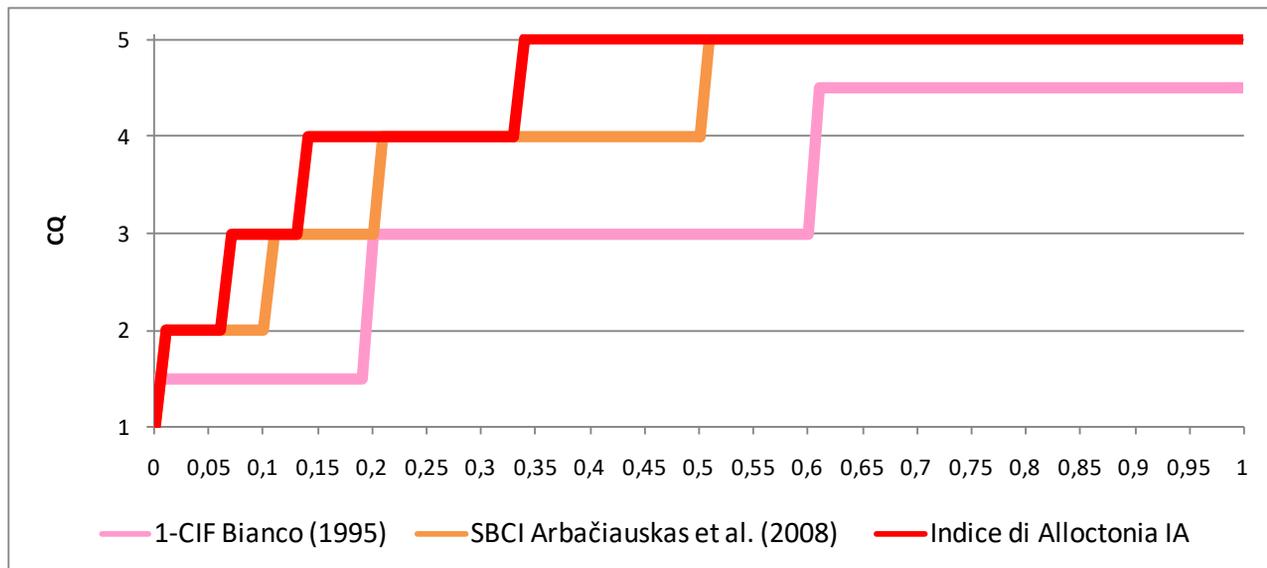


Fig. 7. Scala dei valori soglia degli indici per la valutazione dei taxa alieni, 1-CIF di Bianco (1995), SBCI di Arbačiauskas *et al.* (2008) e indice IA proposto in questo articolo, con le rispettive classi di qualità (per l'IA le soglie rappresentate corrispondono a quelle dello SBCI in base alla regressione lineare ortogonale).

classe, in base alla quale stabilire le soglie per le classi successive. La prima classe di qualità, comunque, dovrebbe includere solo le condizioni di assenza di elementi alloctoni, e quindi i valori dell'indice pari o vicini allo zero. Quindi, in primo luogo, è opportuno esaminare le soglie stabilite per l'indice SBCI.

Dato l'ottimo livello di correlazione tra l'Indice di Alloctonia (IA) e lo SBCI per tutte le componenti biologiche (Tab. VI), è possibile verificare la corrispondenza con le soglie per le diverse classi di qualità, in base a quanto stabilito da Arbačiauskas *et al.* (2008) per il macrobenthos, e proporre le soglie per i valori dell'IA. D'altra parte, essendo molto alto anche il livello di correlazione tra l'IA e l'RCI (=1-CIF) è possibile anche un confronto con le soglie dell'indice

CIF dell'ittiofauna, anche se la scala stabilita da Bianco (1995) non è direttamente comparabile con le cinque classi di qualità. Nel far ciò si è proceduto al calcolo della regressione lineare in modo ortogonale alla retta (minima distanza quadratica ortogonale tra i punti e la retta), allo scopo di svincolare la dipendenza di una variabile (IA) rispetto all'altra (SBCI o RCI) e ottenere una precisa corrispondenza (Fig. 8).

Per il macrobenthos si evidenzia un valore delle soglie inferiore per l'IA rispetto a quello dello SBCI (un valore di 0,11 dello SBCI rappresenta il valore soglia tra la 2^a e 3^a classe, mentre il valore corrispondente per il macrobenthos è di 0,07). Ciò è logico considerando che entrambi i parametri (% taxa e % esemplari) sono valutati dai due indici, ma lo SBCI prende sempre il pa-

Tab. VII. Valori soglia (limite inferiore della rispettiva classe) dello SBCI e RCI e valori ricavati dalla correlazione tra lo SBCI e l'IA o tra l'RCI e l'IA, per i diversi comparti ambientali.

Indici	Classe 1	Classe 2	Classe 3	Classe 4	Classe 5
Benthos SBCI	0,00	0,01	0,11	0,21	0,51
Benthos IA-SBCI	0,00	0,01	0,07	0,14	0,34
Diatomee IA-SBCI	0,00	0,01	0,06	0,12	0,29
Macrofite IA-SBCI	0,00	0,01	0,09	0,16	0,39
Ittiofauna IA-SBCI	0,00	0,01	0,07	0,15	0,40
Ittiofauna RCI	0,00		0,20	0,61	
Ittiofauna IA-RCI	0,00		0,19	0,69	
Media Bio IA-SBCI	0,00	0,01	0,07	0,14	0,35
IA valore scelto	0,00	0,01	0,07	0,14	0,35

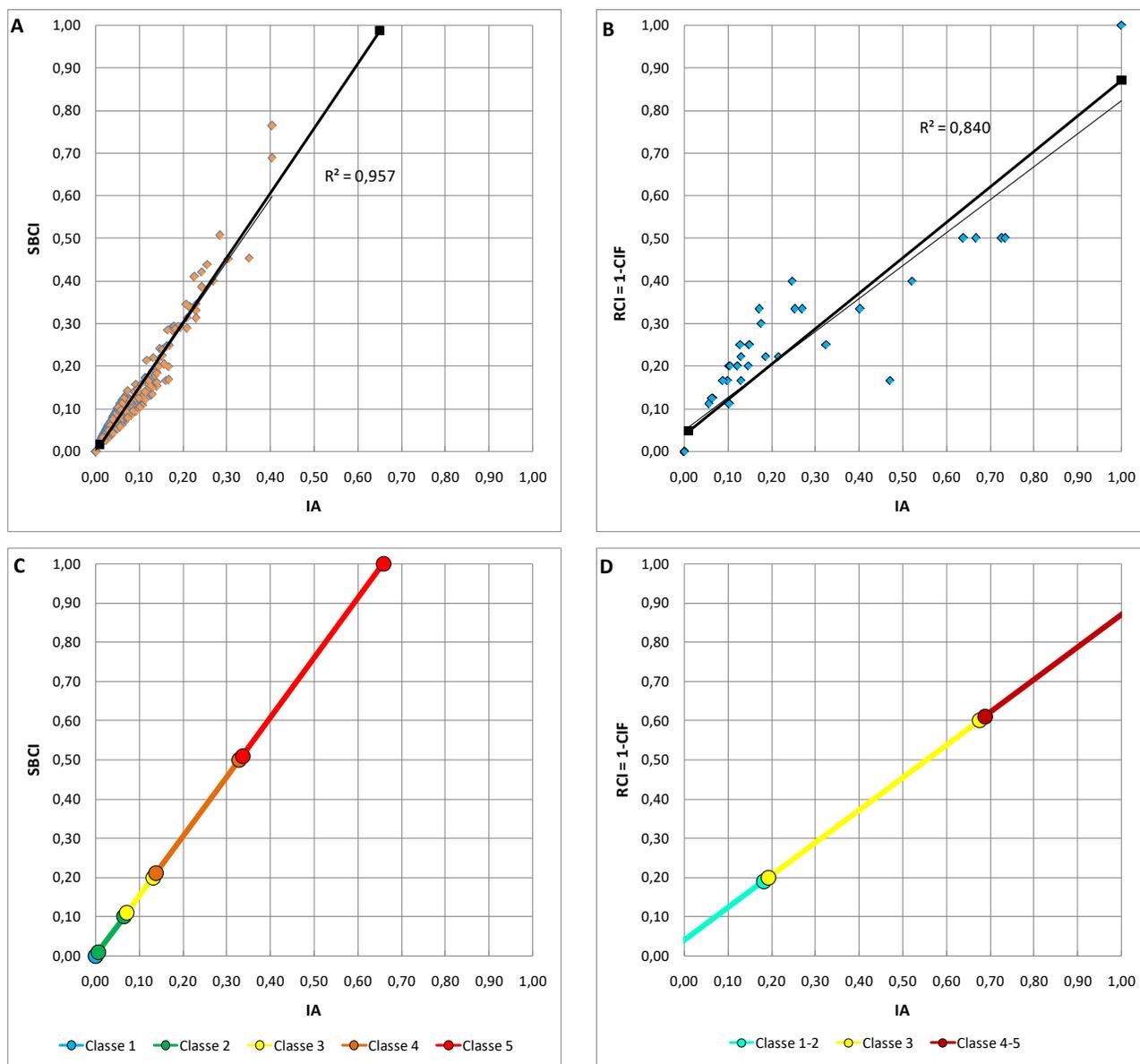


Fig. 8. A-B: regressione lineare (linea sottile) e lineare ortogonale (linea spessa) tra gli indici di biocontaminazione, SBCI per il macrobenthos (A) e RCI per l'ittiofauna (B), e l'indice di Alloctonia IA, applicato rispettivamente al macrobenthos e all'ittiofauna. C-D: regressione lineare ortogonale tra gli stessi indici di biocontaminazione e l'indice di Alloctonia, con l'indicazione della corrispondenza tra le classi di qualità in base alle soglie stabilite per l'indice SBCI (C) e a quelle stabilite per il CIF (D).

rametto peggiore anziché mediere tra i due, quindi porta generalmente a valori dell'indice un poco più alti (Tab. VII; Fig. 9). Viceversa, per l'ittiofauna, la correlazione evidenzia valori delle soglie principali (tra la 1°-2° e 3° classe e tra la 3° e la 4°-5° classe) più o meno analoghi. Comunque non è possibile un paragone preciso dato che le classi di qualità non sono state stabilite con lo stesso criterio. D'altra parte i risultati della correlazione qui esposti sull'ittiofauna sono solo indicativi per il basso numero di dati sulla componente ittica.

Tenendo presente, in particolare, le soglie stabilite

da Arbačiauskas *et al.* (2008), in quanto lo SBCI è l'indice più completo per la problematica in esame ed è quello che ha dato la maggiore significatività nella correlazione con l'IA, è possibile proporre i valori soglia per le classi e i giudizi relativi per ciascuna Classe di Alloctonia (CA) (Tab. VIII). I valori scelti sono stati ricavati dalla corrispondenza, in base alla regressione lineare ortogonale, con i valori soglia dello SBCI. Dato che i valori soglia così ricavati non si discostano sensibilmente nelle diverse componenti, si ritiene possibile, per un'applicazione più generale, proporre i valori medi

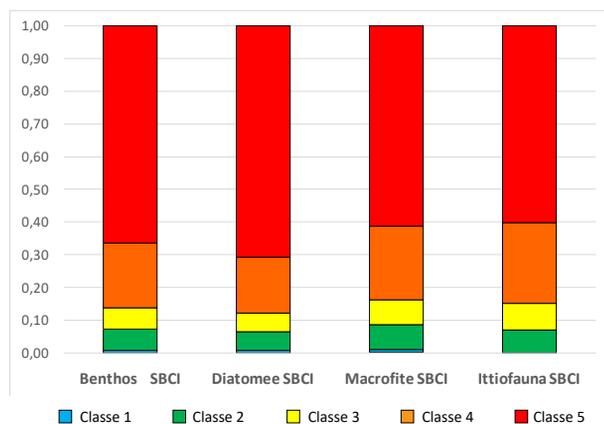


Fig. 9. Rappresentazione dei valori soglia dell'indice IA per le diverse classi di qualità ricavati dalla corrispondenza, in base alla regressione lineare ortogonale, tra l'IA e l'SBCI, sulla scala dell'indice SBCI, per i diversi comparti biologici.

in base alle diverse matrici biologiche. Questi valori, comunque, sono praticamente coincidenti con quelli ottenuti per il macrobenthos, la matrice sulla quale si dispone del maggior numero di dati.

Si ritiene quindi che una pressione dovuta alle specie aliene sia da considerarsi significativa già intorno a valori dell'IA superiori a 0,06. Ciò sembra in linea con quanto verificato per l'indice di qualità ambientale. Infatti nella correlazione tra le classi di qualità dello STAR_ICMi e la percentuale di alieni, approssimativamente già un impatto dovuto a una percentuale di taxa alieni intorno al 7-8% o del numero esemplari alieni intorno all'11-12% corrisponde all'incirca un salto da una classe di qualità buona (2^a CQ) ad una classe non buona (3^a CQ).

Mentre per il macrobenthos il giudizio in base alla

pressione con le specie aliene è stato testato su una mole consistente di dati, per le altre componenti dovrà essere attentamente verificato; in particolare per le diatomee, le macrofite acquatiche e l'ittiofauna occorrono verifiche mediante ulteriori campionamenti in ambienti adatti, soprattutto in quelli con un livello di impatto elevato da parte di specie aliene.

RELAZIONE TRA LA COMPONENTE ALLOCTONA E GLI INDICI FISICO-CHIMICI DI QUALITÀ AMBIENTALE E PRESSIONE DI QUESTA COMPONENTE SULLA COMUNITÀ

Tra gli indici previsti per la valutazione della qualità delle acque (D.Lgs. 152/1999 e D.M. 260/2010), è stato inserito anche il LIMeco, un indice fisico-chimico, elaborato in base all'ossigeno disciolto e ai nutrienti (azoto e fosforo) che contribuisce, anche se marginalmente, al giudizio finale di qualità ambientale. Nonostante che si tratti di un indice sullo stato trofico e che i reflui civili costituiscano il fattore principale di compromissione dei corsi d'acqua esaminati, il livello di correlazione tra il LIMeco e gli indici biologici di qualità ambientale, sebbene altamente significativo, non è molto elevato (Tab. IX). Il livello di correlazione è un po' superiore per le diatomee e le macrofite acquatiche (per le macrofite riparie non è previsto un indice analogo) rispetto a quello per il macrobenthos, ma ciò è logico dal momento che l'indice macrobentonico non è strettamente un indice saprobico/trofico come gli altri due. Invece l'indice ittico si correla negativamente con il LIMeco, sebbene la correlazione non sia significativa per il basso numero di dati. Questo comportamento è spiegabile tenendo conto che la componente ittica non è molto sensibile al livello di inquinamento delle acque, quanto al livello

Tab. VIII. Valore dell'Indice di Alloctonia IA e classe di Alloctonia CA corrispondente proposta.

IA	CA	Giudizio (pressione componente aliena)
0,00	1	Pressione assente o irrilevante
0,01 – 0,06	2	Pressione poco significativa
0,07 – 0,13	3	Pressione significativa
0,14 – 0,33	4	Pressione rilevante
0,35 – 1,00	5	Pressione eccessiva

Tab. IX. Significatività e forza della correlazione, espressa attraverso il valore del coefficiente di determinazione R^2 , tra gli indici biologici di qualità ambientale (STAR_ICMi per il macrobenthos, ICMi per le diatomee, IBMR per le macrofite acquatiche, e NISECI_RL per l'ittiofauna), l'Indice di Biocontaminazione SBCI o l'Indice di Alloctonia IA e l'indice fisico-chimico LIMeco. In nero valori altamente significativi ($p < 0,01$); in rosso non significativi ($p > 0,05$).

Matrice	Benthos	Diatomee	Macr. Acq.	Macr. Rip.	Ittiofauna
LIMeco-Indice qualità	0,210	0,243	0,246		-0,038
LIMeco-SBCI	-0,082	0,011	-0,021	-0,060	0,064
LIMeco-IA	-0,098	0,011	-0,034	-0,056	0,050

di alterazione idromorfologica dell'habitat fluviale e alla gestione della pesca, e che le comunità più ricche di specie attese sono quelle nei tratti inferiori delle aste fluviali, nonostante subiscano le maggiori pressioni per gli scarichi civili o industriali.

Di conseguenza, quindi, anche il livello di correlazione tra gli indici di biocontaminazione o alloctonia e il LIMeco è piuttosto debole e con andamento inverso rispetto agli indici di qualità ambientale, dato che l'IA assume valori superiori per situazioni peggiori. Comunque il livello di correlazione è un po' più forte per il macrobenthos e per le macrofite riparie, che sono le componenti che hanno comunque un maggiore legame tra i taxa alloctoni e le situazioni di maggiore impatto organico.

Accertata la relazione tra la presenza/consistenza di taxa alloctoni e la situazione di degrado, ci si domanda se è la situazione stessa di degrado che favorisce l'instaurarsi dei taxa alloctoni o se questi, insediandosi, contribuiscono ad aumentare il degrado della comunità. Concentrando l'attenzione sul macrobenthos, la comunità sulla quale si dispone del maggior numero di dati e tipologia di indicatori, è già stato rilevato che alcuni sub-indici (numero totale di famiglie, indice di diversità di Shannon), mostrino come la comunità non sembri subire un'alterazione sensibile in relazione alla presenza di alloctoni. La relazione tra lo STAR_ICMi e il LIMeco mostra una chiara e netta correlazione ($R^2 = 0,210$), come è logico aspettarsi, mentre quella tra l'indice di alloctonia IA e il LIMeco è meno marcata ($R^2 = 0,098$), diversamente da quella tra lo STAR_ICMi e l'IA, più forte ($R^2 = 0,188$). Ciò significa che l'insediamento della componente alloctona non è poi così strettamente correlato con l'alterazione delle acque, anche se ne è

favorita, ma altri fattori ne provocano l'insediamento e lo sviluppo, come ad esempio, le attività antropiche che ne permettono e ne ampliano la diffusione.

RISULTATI DELL'INDICE DI ALLOCTONIA (IA) SUI CAMPIONAMENTI IN LIGURIA

Dal confronto tra le classi di qualità in base agli EQB e tra le classi di alloctonia CA in base all'indice di alloctonia IA, sulle rispettive matrici biologiche campionate nei corsi d'acqua della Liguria, si nota una differente ripartizione per le diverse matrici, sia sotto l'aspetto ambientale, sia per l'alloctonia (Fig. 10).

La differenza tra le percentuali delle CQ ambientali tra le diverse componenti bentoniche, macrobenthos, diatomee e macrofite è ben nota e deriva dalla diversa risposta alle varie tipologie di impatto, ma anche dalla disomogeneità dei criteri di delimitazione tra le diverse classi di qualità (Bodon *et al.*, 2019). Si osserva quindi una prevalenza della 2^a CQ per il macrobenthos, della 1^a CQ per le diatomee e della 3^a CQ per le macrofite, mentre per l'ittiofauna aumenta la consistenza delle classi peggiori. Riguardo l'alloctonia, per il macrobenthos, le diatomee e le macrofite acquatiche la consistenza dei taxa alloctoni è generalmente modesta e vi è una netta prevalenza della 1^a e 2^a CA, anche se non mancano situazioni compromesse. Per le Macrofite riparie, la consistenza della componente alloctona è invece assai rilevante, le 4^a e 5^a CA sono addirittura superiori del 50% rispetto alle altre classi. Una situazione sensibilmente compromessa si riscontra anche per l'ittiofauna; per questa comunità il 60% dei campionamenti ricade in classe di alloctonia non buona e più del 35% in 4^a e 5^a classe. Ciò è conforme alle aspettative, poiché una delle cause del degrado di questa comunità è proprio la forte presenza di specie alloctone.

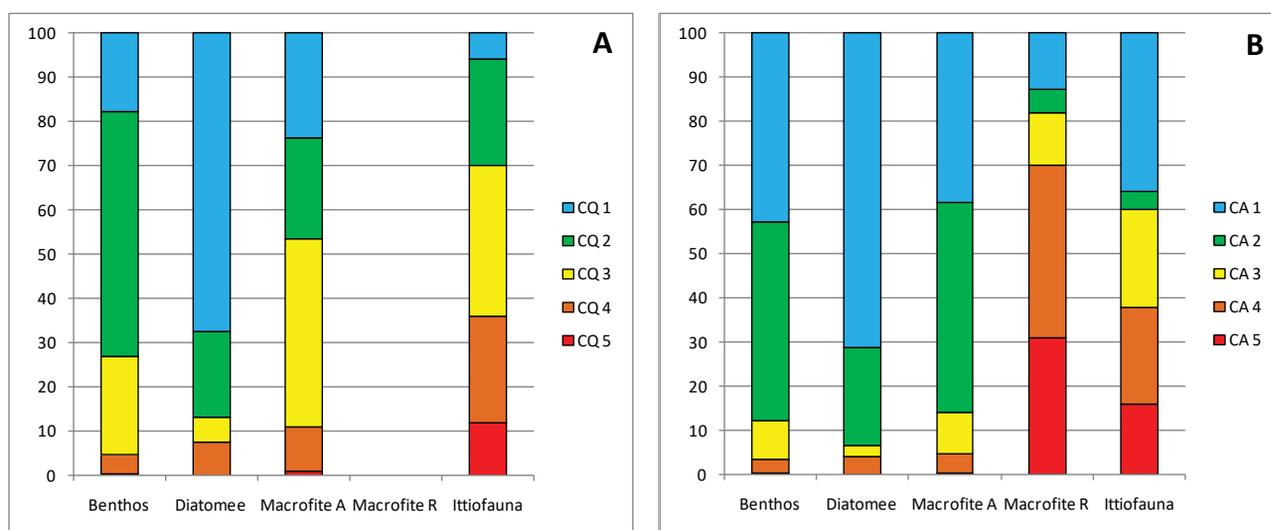


Fig. 10. Ripartizione delle classi di qualità in base agli EQB (A) e in classi di alloctonia CA in base all'indice di alloctonia IA (B) sulle rispettive matrici biologiche campionate nei corsi d'acqua della Liguria.

CONCLUSIONI

L'insediamento di fauna aliena è un processo dinamico, provocato inizialmente dall'ingresso casuale o intenzionale di queste specie in un nuovo ambiente. Le specie alloctone, una volta introdotte, possono sviluppare popolazioni rade o consistenti, che permangono e aumentano nel tempo o che, dopo un boom iniziale, possono regredire negli anni successivi a causa della competizione con le specie già presenti o poiché raggiungono l'equilibrio nel nuovo habitat. A partire da questi presupposti, è ovvio non rilevare una correlazione precisa tra la presenza/abbondanza di specie alloctone e la qualità ambientale; anche se le specie aliene si insediano più facilmente in ambienti inquinati, alterati o compromessi, la loro presenza inizia comunque da un evento per lo più casuale, a partire da un determinato momento. In Liguria molti corsi d'acqua, soprattutto nei loro tratti terminali, sono soggetti a eutrofizzazione a causa della presenza diffusa di scarichi civili e industriali a cui si aggiungono, periodicamente, pesanti lavori in alveo, con interventi di spianamento o artificializzazione delle sponde e del fondo, andando in questo modo a favorire l'insediamento delle specie alloctone.

I risultati dell'elaborazione effettuata mostrano chiaramente sia come sussista una certa relazione tra le specie alloctone e la qualità ambientale, sia come gli indici attualmente in uso non siano adatti a valutarne l'impatto; occorrono quindi, per questa componente, valutazioni specifiche da associare al giudizio di qualità.

BIBLIOGRAFIA

- AFNOR, 2003. *Qualité de l'eau: détermination de l'Indice Biologique Macrophytique en Rivière (IBMR)*. NF T 90-395: 28 pp.
- Arbačiauskas K., Semenchenko V., Grabowski M., Leuven R.S.E.W., Paunović M., Son M.O., Csányi B., Gumuliauskaitė S., Konopacka A., Nehring S., van der Velde G., Vezhnovetz V., Panov V.E., 2008. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions*, **3** (2): 211-230.
- Armitage P.D., Moss D., Wright J.F., Furse M.T., 1983. The performance of a new biological water quality score system based on a wide range of unpolluted running-water sites. *Water Research*, **17** (3): 333-347.
- Baldaccini G.N., Ercolini P., 2016. Gestione della fauna ittica alloctona: riflessioni sulla normativa di settore. *Biologia Ambientale*, **30**: 57-66.
- Besse-Lototskaya A., Verdonshot P.F.M., Coste M., Van de Vijver B., 2011. Evaluation of European diatom trophic indices. *Ecological Indicators*, **11**: 456-467.
- Bianco P.G., 1995. Introductions, chief elements of native freshwater fish degradation and use of indices and coefficients as in quantifying the situation in Italy. Protection of Aquatic Biodiversity. *Proceeding of the World Fisheries Congress*, Them 3. Philipp D.P. et al., eds., pp. 175-198, Oxford e IBH, New Delhi.
- Bianco P.G., 2014. An update on the status of native and exotic freshwater fishes of Italy. *Journal of Applied Ichthyology*, **30**: 62-77.
- Bianco P.G., Frezza V., 2011. La fauna ittica d'acqua dolce del Parco Regionale del Matese: stato di conservazione delle specie e indicazioni gestionali. In: Bianco P.G., de Filippo G. (eds.). *Contributo alla conoscenza della fauna ittica d'acqua dolce in aree protette d'Italia*. Res. Wildl. Conserv. 3. IGF Publ., USA: 45-68.
- Bianco P.G., Santoro E., 2011. *I pesci e i decapodi d'acqua dolce della Riserva Naturale Monterano: alterazioni prodotte, status degli autoctoni e indicazioni gestionali*. In: Bianco P.G., de Filippo G. (eds.). *Contributo alla conoscenza della fauna ittica d'acqua dolce in aree protette*. Res. Wildl. Conserv. 3. IGF Publ., USA: 1-23.
- Buffagni A., Belfiore C., 2013. *MacrOper. ICM software*, v. 1.0.5. CNR-IRSA & UniTuscia DEB, Roma.
- Buffagni A., Erba S., 2007a. Macroinvertebrati acquatici e Direttiva 2000/60/EC (WFD) - Parte A. Metodo di campionamento per i fiumi guadabili. *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR*, **1**: 2-27.
- Buffagni A., Erba S., 2007b. Intercalibrazione e classificazione di qualità ecologica dei fiumi per la 2000/60/EC (WFD): l'indice STAR_ICMi. *Notiziario dei Metodi Analitici IRSA-CNR*, **1**: 94-100.

L'indice proposto per la valutazione della componente alloctona (indice di alloctonia, IA) è di semplice applicazione e può dare un'informazione addizionale molto importante per un giudizio integrato sullo stato di salute dell'ecosistema acquatico. Inoltre può essere applicato facilmente su diverse matrici biologiche, con uno sforzo aggiuntivo minimo rispetto alle procedure di monitoraggio routinario (gli approfondimenti tassonomici richiesti e alcuni esempi di applicazione verranno esposti nella seconda parte, in preparazione).

L'indice potrà essere migliorato; al momento, infatti, non tiene in considerazione, se non indirettamente (attraverso l'effetto sul numero degli altri taxa e/o esemplari), della biologia ed ecologia delle specie aliene che, invece, ha grande importanza. Questo aspetto è stato espressamente considerato nell'Indice Ittico, attribuendo agli alieni un peso in base al loro grado di nocività; per molte componenti biologiche, al momento non sono disponibili sufficienti dati sulla nocività dei singoli taxa, ma sarebbe opportuno acquisirle e, in futuro, affinare così l'indice.

Ringraziamenti

Si ringraziano tutto coloro che hanno partecipato alla raccolta dei dati biologici nei corsi d'acqua liguri e, in particolare, Maurizio Costa, Silvio Gaiter, Zaira Gennaro, Luigi Martella, Daniela Rocca, Fabio Romanello, Irene Pacini e Corinna Oliveri per i campionamenti di macrobenthos e diatomee, Elisa Falasco per le determinazioni relative alle diatomee, Laura Olivieri e Daniela Spada per i campionamenti di macrofite, Matteo Capurro e Luca Ciuffardi per i campionamenti ittici.

- Buffagni A., Erba S., 2014. Linee guida per la valutazione della componente macrobentonica ai sensi del DM 260/2010. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **107**: 1-87.
- Buffagni A., Erba S., Cazzola M., Kemp J.L., 2004. The AQEM multimetric system for the southern Italian Apennines: assessing the impact of water quality and habitat degradation on pool macroinvertebrates in Mediterranean rivers. *Hydrobiologia*, **516**: 313-329.
- Buffagni A., Erba S., Genoni P., Lucchini D., Orlandi C., 2014. Protocollo di campionamento e analisi dei macroinvertebrati bentonici dei corsi d'acqua guadabili. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **111**: 1-58.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. I*. Provincia Autonoma di Trento, 357 pp.
- Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane. Vol. II*. Prov. Aut. Trento: 358-484.
- Cardoso A.C., Free G., 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions*, **3** (4): 361-366.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Carli E., Blasi C., 2010. *Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 207 pp.
- CEMAGREF, 1982. *Étude des méthodes biologiques d'appréciation quantitative de la qualité des eaux*. Rapport Q.E. Lyon- A.F. Bassin Rhône- Méditerranée Corse. Lyon: CEMAGREF, 218 pp.
- Çinar M.E., Bakir K., 2014. ALien Biotic IndEX (ALEX) - A new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, **87**: 171-179.
- Ciuffardi L., Oneto F., Raineri V., 2015. L'ittiofauna delle acque interne della Liguria: aspetti filogeografici e distributivi rilevanti ai fini dell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE. *Annali del Museo Civico di Storia Naturale "G. Doria", Genova*, **107**: 213-283.
- Costa S., Morchio F., Bodon M., 2017. Macrobenthos alieno in Liguria: stato attuale ed evoluzione del fenomeno. *Biologia Ambientale*, **31**: 183-190.
- Falasco E., Bona F., 2013. Recent findings regarding non-native or poorly known diatom taxa in north-western Italian rivers. *Journal of Limnology*, **72** (1): 35-51.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2013. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia Ambientale*, **27** (1): 1-287.
- Ferrario J., Cardecchia A., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., 2017. Invertebrati non indigeni in ambienti marini, di transizione e d'acqua dolce. *Biologia Ambientale*, **31**: 137-145.
- Fortini N., 2016. *Nuovo atlante dei pesci delle acque interne italiane. Guida completa ai pesci, ciclostomi, crostacei decapodi di acque dolci e salmastre*. Onorati ed., Canterano (RM), 693 pp.
- 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.
- Gherardi F., Occhipinti-Ambrogi A., Savini D., Tricarico E., 2010. Xenodiversità animale nel bacino idrografico del Po. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 129-134.
- Ghetti P.F., 1997. *Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- Haury J., Peltre M.-C., Trémolières M., Barbe J., Thiébaud G., Bernez I., Daniel H., Chatenet P., Haan-Archipof G., Muller S., Dutrange A., Laplace-Treytore C., Cazaubon A., Lambert-Servien E., 2006. A new method to assess water trophy and organic pollution - the Macrophyte Biological Index for Rivers (IBMR): its application to different types of river and pollution. *Hydrobiologia*, **570**: 153-158.
- Macchio S., Rossi G.L., 2014. Protocollo di campionamento e analisi della fauna ittica dei sistemi lotici guadabili. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **111**: 1-20.
- Macchio S., Rossi G.L., Rossi G., De Bonis S., Balzamo S., Martone C., 2017. Nuovo Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (NISECI). *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **159**: 1-17.
- Mancini L., Puccinelli C., Marcheggiani S., Martone C., Balzamo S., 2014. Protocollo di campionamento ed analisi delle diatomee bentoniche dei corsi d'acqua. *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **111**: 1-25.
- Mancini L., Sollazzo C., 2009. Metodo per la valutazione dello stato ecologico delle acque correnti: comunità diatomiche. *Rapporti ISTISAN*, **09/19**: 1-32.
- Morpurgo M., 1996. Descrizione sintetica del saprobienindex. *Biologia Ambientale*, **10** (2-3): 16-29.
- Ofenböck T., Moog O., Gerritsen J., Barbour M., 2004. A stressor specific multimetric approach for monitoring running waters in Austria using benthic macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, **516**: 251-268.
- Olenin S., Minchin D., Daunys D., 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 379-394.
- Paganelli D., Pandolfi A., Sconfiotti R., Marchini A., Vilizzi L., 2018. Potential invasiveness by non-indigenous macrozoobenthos in the secondary hydrographic system of a temperate-climate river catchment. *Ecological Indicators*, **88**: 274-281.
- Pinto P., Rosado J., Morais M., Antunes I., 2004. Assessment methodology for southern siliceous basins in Portugal. *Hydrobiologia*, **516**: 191-214.
- Rott E., Pfister P., van Dam H., Pipp E., Pall K., Binder N., Ortler K., 1999. *Indikationslisten für Aufwuchsalgen in Österreichischen Fließgewässern, Teil 2: Trophieindikation und ökologische Anmerkungen Bundesministerium für Land- und Forstwirtschaft*. Wasserwirtschaftskataster, Wien, 248 pp.
- Sansoni G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. APR e B, Trento, 191 pp.
- Shannon C.E., 1948. A mathematical theory of communication. *Bell System Technical Journal*, **27**: 379-423; 623-656.
- Spitale P., 2017. Performance of the STAR ICMi macroinvertebrate index and implications for classification and biomonitoring of rivers. *Knowledge & Management of Aquatic Ecosystems*, **418**: 8 pp.
- Sladeček V., 1973. System of water quality from the biological point of view. *Archiv für Hydrobiologie-Beiheft Ergebnisse der Limnologie*, **7**: 1-218.
- Zerunian S., 2012. L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche: criticità e proposte operative. *Biologia Ambientale*, **26** (1): 55-58.
- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B., 2009. Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **23** (2): 15-30.

Specie aliene nei corsi d'acqua della Liguria: influenza sui risultati degli indicatori biologici e proposta di un indice di alloctonia

Parte 2 - Applicazione dell'indice

Marco Bodon^{1*}, Sara Costa², Anna Maria Risso², Federica Morchio²

¹ c/o Museo di Storia Naturale, Sezione di Zoologia de "La Specola", SMA, Università di Firenze, Via Romana 17, 50125 Firenze.

² Agenzia Regionale per la Protezione dell'Ambiente Ligure (ARPAL), Direzione Scientifica, Via Bombrini 8, 16149 Genova.

* Referente per la corrispondenza; e-mail: bodonm0@gmail.com

Pervenuto il 28.6.2021; accettato il 11.7.2021

Riassunto

A seguito dell'elaborazione di un Indice di Alloctonia (IA), per valutare il peso della componente aliena sullo stato di salute delle acque interne superficiali, si forniscono alcune indicazioni per una sua corretta applicazione sulle diverse comunità: macrobenthos, diatomee, macrofite acquatiche e riparie, ittiofauna, tanatocenosi per i molluschi. Per il macrobenthos, la comunità che viene solitamente determinata solo a livello di famiglia o genere (Unità Sistematiche), si fornisce un elenco aggiornato dei taxa segnalati in Italia e un elenco referenziato delle specie aliene ivi comprese. Inoltre, per quelle Unità Sistematiche che comprendono sia specie autoctone che alloctone, e che quindi richiedono un approfondimento nella determinazione, si forniscono alcune chiavi tassonomiche illustrate. Seguono alcuni esempi di applicazione dell'IA sulle differenti matrici oggetto di indagine, confrontando i risultati ottenuti con lo stato di qualità che deriva dall'applicazione degli indici biologici del D.M. 260/2010 sui corpi idrici monitorati in Liguria.

Parole chiave: indice di alloctonia / applicazione

Alien species in the Ligurian watercourses: their influence over the biological quality indexes and proposal of an alien species index. Part 2 – Application of the index.

Following the development of an Alien species Index (IA), to evaluate the weight of the alien component on the state of health of inland surface waters, some indications are given for a correct application of this index on the different communities: macrobenthos, diatoms, aquatic and riparian macrophytes, fishes, thanatocoenosis for molluscs. For macrobenthos, the community that is usually determined only at the level of family or genus (Systematic Units), an updated list of taxa reported from Italy and a referenced list of alien species are provided. In addition, for the Systematic Units that include both native and alien species, and therefore require a specific determination, some illustrated taxonomic keys are provided. Some examples of application of the Alien species Index on the different communities are reported, comparing the results obtained with the quality status derived from the application of the biologic indexes of D.M. 260/2010 on water bodies monitored in Liguria.

Key words: alien species index / application

INTRODUZIONE

Con la Direttiva 2000/60/CE, nota come Direttiva Quadro per le Acque, gli Elementi di Qualità Biologica (EQB) assumono di fatto un ruolo fondamentale nella valutazione della qualità delle acque, che viene determinata, per i corsi d'acqua, attraverso il macrobenthos, le diatomee, le macrofite e l'ittiofauna. A eccezione della fauna ittica, la componente alloctona non entra nell'algoritmo per il calcolo degli indici di qualità, influenzandone solo debolmente il risultato. Pertanto, ritenendo la componente alloctona un elemento impor-

tante per rilevare lo stato di naturalità o di degrado delle rispettive comunità, in un precedente lavoro (Bodon *et al.*, 2021b) è stato messo a punto l'Indice di Alloctonia (IA), basato sul numero e sulla percentuale di taxa alieni presenti.

Nel presente lavoro si forniscono gli elementi utili per l'applicazione dell'Indice di Alloctonia: modalità in relazione alla comunità in esame, riferimenti bibliografici per i taxa alieni, chiavi di determinazione per i gruppi più critici, esempi di calcolo per le diverse matrici.

MATERIALI E METODI

Le metodiche per la raccolta dei dati relativi al macrobenthos, diatomee, macrofite e ittiofauna sono riportate nella prima parte (Bodon *et al.*, 2021b). La tanatocenosi relativa ai molluschi è stata ricavata raccogliendo il detrito alluvionale depositato lungo le sponde dei corsi d'acqua. Il detrito, quando asciutto, è stato vagliato con setacci a maglie decrescenti e dalle diverse frazioni sono state estratte le conchiglie, utilizzando uno stereomicroscopio per quelle di minori dimensioni. I valori ottenuti con l'Indice di Alloctonia (IA) sono stati convertiti nelle rispettive classi di qualità in base alle soglie proposte.

Di seguito si riportano le informazioni utili all'applicazione dell'IA per le diverse matrici e, in Appendice, alcuni esempi di calcolo.

APPLICAZIONE DELL'INDICE AL MACROBENTHOS

In Tab. I viene riportato l'elenco dei taxa macrobenttonici reperibili in Italia nelle acque dolci superficiali. Sono riportate le Unità Sistematiche (US) in uso nella determinazione del macrobenthos e le famiglie utilizzate per il calcolo dell'indice STAR_ICMi tramite il software MacOper (Buffagni e Belfiore, 2013). Poiché generalmente la determinazione viene effettuata a livello di US (famiglia o genere a seconda del gruppo), a questo livello viene indicato se l'US comprende solo taxa autoctoni (-), alloctoni (X) o se la US comprende sia specie autoctone che alloctone (+). Per le US che comprendono specie aliene, l'elenco delle rispettive specie alloctone è riportato in dettaglio nella Tab. II.

Per poter applicare l'IA per le US che comprendono sia specie autoctone che alloctone, è necessario un approfondimento nella determinazione. Vengono quindi fornite alcune chiavi illustrate per facilitare il riconoscimento di questi gruppi (Figg. 1-14).

La formula dell'IA, solo in questi casi e solo qualora venga accertata la presenza sia di specie aliene che di specie autoctone (taxon misto), sarà:

$$IA = (0,5 \times N^{\circ} \text{ taxa alieni} / N^{\circ} \text{ totale taxa}) + (0,5 \times N^{\circ} \text{ es. alieni} / N^{\circ} \text{ totale es.})$$

dove per ogni taxon misto il "N° taxa alieni" viene calcolato come: n° specie aliene comprese nel taxon misto / n° totale specie del taxon misto, mentre per il numero di esemplari si ripartiscono semplicemente tra alieni e non alieni. Il riconoscimento del numero di specie non aliene, in prima approssimazione, potrà essere condotto, su base morfologica, senza arrivare al riconoscimento della specie.

Ad esempio, se in un campionamento si raccolgono 15 Planorbidae, e tra questi si identificano 5 *Gyraulus chinensis*, 1 *Helisoma duryi*, 2 *Menetus dilatatus*, 3 Planorbidae Gen. sp. A con carena acuta e 4 Planorbidae Gen. sp. B con ultimo giro stretto e non carenato, avremo nei Planorbidae (in questo caso taxon misto) 3 specie

aliene, 2 specie autoctone e 5 specie totali, con 8 esemplari alieni, 7 esemplari autoctoni e 15 esemplari totali:

$$\text{Taxon alieno Planorbidae} = 3/5 = 0,6$$

quindi in questo esempio il taxon Planorbidae conta 0,6 invece di 1 al numeratore nella somma del numero di taxa alieni, mentre per la somma del numero degli esemplari alieni si sommano rispettivamente 8 alieni e 15 totali al numero degli esemplari di altri taxa.

Naturalmente, se in queste US che comprendono sia specie aliene che autoctone viene identificata solo la presenza di specie autoctone, l'US va ovviamente considerata come autoctona, e viceversa se viene identificata solo la presenza di specie aliene.

Tubificidae (Fig. 1)

Questa famiglia, rappresentata, in Italia, da molte specie, comprende anche due specie aliene, *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, e *Monopylephorus limosus* (Hatai, 1898). La prima, frequente nei corsi d'acqua, è facilmente riconoscibile perché provvista di branchie filamentose nei segmenti caudali; la seconda, di colore biancastro per la presenza di abbondanti celomociti, è stata trovata una sola volta in Lombardia, nel Fiume Lambro.

Branchiobdellidae (Fig. 2)

Si tratta di ectoparassiti di gamberi d'acqua dolce e, pertanto, reperibili solo eccezionalmente nei campionamenti di macrobenthos. Di piccole dimensioni (2-6 mm), hanno corpo allungato, con un modesto numero di segmenti privi di setole e con una ventosa all'estremità posteriore. Comprendono i generi *Branchiobdella*, con più specie autoctone, *Xironogoton* e *Cambarincola*, ciascuno con una specie alloctona. Il riconoscimento si basa sulla morfologia della mandibola superiore e inferiore.

Hydrobioidea (Fig. 3)

Vasto gruppo di gasteropodi di piccole dimensioni, attualmente separato in diverse famiglie: Amnicolidae, con una specie del genere *Marstoniopsis*, di ambienti lentici e potamali, poco frequente e presente solo nel nord Italia; Bythinellidae, con alcune specie del genere *Bythinella*, frequenti in acque sorgive e, raramente, in ambienti rhithrali; Cochliopidae, con alcune specie del genere *Eupaludestrina*, in acque termali, saline o costiere; Moitessieriidae, con molte specie solo in acque sotterranee; Hydrobiidae, con molte specie per lo più di acque sotterranee o sorgive; Tateidae, con l'unica specie alloctona, *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843), invasiva, di acque superficiali, ormai molto diffusa in tutta Italia. La determinazione delle diverse specie di questo gruppo non è semplice, dato l'aspetto della conchiglia a volte molto simile anche in generi differenti, che sono identificabili solo dai caratteri anatomici. Comunque la

Tab. I. Elenco dei taxa macrobentonici reperibili in Italia nelle acque dolci superficiali. Sono riportate le Unità Sistematiche (US) in uso nella determinazione del macrobenthos, le US corrispondenti elencate in Ghetti (1997) per il calcolo dell'IBE e quelle utilizzate per il calcolo dell'indice STAR_ICMi tramite il software MacrOper (Buffagni e Belfiore, 2013). Sono inclusi anche taxa di acque sotterranee saltuariamente reperibili durante i campionamenti, mentre non sono compresi organismi del meiobenthos (come Ostracoda, Cladocera e Copepoda) ed endoparassiti obbligati. Inoltre non sono compresi taxa, anche se riportati nella lista di quelli utilizzabili per il MacrOper, propriamente terrestri (Trichoniscidae), che possiedono larve non acquatiche (Anthomyiidae), organismi dell'epineuston (Gerridae, Hebridae, Hydrometridae, Mesoveliidae, Veliidae), taxa di acque salmastre (Assimineidae, Corophiidae) o attualmente inclusi in altre famiglie (Pyralidae). Sono invece ancora elencati con la vecchia nomenclatura alcuni taxa recentemente inglobati in altre famiglie (Tubificidae, attualmente considerati sottofamiglia dei Naididae; Pyrgulidae, inclusi negli Hydrobiidae; Pisidiidae, negli Sphaeriidae e Ancyliidae, nei Planorbidae), poiché un loro accorpamento indurrebbe una sensibile perdita di informazione. Presenza di specie aliene in Italia nell'ambito dell'Unità Sistemica (US) corrispondente: - = assenza; + = US che comprende sia specie autoctone che aliene; X = US rappresentata solo da specie aliene. Per i taxa che comprendono le specie aliene, queste sono riportate in dettaglio nella Tabella II.

GRUPPO	Gruppo / Famiglia	Unità Sistemica	US per IBE (Ghetti, 1997)	US per STAR_ICMi con Macropervers. 1.0.5	Presenza di specie aliene
Porifera	Spongillidae	Spongillidae	-	SPONGILLIDAE	-
Cnidaria	Hydridae	Hydridae	-	HYDRIDAE	-
	Olindiidae	Olindiidae	-	-	X
Tricladida	Dendrocoelidae	Dendrocoelum	<i>Dendrocoelum</i>	DENDROCOELIDAE	-
	Dugesiidae	Dugesia	<i>Dugesia</i>	DUGESIIDAE	-
		Girardia	<i>Dugesia</i>	DUGESIIDAE	X
		Schmidtea	<i>Dugesia</i>	DUGESIIDAE	-
	Planariidae	Crenobia	<i>Crenobia</i>	PLANARIIDAE	-
		Phagocata	-	PLANARIIDAE	-
		Planaria	<i>Planaria</i>	PLANARIIDAE	-
Polycelis		<i>Polycelis</i>	PLANARIIDAE	-	
Nemertina	Tetrastemmatidae	Prostoma	-	NEMERTINI	-
Nematoda	Mermithidae	Mermithidae	-	MERMITHIDAE	-
Nematomorpha	Chordodidae	Chordodidae	-	CHORDODIDAE	-
	Gordiidae	Gordiidae	-	GORDIIDAE	-
Briozoa	Cristatellidae	Cristatellidae	-	CRISTATELLIDAE	-
	Fredericellidae	Fredericellidae	-	FREDERICELLIDAE	-
	Lophopodidae	Lophopodidae	-	LOPHOPODIDAE	-
	Paludicellidae	Paludicellidae	-	PALUDICELLIDAE	-
	Plumatellidae	Plumatellidae	-	PLUMATELLIDAE	-
Oligochaeta	Acanthodrilidae	Acanthodrilidae	-	-	X
	Criodrilidae	Criodrilidae	Lumbricidae e Criodrilidae	-	-
	Dorydrilidae	Dorydrilidae	-	DORYDRILIDAE	-
	Enchytraeidae	Enchytraeidae	-	ENCHYTRAEIDAE	-
	Haplotaxidae	Haplotaxidae	Haplotaxidae	HAPLOTAXIDAE	-
	Lumbricidae	Lumbricidae	Lumbricidae e Criodrilidae	LUMBRICIDAE	-
	Lumbriculidae	Lumbriculidae	Lumbriculidae	LUMBRICULIDAE	-
	Naididae	Naididae	Naididae	NAIDIDAE	-
	Ocnerodrilidae	Ocnerodrilidae	-	-	X
	Octochaetidae	Octochaetidae	-	-	X
	Propappidae	Propappidae	Propappidae	PROPAPPIDAE	-

GRUPPO	Gruppo / Famiglia	Unità Sistematica	US per IBE (Ghetti, 1997)	US per STAR_ICMi con Macropervers. 1.0.5	Presenza di specie aliene
	Sparganophilidae	Sparganophilidae	-	-	X
	Tubificidae	Tubificidae	Tubificidae	TUBIFICIDAE	+
Branchiobdellae	Branchiobdellidae	Branchiobdellidae	-	BRANCHIOBDELLIDAE	+
Hirudinea	Erpobdellidae	<i>Dina</i>	<i>Dina</i>	ERPOBDELLIDAE	-
		<i>Erpobdella</i>	<i>Erpobdella</i>	ERPOBDELLIDAE	-
		<i>Trocheta</i>	<i>Trocheta</i>	ERPOBDELLIDAE	-
	Glossisiphonidae	<i>Alboglossiphonia</i>	<i>Glossiphonia</i>	GLOSSIPHONIIDAE	
		<i>Batracobdella</i>	-	GLOSSIPHONIIDAE	-
		<i>Glossiphonia</i>	<i>Glossiphonia</i>	GLOSSIPHONIIDAE	-
		<i>Helobdella</i>	<i>Helobdella</i>	GLOSSIPHONIIDAE	-
		<i>Hemiclepsis</i>	-	GLOSSIPHONIIDAE	-
		<i>Placobdella</i>	-	GLOSSIPHONIIDAE	-
		<i>Theromyzon</i>	-	GLOSSIPHONIIDAE	-
	Haemopidae	Haemopis	<i>Haemopis</i>	HAEMOPIIDAE	-
	Hirudinidae	Hirudo	-	HIRUDINIDAE	-
		Limnatis	-	HIRUDINIDAE	-
	Piscicolidae	Cystobranchus	-	PISCICOLIDAE	-
		Italobdella	-	PISCICOLIDAE	X
		Piscicola	-	PISCICOLIDAE	X
	Salifidae	Barbronia	-	SALIFIDAE	X
Gastropoda "Prosobranchia"	Amnicolidae	Amnicolidae	Hydrobioidea	HYDROBIIDAE	-
	Bithyniidae	Bithyniidae	Bithyniidae	BITHYNIIDAE	-
	Bythinellidae	Bythinellidae	Hydrobioidea	HYDROBIIDAE	-
	Cochliopidae	Cochliopidae	Hydrobioidea	HYDROBIIDAE	-
	Emmericiidae	Emmericiidae	Emmericiidae	EMMERICIIDAE	-
	Hydrobiidae	Hydrobiidae	Hydrobioidea	HYDROBIIDAE	-
	Melanopsidae	Melanopsidae	-	-	-
	Neritidae	Neritidae	Neritidae	NERITIDAE	-
	Pyrgulidae	Pyrgulidae	-	PYRGULIDAE	-
	Tateidae	Tateidae	Hydrobioidea	HYDROBIIDAE	X
	Thiaridae	Thiaridae	-	THIARIDAE	X
Viviparidae	Viviparidae	Viviparidae	VIVIPARIDAE	+	
Gastropoda Heterostropha	Valvatidae	Valvatidae	Valvatidae	VALVATIDAE	+
Gastropoda Pulmonata	Acroloxidae	Acroloxidae	-	ACROLOXIDAE	-
	Ancylidae	Ancylidae	Ancylidae	ANCYLIDAE	+
	Lymnaeidae	Lymnaeidae	Lymnaeidae	LYMNAEIDAE	+
	Physidae	Physidae	Physidae	PHYSIDAE	+
	Planorbidae	Planorbidae	Planorbidae	PLANORBIDAE	+
Bivalvia	Cyrenidae	Cyrenidae	-	CORBICULIDAE	X

GRUPPO	Gruppo / Famiglia	Unità Sistemática	US per IBE (Ghetti, 1997)	US per STAR_ICMi con Macropervers. 1.0.5	Presenza di specie aliene
	Dreissenidae	Dreissenidae	Dreissenidae	DREISSENIDAE	X
	Pisidiidae	Pisidiidae	Pisidiidae	PISIDIIDAE	-
	Sphaeriidae	Sphaeriidae	Sphaeriidae	SPHAERIIDAE	-
	Unionidae	Unionidae	Unionidae	UNIONIDAE	+
Aracnida	Acari	Acari	-	HYDRACARINA	-
Crustacea Branchiura	Argulidae	Argulidae	-	ARGULIDAE	+
Crustacea Anostraca	Branchipodidae	Branchipodidae	-	-	-
	Chirocephalidae	Chirocephalidae	-	-	-
Crustacea Notostraca	Triopsidae	Triopsidae	-	TRIOPSIDAE	-
Crustacea Conchostraca	Cyzicidae	Cyzicidae	-	-	-
	Leptestheriidae	Leptestheriidae	-	-	-
	Limnadiidae	Limnadiidae	-	-	-
Crustacea Amphipoda	Bogidellidae	Bogidellidae	-	-	-
	Crangonyctidae	Crangonyctidae	Crangonyctidae	CRANGONYCTIDAE	-
	Gammaridae	Gammaridae	Gammaridae	GAMMARIDAE	+
	Niphargidae	Niphargidae	Niphargidae	NIPHARGIDAE	-
	Pseudoniphargidae	Pseudoniphargidae	-	-	-
	Salentinellidae	Salentinellidae	-	-	-
	Talitridae	Talitridae	-	-	-
Crustacea Isopoda	Asellidae	Asellidae	Asellidae	ASELLIDAE	-
	Sphaeromatidae	Sphaeromatidae	-	-	-
Crustacea Mysida	Mysidae	Mysidae	-	MYSIDAE	-
Crustacea Decapoda	Astacidae	Astacidae	Astacidae	ASTACIDAE	+
	Atyidae	Atyidae	Atyidae	ATYIDAE	-
	Cambaridae	Cambaridae	-	-	X
	Palaemonidae	Palaemonidae	Palaemonidae	PALAEMONIDAE	-
	Potamidae	Potamidae	Potamidae	POTAMIDAE	-
Ephemeroptera	Ametropodidae	Ametropus	-	AMETROPODIDAE	X
	Baetidae	Acentrella	<i>Baetis</i>	BAETIDAE	-
		Baetis	<i>Baetis</i>	BAETIDAE	-
		Centroptilum	<i>Centroptilum</i>	BAETIDAE	-
		Cloeon	<i>Cloeon</i>	BAETIDAE	-
		Procloeon	<i>Procloeon</i>	BAETIDAE	-
		Pseudocentroptilum	<i>Pseudocentroptilum</i>	BAETIDAE	-
	Caenidae	Brachycercus	<i>Brachycercus</i>	CAENIDAE	-
		Caenis	<i>Caenis</i>	CAENIDAE	-

GRUPPO	Gruppo / Famiglia	Unità Sistemática	US per IBE (Ghetti, 1997)	US per STAR_ICMi con Macropervers. 1.0.5	Presenza di specie aliene
	Ephemereidae	<i>Ephemerella</i>	<i>Ephemerella</i>	EPHEMERELLIDAE	-
		<i>Serratella</i>	<i>Ephemerella</i>	EPHEMERELLIDAE	-
		<i>Torleya</i>	<i>Torleya</i>	EPHEMERELLIDAE	-
	Ephemeraidae	<i>Ephemerella</i>	<i>Ephemerella</i>	EPHEMERIDAE	-
	Heptageniidae	<i>Ecdyonurus</i>	<i>Ecdyonurus</i>	HEPTAGENIIDAE	-
		<i>Electrogena</i>	<i>Electrogena</i>	HEPTAGENIIDAE	-
		<i>Epeorus</i>	<i>Epeorus</i>	HEPTAGENIIDAE	-
		<i>Heptagenia</i>	<i>Heptagenia</i>	HEPTAGENIIDAE	-
		<i>Rhithrogena</i>	<i>Rhithrogena</i>	HEPTAGENIIDAE	-
	Leptophlebiidae	<i>Choroterpes</i>	<i>Choroterpes</i>	LEPTOPHLEBIIDAE	-
		<i>Euthraulus</i>	-	LEPTOPHLEBIIDAE	-
		<i>Habroleptoides</i>	<i>Habroleptoides</i>	LEPTOPHLEBIIDAE	-
		<i>Habrophlebia</i>	<i>Habrophlebia</i>	LEPTOPHLEBIIDAE	-
		<i>Paraleptophlebia</i>	<i>Paraleptophlebia</i>	LEPTOPHLEBIIDAE	-
		<i>Thraululus</i>	<i>Thraululus</i>	LEPTOPHLEBIIDAE	-
Oligoneuriidae	<i>Oligoneuriella</i>	<i>Oligoneuriella</i>	OLIGONEURIIDAE	-	
Polymitarciidae	<i>Ephron</i>	<i>Ephron</i>	POLYMITARCIIDAE	-	
Potamanthidae	<i>Potamanthus</i>	<i>Potamanthus</i>	POTAMANTHIDAE	-	
Prosopistomatidae	<i>Prosopistoma</i>	-	PROSOPISTOMATIDAE	-	
Siphonuridae	<i>Siphonurus</i>	<i>Siphonurus</i>	SIPHONURIDAE	-	
Odonata Zigoptera	Calopterygidae	<i>Calopteryx</i>	<i>Calopteryx</i>	CALOPTERYGIDAE	-
	Coenagrionidae	<i>Cercion</i>	<i>Cercion</i>	COENAGRIONIDAE	-
		<i>Ceriagrion</i>	<i>Ceriagrion</i>	COENAGRIONIDAE	-
		<i>Coenagrion</i>	<i>Agrion e Coenagrion</i>	COENAGRIONIDAE	-
		<i>Enallagma</i>	-	COENAGRIONIDAE	-
		<i>Erythromma</i>	<i>Erythromma</i>	COENAGRIONIDAE	-
		<i>Ischnura</i>	<i>Ischnura</i>	COENAGRIONIDAE	-
		<i>Nehalennia</i>	<i>Agrion e Coenagrion</i>	COENAGRIONIDAE	-
		<i>Pyrrhosoma</i>	<i>Pyrrhosoma</i>	COENAGRIONIDAE	-
	Lestidae	<i>Chalcolestes</i>	<i>Chalcolestes</i>	LESTIDAE	-
		<i>Lestes</i>	-	LESTIDAE	-
		<i>Sympecma</i>	-	LESTIDAE	-
	Platycnemididae	<i>Platycnemis</i>	<i>Platycnemis</i>	PLATYCNEMIDIDAE	-
Odonata Anisoptera	Aeschnidae	<i>Aeschna</i>	-	AESHNIDAE	-
		<i>Anax</i>	<i>Anax</i>	AESHNIDAE	-
		<i>Boyeria</i>	<i>Boyeria</i>	AESHNIDAE	-
		<i>Brachytron</i>	-	AESHNIDAE	-
		<i>Hemianax</i>	-	AESHNIDAE	-
	Cordulegasteridae	<i>Cordulegaster</i>	<i>Cordulegaster</i>	CORDULEGASTRIDAE	-
	Corduliidae	<i>Cordulia</i>	<i>Cordulia</i>	CORDULIIDAE	-

GRUPPO	Gruppo / Famiglia	Unità Sistemática	US per IBE (Ghetti, 1997)	US per STAR_ICMi con Macropervers. 1.0.5	Presenza di specie aliene
		<i>Epitheca</i>	-	CORDULIIDAE	-
		<i>Oxygastra</i>	<i>Oxygastra</i>	CORDULIIDAE	-
		<i>Somatochlora</i>	<i>Somatochlora</i>	CORDULIIDAE	-
	Gomphidae	<i>Gomphus</i>	<i>Gomphus e Stylurus</i>	GOMPHIDAE	-
		<i>Lindenia</i>	-	GOMPHIDAE	-
		<i>Onychogomphus</i>	<i>Onychogomphus</i>	GOMPHIDAE	-
		<i>Ophiogomphus</i>	<i>Ophiogomphus</i>	GOMPHIDAE	-
		<i>Paragomphus</i>	<i>Paragomphus</i>	GOMPHIDAE	-
		Libellulidae	<i>Brachythemis</i>	<i>Brachythemis</i>	LIBELLULIDAE
	<i>Crocothemis</i>		<i>Crocothemis</i>	LIBELLULIDAE	-
	<i>Leucorrhinia</i>		-	LIBELLULIDAE	-
	<i>Libellula</i>		<i>Ladona partim</i>	LIBELLULIDAE	-
	<i>Orthetrum</i>		<i>Orthetrum</i>	LIBELLULIDAE	-
	<i>Selysiothemis</i>		-	LIBELLULIDAE	-
	<i>Sympetrum</i>		<i>Sympetrum partim</i>	LIBELLULIDAE	-
<i>Trithemis</i>	<i>Trithemis</i>		LIBELLULIDAE	-	
<i>Zygonyx</i>	-		LIBELLULIDAE	-	
Plecoptera	Capniidae	<i>Capnia</i>	<i>Capnia</i>	CAPNIIDAE	-
		<i>Capnioneura</i>	<i>Capnioneura</i>	CAPNIIDAE	-
		<i>Capnopsis</i>	<i>Capnopsis</i>	CAPNIIDAE	-
	Chloroperlidae	<i>Chloroperla</i>	<i>Chloroperla</i>	CHLOROPERLIDAE	-
		<i>Siphonoperla</i>	<i>Siphonoperla</i>	CHLOROPERLIDAE	-
		<i>Xanthoperla</i>	<i>Xanthoperla</i>	CHLOROPERLIDAE	-
	Leuctridae	<i>Leuctra</i>	<i>Leuctra</i>	LEUCTRIDAE	-
		<i>Tyrrhenoleuctra</i>	<i>Tyrrhenoleuctra</i>	LEUCTRIDAE	-
	Nemouridae	<i>Amphinemura</i>	<i>Amphinemura</i>	NEMOURIDAE	-
		<i>Nemoura</i>	<i>Nemoura</i>	NEMOURIDAE	-
		<i>Nemurella</i>	<i>Nemurella</i>	NEMOURIDAE	-
		<i>Protonemura</i>	<i>Protonemura</i>	NEMOURIDAE	-
	Perlidae	<i>Dinocras</i>	<i>Dinocras</i>	PERLIDAE	-
		<i>Perla</i>	<i>Perla</i>	PERLIDAE	-
	Perlodidae	<i>Besdolus</i>	<i>Dictyogenus</i>	PERLODIDAE	-
		<i>Isogenus</i>	<i>Isogenus</i>	PERLODIDAE	-
		<i>Isoperla</i>	<i>Isoperla</i>	PERLODIDAE	-
		<i>Perlodes</i>	<i>Perlodes</i>	PERLODIDAE	-
	Taeniopterygidae	<i>Brachyptera</i>	<i>Brachyptera</i>	TAENIOPTERYGIDAE	-
		<i>Rhabdiopteryx</i>	<i>Rhabdiopteryx</i>	TAENIOPTERYGIDAE	-
		<i>Taeniopteryx</i>	<i>Taeniopteryx</i>	TAENIOPTERYGIDAE	-
Heteroptera	Aphelocheiridae	Aphelocheiridae	Naucoridae	APHELOCHEIRIDAE	-
	Corixidae	Corixidae	Corixidae	CORIXIDAE	-
	Naucoridae	Naucoridae	Naucoridae	NAUCORIDAE	-

GRUPPO	Gruppo / Famiglia	Unità Sistemática	US per IBE (Ghetti, 1997)	US per STAR_ICMi con Macropervers. 1.0.5	Presenza di specie aliene
	Nepidae	Nepidae	Nepidae	NEPIDAE	-
	Notonectidae	Notonectidae	Notonectidae	NOTONECTIDAE	-
	Ochteridae	Ochteridae	-	OCHTERIDAE	-
	Pleidae	Pleidae	-	PLEIDAE	-
Coleoptera	Chrysomelidae	Chrysomelidae	Chrysomelidae	CHRYSOMELIDAE	-
	Dryopidae	Dryopidae	Dryopidae	DRYOPIDAE	-
	Dytiscidae	Dytiscidae	Dytiscidae	DYTISCIDAE	-
	Elmidae	Elmidae	Elmidae	ELMIDAE	-
	Gyrinidae	Gyrinidae	Gyrinidae	GYRIDAE	-
	Halplidae	Halplidae	Halplidae	HALIPLIDAE	-
	Helophridae	Helophoridae	-	HELOPHORIDAE	-
	Hydraenidae	Hydraenidae	Hydraenidae e Limnebiidae	HYDRAENIDAE	-
	Hydrochidae	Hydrochidae	-	HYDROPHILIDAE	-
	Hydrophilidae	Hydrophilidae	Hydrophilidae	HYDROPHILIDAE	-
	Hydroscaphidae	Hydroscaphidae	Hydroscaphidae	HYDROSCAPHIDAE	-
	Hygrobiidae	Hygrobiidae	Hygrobiidae	HYGROBIIDAE	-
	Noteridae	Noteridae	-	NOTERIDAE	-
	Psephenidae	Psephenidae	Eubriidae	PSEPHENIDAE	-
	Scirtidae	Scirtidae	Helodidae	SCIRTIDAE	-
	Spercheidae	Spercheidae	-	-	-
	Sphaeriusidae	Sphaeriusidae	-	SPHAERIUSIDAE	+
Megaloptera	Sialidae	Sialidae	Sialidae	SIALIDAE	-
Planipennia	Neurorthidae	Neurorthidae	-	NEURORTHIDAE	-
	Osmylidae	Osmylidae	Osmylidae	OSMYLIDAE	-
	Sisyridae	Sisyridae	Sisyridae	SISYRIDAE	-
Diptera Nematocera	Blephariceridae	Blephariceridae	Blephariceridae	BLEPHARICERIDAE	-
	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	Ceratopogonidae	CERATOPOGONIDAE	-
	Chaoboridae	Chaoboridae	-	CHAOBORIDAE	-
	Chironomidae	Chironomidae	Chironomidae	CHIRONOMIDAE	-
	Culicidae	Culicidae	-	CULICIDAE	+
	Cylindrotomidae	Cylindrotomidae	Cylindrotomidae	CYLINDROTOMIDAE	-
	Dixidae	Dixidae	Dixidae	DIXIDAE	-
	Limoniidae	Limoniidae	Limoniidae	LIMONIIDAE	-
	Pediciidae	Pediciidae	Limoniidae	PEDICIIDAE	-
	Psychodidae	Psychodidae	-	PSYCHODIDAE	-
	Ptychopteridae	Ptychopteridae	-	PTYCHOPTERIDAE	-
	Simuliidae	Simuliidae	Simuliidae	SIMULIIDAE	-
	Thaumaleidae	Thaumaleidae	Thaumaleidae	THAUMALEIDAE	-
	Tipulidae	Tipulidae	Tipulidae	TIPULIDAE	-

GRUPPO	Gruppo / Famiglia	Unità Sistemática	US per IBE (Ghetti, 1997)	US per STAR_ICMi con Macropervers. 1.0.5	Presenza di specie aliene
Diptera Brachycera	Athericidae	Athericidae	Athericidae	ATHERICIDAE	-
	Dolichopodidae	Dolichopodidae	-	DOLICHOPODIDAE	-
	Empididae	Empididae	Empididae	EMPIDIDAE	-
	Ephydriidae	Ephydriidae	Ephydriidae	EPHYDRIDAE	-
	Lonchopteridae	Lonchopteridae	-	LONCHOPTERIDAE	-
	Muscidae	Muscidae	Anthomyiidae o Muscidae	MUSCIDAE	-
	Rhagionidae	Rhagionidae	Rhagionidae	RHAGIONIDAE	-
	Scatophagidae	Scatophagidae	-	SCATOPHAGIDAE	-
	Sciomyzidae	Sciomyzidae	Sciomyzidae	SCIOMYZIDAE	-
	Stratiomyidae	Stratiomyidae	-	STRATIOMYIDAE	-
	Syrphidae	Syrphidae	-	SYRPHIDAE	-
Tabanidae	Tabanidae	Tabanidae	TABANIDAE	-	
Trichoptera Spicipalpia	Glossosomatidae	Glossosomatidae	Glossosomatidae	GLOSSOSOMATIDAE	-
	Hydroptilidae	Hydroptilidae	Hydroptilidae	HYDROPTILIDAE	-
	Ptilocolepidae	Ptilocolepidae	Hydroptilidae	HYDROPTILIDAE	-
	Rhyacophilidae	Rhyacophilidae	Rhyacophilidae	RHYACOPHILIDAE	-
Trichoptera Annulipalpia	Ecnomidae	Ecnomidae	Ecnomidae	ECNOMIDAE	-
	Hydropsychidae	Hydropsychidae	Hydropsychidae	HYDROPSYCHIDAE	-
	Philopotamidae	Philopotamidae	Philopotamidae	PHILOPOTAMIDAE	-
	Polycentropodidae	Polycentropodidae	Polycentropodidae	POLYCENTROPODIDAE	-
	Psychomyiidae	Psychomyiidae	Psychomyiidae	PSYCHOMYIIDAE	-
Trichoptera Integripalpia	Apataniidae	Apataniidae	Limnephilidae	APATANIIDAE	-
	Beraeidae	Beraeidae	Beraeidae	BERAEIDAE	-
	Brachycentridae	Brachycentridae	Brachycentridae	BRACHYCENTRIDAE	-
	Goeridae	Goeridae	Goeridae	GOERIDAE	-
	Helicopsychidae	Helicopsychidae	Helicopsychidae	HELICOPSYCHIDAE	-
	Lepidostomatidae	Lepidostomatidae	Lepidostomatidae	LEPIDOSTOMATIDAE	-
	Leptoceridae	Leptoceridae	Leptoceridae	LEPTOCERIDAE	-
	Limnephilidae	Limnephilidae	Limnephilidae	LIMNEPHILIDAE	-
	Odontoceridae	Odontoceridae	Odontoceridae	ODONTOCERIDAE	-
	Phryganeidae	Phryganeidae	Phryganeidae	PHRYGANEIDAE	-
	Sericostomatidae	Sericostomatidae	Sericostomatidae	SERICOSTOMATIDAE	-
Uenoidae	Uenoidae	Thremmatidae	UENOIDAE	-	
Lepidoptera	Crambidae	Crambidae	-	CRAMBIDAE	-
Hymenoptera	Ichneumonidae	Ichneumonidae	-	ICHNEUMONIDAE	-
	Pteromalidae	Pteromalidae	-	PTEROMALIDAE	-
	Tricogrammatidae	Tricogrammatidae	-	TRICHOGRAMMATIDAE	-

Tab. II. Elenco delle specie macrobentoniche aliene segnalate in Italia nelle acque dolci superficiali, in relazione ai taxa riportati in Tabella I. Non sono riportati *Sternolophus solieri* Laporte (Hydrophilidae) e *Dyops prolifericornis* Fabricius (Dryopidae) in quanto non acclimatati (Mascagni, 2005; Rocchi, 2005). La bibliografia elencata si riferisce, in particolare, ai lavori sulla prima segnalazione, riconoscimento e distribuzione in Italia; per una bibliografia più completa si rimanda a quella presente nei lavori citati.

Gruppo	Unità Sistematica	Specie aliene	Bibliografia sommaria
Cnidaria	Olindiasidae	<i>Craspedacusta sowerbii</i> Lankester, 1880	Rossi, 1971; Rossi e Lodi, 1971; Badino e Lodi, 1972; Cotta Ramusino, 1972; Cianficconi <i>et al.</i> , 1974; Malaguzzi e Vicini, 1989; Sconfietti, 1990; Trentini, 1993; Stefani <i>et al.</i> , 2010; Cantagalli e Innocenti, 2013; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Groppali, 2013; Morpurgo e Alber, 2015; Ciutti <i>et al.</i> , 2017
Tricladida	Girardia	<i>Girardia tigrina</i> (Gerard, 1850)	Benazzi, 1955, 1981, 1993; Stocchino <i>et al.</i> , 2013; Costa <i>et al.</i> , 2019
Oligochaeta	Acanthodrilidae	<i>Microscolex dubius</i> (Fletscher, 1887)	Ferreri, 1996; Omodeo <i>et al.</i> , 2005
		<i>Microscolex phosphoreus</i> (Dugès, 1837)	Ferreri, 1996; Omodeo <i>et al.</i> , 2005; Rota, 2013; Costa <i>et al.</i> , 2019
	Ocnerodrilidae	<i>Eukeria saltensis</i> (Beddard, 1895)	Jamieson, 1970; Cosin <i>et al.</i> , 1980; Ferreri, 1996; Omodeo <i>et al.</i> , 2005; Rota, 2013; Costa <i>et al.</i> , 2019
		<i>Ocnerodrilus occidentalis</i> Eisen, 1878	Gates, 1973; Omodeo <i>et al.</i> , 2005; Rota, 2013; Costa <i>et al.</i> , 2019
	Octochaetidae	<i>Dichogaster modiglianii</i> (Rosa, 1896)	Reynolds <i>et al.</i> , 1995; Omodeo <i>et al.</i> , 2005
	Sparganophilidae	<i>Sparganophilus tamensis</i> Benham, 1892	Graefe e Beylich, 2011; Rota <i>et al.</i> , 2014
	Tubificidae	<i>Branchiura sowerbyi</i> Beddard, 1892	Casellato, 1984; Grabowski e Jabłońska, 2009; Omodeo <i>et al.</i> , 2005; Rota, 2013; Sambugar e Giacomazzi, 2013; Costa <i>et al.</i> , 2019
<i>Monopylephorus limosus</i> (Hatai, 1898)		Erséus e Paoletti, 1986; Paoletti, 1987; Omodeo <i>et al.</i> , 2005; Sambugar e Giacomazzi, 2013	
Branchiobdellae	Branchiobdellidae	<i>Xironogiton victoriensis</i> Gelder & Hall, 1990	Quaglio <i>et al.</i> , 2001; Morolli e Quaglio, 2002; Oberkofler <i>et al.</i> , 2002
		<i>Cambarincola mesochoreus</i> Hoffman, 1963	Gelder <i>et al.</i> , 1994, 1999; Nobile <i>et al.</i> , 2002
Hirudinea	Italobdella	<i>Italobdella ciosi</i> Bielecki, 1993	Bielecki, 1993; Bielecki e Cios, 1997; Juhász e Békési, 2002; Kaiser e Wittling, 2002
	Piscicola	<i>Piscicola geometra</i> (Linnaeus, 1758)	Minelli, 1977, 1979, 2005; Delmastro, 1988; Gherardi <i>et al.</i> , 2008
	Barbronia	<i>Barbronia weberi</i> (Blankard, 1897)	Genoni e Fazzone, 2008; Genoni <i>et al.</i> , 2008; Gherardi <i>et al.</i> , 2008; Costa <i>et al.</i> , 2019
Gastropoda "Prosobranchia"	Tateidae	<i>Potamopyrgus antipodarum</i> (Gray, 1843)	Berner, 1963; Giusti e Pezzoli, 1984; Favilli <i>et al.</i> , 1998; Bodon <i>et al.</i> , 2005b; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Costa <i>et al.</i> , 2017, 2019; Glöer, 2019
	Thiaridae	<i>Melanoides tuberculata</i> (Müller, 1774)	Bodon <i>et al.</i> , 2005b; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Costa <i>et al.</i> , 2019; Glöer, 2019
	Viviparidae	<i>Sinotaia quadrata</i> (Benson, 1842)	Cianfanelli <i>et al.</i> , 2017
Gastropoda Heterostropha	Valvatidae	<i>Borysthenia naticina</i> (Menke, 1845)	Niero e Bodon, 2011; Glöer, 2019
Gastropoda Pulmonata	Ancylidae	<i>Ferrissia californica</i> (Rowell, 1863)	Mirolli, 1960; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Glöer, 2019
	Lymnaeidae	<i>Pseudosuccinea columella</i> (Say, 1817)	Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Glöer, 2019
	Physidae	<i>Physella acuta</i> (Draparnaud, 1805)	Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007, 2008; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Ebbs <i>et al.</i> , 2018; Costa <i>et al.</i> , 2019; Glöer, 2019
	Planorbidae	<i>Gyraulus chinensis</i> (Dunker, 1848)	Meier-Brook, 1983; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Costa <i>et al.</i> , 2019; Glöer, 2019
		<i>Gyraulus riparius</i> (Westerlund, 1865)	Niero, 2015
	<i>Helisoma duryi</i> (Wetherby, 1879)	Giusti <i>et al.</i> , 1995; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Glöer, 2019	

Gruppo	Unità Sistematica	Specie aliene	Bibliografia sommaria
		<i>Helisoma scalare</i> (Jay, 1839)	Glöer, 2019
		<i>Menetus dilatatus</i> (Gould, 1841)	Glöer, 2019
Bivalvia	Cyrenidae	<i>Corbicula fluminalis</i> (Müller, 1774)	Lori <i>et al.</i> , 2005; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Ciutti e Cappelletti, 2009; López-Soriano <i>et al.</i> , 2018; Bodon <i>et al.</i> , 2020
		<i>Corbicula fluminea</i> (Müller, 1774)	Fabbri e Landi, 1999; Bodon <i>et al.</i> , 2005a; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; Ciutti <i>et al.</i> , 2007; Ciutti e Cappelletti, 2009; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; López-Soriano <i>et al.</i> , 2018; Bodon <i>et al.</i> , 2020
		<i>Corbicula largillierti</i> (Philippi, 1844)	López-Soriano <i>et al.</i> , 2018; Bodon <i>et al.</i> , 2020
		<i>Corbicula leana</i> Prime, 1867	López-Soriano <i>et al.</i> , 2018; Bodon <i>et al.</i> , 2020
	Dreissenidae	<i>Dreissena polymorpha</i> (Pallas, 1771)	Giusti e Oppi, 1973; Bodon <i>et al.</i> , 2005a; Lancioni e Gaino, 2006; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007, 2010; Colomba <i>et al.</i> , 2013; Gherardi <i>et al.</i> , 2013
	Unionidae	<i>Sinanodonta woodiana</i> (Lea, 1834)	Fabbri e Landi, 1999; Niero, 2003; Bodon <i>et al.</i> , 2005a; Cianfanelli <i>et al.</i> , 2007; De Vico <i>et al.</i> , 2007; Colomba <i>et al.</i> , 2013; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Renda e Niero, 2014; Ercolini, 2015; Costa <i>et al.</i> , 2019
Crustacea Branchiura	Argulidae	<i>Argulus japonicus</i> Thiele, 1900	Fryer, 1982; Argano, 1995; Holdich e Pöckl, 2007; Soes <i>et al.</i> , 2010; Møller, 2015
Crustacea Amphipoda	Gammaridae	<i>Dikerogammarus villosus</i> (Sawinsky, 1894)	Ruffo e Stoch, 2005; Casellato <i>et al.</i> , 2006, 2007; Holdich e Pöckl, 2007; Casellato <i>et al.</i> , 2008; Tricarico <i>et al.</i> , 2012; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Marchi <i>et al.</i> , 2014; Rewic <i>et al.</i> , 2017
		<i>Gammarus roeselii</i> Gervais, 1835	Ruffo <i>et al.</i> , 1990; Ruffo e Stoch, 2005; Paganelli <i>et al.</i> , 2015
Crustacea Decapoda	Astacidae	<i>Astacus leptodactylus</i> Eschscholtz, 1823	Frogliia, 1995, 2005; Dörr <i>et al.</i> , 2001; Mazzoni <i>et al.</i> , 2004; Chiesa <i>et al.</i> , 2006; Machino e Holdich, 2006; Aquiloni <i>et al.</i> , 2010; Morpurgo <i>et al.</i> , 2010; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Fortini, 2016; Fenoglio e Bo, 2020
		<i>Pacifastacus leniusculus</i> (Dana, 1852)	Machino, 1997; Dörr <i>et al.</i> , 2001; Mazzoni <i>et al.</i> , 2004; Frogliia, 2005; Capurro <i>et al.</i> , 2006, 2007, 2009; Aquiloni <i>et al.</i> , 2010; Candiottio <i>et al.</i> , 2010; Johnsen e Taugbøl, 2010; Morpurgo <i>et al.</i> , 2010; Bo <i>et al.</i> , 2016; Fortini, 2016; Fenoglio e Bo, 2020; Della Bella <i>et al.</i> , 2021
	Cambaridae	<i>Faxonius limosus</i> (Rafinesque, 1817)	Delmastro, 1992, 1999; Frogliia, 1995, 2005; Fabbri e Landi, 1999; Dörr <i>et al.</i> , 2001; Mazzoni <i>et al.</i> , 2004; Aquiloni <i>et al.</i> , 2010; Morpurgo <i>et al.</i> , 2010; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Fortini, 2016; Fenoglio e Bo, 2020
		<i>Procambarus clarkii</i> (Girard, 1852)	Delmastro 1992, 1999; Frogliia, 1995, 2005; Fabbri e Landi, 1999; Groppali, 2003; Mazzoni <i>et al.</i> , 2004; Gherardi, 2006; Savini, 2007; Aquiloni <i>et al.</i> , 2010; Morpurgo <i>et al.</i> , 2010; Tricarico <i>et al.</i> , 2012; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Fortini, 2016; Fenoglio e Bo, 2020
		<i>Procambarus virginalis</i> (Lyko, 2017)	Nonnis Marzano <i>et al.</i> , 2009; Gherardi <i>et al.</i> , 2013; Fenoglio e Bo, 2020
	Ephemeroptera	Ametropus	<i>Ametropus fragilis</i> Albarda, 1878
Coleoptera	Sphaeriusidae	<i>Cercyon laminatus</i> Sharp, 1863	Rocchi, 2005; Jia <i>et al.</i> , 2011
		<i>Cryptopleurum subtile</i> (Sharp, 1884)	Rocchi, 2005; Jia e Zhang, 2017
		<i>Pelosoma lafertei</i> Mulsant, 1844	Chiesa, 1959; Rocchi, 2005; Gherardi <i>et al.</i> , 2010
Diptera Nematocera	Culicidae	<i>Aedes albopictus</i> (Skuse, 1894)	Sabatini <i>et al.</i> , 1990; Cocchi e Tamburro, 1991; Romi, 1995; Knudsen <i>et al.</i> , 1996; Di Luca <i>et al.</i> , 2003; Schnaffer, 2003; Baldaccini e Giancchetti, 2009; Dutto, 2009; Peretti <i>et al.</i> , 2009; Romi <i>et al.</i> , 2009;
		<i>Aedes koreicus</i> (Edwards, 1917)	Versteirt <i>et al.</i> , 2012; Ballardini <i>et al.</i> , 2019

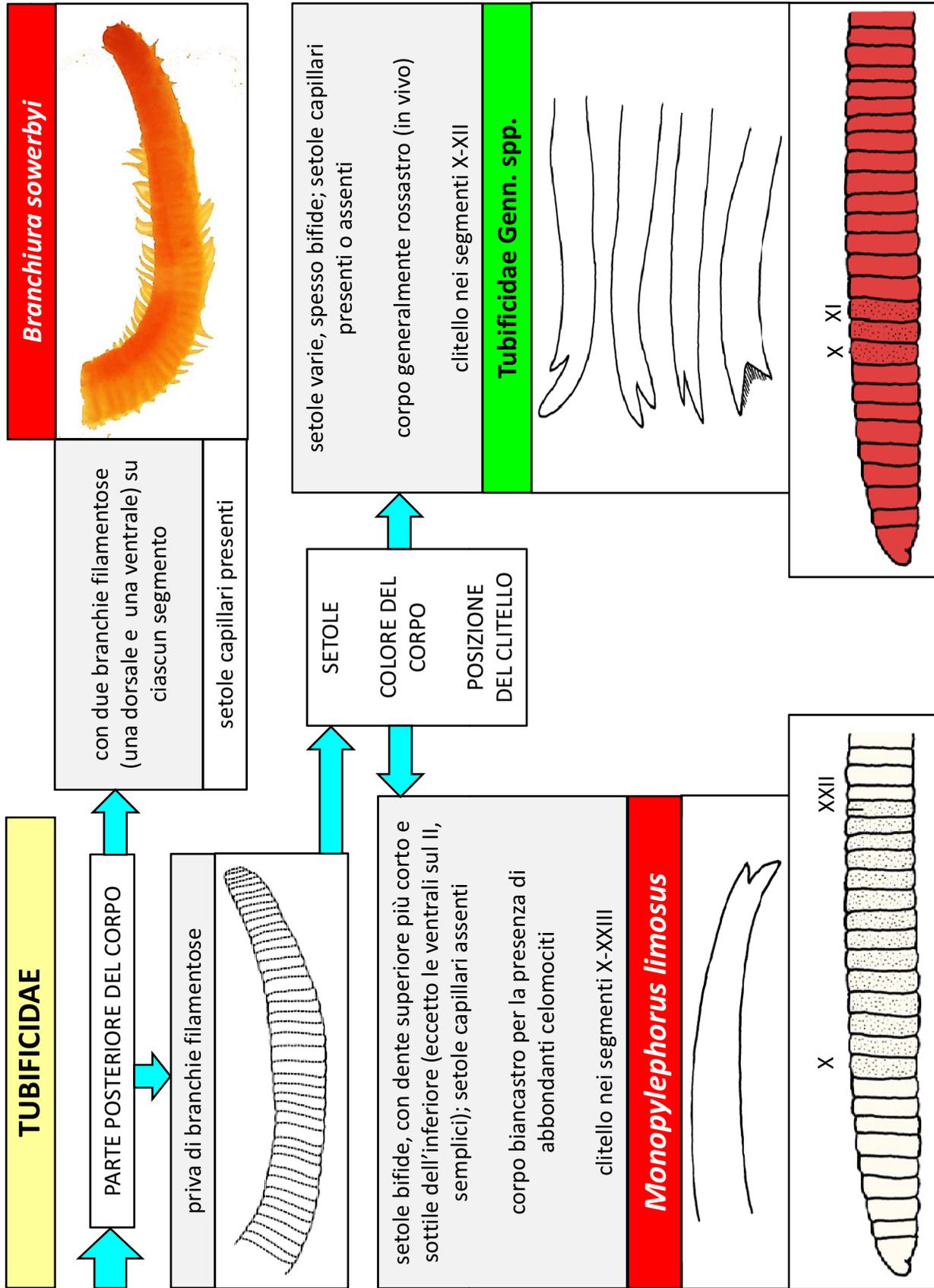


Fig. 1. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone degli Oligocheeti Tubificidae. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Figure tratte da Sambugar, 1994 (setole oligocheeti ridisegnate); altri disegni o foto: originali degli autori.

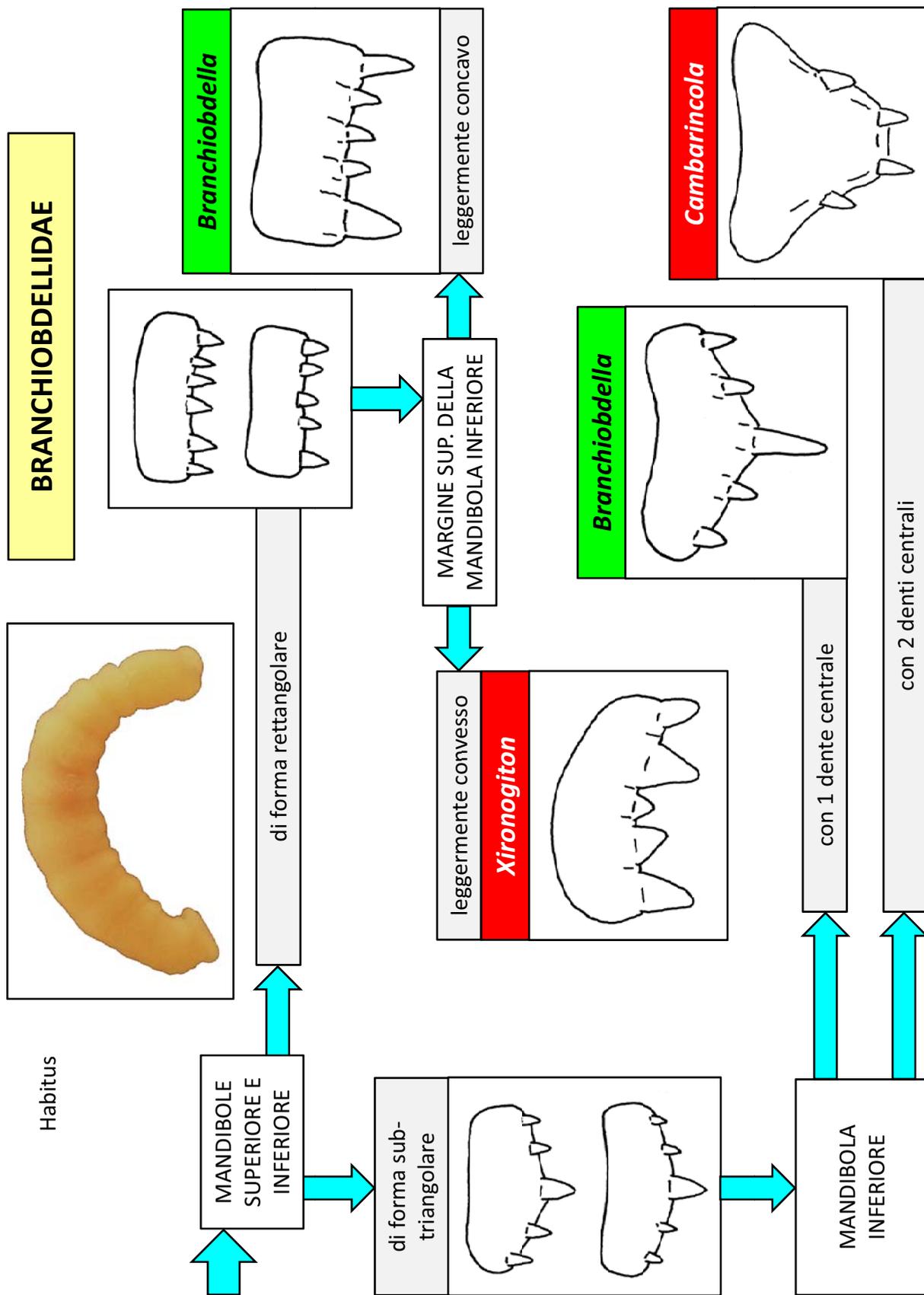


Fig. 2. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone di Branchiobdelle (Branchiobdellidae). In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Fonte: Gelder *et al.*, 1994, 2012 (mandibole branchiobdelle, ridisegnate); altri disegni o foto: originali degli autori.

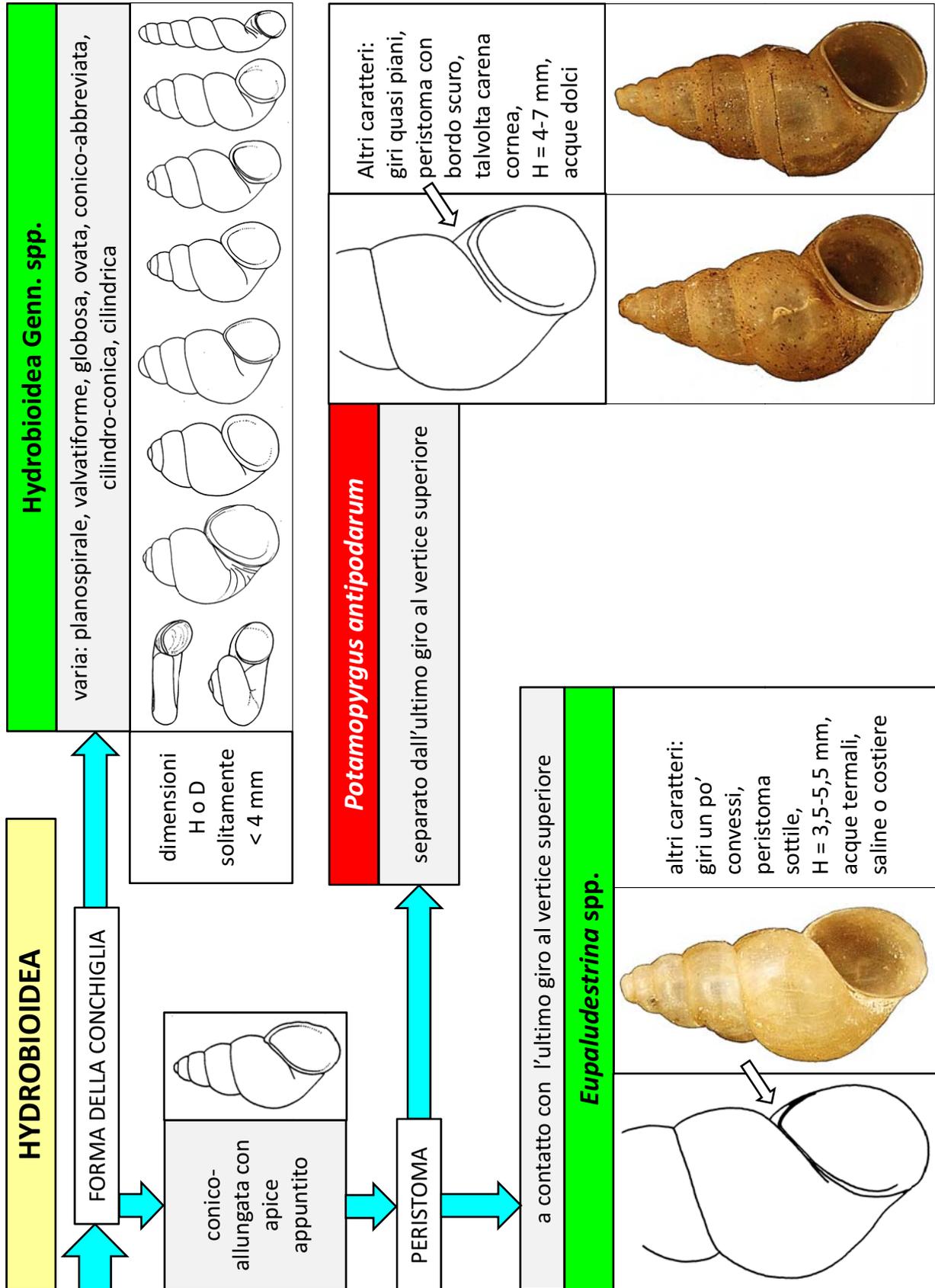


Fig. 3. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Hydrobioidea. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Fonte: Giusti e Pezzoli, 1980 (conchiglie Hydrobioidea); altri disegni o foto: originali degli autori.

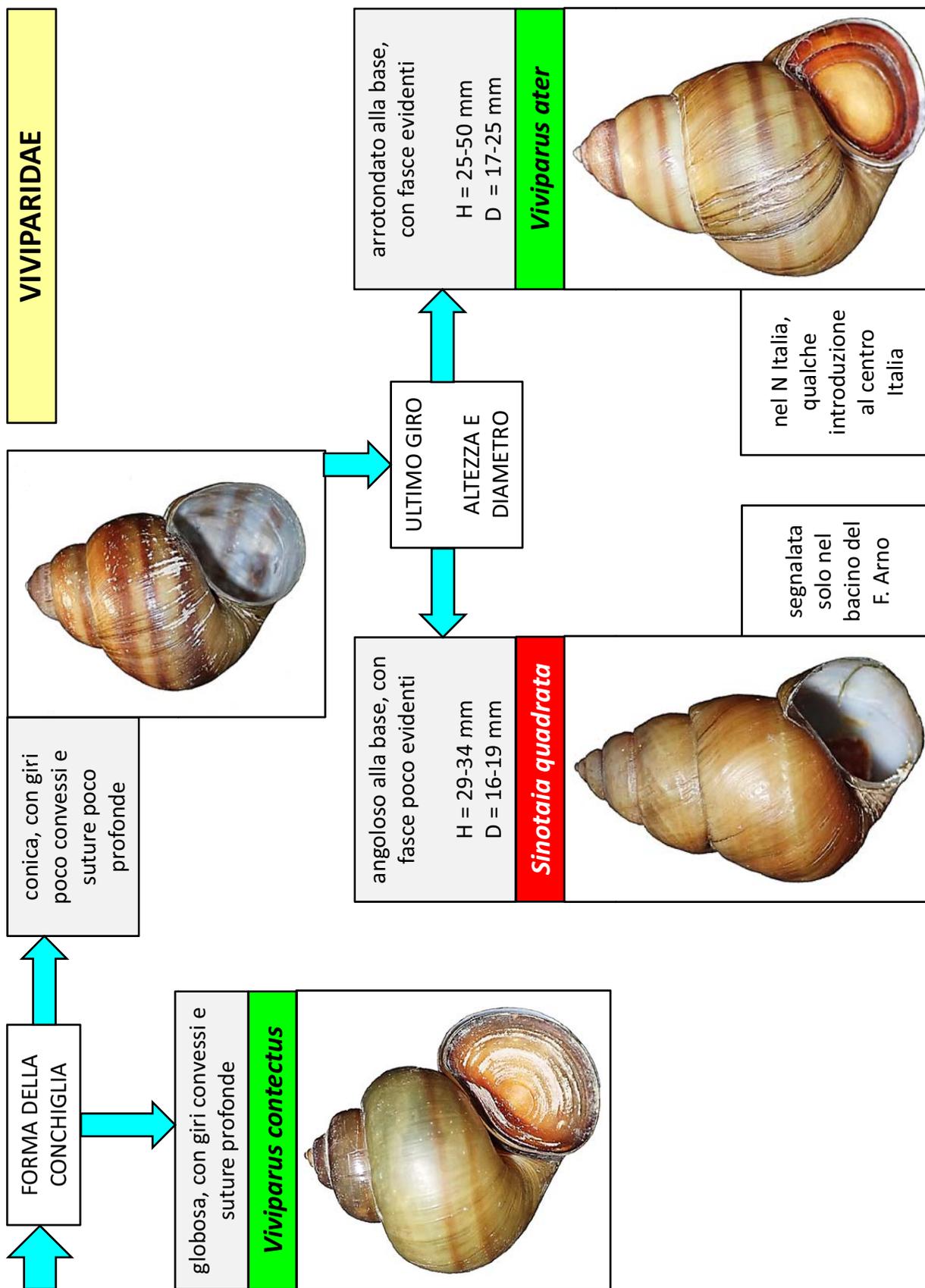


Fig. 4. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Viviparidae. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Foto: originali degli autori. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza.

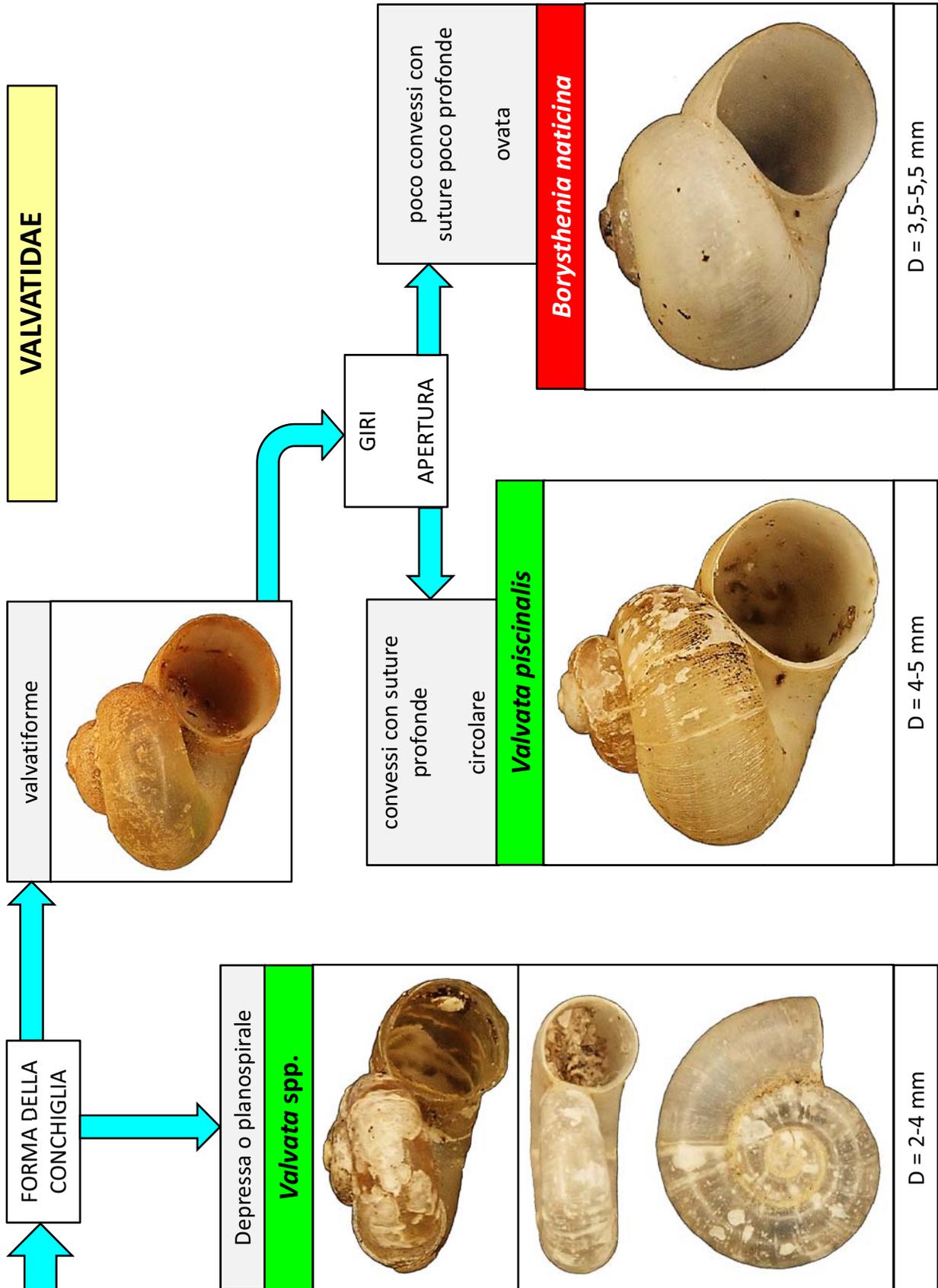


Fig. 5. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Valvatidae. Foto: originali degli autori. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza.

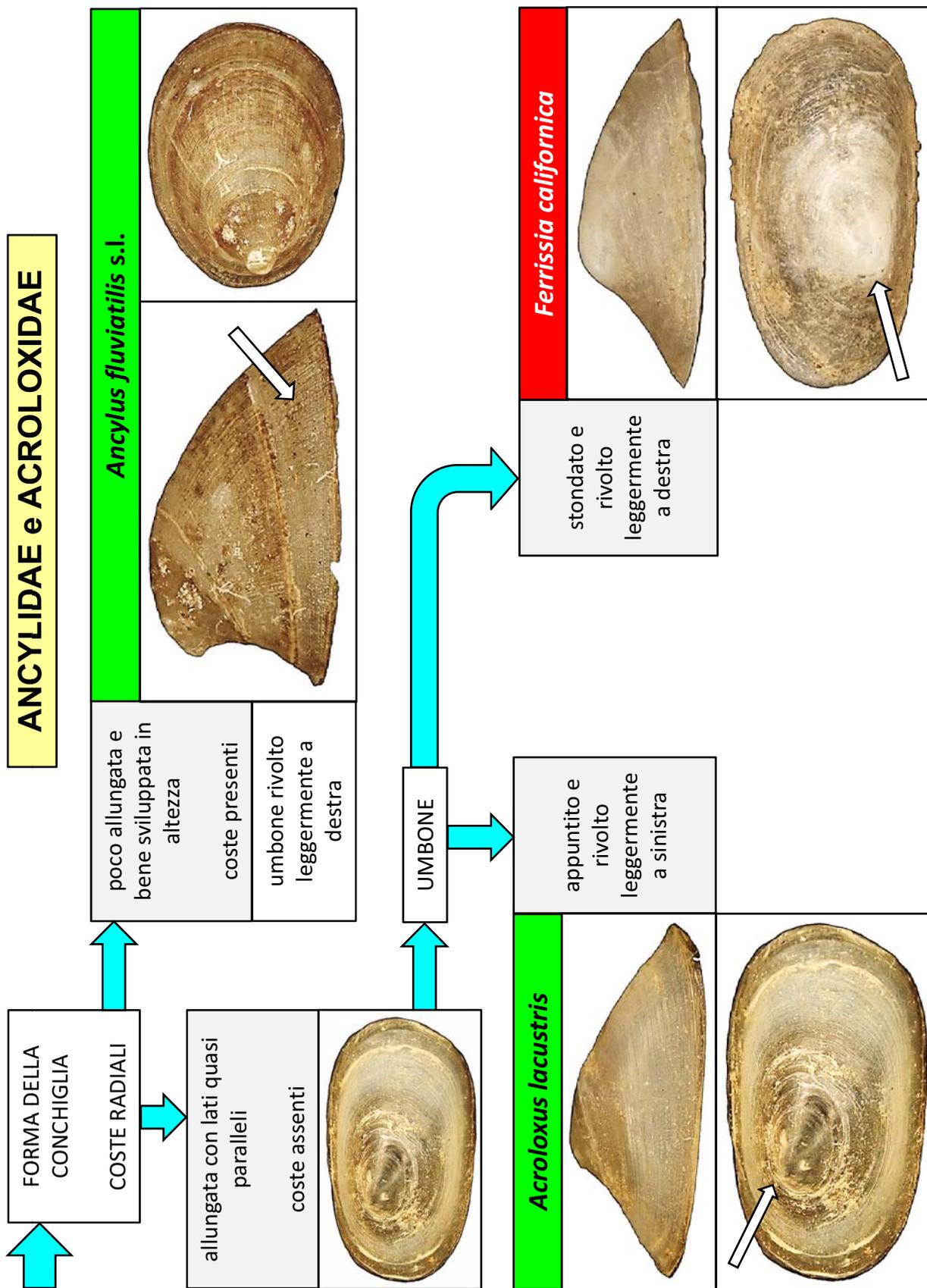


Fig. 6. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Ancyloidea e Acroloidea. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Foto: originali degli autori.

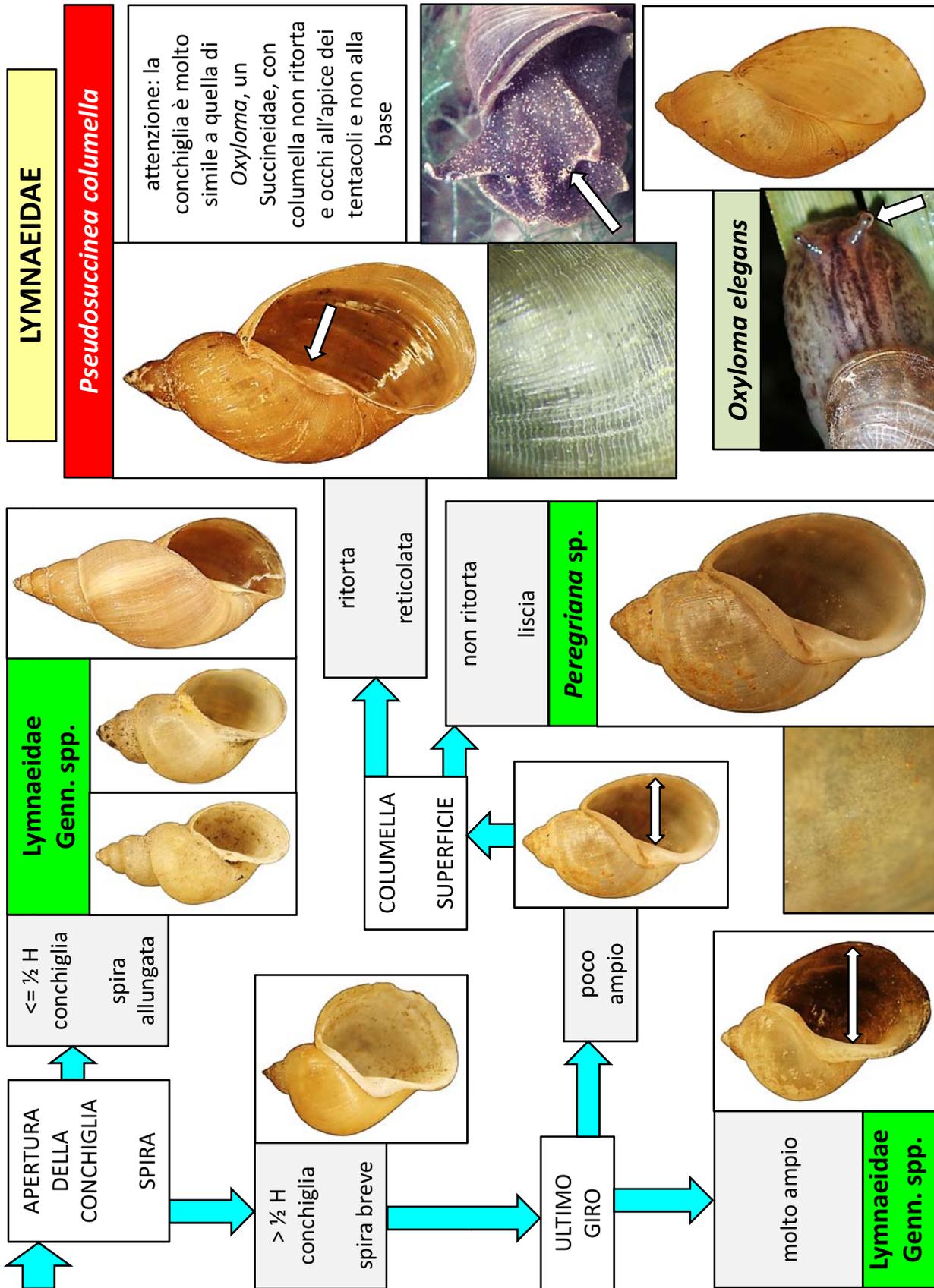


Fig. 7. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Lymnaeidae. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Fonte: G. Nardi, Riserva di Piedras, Cartaya, Andalucía (Spagna), 03/2014 (microscultura *Pseudosuccinea*); altri disegni o foto: originali degli autori. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza.

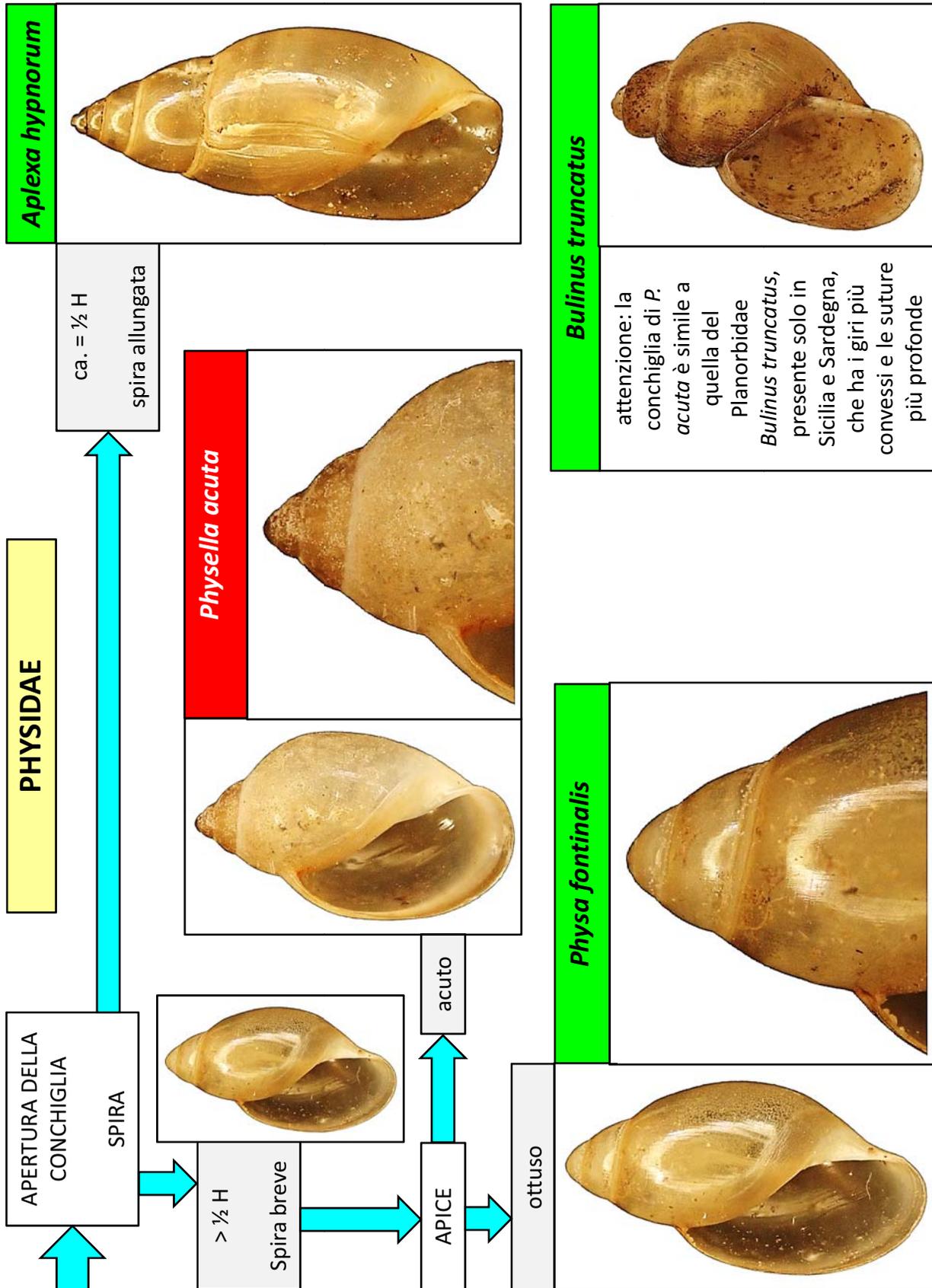


Fig. 8. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Physidae. Foto: originali degli autori. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza.

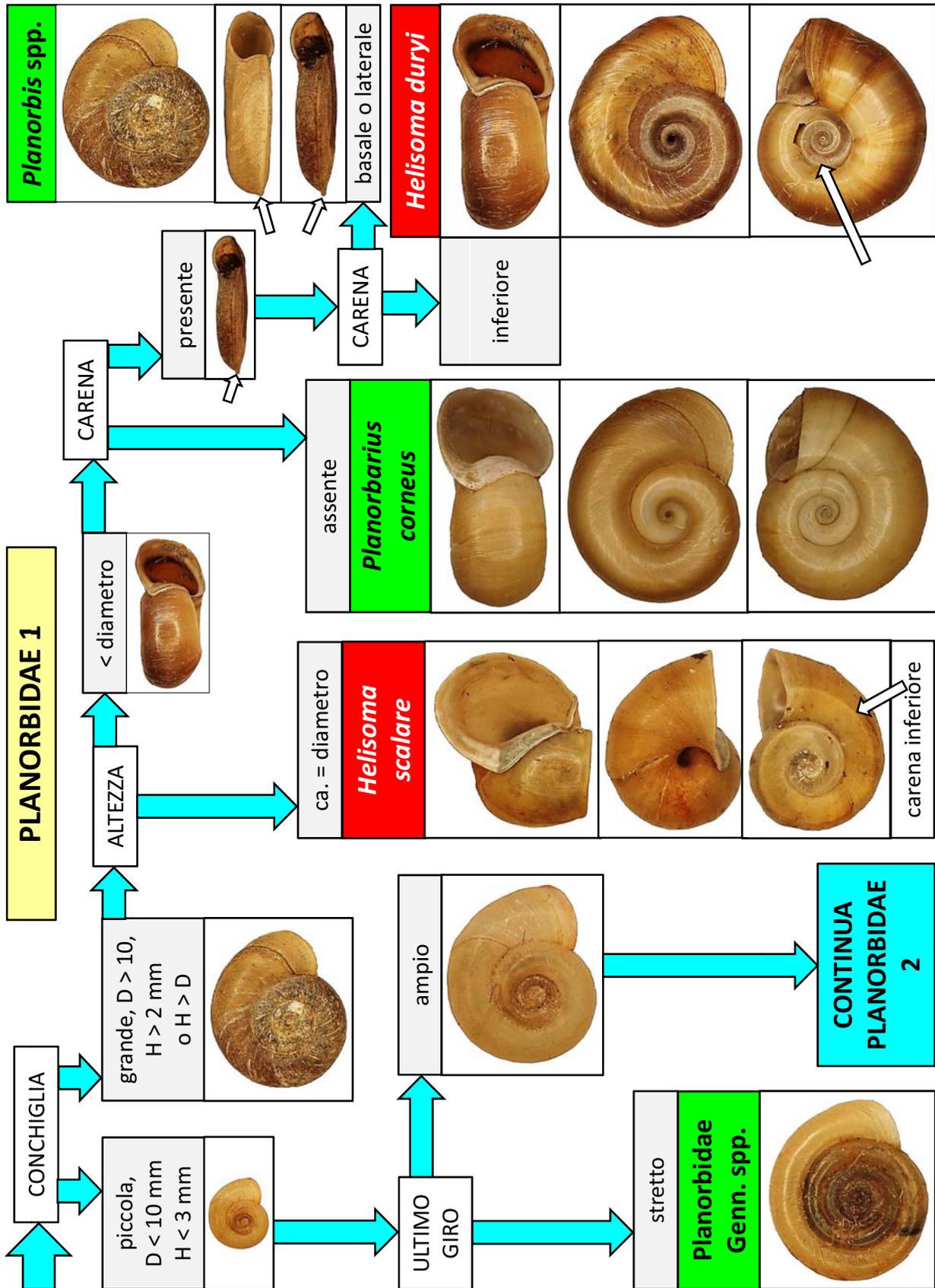


Fig. 9. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Planorbidae (1° parte). Foto: originali degli autori. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza.

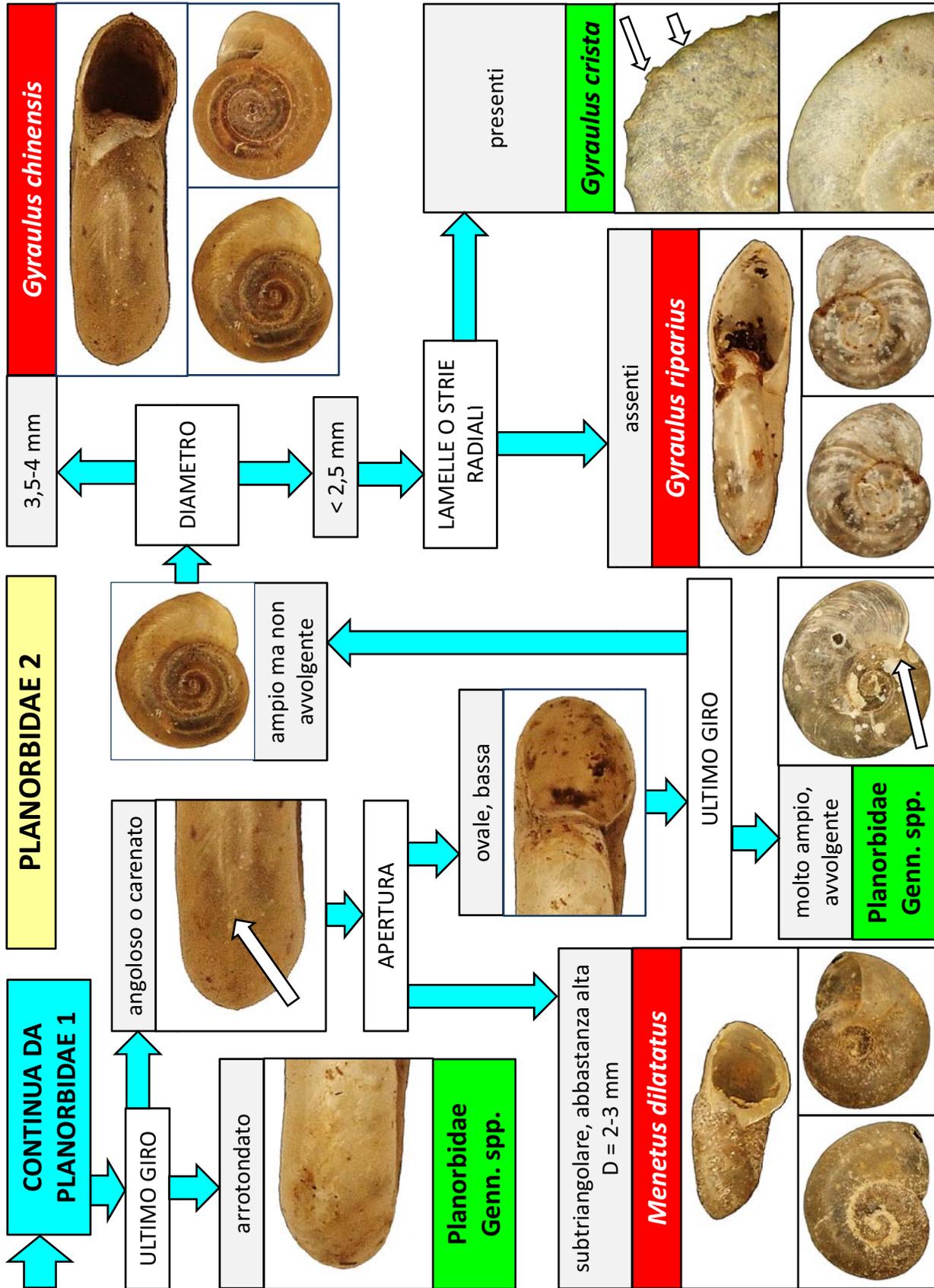
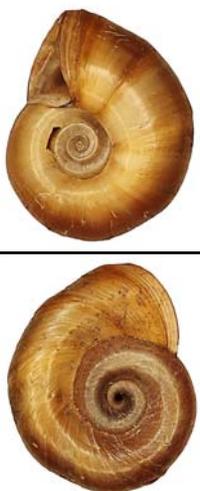


Fig. 10. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Planorbidae (2° parte). Foto: originali degli autori. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza.

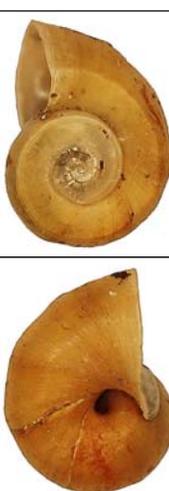
PLANORBIDAE 3: note per alcune specie alloctone

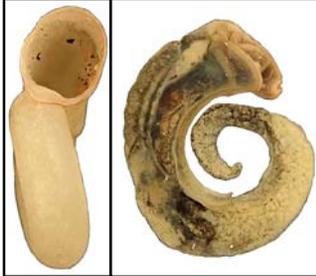
<i>Helisoma duryi</i>	
	
D ca. 20 mm, simile a <i>Planorbarius corneus</i> ma con carena inferiore e senza strie spirali	
	solo strie radiali in <i>H. duryi</i>
	strie spirali in <i>P. corneus</i>

<i>Gyraulus chinensis</i>	
	
D = 3,5-4 mm, carena ottusa, di solito con frangia cornea, deboli strie spirali, corpo con colorazione molto contrastata	

<i>Gyraulus riparius</i>	
	
D < 2,5 mm, carena ottusa e ultimo giro molto ampio; molto raro	

<i>G. crista</i>	
	
attenzione: <i>G. crista</i> è molto simile a <i>G. riparius</i> ed è ben più frequente; si distingue per le coste radiali (a volte però ridotte) e per l'ultimo giro un po' meno ampio	

<i>Helisoma scalare</i>	
	
H = 6-9 mm, di forma ovoidale (non planospirale come gli altri Planorbidae); simile a Physidae ma fortemente carenato	

<i>G. acronicus</i>	
	
attenzione: <i>G. acronicus</i> è molto simile a <i>G. chinensis</i> ma è raro; ha dimensioni maggiori (D = 5-7 mm) e colorazione più uniforme	
	solo in alcuni laghi del NE Italia

<i>Anisus vorticulus</i>	
	
attenzione: <i>Anisus vorticulus</i> è molto simile a <i>G. chinensis</i> ma è raro; si distingue per l'ultimo giro più stretto	

Fig. 11. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Gasteropodi Planorbidae (3° parte, precisazioni per le specie aliene e specie autoctone simili). In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Fonte: G. Nardi, Rio Gonnese, Porto di Fontanmare, Gonnese (CI), 10/2014 (microscultura *Helisoma duryi*); G. Nardi, Canale S. Giovanna, Ghedi (BS), 04/1999 (microscultura *Planorbarius corneus*); altri disegni o foto: originali degli autori. D = diametro; H = altezza; L = lunghezza.

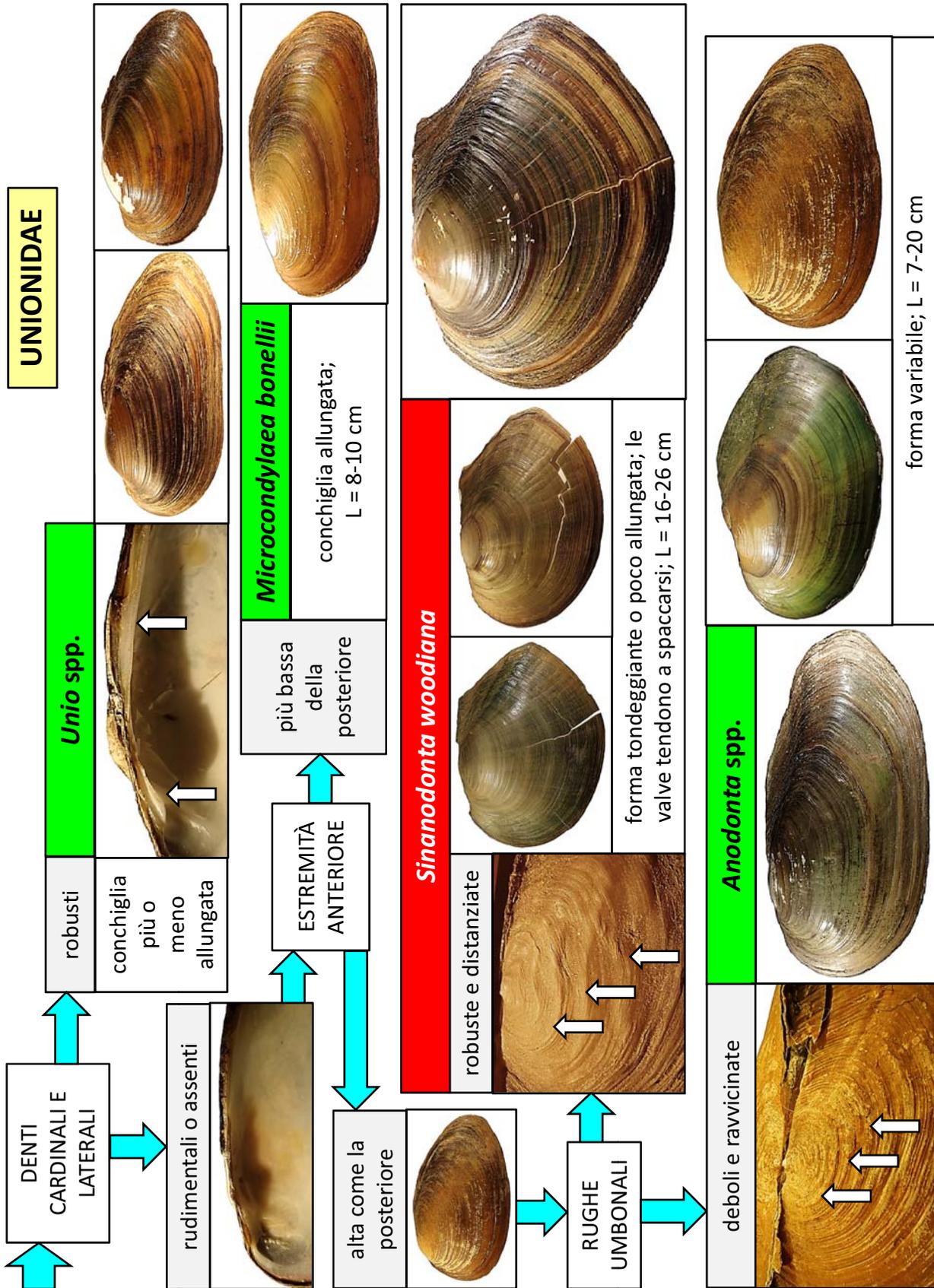


Fig. 12. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Bivalvi Unionidae. Foto: originali degli autori. In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni.

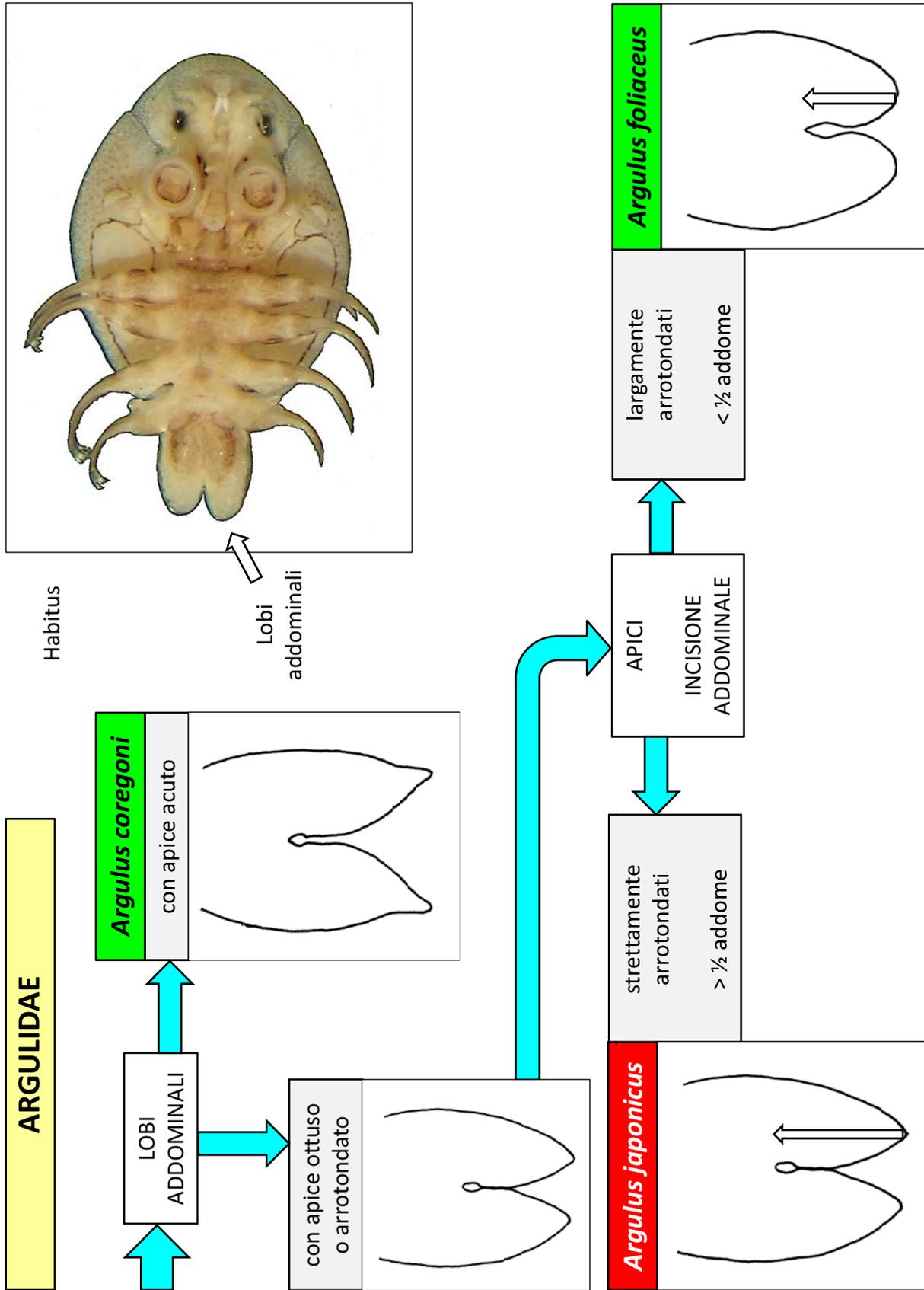


Fig. 13. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Branchiuri Argulidae.

In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Fonte: Møller, 2015 (lobi addominali branchiuri, ridisegnati); altri disegni o foto: originali degli autori.

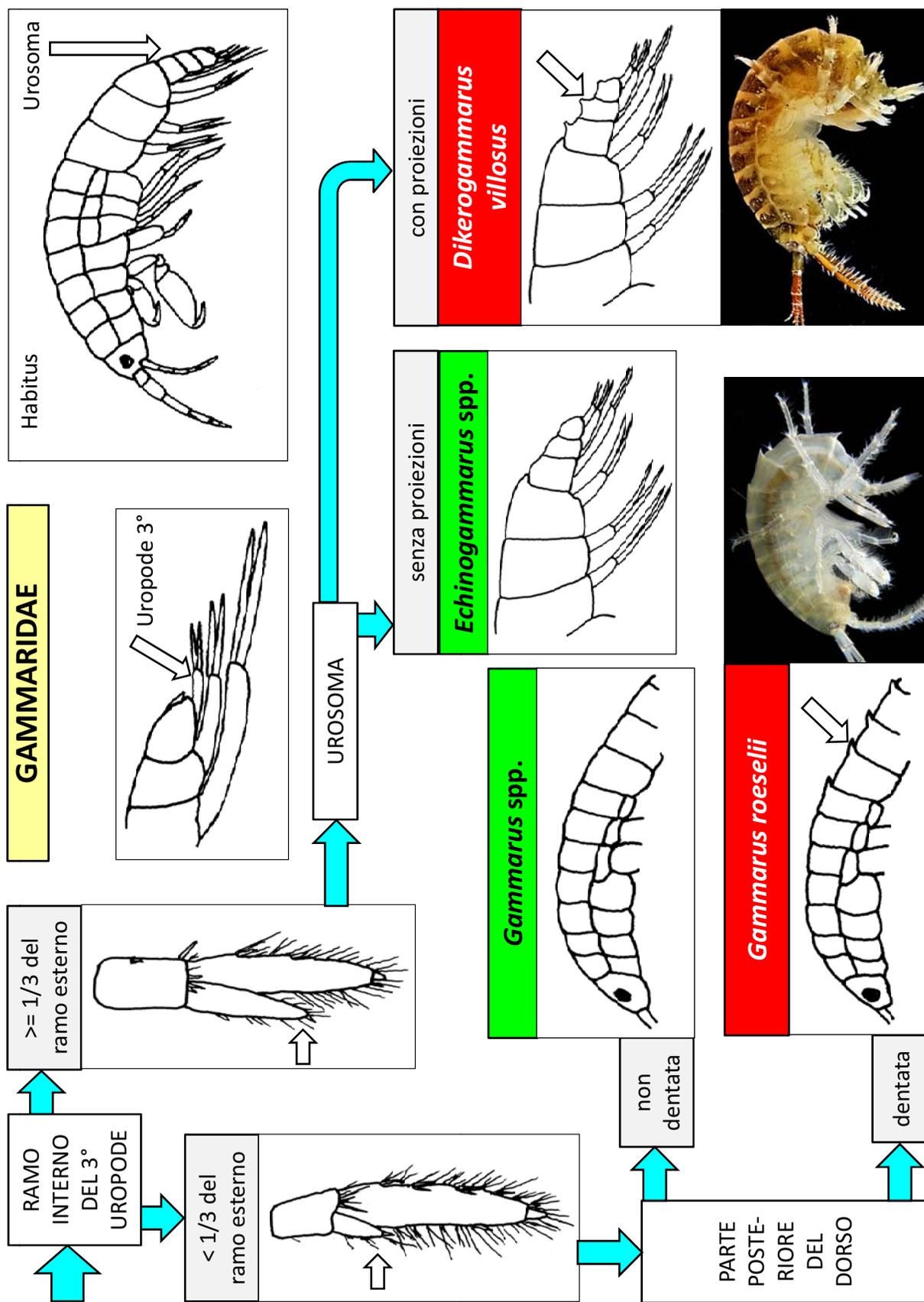


Fig. 14. Chiave illustrata per la determinazione delle specie alloctone dei Crostacei Gammaridae (di acque dolci superficiali). In campo verde: taxa autoctoni; in campo rosso: taxa alloctoni. Fonte: Karaman, 1993 (uropodi gammaridi, ridisegnati); M. Mañas, in Wikipedia, https://upload.wikimedia.org/wikipedia/commons/3/3f/Gammarus_roeselii.jpg (*Gammarus roeselii*); S. Cianfanelli, F. Arno, Rosano (FI), 07/2021 (*Dikerogammarus villosus*); altri disegni o foto: originali degli autori.

conchiglia di *P. antipodarum* presenta alcuni caratteri distintivi: forma conica con apice appuntito, giri quasi piani con suture poco profonde, peristoma inspessito con bordo scuro e con vertice superiore staccato dall'ultimo giro; in alcuni esemplari è presente una carena sull'ultimo giro, con una frangia cornea.

Viviparidae (Fig. 4)

Gasteropodi caratterizzati da una conchiglia di grosse dimensioni, di forma globosa o conica, generalmente provvista di bande colorate, abbastanza frequenti in ambienti lentici o potamali. In Italia sono presenti due specie autoctone del genere *Viviparus*; una terza specie, *Sinotaia quadrata* (Benson, 1842) è alloctona e al momento localizzata nel bacino del Fiume Arno, in Toscana.

Valvatidae (Fig. 5)

Questa famiglia comprende il genere *Valvata*, con alcune specie autoctone, e *Borystenia*, con la sola *B. naticina* (Menke, 1845), considerata alloctona in Italia. Questa specie, finora trovata solo in Veneto, è molto simile a *Valvata piscinalis* (Müller, 1774); si distingue per i giri meno convessi, le suture poco profonde e l'apertura ovoidale anziché circolare.

Ancylidae (Fig. 6)

Polmonati caratterizzati da una conchiglia patelliforme, diversamente dagli altri Planorbidi che presentano una conchiglia planospirale. Due generi sono presenti in Italia: *Ancylus*, autoctono, e *Ferrissia*, alloctono, con la specie *F. californica* (Rowell, 1863). *Ferrissia* si distingue facilmente da *Ancylus* per la conchiglia più allungata con i lati quasi paralleli, poco sviluppata in altezza e per l'umbone arrotondato. *Ferrissia* è invece simile al genere *Acroloxus* (Fam. Acroloxidae), ma si distingue da questo per l'umbone stonato e rivolto leggermente a destra, anziché appuntito e rivolto a sinistra.

Lymnaeidae (Fig. 7)

Tra i vari generi di questa famiglia, solo *Pseudosuccinea*, con la specie *P. columella* (Say, 1817) è alloctono e accertato in Italia, nel reticolo lombardo del F. Ticino e in Liguria, in raccolte d'acqua presso Ventimiglia. La forma della conchiglia, con l'apertura relativamente ampia rispetto all'ultimo giro e la spira piuttosto breve, nonché la presenza di una scultura spirale, sono i caratteri che ne permettono il riconoscimento.

Physidae (Fig. 8)

Questa famiglia, caratterizzata da una conchiglia sinistrorsa, è presente con tre specie: *Aplexa hypnorum* (Linnaeus, 1758), con conchiglia allungata, *Physa fontinalis* (Linnaeus, 1758) e *Physella acuta*

(Draparnaud, 1805), con conchiglia a spira breve. Solo *Physella acuta* è alloctona e si distingue da *Physa fontinalis* per l'apice acuto. *Bulinus truncatus* (Audoin, 1927), anche se appartenente a un'altra famiglia (Planorbidae), è simile a *P. acuta*; presenta i giri più convessi e le suture più profonde. *B. truncatus* è piuttosto raro e attualmente è presente solo in Sicilia e Sardegna; anche *Physa fontinalis* è piuttosto rara, ma è diffusa dall'Italia settentrionale alla Campania, mentre *Physella acuta* è ormai molto frequente in tutta Italia e isole.

Planorbidae (Figg. 9-11)

Molte specie sono comprese in questa famiglia; tra queste cinque sono alloctone: *Gyraulus chinensis* (Dunker, 1848), *Gyraulus riparius* (Westerlund, 1865), *Helisoma duryi* (Wetherby, 1879), *Helisoma scalare* (Jay, 1839) e *Menetus dilatatus* (Gould, 1841). La determinazione a livello specifico non è semplice; *G. chinensis* è ormai molto diffuso e si distingue dalle specie congeneri per la conchiglia carenata e provvista di fini strie spirali; *G. riparius* è anch'esso carenato e con l'ultimo giro molto ampio, è raro ed è stato trovato solo in due laghi dell'Italia settentrionale (Lago d'Iseo e Laghetto del Frassino). Le specie di *Helisoma* sono distinguibili da *Planorbarius* per la presenza di una carena sulla porzione inferiore dell'ultimo giro; *H. duryi* è poco comune e frequenta prevalentemente ambienti lentici antropici, come vasche e laghetti, mentre *H. scalare* è diffuso nei laghi vulcanici dell'Italia centrale. Infine, *M. dilatatus* è riconoscibile per l'ultimo giro molto ampio, non carenato e l'apertura più alta rispetto agli altri Planorbidi, ed è stato finora trovato solo nel bacino del F. Arno, in Toscana.

Unionidae (Fig. 12)

Questa famiglia comprende i bivalvi acquidulcicoli di maggiori dimensioni, da 5 a 26 cm di lunghezza, di ambienti lentici o potamali, dove vivono infossati nei sedimenti fini. Tre generi sono autoctoni: *Unio*, *Anodonta* e *Microcondylaea*, mentre *Sinanodonta* è alloctono, ed è ormai presente in quasi tutta Italia, Sicilia compresa, con la specie *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834). Questa specie non è sempre facilmente distinguibile da quelle di *Anodonta*; nonostante il profilo solitamente più tondeggiante è molto polimorfa; il carattere diagnostico più valido consiste nell'aspetto delle rughe umbonali, più rade, oblique e più accentuate in *Sinanodonta* mentre in *Anodonta* sono più sottili. Inoltre, la conchiglia di *Sinanodonta* può raggiungere notevoli dimensioni (fino a 26 cm di lunghezza), presenta l'interno delle valve tendente al violaceo e tende a spaccarsi radialmente dopo qualche tempo se conservata a secco.

Argulidae (Fig. 13)

Crostacei ectoparassiti di pesci, inconfondibili per il corpo depresso, dotato di un grande carapace a forma di scudo e per le due mascelle modificate a forma di ventosa. Comprendono alcune specie del genere *Argulus*, la cui identificazione è difficile e può essere necessario l'esame da parte di uno specialista; una di queste, *Argulus japonicus* Thiele, 1900, è alloctona.

Gammaridae (Fig. 14)

Tra gli Anfibodi delle acque interne la famiglia dei Gammaridae è quella che conta il maggior numero di generi. Come per i Niphargidae, ciechi e depigmentati, anche nei Gammaridae vi sono specie prive di occhi o con occhi ridotti che vivono nelle acque sotterranee, sorgenti costiere o acque salmastre, appartenenti ai generi *Ilvanelia*, *Longigammarus*, *Rhipidogammarus* e *Tyrrhenogammarus*. Tralasciando questi generi, nelle acque superficiali compaiono invece frequentemente le specie dei generi *Echinogammarus* e *Gammarus*. Tra quelle del genere *Gammarus*, *G. roeselii* Gervais, 1835, è alloctono ed è facilmente riconoscibile per il corpo provvisto di denti lungo il dorso. Un'altra specie alloctona e invasiva è *Dikerogammarus villosus* (Sawinsky, 1894); anche questa è facilmente riconoscibile per la presenza di due proiezioni appuntite sull'urosoma, oltre che per la pigmentazione accentuata, generalmente a bande.

Astacidae

Tra i gamberi di fiume, crostacei decapodi di consistenti dimensioni provvisti di evidenti chele sul primo paio di arti, la famiglia Cambaridae comprende solo specie alloctone: *Faxonius limosus* (Rafinesque, 1817), *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) e *Procambarus virginialis* (Lyko, 2017), mentre la famiglia Astacidae raggruppa due specie alloctone: *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 e *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) e altre autoctone dei generi *Astacus* e *Austropotamobius*. Dato che i gamberi di fiume sono stati trattati in diversi recenti lavori (Mazzoni *et al.*, 2004; Fortini, 2016; Fenoglio e Bo, 2020), si rimanda alle chiavi di identificazione riportate in questi articoli.

Sphaeriuisidae

Le sole specie acquatiche autoctone di questa famiglia appartengono al genere *Coelostoma*, mentre tre specie alloctone sono state segnalate in Italia: *Cercyon laminatus* Sharp, 1863, *Cryptopleurum subtile* (Sharp, 1884) e *Pelosoma lafertei* Mulsant, 1844 (Rocchi, 2005; Gherardi *et al.*, 2010); comunque si tratta di specie legate ad ambienti umidi, fanghi, detriti e materiali in decomposizione, e quindi è molto improbabile la loro presenza nelle acque correnti o lacustri.

Culicidae

Tra le molte specie di zanzare presenti in Italia, due sono alloctone: *Aedes albopictus* (Skuse, 1894) e *Aedes koreicus* (Edwards, 1917). Dato che le larve vivono in piccole raccolte di acqua stagnante, la probabilità di un ritrovamento nei campionamenti sui corsi d'acqua è praticamente nulla. Comunque, per l'identificazione delle larve, si rimanda alla chiave per i generi di Baldaccini (1991) e, per queste specie aliene, ai lavori di Romi *et al.* (2009) e Versteirt *et al.* (2012).

APPLICAZIONE DELL'INDICE ALLE DIATOMEE

Si riporta in Tab. III. l'elenco di specie di diatomee ritenute alloctone o invasive e desunte da alcuni articoli (Coste e Ector, 2000; Pérès *et al.*, 2012; Falasco *et al.*, 2013). Dato che la determinazione delle diatomee viene effettuata a livello di specie, non sono necessari ulteriori approfondimenti per applicare l'IA.

APPLICAZIONE DELL'INDICE ALLE MACROFITE ACQUATICHE E RIPARIE

Per le alghe da prendere in considerazione come macrofite che formano ammassi macroscopicamente visibili, la diatomea *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt e la cloroficea *Pithophora* sono alloctone. Per la diatomea, dato che si tratta di un taxon monospecifico, è sufficiente determinare il genere per l'applicazione dell'IA, mentre per la cloroficea le poche specie riconosciute sono tutte tropicali o subtropicali, quindi il genere va considerato come alloctono. Per gli altri gruppi la metodica prevede la determinazione a livello di specie; pertanto è sufficiente consultare la bibliografia relativa per conoscere se si tratta di un taxon autoctono, transfaunato in una regione o alloctono in ambito nazionale. Per le Pteridofite e le Fanerogame i dati necessari sono riportati in Conti *et al.* (2005), Celesti-Grappo *et al.* (2010), Bartolucci *et al.* (2018), Galasso *et al.* (2018).

APPLICAZIONE DELL'INDICE ALL'ITTIOFAUNA

Un elenco delle specie aliene o transfaunate è riportato in Macchio *et al.* (2017), dove viene elaborato, nell'ambito dell'indice ittico NISECI, anche un subindice (X_3) specifico per la valutazione della componente alloctona. Purtroppo l'elenco delle specie ittiche non è aggiornato in relazione alla recente nomenclatura e alle ultime acquisizioni scientifiche; è stato quindi proposto da Balzamo *et al.* (2020) un aggiornamento tassonomico in base al lavoro di Lorenzoni *et al.* (2019), che riporta anche la classificazione in base all'alloctonia per i principali distretti biogeografici. Uno dei problemi principali è la mancanza di liste di riferimento delle specie autoctone e transfaunate per i singoli bacini idrografici, in quanto a livello regionale non si dispone ancora di un

quadro completo. Il subindice X_3 , diversamente dall'IA, considera anche il livello di nocività delle specie alloctone, un elemento certamente molto importante anche se la sola presenza di una popolazione ben strutturata di una specie altamente nociva porta ad un giudizio fortemente negativo indipendentemente dal contesto della restante comunità ittica. L'IA invece non considera il livello di nocività (peraltro difficilmente valutabile per le altre componenti) anche se dovrebbe comunque essere sensibile alle specie con alta nocività, poiché queste tendono maggiormente a ridurre il numero dei taxa e/o il numero degli individui delle specie autoctone. Si ritiene quindi importante, per la componente ittica, affiancare il calcolo dell'IA con quello dell' X_3 , anche se, per quest'ultimo, non sono state stabilite le soglie relative alle classi di alloctonia.

APPLICAZIONE DELL'INDICE SU ALTRE MATRICI

Un'altra possibile applicazione dell'indice di alloctonia su altre taxocenosi concerne, ad esempio, i molluschi acquatici o quelli terrestri, anche su un'area

più vasta di un sito puntuale di campionamento. Ad esempio, durante le piene i corsi d'acqua trasportano in superficie molti detriti vegetali (frustoli legnosi, semi) tra cui anche conchiglie di molluschi, sia terrestri che acquatici, che galleggiano quando piene d'aria. Queste vengono fluite dal greto e dalle rive del tratto a monte, e quindi depositate sulle sponde nei punti, solitamente alla testata delle pozze, dove la corrente rallenta. L'esame di queste posature è un buon metodo per conoscere la malacofauna di un tratto del bacino imbrifero.

L'identificazione della componente alloctona, se coincidente con quella relativa al macrobenthos per il gruppo dei molluschi acquatici, è più impegnativa per quelli terrestri, dato che non sono state pubblicate buone chiavi per il riconoscimento della malacofauna italiana, ma solo rassegne a carattere locale. Come testo generale per la determinazione è utile la guida di Welter-Schultes (2012), che riporta quasi tutte le specie europee, mentre le informazioni relative all'alloctonia dei molluschi, sia a livello nazionale che regionale, sono riportate nella nuova edizione della Checklist della fauna d'Italia (Bodon *et al.*, 2021a).

Tab. III. Diatomee ritenute alloctone o invasive.

CODICE	TAXA
ADCT (=ACTT)	<i>Achnanthydium catenatum</i> (Bily & Marvan) Lange-Bertalot
ADMO	<i>Achnanthydium delmontii</i> Pérès, Le Cohu et Barthes
ADSH (=ASHU)	<i>Achnanthydium subhudsonis</i> (Hustedt) H. Kobayasi
ATHE	<i>Achnanthes thermalis</i> (Rabenhorst) Schoenfeldt var. <i>thermalis</i> Schoenfeldt
CCRU	<i>Capartogramma crucicula</i> (Grun.ex Cl.) Ross
CTRO	<i>Cymbella tropica</i> Krammer var. <i>tropica</i> Krammer
DCOF	<i>Diadesmis confervacea</i> Kützing var. <i>confervacea</i>
DGEM	<i>Didymosphenia geminata</i> (Lyngbye) Schmidt morphotyp <i>geminata</i> Metzeltin & Lange-Bertalot
ECAB	<i>Eolimna comperei</i> Ector Coste et Iserentant f. anormale
ENTR	<i>Encyonema triangulum</i> (Ehrenberg) Kützing
EOCO	<i>Eolimna comperei</i> Ector Coste et Iserentant in Coste & Ector
GDCL	<i>Geissleria declivis</i> (Hust.) Lange-Bertalot
GEVA	<i>Gomphoneis eriense</i> var. <i>variabilis</i> Kociolek & Stoermer
GMMI	<i>Gomphoneis minuta</i> (Stone) Kociolek & Stoermer var. <i>minuta</i>
GOAH	<i>Gomphosphenia oahuensis</i> (Hustedt) Lange-Bertalot
HPDA	<i>Hippodonta pseudacceptata</i> (Kobayasi) Lange-Bertalot Metzeltin & Witkowski
HTRQ	<i>Hydrosera triquetra</i> Wallich
LMIT	<i>Luticola mitigata</i> (Hustedt) D.G. Mann
LPEG	<i>Luticola peguana</i> (Grunow in Cl. & Moeller) D.G. Mann
LPET	<i>Luticola peguana</i> (Grunow in Cl. & Moeller) D.G. Mann f. anormale
MCAH	<i>Mayamaea cahabaensis</i> E.A. Morales et K.M. Manoylov
NDIP	<i>Nitzschia dissipatoides</i> Archibald
NELE	<i>Nitzschia elegantula</i> Grunow in Van Heurck
NJAK	<i>Navicula jakovljevicii</i> Hustedt
NKOT	<i>Navicula kotschyi</i> Grunow
RUNI	<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero & Ferrario
RUNT	<i>Reimeria uniseriata</i> Sala Guerrero & Ferrario f. anormale

CONCLUSIONI

L'Indice di Alloctonia proposto può dare un'informazione aggiuntiva importante rispetto agli indici di qualità, è di semplice applicazione e necessita di uno sforzo aggiuntivo minimo rispetto al livello di determinazione solitamente richiesto nei monitoraggi routinari. Quest'indice può essere facilmente applicato alle diverse comunità biologiche, come riportato negli esempi allegati, al fine di facilitare l'applicazione e la valutazione dell'impatto delle specie aliene, che spesso negli ambienti acquatici passano inosservate.

Per la componente macrobentonica la redazione di un elenco aggiornato dei taxa, delle specie alloctone segnalate in Italia, e di alcune chiavi tassonomiche illustrate fornisce un valido strumento per poter approfondire facilmente la determinazione di alcune Unità Sistematiche

fino al livello richiesto, senza dover consultare diverse pubblicazioni scientifiche a volte difficilmente reperibili.

Questo indice sperimentale dovrà, comunque, essere testato nei diversi contesti ambientali, verificandone i risultati e le soglie delle classi di alloctonia proposte.

Ringraziamenti

Si ringraziano, in particolare, Maurizio Costa, Elena Gollo, Corinna Oliveri, Irene Pacini, Veronica Parodi e Daniela Rocca per i campionamenti di macrobenthos e diatomee, Elisa Falasco per le determinazioni delle diatomee, Laura Olivieri e Daniela Spada per i campionamenti e le determinazioni delle macrofite, Simone Cianfanelli ed Enrico Talenti per i campionamenti e le determinazioni dei molluschi della tanatocenosi sul F. Argentino; Simone Cianfanelli e Gianbattista Nardi per alcune foto; Giuseppe Sansoni per alcuni suggerimenti.

APPENDICE

ESEMPI DI APPLICAZIONE DELL'INDICE DI ALLOCTONIA IA SU DIVERSE MATRICI

CA: Classe di alloctonia; CQ: Classe di qualità; **le componenti alloctone sono indicate in rosso.**

1. Macrobenthos: campionamento multihabitat proporzionale su raschio, tratto terminale del T. Petronio, stazione PEPE04 a monte di Riva Trigoso (Sestri Levante, GE), del 04/09/2017.

Unità Sistematica	N° es.
<i>Cloeon</i>	5
Hydroptilidae	6
Naididae	6
Ceratopogonidae	33
Chironomidae	42
Culicidae	5
Dolichopodidae	1
<i>Dugesia</i>	272
Lymnaeidae	2
Physidae	2368
<i>Crocothemis</i>	4
<i>Onychogomphus</i>	2
<i>Orthetrum</i>	2
Corixidae	1
Dytiscidae	17
Elmidae	23
Haliplidae	9
Hydrophilidae	2
Acari	283
Mermithidae	9
Ostracoda	1

<i>Prostoma</i>	9
Tot. US	22
Tot. es.	3102

$$IA = (0,5 \times 1/22) + (0,5 \times 2368/3102) = 0,404 \quad 5^a \text{ CA}$$

$$STAR_ICMi = 0,394 \quad 4^a \text{ CQ}$$

In questo esempio abbiamo un popolamento dove è presente un solo taxon alieno (i Physidae in Liguria sono rappresentati da una sola specie alloctona, *Physella acuta*), però dominante nella comunità. Dato che i Physidae sono indicatori di forte inquinamento organico, sia l'indice di alloctonia che quello di qualità ambientale indicano una notevole alterazione.

2. Macrobenthos: campionamento multihabitat proporzionale su raschio, tratto inferiore del F. Centa, stazione CTCT02M, Regione San Clemente (Albenga, SV), del 02/08/2016.

Unità Sistematica	N° es.
<i>Leuctra</i>	34
<i>Baetis</i>	52
<i>Caenis</i>	69
Beraeidae	1
Hydropsychidae	21
Hydroptilidae	111
Lepidostomatidae	1
Leptoceridae	5
Polycentropodidae	5

Asellidae	25
Enchytraeidae	1
Lumbricidae	5
Naididae	23
Chironomidae	72
Muscidae	4
Simuliidae	56
Tipulidae	1
<i>Dugesia</i>	100
<i>Girardia</i>	200
Ancyliidae	4
<i>Physidae</i>	88
Planorbidae	14
<i>Tateidae</i>	39
Dytiscidae	1
Elmidae	46
Haliplidae	1
Hydraenidae	3
Hydrophilidae	6
Acari	135
Ostracoda	4
Tot. US	30
Tot. es.	1127

$$IA = (0,5 \times 3/30) + (0,5 \times 327/1127) = 0,195 \quad 4^a \text{ CA}$$

$$STAR_ICMi = 0,723 \quad 2^a \text{ CQ}$$

In questo caso abbiamo un popolamento dove sono presenti tre taxa alieni, in discreto numero (oltre ai *Physidae*, vi è il Triclade *Girardia*, presente in Italia con *G. tigrina*, e i *Tateidae*, che comprendono in Italia il solo *Potamopyrgus antipodarum*, mentre i *Planorbidae* sono presenti con *Gyraulus albus*, una specie autoctona, ed è assente l'alloctono *Gyraulus chinensis*). L'incidenza della componente aliena è piuttosto forte, pertanto l'indice di alloctonia ricade in 4^a classe, ma la comunità è piuttosto ricca e bilanciata, anche se non compaiono taxa particolarmente sensibili, per cui l'indice di qualità ambientale risulta buono, 2^a CQ.

3. Macroinvertebrates: campionamento multihabitat proporzionale su raschio, tratto terminale del T. Leira, stazione LELE01, Voltri (Genova, GE), del 27/06/2017.

Unità Sistemática	N° es.
<i>Leuctra</i>	32
<i>Baetis</i>	6

<i>Caenis</i>	5
<i>Procladius</i>	8
<i>Pseudocentropilum</i>	1
Beraeidae	1
Glossosomatidae	1
Hydropsychidae	60
Hydroptilidae	100
Leptoceridae	3
Polycentropodidae	2
Psychomyidae	1
Rhyacophilidae	2
Lumbricidae	7
Ceratopogonidae	1
Chironomidae	9
Ephydriidae	3
Limoniidae	1
Muscidae	8
Rhagionidae	1
Simuliidae	195
Tabanidae	1
Tipulidae	17
<i>Dugesia</i>	112
Lymnaeidae	1
<i>Tateidae</i>	2
<i>Onychogomphus</i>	12
Dryopidae	7
Dytiscidae	19
Elmidae	45
Hydrophilidae	1
Acari	430
Ostracoda	1
Tot. US	33
Tot. es.	1095

$$IA = (0,5 \times 1/33) + (0,5 \times 2/1095) = 0,016 \quad 2^a \text{ CA}$$

$$STAR_ICMi = 0,694 \quad 3^a \text{ CQ}$$

In questo caso abbiamo un popolamento dove è presente un solo taxon alieno (*Potamopyrgus antipodarum*, *Tateidae*), con appena due esemplari. L'incidenza della componente aliena è quindi molto bassa, pertanto l'indice di alloctonia ricade al limite inferiore della 2^a classe, in stato buono, ma la comunità è dominata da taxa tolleranti, per cui l'indice di qualità ambientale non risulta buono ma moderato, 3^a CQ.

4. Diatomee (Codice sp. secondo OMNIDIA 2015, versione 5.0): campionamento standard su ciottoli nel raschio, tratto medio del T. Lavagna, stazione ENLA04, a valle di Cicagna (Cicagna, GE), del 15/05/2018.

Codice sp.	N° Valve
ACLI	2
ADMI	46
ADMO	210
ADPT	2
ADPY	80
APED	2
CAEX	1
CEUG	26
DEHR	1
DTEN	2
ENMI	3
GVID	2
NDIS	1
NFON	32
NIAR	1
NSPD	2
RSIN	2
Tot. specie	17
Tot. valve	415

$$IA = (0,5 \times 1/17) + (0,5 \times 210/415) = 0,282 \quad 4^a \text{ CA}$$

$$ICM_i = 0,90 \quad 1^a \text{ CQ}$$

In questo esempio abbiamo una comunità dove è presente un solo taxon alieno e invasivo, *Achnantheidium delmontii* (ADMO), ma dominante la comunità in base al numero di valve. L'incidenza della componente aliena è quindi elevata, pertanto l'indice di alloctonia ricade in 4^a classe, ma la comunità è composta da specie ritenute esigenti, *A. delmontii* compreso, per cui l'indice di qualità ambientale è molto alto, 1^a CQ.

5. Diatomee: campionamento standard su ciottoli nel raschio, tratto medio del F. Bormida di Spigno, stazione BOSP03V, loc. Passeggeri (Cairo Montenotte, SV), del 06/09/2011.

Codice sp.	N° Valve
ADEU	2
ADMI	5
ADSB	3
APED	3
CBNA	2

CEUG	21
CEXF	2
COCE	2
CPAR	1
CPED	2
CPTG	3
CTRO	2
DPST	4
DVUL	3
EOMI	9
ESAB	2
ESBM	8
ESLE	4
FVAU	9
GOLI	1
GPAR	8
MVAR	5
NAMP	269
NANT	1
NATG	6
NCPR	2
NCTE	1
NDIS	2
NEXI	1
NFON	2
NGRE	2
NIGR	1
NILA	1
NINC	4
NIZT	5
NPAD	4
NTAB	3
NVEN	1
PBTG	1
PTLA	2
RABB	10
RSIN	1
SACU	1
SCBI	2
SPIN	4
SSVE	5
UULN	6

Tot. specie	47
Tot. valve	438

$$IA = (0,5 \times 1/47) + (0,5 \times 2/438) = 0,013 \quad 2^a \text{ CA}$$

$$ICMi = 0,28 \quad 4^a \text{ CQ}$$

In questo caso abbiamo una comunità dove è presente un solo taxon alieno, *Cymbella tropica* (CTRO), con due sole valve, su una comunità abbondante in numero di specie ma nettamente sbilanciata. L'incidenza della componente aliena è quindi quasi irrilevante, pertanto l'indice di alloctonia ricade in 2^a classe, stato buono, ma la comunità è composta da specie generalmente tolleranti, per cui l'indice di qualità ambientale è molto basso, 4^a CQ.

6. Macrofite acquatiche: campionamento standard nel tratto medio del T. Argentina, stazione AGAG03M, Villa Noiosa a monte di Taggia (Taggia, IM), del 28/05/2014.

Taxa	% Cop. Rel.
<i>Agrostis stolonifera</i>	+
<i>Bangia atropurpurea</i>	+
<i>Catoscopium nigratum</i>	+
<i>Cladophora</i> sp.	5
<i>Cocconeis</i> sp.	+
<i>Cosmarium</i> sp.	+
<i>Cymbella</i> s.l. sp.	+
<i>Cyperus longus</i>	+
<i>Diatoma</i> sp.	+
<i>Didymosphenia</i> sp.	70
<i>Draparnaldia</i> sp.	+
<i>Equisetum arvense</i>	+
<i>Fissidens crassipes</i>	+
<i>Fragilaria</i> s.l. sp.	+
<i>Gomphonema</i> sp.	+
<i>Gongrosira</i> sp.	+
<i>Heteroleibleinia</i> sp.	+
<i>Melosira</i> sp.	+
<i>Mougeotia</i> sp.	5
<i>Nostoc</i> sp.	+
<i>Oedogonium</i> sp.	+
<i>Oscillatoria</i> sp.	10
<i>Palustriella commutata</i>	+
<i>Pediastrum</i> sp.	+

<i>Scenedesmus</i> sp.	+
<i>Schizothrix</i> sp.	5
<i>Scirpoides holoschoenus</i>	+
<i>Sphaerotilus</i> sp.	+
<i>Spirogyra</i> sp.	5
<i>Ulothrix</i> sp.	+
Tot. taxa	30
Tot. cop. relativa	100

$$IA = (0,5 \times 1/30) + (0,5 \times 70/100) = 0,367 \quad 5^a \text{ CA}$$

$$IBMR = 0,90 \quad 1^a \text{ CQ}$$

In questo esempio nella comunità acquatica è presente un solo taxon alieno, la diatomea *Didymosphenia*, però dominante e quindi l'indice di alloctonia è in qualità assai bassa, 5^a CA. Questo taxon non ha valore per l'indice di qualità IBMR che prende solo in considerazione altri taxa che sono generalmente buoni indicatori dello stato trofico che risulta quindi in qualità elevata, 1^a CQ.

7. Macrofite acquatiche: campionamento standard nel tratto terminale del T. Polcevera, stazione POPO05 presso la foce, Sampierdarena (Genova, GE), del 06/06/2014.

Taxa	% Cop. Rel.
Batt. fil. (non <i>Sphaerotilus</i>)	+
<i>Cladophora</i> sp.	30
<i>Cocconeis</i> sp.	+
<i>Diatoma</i> sp.	+
<i>Fragilaria</i> s.l. sp.	+
<i>Gomphonema</i> sp.	5
<i>Gongrosira</i> sp.	5
<i>Melosira</i> sp.	10
<i>Oedogonium</i> sp.	5
<i>Oscillatoria</i> sp.	+
<i>Pediastrum</i> sp.	+
<i>Phormidium</i> sp.	+
<i>Sphaerotilus</i> sp.	10
<i>Spirogyra</i> sp.	5
<i>Stigeoclonium tenue</i>	15
<i>Ulothrix</i> sp.	15
Tot. taxa	16
Tot. cop. relativa	100

$$IA = (0,5 \times 0/16) + (0,5 \times 0/100) = 0 \quad 1^a \text{ CA}$$

$$IBMR = 0,41 \quad 5^a \text{ CQ}$$

In questo caso abbiamo una comunità dove sono assenti i taxa alieni, quindi l'indice di alloctonia non indica alcuna compromissione, 1^a CA, mentre la comunità è composta prevalentemente da taxa tolleranti o molto resistenti, come Cyanophyta, *Stigeoclonium tenue* o *Sphaerotilus* sp., per cui l'indice di qualità ambientale è estremamente basso, 5^a CQ.

8. Macrofite riparie: campionamento sommario nel tratto terminale del T. Polcevera, stazione POPO05 presso la foce, Sampierdarena (Genova, GE), del 06/06/2014.

Taxa	% Cop. Rel.
<i>Anagallis arvensis</i>	
<i>Artemisia annua</i>	
<i>Artemisia verlotiorum</i>	
<i>Arundo donax</i>	
<i>Barbarea vulgaris</i>	
<i>Bidens frondosa</i>	
<i>Convolvulus silvaticus</i>	
<i>Helosciadium nodiflorum</i>	
<i>Nasturtium officinale</i>	
<i>Paspalum distichum</i>	
<i>Persicaria lapathifolia</i>	
<i>Persicaria maculosa</i>	
<i>Phalaris arundinacea</i>	
<i>Reynoutria japonica</i>	
<i>Tripleurospermum inodorum</i>	
<i>Typha latifolia</i>	
<i>Veronica anagallis-aquatica</i>	
<i>Xanthium italicum</i>	70
Tot. taxa	18
Tot. cop. relativa	100

$$IA \text{ macrofite riparie} = (0,5 \times 7/18) + (0,5 \times 70/100) = 0,544 \quad 5^a \text{ CA}$$

$$IBMR \text{ macrofite acquatiche} = 0,41 \quad 5^a \text{ CQ}$$

Questo rilievo fa parte del campionamento precedente, ma l'IA è riferito alle macrofite riparie. Il rilievo delle macrofite prevede anche un campionamento sommario delle specie rappresentative delle fasce di vegetazione su ciascuna delle due rive, con una stima complessiva della percentuale di copertura relativa delle specie al-

loctone. In questo caso sono presenti, sul greto, più di 1/3 di specie alloctone, con una copertura relativa molto alta, pari al 70%. L'IA è superiore a 0,5 e quindi ricade in 5^a CA, di conseguenza si può considerare eccessiva la pressione da parte delle specie alloctone. In questo caso il giudizio di alloctonia è diametralmente opposto a quello sulle macrofite acquatiche, dove sono presenti solo alghe e poche altre entità autoctone, ma collima con quello di qualità delle acque, pesantemente alterate. Sia le acque, che ricevono un elevato carico fognario, sia l'ambiente ripario, pesantemente rimaneggiato dalle ruspe, privo di copertura arborea e completamente arginato, depongono per un ambiente estremamente degradato.

9. Molluschi acquatici e terrestri: campionamento di posature (0,17 kg) nel F. Ticino, a monte della centrale elettrica a nord di Vigevano (Vigevano, PV), del 09/12/2018.

Specie	N° acquatici	N° terrestri
<i>Bathyomphalus contortus</i>	1	
<i>Bithynia tentaculata</i>	2	
<i>Carychium minimum</i>		4
<i>Carychium tridentatum</i>		2
<i>Cepaea nemoralis</i>		3
<i>Cochlicopa lubrica</i>		1
<i>Corbicula cf. fluminea</i>	10	
<i>Cornu aspersum</i>		1
<i>Euconulus fulvus</i> s.l.		10
<i>Gyraulus laevis</i>	2	
<i>Hawaia minuscula</i>		1
<i>Helix pomatia</i>		2
<i>Hygromia cinctella</i>		5
<i>Lucilla scintilla</i>		3
<i>Lucilla singleyana</i>		1
<i>Monacha cantiana</i>		2
<i>Monachoides incarnatus</i>		3
<i>Oxychilus draparnaudi</i>		5
<i>Paralaoma servilis</i>		16
<i>Perpolita hammonis</i>		4
<i>Physella acuta</i>	2	
<i>Pisidium personatum</i>	1	
<i>Punctum pygmaeum</i>		2
<i>Trochulus hispidus</i>		3
<i>Valvata piscinalis</i>	2	
<i>Vittrina pellucida</i>		1

<i>Zonitoides nitidus</i>		1
Tot. taxa	7	26
Tot. conchiglie	20	70

$$\text{IA molluschi acquatici} = (0,5 \times 2/7) + (0,5 \times 12/20) = 0,44 \quad 5^{\text{a}} \text{ CA}$$

$$\text{IA molluschi terrestri} = (0,5 \times 4/26) + (0,5 \times 21/70) = 0,23 \quad 4^{\text{a}} \text{ CA}$$

Nell'esempio qui riportato, un tratto di pianura del F. Ticino, anche se l'ambiente si presenta, almeno apparentemente, su un buon livello di qualità ed è incluso nel Parco Regionale del Ticino, questa analisi rileva la notevole incidenza della componente alloctona, sia acquatica che terrestre, dato l'ormai forte impatto antropico che ha subito tutta la Pianura Padana.

10. Molluschi acquatici e terrestri: campionamento di posature (0,70 kg) nel F. Argentino presso Orsomarso (Orsomarso, CS), del 27/04/1995.

Specie	N° acquatici	N° terrestri
<i>Acanthinula aculeata</i>		90
<i>Acicula lineolata banki</i>		7
<i>Agardhiella truncatella</i>		1
<i>Argna biplicata</i>		10
<i>Belgrandia minuscula</i>	10	
<i>Belgrandia</i> sp.	1	
<i>Carychium</i> cf. <i>paganetti</i>		6
<i>Carychium tridentatum</i>		720
<i>Ceciliooides petitiana</i>		7
<i>Ceciliooides</i> sp.		1
<i>Cernuella cisalpina</i>		4
<i>Columella edentula</i>		3
<i>Cornu aspersum</i>		1
<i>Daudebardia brevipes</i>		10
<i>Discus rotundatus</i>		55
<i>Euconulus fulvus</i> s.l.		1
<i>Galba truncatula</i>	5	
<i>Helicodonta obvoluta</i>		25
<i>Hygromia cinctella</i>		37

<i>Lauria cylindracea</i>		1
<i>Litthabittella chilodia</i>	18	
<i>Monacha parumcincta</i>		22
<i>Morlina glabra ercica</i>		59
<i>Oxychilus draparnaudi</i>		19
<i>Pagodulina pagodula</i>		430
<i>Paralaoma servilis</i>		9
<i>Pisidium</i> cf. <i>personatum</i>	2	
<i>Plagyrona</i> sp.		2
<i>Platyla similis</i>		8
<i>Platyla talentii</i>		1
<i>Pomatias elegans</i>		2
<i>Punctum pygmaeum</i>		32
<i>Siciliaria paestana</i>		5
<i>Truncatellina cylindrica</i>		11
<i>Vallonia pulchella</i>		2
<i>Vertigo angustior</i>		14
<i>Vertigo pygmaea</i>		2
<i>Vitrea contracta</i>		7
<i>Vitrea subrimata</i>		970
<i>Xerotricha conspurcata</i>		1
Tot. taxa	5	35
Tot. conchiglie	36	2575

$$\text{IA molluschi acquatici} = (0,5 \times 0/5) + (0,5 \times 0/36) = 0 \quad 1^{\text{a}} \text{ CA}$$

$$\text{IA molluschi terrestri} = (0,5 \times 1/35) + (0,5 \times 9/2575) = 0,02 \quad 2^{\text{a}} \text{ CA}$$

Quest'ultimo esempio concerne un fiume della Calabria, sul quale gravita solo un piccolo nucleo abitato, mentre il suo bacino si estende su un'area non antropizzata all'interno del Parco Nazionale del Pollino. L'analisi ha rilevato la presenza di una sola entità alloctona, terrestre, in un ricco contesto di specie soprattutto di lettiera, mentre la componente acquatica è più povera, con elementi di acque sorgive e nessuna presenza di specie alloctone. L'Indice di Alloctonia è quindi pari a zero per la componente acquatica, classe 1^a, pressione assente o irrilevante, e pari a 0,02 per la componente terrestre, classe 2^a, pressione poco significativa.

BIBLIOGRAFIA

- Aquiloni L., Tricarico E., Gherardi F., 2010. Crayfish in Italy: distribution, threats and management. *International Aquatic Research*, **2**: 1-14.
- Argano R., 1995. Mystacocarida (genere 378); Branchiura (genere 379). In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds.), *Checklist delle specie della fauna d'Italia*, **38**: 5, 48.
- Badino G., Lodi E., 1972. La medusa *Craspedacusta sowerbyi* Lankester (Limnomedusae) nel Lago Sirio (Ivrea, Torino). *Bollettino di Pesca, Piscicoltura e Idrobiologia*, **27** (2): 293-296.
- Baldaccini G.N., 1991. Culicidi: note di biologia, ecologia, controllo. *Biologia Ambientale*, **5** (22): 5-15.
- Baldaccini G.N., Giancetti U., 2009. Le zanzare nell'area versiliese (Toscana nord-occidentale): ambiti naturali e artificiali di insediamento e di diffusione. *Biologia Ambientale*, **23** (1): 43-52.
- Ballardini M., Ferretti S., Chiaranz G., Pautasso A., Riina M.V., Triglia G., Verna F., Bellavia V., Radaelli M.C., Berio E., Accorsi A., De Camilli M., Cardellino U., Fiorino N., Acutis P.L., Casalone C., Mignone W., 2019. First report of the invasive mosquito *Aedes koreicus* (Diptera: Culicidae) and its establishment in Liguria, northwest Italy. *Parasites & Vectors*, **12** (334): 1-13.
- Balzamo S., Macchio S., Martone C., De Bonis S., Rossi G.L., Rossi G., 2020. *Linee guida per la proposta di comunità ittiche di riferimento di dettaglio per l'applicazione dell'indice NISECI*. ISPRA, 23 pp.
- Bartolucci F., Peruzzi L., Galasso G., Albano A., Alessandrini A., Ardenghi N.M.G., Astuti G., Bacchetta G., Ballelli S., Banfi E., Barberis G., Bernardo L., Bouvet D., Bovio M., Cecchi L., Di Pietro R., Domina G., Fascetti S., Fenu G., Festi F., Foggi B., Gallo L., Gottschlich G., Gubellini L., Iamonicò D., Iberite M., Jiménez-Mejías P., Lattanzi E., Marchetti D., Martinetto E., Masin R.R., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Pennesi R., Pierini B., Poldini L., Prosser F., Raimondo F.M., Roma-Marzio F., Rosati L., Santangelo A., Scoppola A., Scortegagna S., Selvaggi A., Selvi F., Soldano A., Stinca A., Wagensommer R.P., Wilhelm T., Conti F., 2018. An updated checklist of the vascular flora native to Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, **152** (2): 179-303.
- Belfiore C., 2005. Insecta Ephemeroptera. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona. 2. Serie Scienze della Vita*, **16**: 127-129.
- Benazzi M., 1955. Appunti sulla distribuzione dei Tricladi in Italia. *Bollettino di Zoologia*, **22**: 149-164.
- Benazzi M., 1981. Nota sui Turbellari del Medio Po presso Caorso (PC). *Rivista di Idrobiologia*, **20**: 167-171.
- Benazzi M., 1993. Occurrence of a sexual population of *Dugesia (Girardia) tigrina*, a freshwater planarian native to America, in a lake of southern Italy. *Italian Journal of Zoology*, **60** (1): 129-130.
- Berner L., 1963. Sur l'invasion de la France par *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith). *Archiv für Molluskenkunde*, **92** (1/2): 19-29.
- Bielecki A., 1993. *Italobdella ciosi*, a new leech genus and species from Italy (Hirudinea, Piscicolidae). *Genus*, **4** (2): 67-78.
- Bielecki A., Cios S., 1997. *Italobdella ciosi* Bielecki, 1993 (Hirudinea: Piscicolidae) in the river Adda, Northern Italy. *Bollettino del Museo Regionale di Storia Naturale di Torino*, **15**: 249-253.
- Bo T., Candioto A., Delmastro G.B., Fea G., Fenoglio S., Ghia D., Groppuso L., 2016. Prima segnalazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Decapoda, Astacidae) in Provincia di Savona, Italia. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, **3** (1): 63-65.
- Bodon M., Cianfanelli S., Manganelli G., Castagnolo L., Pezzoli E., Giusti F., 2005b. Mollusca Bivalvia. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona. 2° Serie, Sezione Scienze della Vita*, **16**: 83-84, con dati su CD-ROM.
- Bodon M., Cianfanelli S., Manganelli G., Pezzoli E., Giusti F., 2005a. Mollusca Gastropoda Prosobranchia ed Heterobranchia Heterostrophia. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona, 2ª Serie, Sezione Scienze della Vita*, **16**: 79-81, con dati su CD-ROM.
- Bodon M., Cianfanelli S., Nardi G., 2021a. Mollusca (terrestrial and inland water species). In: Bologna M.A., Zapparoli M., Oliverio M., Minelli A., Bonato L., Cianferoni F., Stoch F. (eds.), *Checklist of the Italian Fauna*. Version 1.0. Last update: 2021-05-31.
- Bodon M., Costa S., Rizzo A.M., Morchio F., 2021b. Specie aliene nei corsi d'acqua della Liguria: influenza sui risultati degli indicatori biologici e proposta di un indice di alloctonia. Parte 1ª - Presupposti e costruzione dell'indice. *Biologia Ambientale*, **35**: 24-43. DOI: 0.30463/ao211.003.
- Bodon M., López-Soriano J., Quinonero-Salgado S., Nardi G., Niero L., Cianfanelli S., Dal Mas A., Elvio F., Baldessin F., Turco F., Ercolini P., Baldaccini G.N., Costa S., 2020. Unravelling the complexity of *Corbicula* clams invasion in Italy (Bivalvia: Cyrenidae). *Bollettino Malacologico*, **56** (2): 127-171.
- Buffagni A., Belfiore C., 2013. *MacrOper: ICM software*, v. 1.0.5. CNR-IRSA & UniTuscia DEB, Roma.
- Candioto A., Delmastro G.B., Dotti L., Sindaco R., 2010. *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), un nuovo gambero esotico naturalizzato in Piemonte (Crustacea: Decapoda: Astacidae). *Rivista piemontese di Storia naturale*, **31**: 73-82.
- Cantagalli G., Innocenti L., 2013. *Segnalazione di Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 in un invasivo del Pisano. www.scienzaonline.com.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Arillo A., 2009. Struttura della popolazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Crustacea, Decapoda, Astacidae) nel Lago del Brugno (Liguria, Italia nord occidentale). *Biologia Ambientale*, **23** (1): 13-20.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Salvidio S., Arillo A., 2007. The signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) [Crustacea: Decapoda: Astacidae], in the Brugno Lake (Liguria, NW Italy). The beginning of the invasion of the River Po watershed? *Aquatic Invasions*, **2** (1): 16-23.
- Capurro M., Mori M., Salvidio S., Arillo A., 2006. Presenza del gambero alloctono nord-americano *Pacifastacus leniusculus* (Dana) in Liguria. *Quaderni ETP. Journal of Freshwater Biology*, **34**: 237-240.
- Casellato S., 1984. Life-cycle and karyology of *Branchiura sowerbyi* Beddard (Oligochaeta, Tubificidae). *Hydrobiologia*, **115**: 65-69.
- Casellato S., La Piana G., Latella L., Ruffo S., 2006. *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) (Crustacea, Amphipoda, Gammaridae) for the first time in Italy. *Italian Journal of Zoology*, **73** (1): 97-104.
- Casellato S., Masiero L., Piana G., Gigliotti F., 2008. The alien amphipod crustacean *Dikerogammarus villosus* in Lake Garda (N-Italy): the invasion continues. *Neobiota*, **7**: 115-122.
- Casellato S., Visentin A., La Piana G., 2007. The predatory impact of *Dikerogammarus villosus*, a danger for fish. In Gherardi F. *Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats*. Invading Nature: Springer series in invasion ecology. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 495-506.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Carli E., Blasi C., 2010. *Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma, 207 pp.
- Chiesa A., 1959. *Hydrophilidae Europae. Coleoptera Palpicorna*. Forni, Bologna, 199 pp.
- Chiesa S., Scalici M., Gibertini G., 2006. Il gambero americano, *Orconectes limosus* (Decapoda: Cambaridae), nel Lago del Salto (Rieti, Lazio). *Biologia Ambientale*, **20** (1): 337-340.
- Cianfanelli S., Lori E., Bodon M., 2007. Non-indigenous freshwater molluscs and their distribution in Italy. In Gherardi F. *Biological invader in inland waters: profiles, distribution, and threats. Chapter five*. Springer, Dordrecht, The Netherlands: 103-121.
- Cianfanelli S., Lori E., Bodon M., 2010. *Dreissena polymorpha*: current status of knowledge about the distribution in Italy (Bivalvia: Dreissenidae). Chapter 8. In: van der Velde G., Rajagopal S., bij de Vaate A. (eds.), *The Zebra Mussel in Europe*. Backhuys Publishers, Leiden / Margraf Publishers, Weikersheim: 93-100.
- Cianfanelli S., Lori E., Innocenti G., Tricarico E., Gherardi F., 2008. Molluschi e Crostacei nella Piana di Firenze: il passato e il presente. Atti del Convegno: *Un Piano per la Piana: idee e progetti per un parco*. Università di Firenze, 9-10 maggio 2008, 20 pp. <http://www.msn.unifi.it/upload/sub/specola/img/Piano%20per%20la%20Piana/05.pdf>
- Cianfanelli S., Stasolla G., Inghilesi A.F., Tricarico E., Goti E., Strangi A., Bodon M., 2017. First European record of *Sinotia quadrata*

- (Benson, 1842), an alien invasive freshwater species: accidental or voluntary introduction? (Caenogastropoda: Viviparidae). *Bollettino Malacologico*, **53** (2): 150-160.
- Cianficconi F., Pirisinu Q., Tucciarelli F., 1974. On the presence of micro medusae of *Craspedacusta sowerbyi* in the Umbrian course of Tiber River Italy. *Rivista di Idrobiologia*, **13** (2-3): 377-386.
- Ciutti F., Cappelletti C., 2009. First record of *Corbicula fluminalis* (Müller, 1774) in Lake Garda (Italy), living in sympatry with *Corbicula fluminea* (Müller, 1774). *Journal of Limnology*, **68** (1): 162-165.
- Ciutti F., Flaim G., Cappelletti C., 2017. La medusa *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880: nuova osservazione nei laghi trentini e distribuzione in Italia. *Biologia Ambientale*, **31**: 174-177.
- Ciutti F., Girod A., Mariani M., 2007. Considerazioni su una popolazione di *Corbicula fluminea* (Müller, 1774) nel Lago di Garda sud-orientale (Italia). *Natura Bresciana, Annuario del Museo Civico di Storia Naturale di Brescia*, **35**: 111-114.
- Cocchi M., Tamburro A., 1991. *Aedes albopictus* una zanzara venuta da lontano. *Biologia Ambientale*, **3** (4): 19-20.
- Colomba M.S., Liberto F., Reitano A., Grasso R., Di Franco D., Sparacio I., 2013. On the presence of *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 and *Sinanodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) in Sicily (Bivalvia). *Biodiversity Journal*, **4** (4): 571-580.
- Conti F., Abbate G., Alessandrini A., Blasi C., 2005. *An annotated checklist of the Italian vascular flora*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, 420 pp.
- Cosín D.J.D., Jesus B., Moreno A.G., 1980. Contribución al conocimiento de los megascalécidos españoles. II. *Eukerria saltensis*. *Boletín de la Real Sociedad Española de Historia Natural. Sección biológica*, **78**: 371-376.
- Costa S., Morchio F., Bodon M., 2017. Macrobenthos alieno in Liguria: stato attuale ed evoluzione del fenomeno. *Biologia Ambientale*, **31**: 183-190.
- Costa S., Morchio F., Bodon M., 2019. Macrobenthos alieno nei corsi d'acqua della Liguria. Specie campionate e distribuzione delle specie alloctone o transfasate nelle acque delle zone liguri. *Il Giornale dei Biologi*, **2** (5): 74-79.
- Coste M., Ector L., 2000. Diatomées invasives exotiques ou rares en France: principales observations effectuées au cours des dernières-décennies. *Systematics and Geography of Plants*, **70** (2): 373-400.
- Cotta Ramusino M., 1972. Présence de la *Craspedacusta sowerbyi* Lank. dans les eaux italiennes. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **245**: 147-150.
- Čuk R., Čmrlec K., Belfiore C., 2015. The first record of *Ametropus fragilis* Albarda, 1878 (Insecta: Ephemeroptera) from Croatia. *Natura Croatica*, **24** (1): 151-157.
- 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** (1-2): 23-25.
- Della Bella V., Natali M., Tricarico E., 2021. Prima segnalazione in Umbria del gambero della California *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), specie esotica invasiva di interesse unionale. *Biologia Ambientale*, **35**: 12-37.
- Delmastro G.B., 1988. *Piscicola geometra* (Linnaeus, 1758) in Piemonte occidentale (Irudinea, Piscicolidae). *Bollettino del Museo Regionale di Scienze Naturali, Torino*, **6** (1): 193-196.
- Delmastro G.B., 1992. Il gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque), un nuovo Decapode neartico nelle acque dolci del Nord Italia (Crustacea Decapoda Cambaridae). *Natura Bresciana*, **27**: 171-174.
- Delmastro G.B., 1999. Annotazioni sulla storia naturale del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Piemonte centrale e prima segnalazione regionale del gambero americano *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) (Crustacea: Decapoda: Astacidea: Cambaridae). *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **20**: 65-92.
- Di Luca M., Severini F., Toma L., Romi R., 2003. Zanzara tigre: un raffinato esempio di plasticità ecologica. *Biologi Italiani*, **23** (6) 33-43.
- Dörr A.J.M., Pedicillo G., Lorenzoni M., 2001. Prima segnalazione in Umbria di *Procambarus clarkii* (Girard), *Orconectes limosus* (Rafinesque) e *Astacus leptodactylus* Eschscholtz (Crustacea Decapoda). *Rivista di Idrobiologia*, **40**: 2-3.
- Dutto M., 2009. Prima segnalazione certa di *Aedes albopictus* (Skuse, 1897) (Diptera, Culicidae) in provincia di Cuneo (Piemonte, Italia). *Biologia Ambientale*, **23** (1): 33-35.
- Ebbs E.T., Loker E.S., Brant S.V., 2018. Phylogeography and genetics of the globally invasive snail *Physa acuta* Draparnaud 1805, and its potential to serve as an intermediate host to larval digenetic trematodes. *BMC Evolutionary Biology*, **18**: (103): 1-17.
- 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.
- Erséus C., Paoletti A., 1986. An Italian record of the aquatic oligochaete *Monopylephorus limosus* (Tubificidae), previously known only from Japan and China. *Italian Journal of Zoology*, **53** (1): 115-118.
- Fabbi R., Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia-Romagna e prima segnalazione di *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774) in Italia (Mollusca Bivalvia, Crustacea Decapoda, Osteichthyes Cypriniformes). *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna*, **12**: 9-20.
- Falasco E., Piano E., Bona F., 2013. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia Ambientale*, **27** (1): 1-287.
- Favilli L., Manganelli G., Bodon M., 1998. La distribuzione di *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in Italia e in Corsica (Prosobranchia: Hydrobiidae). *Atti della Società italiana di Scienze Naturali e del Museo civico di Storia Naturale di Milano*, **139**: 23-55.
- Fenoglio S., Bo T., 2020. *Introduzione allo studio dei macroinvertebrati di acqua dolce, Supplemento 2020, decapodi, bivalvi*. GeoL@b, Faenza (RA): iii-vii.
- Ferreri D., 1996. Contributo alla conoscenza di Isopodi acquatici, Oligocheti, Pseudoscorpioni e Scorpioni della Provincia di Lecce. *Thalassia Salentina*, **22**: 54-23, 2 tavv.
- Fortini N., 2016. *Nuovo atlante dei pesci delle acque interne italiane. Guida completa ai pesci, ciclostomi, crostacei decapodi di acque dolci e salmastre*. Onorati, Canterano (RM), 693 pp.
- Frogliola C., 1995. Malacostraca III (Decapoda) (generi 001-143). In: Minelli A., Ruffo S., La Posta S. (eds.), *Checklist delle specie della fauna d'Italia*, **31**: 1-17.
- Frogliola C., 2005. Crustacea Malacostraca Decapoda. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), *Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona. 2. Serie Scienze della Vita*, **16**: 113-114.
- Fryer G., 1982. The parasitic Copepoda and Branchiura of British freshwater fishes. A handbook and key. *Freshwater Biological Association Scientific Publication*, **46**: 1-87.
- Galasso G., Conti F., Peruzzi L., Ardenghi N.M.G., Banfi E., Celestini G., Albano A., Alessandrini A., Bacchetta G., Balleli S., Bandini Mazzanti M., Barberis G., Bernardo L., Blasi C., Bouvet D., Bovio M., Cecchi L., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Gallo L., Gubellini, L., Guiggi A., Iamonicò D., Iberite M., Jiménez-Mejías P., Lattanzi E., Marchetti D., Martinetto E., Masin R.R., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Pennesi R., Pierini B., Podda L., Poldini L., Prosser F., Raimondo F.M., Roma-Marzio F., Rosati L., Santangelo A., Scoppola A., Scortegagna S., Selvaggi A., Selvi F., Soldano A., Stinca A., Wagensommer R.P., Wilhalm T., Bartolucci F., 2018. An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems - An International Journal Dealing with all Aspects of Plant Biology*, 38 pp. DOI: 10.1080/11263504.2018.1441197.
- Gates G.E., 1973. Contributions to a revision of the earthworm family Onerodrilidae IX. What is *Onerodrilus occidentalis*? *Bulletin of the Tall Timbers Research Station*, **14**: 13-28.
- Gelder S.R., Delmastro G.B., Ferraguti M., 1994. A report on branchiobdellidans (Annelida, Clitellata) and a taxonomic key to the species in northern Italy, including the first record of *Cambarincola mesochoreus* on the introduced American red swamp crayfish. *Bollettino di Zoologia*, **61**: 179-183.
- Gelder S.R., Delmastro G.B., Rayburn N., 1999. Distribution of native and exotic branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) on their respective crayfish hosts in northern Italy, with the first record of native *Branchiobdella* species on an exotic North American crayfish. *Journal of Limnology*, **58** (1): 20-24.

- Gelder S.R., Parpet J.-F., Quaglio F., 2012. First report of two North American branchiobdellidans (Annelida: Clitellata) or crayfish worms on signal crayfish in Europe with a discussion of similar introductions into Japan. *Annales of Limnology*, **48**: 315-322.
- Genoni P., Fazzone A., 2008. *Barbronia weberi* (R. Blanchard, 1897) (Hirudinea: Salifidae), an Asian leech species new to Italy. *Aquatic Invasions*, **3** (1): 77-79.
- Genoni P., Fazzone A., Dal Mas A., 2008. Presenza di *Barbronia weberi* (Hirudinea: Salifidae) in due torrenti prealpini lombardi. *Memorie della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, **36** (1): 62.
- Gherardi F., 2006. Crayfish invading Europe: the case study of *Procambarus clarkii*. *Marine and Freshwater Behaviour and Physiology*, **39**: 175-191.
- Gherardi F., Aquiloni L., Cianfanelli S., Tricarico E., 2013. Le specie aliene dei laghi italiani. In: Lencioni V., Boggero A., Marziale L., Rossaro B. (eds.), I macroinvertebrati dei laghi - 1. *Quaderni del Museo delle Scienze*, 6/1: 65-110.
- 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. *Biological Invasions*, **10**: 435-454.
- Gherardi F., Occhipinti-Ambrogi A., Savini D., Tricarico E., 2010. Xenodiversità animale nel bacino idrografico del Po. *Biologia Ambientale*, **24** (1): 129-134.
- Ghetti P.F., 1997. Manuale di applicazione. Indice Biotico Esteso (I.B.E.). *I macroinvertebrati nel controllo di qualità degli ambienti di acque correnti*. Provincia Autonoma di Trento, 222 pp.
- Giusti F., Manganelli G., Schembri P. J., 1995. The non-marine molluscs of the Maltese Islands. *Monografie Museo Regionale di Scienze Naturali (Torino)*, **15**: 1-607.
- Giusti F., Oppi E., 1973. *Dreissena polymorpha* Pallas nuovamente in Italia. (Bivalvia, Dreissenidae). *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*, **20**: 45-49.
- Giusti F., Pezzoli E., 1980. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 8. Gasteropodi, 2. (Gastropoda: Prosobranchia: Hydrobioidea, Pyrguloidea). Collana del Progetto finalizzato "Promozione della qualità dell'ambiente", C.N.R., AQ/1/47, 67 pp.
- Giusti F., Pezzoli E., 1984. Notulae Malacologicae, XXIX. Gli Hydrobiidae salmastri delle acque costiere italiane: primi cenni sulla sistematica del gruppo e sui caratteri distintivi delle singole morfospesie. *Lavori della Società Italiana di Malacologia (Atti del Simposio di Bologna, 24-26.9.1982)*, **21**: 117-148.
- Glöer P., 2019. *The freshwater gastropods of the West-Palaearctics. Volume I. Fresh- and brackish waters except spring and subterranean snails. Identification key, anatomy, ecology, distribution*. S. Muchow, Neustadt/Holstein, Germany, 399 pp.
- Grabowski M., Jabłońska A., 2009. First records of *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) in Greece. *Aquatic Invasions*, **4** (2): 365-367.
- Graefe U., Beylich A., 2011. First record of the aquatic earthworm *Sparganophilus tamesis* Benham, 1892 (Clitellata, Sparganophilidae) in Germany. *5th International Oligochaeta Taxonomy Meeting*, Beatenberg, Switzerland, 11-15 April 2011, poster.
- Groppali R., 2003. Acclimatazione del Gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* nella Provincia di Pavia (Crustacea, Decapoda, Cambaridae). *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **24**: 225-228.
- Groppali R., 2013. Nuova segnalazione della medusa d'acqua dolce *Craspedacusta sowerbyi* in Lombardia e appunti sulla sua presenza in Italia (Hydrozoa: Limnomedusa: Olindiidae). *Pianura*, **30**: 109-117.
- Holdich D.M., Pöckl M., 2007. *Invasive crustaceans in European inland waters*. Springer, Dordrecht, 29-75.
- Jamieson B.G.M., 1970. A taxonomic revision of the Oligochaetae genus *Eukerria* Michaelsen, 1935 (Ocnerothrilidae, Megascolecidae). *Bulletin of the British Museum (Natural History)*, **20** (5): 133-172.
- Jia F.-L., Fikáček M., Ryndevich S.K., 2011. Taxonomic notes on Chinese *Cercyon*: description of a new species, new synonyms, and additional faunistic records (Coleoptera: Hydrophilidae: Sphaeridiinae). *Zootaxa*, **3090**: 41-56.
- Jia F.-L., Zhang R., 2017. A review of the genus *Cryptopleurum* from China (Coleoptera: Hydrophilidae). *Acta Entomologica Musei Nationalis Pragae*, **57** (2): 577-592.
- Johnsen S.L., Taugbøl T., 2010. *NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – Pacifastacus leniusculus*. Online Database of the European Network on Invasive Alien Species – NOBANIS www.nobanis.org.
- Juhász J., Békési J., 2002. *Italobdella ciosi* Bielecki, 1993 a new leech species from Hungary (Hirudinea: Piscicolidae). *Folia Historico-Naturalia Musei Matraensis*, **26**: 129-131.
- Kaiser I., Wittling T., 2002. *Italobdella ciosi* (Hirudinea: Piscicolidae): First records in Bavaria, Germany. *Lauterbornia*, **44**: 45-46.
- Karaman S., 1993. Crustacea Amphipoda. *Fauna d'Italia*, Calderini, Bologna, **31**: 1-337.
- Knudsen A.B., Romi R., Majori G., 1996. Occurrence and spread in Italy of *Aedes albopictus*, with implications for its introduction into other parts of Europe. *Journal of the American Mosquito Control Association*, **12** (2): 177-183.
- Lancioni T., Gaino E., 2006. The invasive zebra mussel *Dreissena polymorpha* in Lake Trasimeno (Central Italy): distribution and reproduction. *Italian Journal of Zoology*, **73** (4): 335-346.
- López-Soriano J., Quiñero-Salgado S., Cappelletti C., Faccenda F., Ciutti F., 2018. Unraveling the complexity of *Corbicula* clams invasion in Lake Garda (Italy). *Advances in Oceanography and Limnology*, **9** (2): 97-104.
- Lorenzoni M., Borghesan F., Carosi A., Ciuffardi L., De Curtis O., Delmastro G.B., Di Tizio L., Franzoi P., Maio G., Moietta A., Nonnis Marzano F., Pizzul E., Rossi G., Scalici M., Tancioni L., Zanetti M., 2019. Check-list dell'ittiofauna delle acque dolci italiane. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **1**(5):239-254.
- Lori E., Bodon M., Cianfanelli S., 2005. Molluschi continentali alieni in Italia: presenza e distribuzione. Abstracts IV International Congress of the European Malacological Societies, October 10-14 Naples, *Notiziario S.I.M.*, **23** (5-8): 71.
- Macchio S., Rossi G.L., Rossi G., De Bonis S., Balzamo S., Martone C., 2017. Nuovo Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (NISECI). *ISPRA, Manuali e Linee Guida*, **159**: 1-17.
- Machino Y., 1997. Présence de l'écrevisse de Californie (*Pacifastacus leniusculus*) en Italie. *L'Astaciculteur de France*, **52**: 2-5.
- Machino Y., Holdich D.M., 2006. Distribution of crayfish in Europe and adjacent countries: updates and comments. *Freshwater Crayfish*, **15**: 292-323.
- Malaguzzi G., Vicini G., 1989. Rinvenimento di *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 (Cnidari Idrozoi Trachilini Petasidi) in una risorgiva d'alveo di Po nel Casalasco (Cremona, Italia). *Pianura*, **3**: 81-89.
- Marchi I., Bertoli M., Giacomazzi F., Zampieri C., Iannilli V., Lecce F., Latella L., 2014. Evolution of the *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894) invasion in Lake Garda (Northern Italy). In: *Lakes: The Mirrors of the Earth. Proceedings of the 15th World Lake Conference*, SciencePress, Italy, 2: 83-86.
- Mascagni A., 2005. Insecta Coleoptera Dryopoidea. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*. 2. *Serie Scienze della Vita*, **16**: 199-200.
- Mazzoni D., Gherardi F., Ferrarini P., 2004. *Guida al riconoscimento dei gamberi d'acqua dolce*. Regione Emilia-Romagna, Greentime SpA, Bologna, 38 pp.
- Meier-Brook C., 1983. Taxonomic studies on *Gyraulus* (Gastropoda: Planorbidae). *Malacologia*, **24**: 1-113.
- Minelli A., 1977. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. 1. *Irudinei (Hirudinea)*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente" del C.N.R., 43 pp.
- Minelli A., 1979. Hirudinea. *Fauna d'Italia*. Calderini, Bologna, **15**: 1-152.
- Minelli A., 2005. Annelida Hirudinea. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*. 2. *Serie Scienze della Vita*, **16**: 77-78.
- Mirolli M., 1960. Morfologia, biologia e posizione sistematica di *Watsonula wautieri* n.g., n.s. (Basommatofora, Ancyliidae). *Memorie dell'Istituto Italiano di Idrobiologia "Dott. Marco De Marchi"*, *Pallanza*, **12**: 121-162.
- Møller O.S., 2015. Order Arguloida. *Revista IDE@ - SEA*, **103B**: 1-8.

- Morolli C., Quaglio F., 2002. First report in Italy of the Branchiobdellidan *Xironogiton victoriensis* (Annelida: Clitellata) on the signal crayfish from Auenbachl. *Parassitologia*, **42**: 178.
- Morpurgo M., Alber R., 2015. First record of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 (Cnidaria: Hydrozoa: Limmomedusae) in South Tyrol (Italy). *Gredleriana*, **15**: 61-64.
- Morpurgo M., Aquiloni L., Bertocchi S., Brusconi S., Tricarico E., Gherardi F., 2010. Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, **87**: 125-132.
- Niero I., 2003. Sulla presenza in Veneto e centro Italia di *Anodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca, Bivalvia). *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Venezia*, **54**: 29-33.
- Niero I., 2015. Prima segnalazione per l'Italia di *Gyraulus (Lamorbis) riparius* (Westerlund, 1865) (Gastropoda: Basommatophora: Planorbidae). *Lavori della Società Veneziana di Scienze Naturali*, **40**: 35-45.
- Niero I., Bodon M., 2011. Prima segnalazione di *Borysthenia naticina* (Manke, 1845) per la malacofauna italiana (Gastropoda: Heterobranchia: Valvatidae). *Bollettino Malacologico*, **47** (2): 138-149.
- Nobile L., Quaglio F., Morolli C., 2002. Stato attuale della diffusione dei Branchiobdellidi (Annelida, Clitellata) in Italia. *Bollettino della Società Italiana di Patologia Ittica*, **34**: 34-43.
- Nonnis Marzano F., Scalici M., Chiesa S., Gherardi F., Piccinini A., Gibertini G., 2009. The first record of the marbled crayfish adds further threats to fresh waters in Italy. *Aquatic Invasions*, **4** (2): 401-404.
- Oberkofler B., Quaglio F., Füreder L., Fioravanti M.L., Giannetto S., Morolli C., Minelli G., 2002. Species of Branchiobdellidae (Annelida) on freshwater crayfish in South Tyrol (Northern Italy). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **367**: 777-784.
- Omodeo P., Rota E., Sambugar B., 2005. Annelida Oligocheta. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona. 2. Serie Scienze della Vita*, **16**: 73-75.
- Paganelli D., Gazzola A., Marchini A., Sconfietti R., 2015. The increasing distribution of *Gammarus roeseli* Gervais, 1835: first record of the non-indigenous freshwater amphipod in the sub-lacustrine Ticino River basin (Lombardy, Italy). *BioInvasions Records*, **4** (1): 37-41.
- Paoletti A., 1987. Some notes on the biology of the Asiatic species *Monopylephorus limosus* found in Italy. *Hydrobiologia*, **155**: 307.
- Pèrès F., Barthès A., Ponton E., Coste M., Ten-Hage L., Le-Cohu R., 2012. *Achmanthidium delmontii* sp. nov., a new species from French rivers. *Fottea*, **12** (2): 189-198.
- Peretti P., Gatti F., Defilippo F., 2009. *Aedes albopictus* a Parma: monitoraggio e analisi dell'infestazione. *Biologia Ambientale*, **23** (1): 37-42.
- Quaglio F., Fioravanti M.L., Gelder S.R., Giannetto S., Trentini M., Nobile L., Maxia M., Morolli C., 2001. Infestation of the branchiobdellidan, *Xironogiton victoriensis* (Annelida: Clitellata), on the signal crayfish (*Pacifastacus leniusculus*) from Auenbachl Creek, Alto Adige/Südtirol, Italy. *Freshwater Crayfish*, **13**, 274-279.
- Renda W., Niero I., 2014. Nuove segnalazioni di *Sinanodonta woodiana woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca: Bivalvia Unionidae) per il sud Italia. *Notiziario della Società Italiana di Malacologia*, **32** (2): 14-16.
- Rewic T., Wattier R., Rigaud T., Grabowski M., Mamos T., Bazcela-Spychalska K., 2017. The killer shrimp, *Dikerogammarus villosus*, invading European Alpine Lakes: a single main source but independent founder events with an overall loss of genetic diversity. *Freshwater Biology*, **62**: 1036-1051.
- Reynolds J.W., Julka J.M., Khan M.N., 1995. Additional earthworm records from Bangladesh (Oligochaeta: Glossoscolecidae, Megascolecidae, Moniligastridae, Ocnerothrididae and Octochaetidae). *Megadriologica*, **6** (6): 51-62.
- Rocchi S., 2005. Insecta Coleoptera Hydrophilioidea. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona. 2. Serie Scienze della Vita*, **16**: 167-168.
- Romi R., 1995. History and updating of the spread of *Aedes albopictus* in Italy. *Parassitologia*, **37**: 99-103.
- Romi R., Toma L., Severini F., Di Luca M., Boccolini D., Ciufolini M.G., Majori G., 2009. Linee guida per il controllo di Culicidi potenziali vettori di arbovirus in Italia. *Rapporti ISTIAN*, **09/11**: 1-52.
- Rossi L., 1971. Guida a Cnidari e Ctenofori della fauna italiana. *Quaderni della Civica Stazione Idrobiologica di Milano*, **2**: 1-101.
- Rossi L., Lodi E., 1971. Ritrovamenti di *Craspedacusta sowerbyi* Lankester in alcuni laghi del Piemonte. *Doriana*, **4**: 198-1-3.
- Rota E., 2013. From Corsica to Britain: new outdoor records of Ocnerothrididae (Annelida: Clitellata) in western Europe. *Biodiversity Data Journal*, **1** (e985): 1-12.
- Rota E., Bartoli M., Laini A., 2014. First time in Italy. Is the elusive aquatic megadrile *Sparganophilus* Benham, 1892 (Annelida, Clitellata) accelerating its dispersal in Europe? *Journal of Limnology*, **11** pp.
- Ruffo S., Stoch F., 2005. Crustacea Malacostraca Amphipoda. In: Ruffo S., Stoch F. (eds.), Checklist e distribuzione della fauna italiana. 10.000 specie terrestri e delle acque interne. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona. 2. Serie Scienze della Vita*, **16**: 109-111.
- Ruffo S., Turin P., Zanetti M., 1990. Contributo alla conoscenza della distribuzione degli Anfipodi nel Veneto orientale. *Rivista di Idrobiologia*, **27**: 431-448.
- Sabatini A., Raineri V., Trovato G., Coluzzi M., 1990. *Aedes albopictus* in Italia e possibile diffusione della specie nell'area mediterranea. *Parassitologia*, **32**: 301-304.
- Sambugar B., 1994. Oligocheti. In: Campaioli S., Ghetti P.F., Minelli A., Ruffo S. (eds.), *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Vol. I. Provincia Autonoma di Trento: 109-136.
- Sambugar B., Giacomazzi F., 2013. Gli Oligocheti d'acqua dolce italiani. In: Lencioni V., Boggero A., Marziale L., Rossaro B. (eds.), I macroinvertebrati dei laghi - 1. *Quaderni del Museo delle Scienze*, **6/1**: 111-184.
- Savini D., 2007. Rinvenimento della specie aliena invasiva *Procambarus clarkii* (Astacidea: Cambaridae) nella riserva naturale "Bosco Siro Negri" (Zerbolò - Pavia). *Studi Trentini di Scienze Naturali, Acta Biologica*, **83**: 33-37.
- Schaffner E., 2003. Mosquitoes in used tyres in Europe: species list and larval key. *European Mosquito Bulletin*, **16**: 7-12.
- Sconfietti R., 1990. Note ecologiche sulla comparsa della medusa *Craspedacusta sowerbyi* Lankester, 1880 in una lanca del Ticino. *Bollettino del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*, **17**: 201-212.
- Soes D.M., Walker P.D., Kruijt D.B., 2010. The Japanese fish louse *Argulus japonicus* new for The Netherlands. *Lauterbornia*, **70**: 11-17.
- Stefani F., Leoni B., Marieni A., Garibaldi L., 2010. A new record of *Craspedacusta sowerbyi* Lankester 1880 (Cnidaria, Limmomedusae) in Northern Italy. *Journal of Limnology*, **69** (1): 189-192.
- Stocchino G., Manconi R., Cadeddu B., Pala M., 2013. Freshwater triclads from Liguria. *Bollettino dei musei e degli istituti biologici dell'Università di Genova*, **75**: 46-47.
- Trentini M., 1993. Ritrovamento di *Craspedacusta sowerbyi* (Coelenterata, Hydrozoa, Limmomedusae) nella vallata del fiume Foglia (provincia di Pesaro). *Quaderno di Studi e Notizie di Storia Naturale della Romagna*, **2**: 51-54.
- Tricarico E., Cervo R., Cianfanelli S., Dell'Olmo L., Ferretti G., Finotello P., Foggi B., Giuliani C., Inghilesi A.F., Lori E., Mazza G., Nocita A., Signorini M.A., Sposimo P., Vanni S., Gherardi F., 2012. *ALT: atlante delle specie alloctone in Toscana*. Università di Firenze, Firenze, 437 pp.
- Turin P., Bilò M.F., Belfiore C., 1997. Primo rinvenimento in Italia di *Ametropus fragilis* Albarda 1878 (Ephemeroptera: Ametropodidae). *Lavori della Società Veneziana di Scienze Naturali*, **22**: 7-14.
- Versteirt V., Pecor J.E., Fonseca D.M., Coosemans M., Van Bortel W., 2012. Confirmation of *Aedes koreicus* (Diptera: Culicidae) in Belgium and description of morphological differences between Korean and Belgian specimens validated by molecular identification. *Zootaxa*, **3191**: 21-32.
- Welter-Schultes F.W., 2012. *European non-marine molluscs, a guide for species identification*. Planet Poster Edition, Göttingen, 679 pp. + Q1-Q78.

**INFORMAZIONE
&
DOCUMENTAZIONE**

Un 'diario degli eventi' a supporto delle azioni di conservazione di uccelli caradradi in un'area costiera: storicizzazione delle esperienze, lezioni apprese e analisi SWOT

Corrado Battisti^{1*}, Marisa Perchinelli², Alessandro Polinori³

¹ Torre Flavia' LTER (Long Term Ecological Research) Station, Città Metropolitana di Roma Capitale, Servizio Aree protette - parchi regionali

² Amici di Torre Flavia, via Oriolo, 21, 00052 Marina di Cerveteri (Cerveteri, Roma); marisa.perchinelli@libero.it

³ Lipu/BirdLife Italia – Oasi CHM, Lungomare Duca degli Abruzzi, 84, 00121 Roma; e-mail: alessandro.polinori@lipu.it

* Referente per la corrispondenza: e-mail: c.battisti@cittametropolitanaroma.gov.it

Riassunto

Durante le azioni di progetto accadono molti eventi di origine sia bio-ecologica, sia antropica. Benché alcuni tra questi possano essere attesi o pianificati, altri possono essere imprevisibili. In questo lavoro si propone la redazione di un 'diario degli eventi' bio-ecologici e antropici (questi ultimi a impatto sia negativo, sia positivo), proposto in forma schematica, con lo scopo di evidenziare le relazioni causa-effetto tra essi, le risposte di gestione e le lezioni apprese. Abbiamo applicato questo approccio ad un progetto di conservazione finalizzato alla tutela di nidi di due specie di interesse conservazionistico (Fratino, *Charadrius alexandrinus*, e Corriere piccolo, *C. dubius*) in un'area protetta costiera dell'Italia centrale. Le notazioni del diario sono state sintetizzate in una matrice ove sono stati evidenziati gli attori sociali principali, i loro punti di forza, di debolezza, le opportunità e le minacce, tutti fattori condizionanti interni ed esterni emersi durante il periodo (analisi SWOT). Tale analisi ha consentito di ottenere una lista di lezioni apprese dall'esperienza, utili per un adattamento gestionale da applicare in future azioni pianificate o circostanze imprevedute.

PAROLE CHIAVE: storia di progetto / incertezza / sorprese / flessibilità

A 'diary of events' to support the conservation actions of birds (Charadriidae) nesting in a coastal area: historicization of experiences, lessons learned and SWOT analysis

During the project actions, many overlapping fine-grained events occur, both of bio-ecological and anthropic origin. While some of these may be expected or planned, others may be unforeseen. This work proposes the drafting of a 'diary of events' reporting bio-ecological and anthropogenic events, these last having both negative and positive impact. This diary can be carried out using a schematic form, with the aim of highlighting the cause-effect relationships between events, the management responses and the lessons learned. Analyzing the strengths, weaknesses, opportunities and threats (i.e. the internal and external conditioning factors) linked to these events (SWOT analysis), we have applied this approach to a conservation project aimed at protecting nests of two species of conservation interest (*Charadrius alexandrinus* and *C. dubius*) in a coastal protected area of central Italy.

KEY WORDS: project history / uncertainty / surprises / historicization / flexibility / experiences

INTRODUZIONE

Progetti di conservazione ed eventi bio-ecologici e antropici

Ogni progetto di conservazione comprende una serie di azioni che si pongono come obiettivo la tutela di specifici target (specie, comunità, ecosistemi, processi; Soulé, 1985; Margoluis *et al.*, 2009). Du-

rante le azioni di progetto accadono molti eventi pianificati, o al contrario, non previsti, sia di origine bio-ecologica (processi naturali, fenologia delle specie, interazioni comportamentali intra- e interspecifiche), sia antropica.

Questi ultimi si possono sud-

dividere in due grandi categorie: (1) gli eventi antropogeni che possono manifestare un impatto negativo (effettivo o potenziale) sui nostri target, ovvero tutti i fattori e processi di minaccia diretti e indiretti e le loro cause (o *driving forces*) e (2) gli eventi antropogeni con im-

patto positivo, ovvero tutte quelle azioni finalizzate alla mitigazione/eliminazione delle minacce e al recupero/ripristino dello stato dei target. Le azioni a impatto positivo comprendono una serie di misure decise dal gruppo di progetto (interventi attivi, logistica, politiche, educazione, comunicazione, ricerca, attività di lobby, fund raising, ecc.; cfr. Salafsky *et al.*, 2008).

In linea generale, gli eventi ad impatto antropico positivo, ovvero le azioni di conservazione, vengono individuate in anticipo durante la definizione della strategia progettuale. Il gruppo di lavoro provvederà a individuare i sotto-obiettivi, le risorse necessarie (in termini di tempo, budget, mezzi, materiali, operatori, tecnologia), i ruoli e la durata. Innumerevoli manuali di *wildlife management* sottolineano come tutto ciò debba essere attentamente pianificato per evitare inefficienze durante lo svolgimento delle azioni che possono pregiudicare l'efficacia di progetto, ovvero il successo della strategia di conservazione (attraverso il raggiungimento degli obiettivi; Hockings *et al.*, 2006).

Sorprese inaspettate e risposte adattative in contesti complessi

Tuttavia, malgrado le azioni di conservazione possano essere pianificate in anticipo, chiunque abbia lavorato nel 'mondo reale' si è reso conto come molti eventi, sia bio-ecologici, sia antropici, possono essere imprevedibili e sfuggire alle previsioni. Questo accade perché le azioni si svolgono su 'teatri' socio-ambientali complessi, ove i fattori e le componenti in azione sono tanti e in larga parte sconosciuti e dove, quindi, l'incertezza è elevata. Ciò accade anche perché ogni contesto è unico e differente da ciascun altro, spesso con dinamiche e struttura proprie e poco conosciu-

te: di conseguenza la pianificazione delle attività, definite seguendo regole e modelli generali, possono non valere per uno specifico sito di progetto, con possibilità che emergano 'sorprese' inaspettate.

Tali eventi inattesi possono richiedere un cambiamento rapido della strategia in corso d'opera e, in alcuni casi, il ricorso a euristiche, ovvero ad una modalità di approccio alla soluzione dei problemi che non segue un chiaro percorso, ma che si affida all'istinto e allo stato temporaneo delle circostanze (Sherman e Corty, 1984). Ciò può portare a errori, insuccessi parziali o complessivi, ma anche a soluzioni originali. In tal senso gli eventi non previsti e le risposte di circostanza possono contribuire ad accrescere l'esperienza degli operatori della conservazione, incrementandone le conoscenze, competenze e capacità.

Storicizzare il progetto: il diario degli eventi

Le esperienze accumulate (eventi attesi e inattesi, sorprese, successi, insuccessi, lezioni apprese), costituiscono la 'storia' del progetto. Esse contribuiranno a rafforzare il bagaglio culturale dell'operatore e del manager. Malgrado tutto, molto spesso, tali esperienze non vengono comunicate e restano inesprese, o esplicitate solo a livello aneddotico. Questo porta ad una perdita di informazione condivisa che, invece, può essere utile per altri operatori in altri contesti progettuali.

L'esperienza appresa può essere, invece, formalmente modellizzata, annotando, durante il progetto, tutti gli eventi rilevanti sia bio-ecologici, sia antropici (ad impatto negativo e positivo) e le relazioni di causa ed effetto tra di loro. Il 'diario degli eventi' risultante potrà consentire di individuare, volta per volta, cosa avviene, quan-

do e perché, chi o cosa provoca l'evento sui target bio-ecologici e su quelli antropici negativi, come il gruppo di progetto ha risposto con eventi a impatto positivo, i relativi successi e insuccessi e, infine, le lezioni apprese. Per fare un esempio, la fenologia riproduttiva di una specie può essere rappresentata in un 'diario' da una catena di eventi focali (arrivo degli individui migranti, definizione dei territori, corteggiamento, accoppiamento, costruzione del nido, deposizione, cova, schiusa, foraggiamento al nido, involo, ecc.). Questa catena di eventi deve essere registrata e rappresentata in sequenza (*event chain*) visto che in determinati contesti può essere strategico definire azioni di tutela specifiche per ciascun evento. Analogamente gli eventi a impatto negativo sui target (minacce dirette e indirette e loro *driving forces*) devono essere individuati e dettagliati sia per sé che in relazione a quanto avviene a livello bio-ecologico (es. alcune minacce possono impattare solo su una determinata fase della fenologia riproduttiva: calpestio, cani, deltaplani a motore, predatori naturali, ecc.; cfr. ad es., Biondi *et al.*, 2014).

La relazione tra eventi bio-ecologici e eventi antropici negativi in un determinato tempo *t* costituisce una specifica 'analisi della situazione' per la quale è possibile definire azioni di conservazione mirate, finalizzate a conservare i target (sia direttamente agendo sui target stessi, sia indirettamente attraverso una mitigazione/eliminazione delle minacce). Tali azioni a impatto positivo possono essere sia pianificate in anticipo che, come molto spesso capita, attivate in risposte di circostanza a eventi imprevedibili.

Tutto questo può essere modellizzato in modo schematico così da ricostruire la storia degli eventi

(bio-ecologici e antropici) in una forma immediatamente comprensibile al gruppo di lavoro e comunicabile all'esterno. Questi 'diari', che sintetizzano storie di eventi di singoli siti dove si attuano strategie di conservazione (ovvero di specifiche 'conservation front line'), sono utilissimi per incrementare la consapevolezza nel gruppo di lavoro (cosa è avvenuto come pianificato? Cosa si è manifestato in modo imprevisto? Cosa ha avuto successo e cosa no? Cosa ho appreso? Come posso adattare le azioni in futuro?).

Un caso studio: la tutela dei nidi di caradridi in un'area protetta costiera

In questo lavoro riportiamo un caso studio di 'diario degli eventi' relativo alla tutela di nidi di uccelli caradridi (Fratino, *Charadrius alexandrinus*, inserita in All. 1 Dir. 147/2009/UE e Corriere piccolo, *C. dubius*) in un'area protetta costiera dell'Italia centrale dove queste specie nidificano. Si tratta di un contesto di 'crisi': l'area è di alto valore naturalistico, ma è anche limitrofa a grandi centri urbani, quindi sottoposta a elevata frequentazione (classificabile come spiaggia prossima ad alta criticità, secondo i criteri di McLachlan *et al.*, 2013). Benché si tratti di un caso studio locale, riteniamo che tale approccio, una volta schematizzato, possa essere applicabile anche ad altri contesti.

AREA DI STUDIO

L'area di studio è collocata lungo il litorale tirrenico, nel settore nord della provincia di Roma (coordinate geografiche: 41° 58' N; 12° 03' E), nei comuni di Cerveteri e Ladispoli, all'interno del Monumento naturale 'Palude di Torre Flavia', gestito dalla Città Metropolitana di Roma Capitale (Zona di Protezione Speciale, IT6030020).

Essa comprende un mosaico ambientale caratterizzato da diverse tipologie (fragmiteti, giunchetocariceti, incolti, ambienti dunali; Guidi, 2006).

Il settore interessato dal progetto di conservazione focalizzato sulla nidificazione di caradridi comprende il settore litorale sabbioso e si estende per ca. 1000 m lineari e una profondità di ca. 30 m (dalla battigia all'avanduna). L'area è interessata da una serie di disturbi antropogeni (calpestio e disturbi da fruizione, *marine litter*, erosione; Santoro *et al.*, 2012; Battisti *et al.*, 2008). L'area è inserita nella Regione climatica Mediterranea (termotipo mesomediterraneo inferiore, ombrotipo secco superiore o subumido inferiore; Blasi, 1994). L'altitudine è compresa fra 0 e 2 m s.l.m. (ulteriori dettagli in Battisti, 2006).

Nell'area, da oltre un decennio, si attuano interventi a tutela dei nidi di uccelli caradridi (es., Battisti *et al.*, 2011, 2020a) che hanno ricadute positive anche sulle specie alo-psammofile delle dune embrionali (Santoro *et al.*, 2012; Ioni *et al.*, 2020; ruolo di specie 'ombrello': Maslo *et al.*, 2016).

MATERIALI E METODI

Durante il progetto avviato nel 2020 (da maggio a luglio), si è deciso di raccogliere dati in forma di 'diario degli eventi' schematico. Pertanto, durante le azioni dirette alla tutela dei nidi di caradridi sul settore dunale dell'area protetta sono stati annotati tutti gli eventi che hanno riguardato sia la componente bio-ecologica sulle specie target (le due specie di caradridi: Corriere piccolo *Charadrius dubius*, e Fratino, *Charadrius alexandrinus*; quest'ultima inserita in All. 1 Dir. 147/2009/UE), sia la componente antropica. In questo ultimo caso sono stati distinti gli eventi che possono mostrare un

potenziale impatto negativo sui target (eventi di minaccia diretta o indiretta), da quelli aventi un impatto positivo (azioni di risposta gestionale, promosse dal gruppo di lavoro per rispondere agli impatti negativi) e, infine, le esperienze acquisite ('lezioni di conservazione'). Le informazioni ottenute sono state riportate, in sintesi, in una matrice Excel.

Il diario si limita alla annotazione degli eventi che sono avvenuti durante le fasi esecutive del progetto (fase di *process*, sec. Hockings *et al.*, 2006), non considerando quindi tutte le fasi di analisi della situazione iniziale (*situation analysis*) e di pianificazione delle attività (*planning*; per una sintesi della strategia di *planning*, si veda Battisti *et al.*, 2020a). Le notazioni del diario sono state poi sintetizzate in una matrice ove sono stati evidenziati gli attori sociali principali, i loro punti di forza, di debolezza, le opportunità e le minacce, tutti fattori condizionanti interni ed esterni emersi durante il periodo (analisi SWOT; Gürel e Tat, 2017). Tale analisi ha consentito di ottenere una lista di lezioni apprese dall'esperienza, utili per un adattamento gestionale da applicare in future azioni pianificate o circostanze impreviste (McCarthy e Possingham, 2007).

RISULTATI E DISCUSSIONE

L'articolazione degli eventi bio-ecologici (fenologia riproduttiva dei target), degli eventi antropici ad impatto negativo ('minacce'), delle esigenze contingenti da soddisfare, degli eventi antropici a impatto positivo (azioni di conservazione), delle esperienze acquisite e dei possibili suggerimenti/sviluppi adattativi, relativi al nostro caso studio, sono state riportate in Tab. I. La matrice SWOT di Tab. II riporta i punti di forza e di debolezza (fattori condizionanti interni), le

Tab. I. Il 'diario degli eventi'. Vengono riportate: le date, gli eventi bio-ecologici (divisi per categorie), gli eventi antropici a impatto negativo (minacce), le esigenze di conservazione emerse, gli eventi antropici ad impatto positivo (azioni di conservazione), le esperienze acquisite, le esigenze future. La legenda della colonna Esperienza acquisita si riferisce all'analisi SWOT. **S:** Strengths (punti di forza); **W:** Weaknesses (debolezze); **O:** Opportunities (opportunità); **T:** Threats (minacce).

data	evento bio-ecologico	evento antropico ad impatto negativo (minaccia)	esigenza	evento antropico ad impatto positivo (azione)	Esperienza acquisita (Lesson for conservation)	sviluppi / esigenze future
07/5/2020	individualizzazione nido con 3 uova	potenziale calpestio di nido e uova	necessità di segnalare il nido per impedire il calpestio	realizzazione di una prima cintura di sassi (realizzata da un fruitore occasionale della spiaggia)	O: singoli cittadini possono essere utili per individuare il nido e compiere prime azioni	Comunicare a tutti i fruitori su 'cosa fare' nel caso venga localizzato un nido: allenare operatori, segnalare la posizione, dare indicazioni per delimitare l'area
08/5/2020	COVA e deposito	potenziale calpestio di nido e uova	necessità di impedire il calpestio involontario.	realizzazione di un primo recinto, tabellazione e prima sorveglianza	O: alcuni volontari hanno collaborato alla realizzazione del recinto: essi rappresentano una risorsa per un Ente parco	Preparazione operativa del personale volontario
13/5/2020	COVA	presenza di curiosi attratti dal recinto	necessità di allargamento del recinto (il primo recinto è risultato attrattivo con conseguente affollamento di curiosi)	realizzazione di un secondo recinto, tabellazione e prima sorveglianza	WT: è necessario tenere conto che esiste una bassa consapevolezza della eco-etologia della specie (sia anche da parte dei cittadini che di molti volontari che si affollano presso il recinto e non tengono conto dello stress che può subire la coppia in cova)	Comunicazione al pubblico riguardo al comportamento da tenere presso i nidi
25/5/2020	COVA	potenziale distruzione del nido da parte di predatori (covidi, gabbiani, cani)	necessità di impedire la predazione del nido	collocazione gabbietta GAROL (collocata da LIPU) e sorveglianza attiva da parte di volontari	la gabbietta sul nido ha funzionato anche in presenza di molti fruitori. È difficile a priori la valutazione dello scenario di rischio (collocazione o meno della gabbietta).	Segnalazione opportuna delle motivazioni che hanno portato alla collocazione della gabbietta. Bilancio costi-benefici (decision-making sulla opportunità o meno di collocarla).
29/5/2020	COVA (prossimità della schiusa)		necessità di definire un'area ampia per consentire ai puli di muoversi in sicurezza sulla spiaggia	in prossimità della schiusa delle uova si chiude un settore più ampio posteriore al secondo recinto (stabilimento ex Zello) per predisposizione via di fuga puli	C: benché risulti relativamente facile e non conflittuale chiudere al transito un settore duna posteriore ai nidi (perché non frequentato dai bagnanti), la chiusura di tratti di battigia fruiti dai cittadini è invece estremamente difficile.	Effeituare brainstorming creativi per trovare soluzioni (chiusura della spiaggia senza conflitti)
30/5/2020	schiusa 1° uovo	calpestio sui puli (a causa della elevata densità di bagnanti in spiaggia soprattutto nei giorni festivi)	necessità di informare un ampio pubblico della presenza di puli sulla spiaggia (in periodi massimi afflusso), con particolare riferimento ai padroni dei cani.	campagna su social-media locali ('Terzo Binario', 'Baraonda', 'Radio Centro Mare')	Comunicazione: O: social-media disponibili a pubblicare questo tipo di informazioni: Calpestio: T: se la spiaggia non è interdetta al transito la gestione dei puli è difficilissima anche in presenza di volontari	Effeituare brainstorming creativi per trovare soluzioni (chiusura della spiaggia senza conflitti)
1/6/2020	schiusa 3° uovo					
31/5/20	schiusa 2° uovo					
16/6/2020	schiusa 4° uovo					

2/6/2020	schiusa e pulli in dispersione	i pulli, seguiti dai genitori, iniziano ad esplorare l'area	calpestio sui pulli (a causa della elevata densità di bagnanti in spiaggia soprattutto nei giorni festivi)				W: oltre alle scarse competenze naturalistiche dei volontari generici, emerge una scarsa capacità di comunicazione da parte degli stessi verso i cittadini fruitori della spiaggia; è necessario formare in anticipo i volontari per quel che riguarda sia gli aspetti bio-eco-etologi della specie, sia gli aspetti di approccio e comunicazione. W: Se i volontari non sono adeguatamente formati e coordinati si rischia di incorrere in dinamiche di gruppo controproducenti (sindrome del 'sono solo io a sorvegliare'); emerge la necessità di riconoscibilità dei volontari (abbigliamento, gadget) da parte del pubblico generico	Formare in anticipo il personale volontario
3/6/2020		perdita dei pulli	pulli a rischio a causa di attività sportive rischiose da parte dei bagnanti (partite di calcio, beach volley etc.) oltre i predatori naturali. Tendenza dei bagnanti a 'salvare' i pulli (inseguendoli e raccogliendoli)	vietare attività rischiose rafforzare la sorveglianza da parte dei volontari; necessaria presenza di un presidio di riferimento (che possa recuperare i pulli raccolti e reinserirli in natura)			W: oltre alla formazione è necessario responsabilizzare i volontari, la totale assenza di controllo per buona parte della giornata non ha permesso neppure di individuare la causa della sparizione dei pulli.	Formare in anticipo il personale volontario; provvedere alla loro riconoscibilità Responsabilizzare il personale volontario
15/6/2020			potenziale calpestio del nido da parte di bagnanti		realizzazione di un primo recinto attorno al nido			
16/6/2020			potenziale predazione del nido e calpestio da parte di cani, cavalli, cinghiali	necessità di impedire il calpestio involontario e la predazione	rafforzamento primo recinto e collocazione gabbietta		emergono fattori di impatto non previsti (cinghiali sulla spiaggia)	
17 e 18/6/2020					realizzazione secondo recinto, pannellistica: sorveglianza (con coinvolgimento di studenti universitari)		O: gli studenti universitari di varie facoltà (Biologia, Ingegneria) possono costituire una risorsa importante	Prevedere campagne di arruolamento volontari nelle Università
19/6/2020			problematiche di coordinamento su orari al campo	necessità di coordinamento	articolazione dei turni utilizzando il Doodle		W: Il Doodle è un buon approccio ma poco consultato dai volontari. Molte fasce orarie restano scoperte per mancanza di un controllo e un coordinamento dei turni: molti volontari si sono sovrapposti e altri invece si prendevano il turno anche se non risultavano presenti. Può essere necessario utilizzare un'altra forma di programmazione dei turni.	Prevedere operatori addetti specificamente alla turnazione
1/7/2020			molti cani padronali (soprattutto in orari serali)	necessità di impedire il transito di cani	incontro con Sindaco per richiesta collocazione transenne (per la chiusura di un tratto di spiaggia più ampio) e ordinanza divieto transito cani		S. O: Le Amministrazioni comunali, se coinvolte attivamente, possono rispondere emettendo velocemente Ordinanze ad hoc	
1/7/20					Emanazione dell'Ordinanza n. 26 del 1 luglio 2020 che chiude la spiaggia ai cani tutto luglio h. 24			

(segue)

3/7/2020	deposizione e cova	individuazione 2° nido (cova di rimpiazzo?) con 4 uova	molli cani padronali (soprattutto in orari serali)	necessità di impedire il transito di cani	tentativo di collocazione di 20 transeme in metallo nel settore di spiaggia antistante le recinzioni; tuttavia, a causa della loro pericolosità sono state rimosse la sera stessa	C (T): la chiusura di tratti di spiaggia è estremamente problematica. Il numero di transeme deve essere elevato ed è necessario garantire la sicurezza per evitare rischi ai bagnanti. Questi ultimi devono essere informati in anticipo della chiusura per evitare conflitti T: Molti cittadini con bassa/nessuna conoscenza di questi animali tendono a avvicinarsi o a raccogliere i pulli. E' necessaria una attività di comunicazione al pubblico che sottolinei come i pulli NON debbano essere raccolti. O: la presenza di un presidio riconoscibile (Guardie zoofile locali, LIPU) è importante perché consente di recuperare immediatamente i pulli raccolti dai bagnanti. Necessità di stampare materiale informativo su questo aspetto.	Campagna di informazione al pubblico via social-media
5/7/20			calpestio e possibile cattura di pulli da parte di bagnanti		collocazione cartelli segnalanti la presenza di pulli ('SONO NATI !')		
7/7/20	schiusa e pulli in dispersione	schiusa			recupero di due pulli che vengono nuovamente ri-affiancati ai genitori (recupero effettuato da guardie zoofile alle quali i cittadini si erano rivolti)	Provvedere in anticipo a stampare materiale e allertare i presidi	
10/7/2020		pulli vaganti sulla battigia					
nido 2							
3/6/20			presenza di fruitori e conseguente calpestio	necessità di predisporre in anticipo la chiusura dei settori di nidificazione.	costruzione del recinto grande	Prevedere campagne di arruolamento volontari nelle Università	
12/6/2020	deposizione e cova	individuato nido (3 uova entro recinto precedente)				O: L'individuazione del nido è stata resa possibile da un esperto (L. Pietrelli): la presenza di esperti è fondamentale per la pronta individuazione dei nidi	Contattare gli esperti in anticipo
13/6/2020		4 uova	potenziale distruzione del nido da parte di predatori (convidi, gabbiani, cani); calpestio e presenza di fruitori con aquiloni.		collocazione gabbietta GAROL (collocata da LIPU) e sorveglianza attiva da parte di volontari	La presenza di aquiloni neri sembrerebbe stressare la coppia in cova (ipotesi da testare).	
8 e 9/7/20	schiusa e pulli in dispersione	schiusa uova	transito ruspa sulla spiaggia: spianamento della battigia	necessità di impedire il transito di mezzi meccanici	allertato il Comune di Ladispoli che ha bloccato la pulizia con mezzi meccanici nel tratto antistante i nidi.	T: E' necessario ricordare continuamente alle Amministrazioni pubbliche che le spiagge NON debbono essere pulite meccanicamente in siti di alto valore naturalistico.	Rinnovare le comunicazioni alle Amministrazioni: non dare per scontato che esse siano consapevoli sugli impatti arrecati dalle pulizie meccaniche
10 e 11/7/2020		pulli vaganti su battigia e spiaggia			2 pulli recuperati da guardie zoofile	O: La presenza di un presidio riconoscibile (Guardie zoofile, LIPU) è importante perché consente di recuperare immediatamente i pulli raccolti dai bagnanti. Necessità di stampare materiale informativo su questo aspetto.	Provvedere in anticipo a stampare materiale e allertare i presidi

Tab. II. Analisi SWOT (fattori condizionanti interni: punti di forza, di debolezza; fattori condizionanti esterni: opportunità e minacce), suddivisa per attori sociali e applicata al caso studio con le specifiche azioni suggerite.

		Fattori condizionanti interni		Fattori condizionanti esterni		AZIONI	
		Punti di Forza	Punti di Debolezza	Oppor- tunità	Minacce		
Attori sociali	Pubblico	Bassa conoscenza eco-etologia delle specie (pubblico e volontari possono inconsapevolmente disturbare)	Bassa conoscenza eco-etologia delle specie (pubblico e volontari possono inconsapevolmente disturbare)	→	La mancata conoscenza dell'eco-etologia delle specie può arrecare disturbo alle specie	Incrementare la comunicazione sulle specie target (1) Attività di comunicazione al pubblico che sottolinei come i pulli NON debbano essere raccolti (Necessità di stampare materiale informativo). (2) La presenza di un presidio riconoscibile è importante perché consente di recuperare, immediatamente, i pulli raccolti dai bagnanti. Comunicare ai fruitori della spiaggia le iniziative Sviluppare soluzioni (attraverso brainstorming creativi): Comunicare la vulnerabilità dell'area attraverso social- e mass-media; informare in anticipo della chiusura di tratti di spiaggia Formare i volontari (eco-etologia e conservazione delle specie) Formare i volontari (approccio al pubblico) Formare i volontari (relazioni sociali) Fornire i volontari di magliette e distintivi di riconoscimento e 'regole di ingaggio' Rafforzare campagna di arruolamento così da incrementare il numero Utilizzare diverse modalità per programmare i turni (mail, telefono, Doodle) Rapido coinvolgimento (dopo breve formazione)	
		Attitudine singoli cittadini nell'attivarsi (recinti estemporanei)	↑	Opportunità di avere un gran numero di cittadini motivati	←		Molti cittadini con bassa/nulla conoscenza di questi animali tendono a avvicinarsi o a raccogliere i pulli.
		Motivazione dei volontari nel realizzare rapidamente delimitazioni	↓	A causa del grande numero di fruitori è difficilissimo interdire settori di spiaggia	↓		Indebolimento delle azioni di tutela
Volontari	Volontari	Bassa conoscenza eco-etologia delle specie (alcuni comportamenti possono disturbare); bassa consapevolezza sul valore dei target	Bassa conoscenza eco-etologia delle specie (alcuni comportamenti possono disturbare); bassa consapevolezza sul valore dei target	↑	La mancata conoscenza dell'eco-etologia delle specie può arrecare disturbo alle specie	Formare i volontari (eco-etologia e conservazione delle specie) Formare i volontari (approccio al pubblico) Formare i volontari (relazioni sociali) Fornire i volontari di magliette e distintivi di riconoscimento e 'regole di ingaggio' Rafforzare campagna di arruolamento così da incrementare il numero Utilizzare diverse modalità per programmare i turni (mail, telefono, Doodle) Rapido coinvolgimento (dopo breve formazione)	
		Impreparazione nell'approccio con il pubblico	Impreparazione nell'approccio con il pubblico	↑	Conflitti tra volontari e pubblico possono portare a ritorsioni contro le strutture che delimitano i settori-nido		
		Dinamiche di gruppo	Dinamiche di gruppo	↑	Indebolimento delle azioni di tutela		
		Scarsa riconoscibilità dei volontari (tesserini di riconoscimento, divise)	Scarsa riconoscibilità dei volontari (tesserini di riconoscimento, divise)	↑	Indebolimento delle azioni di tutela		
		Il numero di volontari non è tale da coprire tutto l'arco della giornata e i vari siti	Il numero di volontari non è tale da coprire tutto l'arco della giornata e i vari siti	↑	Indebolimento delle azioni di tutela		
		Difficile coordinamento dei turni per scarsa dimestichezza con le app Doodle o simili; conseguenti equivoci nelle turnazioni, possibilità di turni scoperti	Difficile coordinamento dei turni per scarsa dimestichezza con le app Doodle o simili; conseguenti equivoci nelle turnazioni, possibilità di turni scoperti	↑	Indebolimento delle azioni di tutela		

(segue)

mitazione da parte di personale esperto. Nella maggior parte delle occasioni, gli esperti potrebbero non essere presenti sul sito di nidificazione, mentre potrebbero essere disponibili volontari locali che dovrebbero conoscere come effettuare alcune prime azioni operative (delimitazione con sassi, piantumazione picchetti in legno, posizionamento tabelle, ecc.), tenendo conto di alcuni aspetti (riduzione del disturbo durante le operazioni, definizione di una distanza minima tra delimitazione e nido, ecc.; Battisti *et al.*, 2020b). Per evitare improvvisazioni è necessario fornire alcune indicazioni ai volontari prima delle deposizioni. Valgono comunque tutte le cautele riportate nelle linee guida recenti in materia (Imperio *et al.*, 2020).

Nel nostro caso di studio la realizzazione di una delimitazione circolare attorno al nido di circa 10 m di diametro, benché utile a impedire il calpestio, ha portato ad un effetto inaspettato. Molti fruitori sono stati infatti attratti dalla recinzione, con un conseguente stress degli adulti in cova che si alzavano continuamente. Il volontario non adeguatamente formato, e ancora di più i fruitori della spiaggia, possono non possedere le conoscenze eco-etologiche di base e, quindi, quelle inerenti le distanze da mantenere per evitare stress negli adulti in cova. Una volta resi consapevoli di questo, una rapida risposta operativa è stata quella di realizzare un secondo più ampio recinto, concentrico e più esterno al primo, così da mantenere distanti le persone dal nido.

La presenza di corvidi (soprattutto Cornacchia grigia, *Corvus cornix*, nelle prime ore del mattino) e di cani durante le ore serali e mattutine (prima che venisse emessa una Ordinanza comunale) ha reso necessaria la collocazione

di una gabbietta sul nido con funzione anti-predatoria, una tecnica ampiamente utilizzata nella tutela di caradrìdi, per la quale esistono evidenze di efficacia (es., Johnson e Oring, 2002; Gulickx e Kemp, 2007). La scelta di questa opzione ha comunque previsto l'assunzione del rischio che il nido venisse individuato più agevolmente da curiosi. Nel nostro caso, la gabbietta, benché visibile e opportunamente segnalata, non è stata manomessa. Probabilmente la comunicazione attraverso cartelli del nido e delle motivazioni che hanno reso necessaria l'installazione della gabbietta potrebbe impedire atti di vandalismo. Comunque, il vandalismo su queste strutture è un fatto casuale, difficilmente prevedibile e la valutazione dello scenario di rischio (collocazione o meno della gabbietta) è una procedura che dovrebbe sempre essere vagliata alla luce di un bilancio costi-benefici contesto-specifico.

In prossimità della schiusa, si è reso necessario delimitare un'area ancora più ampia così da consentire ai giovani di muoversi senza essere calpestati dai bagnanti o predati dai cani. Se verso il settore interno della spiaggia (avanduna e retroduna) questa è una operazione che, benché impegnativa sia sotto il profilo operativo che autorizzativo (è stata necessaria una richiesta al Comune), non ha trovato opposizione nel pubblico, la chiusura dei settori di battigia si è dimostrata estremamente difficoltosa e un primo intervento in forma di blitz (non comunicato) è stato fallimentare (collocazione di transenne lungo la duna, protesta dei bagnanti, rimozione delle transenne la sera stessa). Pertanto, qualsiasi chiusura di tratti di spiaggia deve sempre essere anticipata da una campagna informativa.

La comunicazione via social e *in situ* (con cartelli: 'attenzione ai pulli') è stata attivata ma la

presenza dei giovani in dispersione ha reso l'azione di tutela estremamente difficile, con necessità di operatori sul posto (spesso non disponibili durante l'intero arco della giornata). Il comportamento di un gran numero di fruitori verso i pulli è stato quello di inseguirli e raccogliergli in quanto ritenuti 'abbandonati'. Su questo quindi è necessario incrementare la comunicazione, indicando cosa fare quando si incontrano i pulli (spesso in alimentazione lungo la battigia). In alcuni casi la presenza di guardie zoofile è stata determinante: grazie a loro sono stati recuperati pulli, raccolti da fruitori inconsapevoli.

La presenza di operatori riconoscibili, presenti sempre sul posto è indispensabile, anche se è risultato estremamente difficile avere la disponibilità di volontari per l'ampio periodo stagionale. La presenza di volontari nelle ore della prima mattina e serali (quando la presenza di cani non autorizzati è massima) è stato un altro elemento di criticità: molti operatori non abitano in zona e la loro presenza è stata incostante. Conseguentemente è risultato difficile coprire i turni in modo completo. In futuro sarà prioritario focalizzare la campagna di arruolamento di volontari su coloro che risiedono nelle vicinanze dei siti di nidificazione.

Un altro aspetto ha riguardato le dinamiche interne al gruppo dei volontari. È infatti emersa una netta differenza di approccio, formazione pregressa, valori, attitudini, comportamenti e capacità relazionale tra diversi gruppi di volontari, di estrazione differenziale (alcuni generici, altri legati ad associazioni). Questa diversità culturale, sociale e cognitiva che può rappresentare un punto di forza nei team di progetto (Mello

e Rentsch, 2015), ha tuttavia implicato difficoltà sia a livello relazionale tra essi, sia nell'approccio con il pubblico. A tale riguardo, è importante una formazione dei volontari sia in termini di incremento delle conoscenze bio-ecologiche di base, che in termini di capacità relazionali e comunicative tra essi stessi e con il pubblico. Ad essa deve accompagnarsi una loro riconoscibilità sul campo. La capacità relazionale, l'approccio inclusivo, positivo, costruttivo con i fruitori e la immediata riconoscibilità sono tutti fattori importanti per il successo delle azioni proprio per evitare una risposta oppositiva del pubblico, con possibili ritorzioni sui nidi (Battisti *et al.*, 2020b).

La matrice SWOT, sintetizzando in modo schematico il diario degli eventi, suggerisce quali siano le azioni prioritarie sulla quale focalizzare adattamenti migliorativi:

(1) la formazione di operatori qualificati, finalizzata a incrementarne la conoscenza, la competenza e la capacità in condizioni di incertezza, (2) la comunicazione sia verso l'esterno (mirata a determinate categorie di attori sociali, sia verso l'interno, per un rapido coordinamento tra gli operatori), (3) le relazioni con gli Enti territoriali, *in primis*, i Comuni che emettono Ordinanze.

L'uso di 'diari di eventi' che descrivono le storie progettuali può, se schematizzato, consentire un apprendimento formalizzato di molte dinamiche che avvengono durante il progetto. Questo processo di apprendimento continuo grazie all'esperienza costituisce una buona parte del management adattativo (McCarthy e Possingham, 2007). Un diario di eventi è per forza di cose legato a un contesto territoriale specifico e a cir-

costanze, spesso uniche. Pertanto, il suo obiettivo non è tanto quello di ottenere evidenze scientifiche e modelli generali su aspetti biologici o sociali, per le quali sono necessari disegni di campionamento controllo vs. trattamento, campioni rappresentativi e analisi statistiche mirate (ad es., per la valutazione di efficacia delle gabbie sui nidi in termini di successo riproduttivo), quanto quello di registrare in modo formale la catena di eventi contesto- e gruppo-specifici che si manifestano durante i singoli progetti, al fine di incrementare l'esperienza del gruppo di lavoro locale e quindi la capacità futura di rispondere ad eventi analoghi.

Ringraziamenti

Un gran numero di volontari entusiasti ha collaborato alla raccolta delle informazioni necessarie alla redazione di questo lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- Battisti C., 2006. *Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia*. Provincia di Roma, Gangemi editore, 492 pp.
- Battisti C., Luiselli L., Pantano D., Teofili C., 2008. On threats analysis approach applied to a Mediterranean remnant wetland: is the assessment of human-induced threats related into different level of expertise of respondents? *Biodiversity and Conservation*, **16**: 1529-1542.
- Battisti C., Biondi M., Pietrelli L., 2011. Il calpestio come disturbo alla nidificazione del Corriere piccolo (*Charadrius dubius*) e del Fratino (*Charadrius alexandrinus*). Dati preliminari sull'impatto in un sito del Litorale Romano. In: Biondi M., Pietrelli L. (a cura di), *Il Fratino: status, biologia e conservazione di una specie minacciata*. Atti del Convegno nazionale, Bracciano, 18 settembre 2010. Edizioni Belvedere, Latina: 55-60.
- Battisti C., Gustin M. Polinori A., 2020a. Do the weaknesses and strengths of experts and local volunteers affect the conservation actions focused on nesting plovers? Constructive considerations from the Italian beach front line. *Avocetta*, **44**: 105-111.
- Battisti C., De Angelis E., Galimberti C., Trucchia N., 2020b. *La Gestione operativa di un ecosistema: la Palude di Torre Flavia – un manuale per studenti e volontari*. Città Metropolitanana Roma Capitale, Roma, 224 pp.
- Biondi M., De Vita S., Pietrelli L., Muratore S., De Giacomo U., Valenti D., Landucci G., 2014. Monitoraggio riproduttivo delle popolazioni costiere di Fratino *Charadrius alexandrinus* e Corriere piccolo *Charadrius dubius* nel Lazio. *Gli Uccelli d'Italia*, **39**: 35-40.
- Blasi C., 1994. Fitoclimatologia del Lazio. *Fitosociologia*, **27**: 151-175.
- Guidi A., 2006. Introduzione alla flora e alle comunità vegetali. In: Battisti C. (ed.). *Biodiversità, gestione e conservazione di un'area umida del litorale tirrenico: la Palude di Torre Flavia*. Provincia di Roma, Gangemi Editore, Roma, pp. 169-188.
- Gulickx M.M.C., Kemp J.B., 2007. Provision of nestcages to reduce little ringed plover *Charadrius dubius* nest predation at Welney, Norfolk, England. *Conservation Evidence*, **4**: 30-32.
- Gürel E., Tat M., 2017. SWOT analysis: a theoretical review. *Journal of International Social Research*, **10** (51).
- Hockings M., Stolton S., Leverington F., Dudley N., Courrau J., 2006. *Evaluating Effectiveness: A framework for assessing management*

- effectiveness of protected areas*. 2nd edition. Gland and Cambridge: IUCN.
- Imperio S., Nardelli R., Serra L., 2020. *Protocollo per il monitoraggio del Fratino*. Versione 1.0. ISPRA, Roma.
- Ioni S., Battisti C., Fanelli G., 2020. Mapping vegetation dynamics on embryonic sand dunes: a fine-grained atlas for periodic plant monitoring in a Mediterranean protected area. *Quaderni del Museo Civico di Storia Naturale di Ferrara*, **8**: 37-42.
- Johnson M., Oring L.W., 2002. Are nest exclosures an effective tool in Plover conservation? *Waterbirds*, **25**: 184-190.
- McCarthy M.A., Possingham H.P., 2007. Active adaptive management for conservation. *Conservation Biology*, **21**: 956-963.
- Margoluis R., Stem C., Salafsky N., Brown M., 2009. Using conceptual models as a planning and evaluation tool in conservation. *Evaluation and program planning*, **32**: 138-147.
- Maslo B., Leu K., Faillace C., Weston M.A., Pover T., Schlacher T.A., 2016. Selecting umbrella species for conservation: A test of habitat models and niche overlap for beach-nesting birds. *Biological Conservation*, **203**: 233-242.
- McLachlan A., Defeo O., Jaramillo E., Short A.D., 2013. Sandy beach conservation and recreation: guidelines for optimising management strategies for multi-purpose use. *Ocean & coastal management*, **71**: 256-268.
- Mello A.L., Rentsch J.R., 2015. Cognitive diversity in teams: A multidisciplinary review. *Small Group Research*, **46**: 623-658.
- Salafsky N., Salzer D., Stattersfield A.J., Hilton-Taylor C., Neugarten R., Butchart S.H., 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*, **22**: 897-911.
- Santoro R., Jucker T., Prisco I., Carboni M., Battisti C., Acosta T.R., 2012. Effect of trampling limitation on coastal dune plant communities. *Environmental Management*, **49**: 534-542.
- Sherman S.J., Corty E., 1984. Cognitive heuristics. In Wyer R.S. Jr., Srull T.K. (Eds.), *Handbook of social cognition*, Vol. 1 (p. 189-286). Lawrence Erlbaum Associates Publishers.
- Soulé M.E., 1985. What is conservation biology? *BioScience*, **35**: 727-734.

Prima segnalazione in Umbria del gambero della California *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), specie esotica invasiva di interesse unionale

Valentina Della Bella^{1*}, Mauro Natali², Elena Tricarico³

¹ Arpa Umbria, Via C.A. Dalla Chiesa, 32 – 05100 Terni

² Ittiologo, Via Fontebella 1/a – 06081 Assisi (PG)

³ Dipartimento di Biologia, Università di Firenze, via Madonna del Piano, 6 – 50019 Sesto Fiorentino (FI)

* Referente per la corrispondenza: v.dellabella@arpa.umbria.it

Pervenuto il 2.4.2021; accettato il 5.5.2021

RIASSUNTO

Il lavoro riporta la prima segnalazione per l'Italia centrale di *Pacifastacus leniusculus*, rinvenuto nel fiume Clitunno in provincia di Perugia. La specie, facilmente riconoscibile per la vistosa macchia bianca nell'inserzione delle dita delle chele, è onnivora, causa impatti negativi all'ecosistema invaso ed è portatrice sana della peste del gambero, letale per il gambero di fiume autoctono più diffuso in Italia (*Austropotamobius pallipes* complex). Trattandosi di una specie particolarmente invasiva, inclusa nella lista unionale e con pochi individui ritrovati al momento, secondo quanto previsto dal Reg. EU 1143/2014 (e D.lgs 230/2017), è necessario che venga monitorata per attuare un intervento rapido di rimozione, al fine di evitare che la specie si diffonda ulteriormente, considerando anche la vicinanza all'area protetta ZSC.

PAROLE CHIAVE: biodiversità / ecosistemi acquatici / specie alloctone / impatti

First report of the invasive exotic species of Union concern the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) in Umbria

The introduction of invasive alien species causes a significant and faster reduction in biodiversity in inland waters than in terrestrial ecosystems. In Italy, there are currently six reported species of alien crayfish, four of which are in the Union list, including the signal crayfish *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852). In Italy, the first records of this species date back to 1981 in Northern Italy. Up to now, the alien crayfish species present in Umbria were three (*Procambarus clarkii*, *Faxonius (Orconectes) limosus*, and *Astacus leptodactylus*). In the present work, we describe the finding of *P. leniusculus* in the Clitunno river in the province of Perugia, representing the first report for Central Italy. The species, easily recognizable by the marked white patch present at the base of each claw joint, is omnivorous, causes negative impacts to the invaded ecosystem and, it carries the crayfish plague, lethal for the most widespread native crayfish in Italy (*Austropotamobius pallipes* complex). Being a highly invasive species included in the Union list, and with few individuals currently reported, according to the EU Reg. 1143/2014 (and Legislative Decree 230/2017), it is necessary to be monitored in order to conduct a rapid removal intervention to prevent a further spread of species, also considering the proximity to the SAC protected area.

KEYWORDS: biodiversity / aquatic ecosystems / allochthonous species / impacts

INTRODUZIONE

Le acque interne sono particolarmente vulnerabili alle invasioni biologiche a causa dello stretto legame tra l'uomo e i corsi d'acqua (per il commercio, il trasporto e le attività ricreative), della capacità dispersiva delle specie dulciacquicole e delle modificazioni climatiche (Gherardi *et al.* 2009;

Tricarico *et al.*, 2016). L'introduzione di specie alloctone, insieme alla perdita e alla frammentazione degli habitat, all'inquinamento e al sovrasfruttamento delle risorse ittiche, provoca una notevole riduzione della biodiversità nelle acque interne, che risulta addirittura più rapida rispetto a quanto registrato negli ecosistemi terrestri (Havel *et al.*, 2015). Diventa prioritario, quindi, evitare nuove introduzioni e gestire, ove possibile, popolazioni di specie aliene invasive presenti sul territorio per prevenirne l'ulteriore diffusione e mitigarne gli impatti.

Proprio per contrastare il fenomeno delle invasioni biologiche, sul territorio dell'Unione Europea, dal 2015 è entrato in vigore il Regolamento EU 1143/2014 sulle specie esotiche invasive (adeguato a livello italiano con il D.lgs. 230/2017). Tale Regolamento impone obblighi gestionali per le specie esotiche di rilevanza unionale, il cui elenco è in continuo aggiornamento e attualmente comprende 66 specie vegetali e animali, la maggior parte delle quali sono acquatiche o semi acquatiche, a conferma della vulnerabilità di questi habitat alle invasioni biologiche. Il Regolamento si basa sull'approccio gerarchico raccomandato dalla Convenzione sulla Diversità Biologica (Decisione 93/626/CEE) per la gestione delle specie aliene invasive (prevenzione, allerta precoce e intervento rapido; mitigazione e controllo), puntando molto sull'aspetto preventivo.

In Italia, su più di 3000 specie aliene censite (Banca Dati Nazionale Specie Alloctone di ISPRA¹), sono presenti in natura 39 delle 66 specie unionali. In particolare, delle sei specie di gamberi

dulciacquicoli alieni riportate sul territorio nazionale (Morpurgo *et al.*, 2010; Scalici *et al.*, 2019), quattro (il gambero della California *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), il gambero americano *Faxonius (Orconectes) limosus* (Rafinesque, 1817), il gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852), il gambero marmorato *Procambarus virginialis* (Lyko 2017), sono incluse nella lista unionale e sono, quindi, soggette ad azioni di monitoraggio e gestionali obbligatorie per evitare nuove introduzioni e l'espansione ulteriore sul territorio italiano. Attualmente, la specie più diffusa in Italia è il gambero rosso della Louisiana, presente anche sulle isole maggiori (Lo Parrino *et al.*, 2020), mentre il gambero dalla California fino al 2020 risultava presente solo in poche zone del Nord Italia, nella provincia di Bolzano, in Liguria e nel basso Piemonte (Capurro *et al.*, 2007; Morpurgo *et al.*, 2010; Ghia *et al.*, 2017).

Le specie di gambero d'acqua dolce aliene finora presenti sul territorio umbro erano *P. clarkii*, *F. (O.) limosus* e il gambero turco *Astacus leptodactylus* (Dörr *et al.*, 2019; Della Bella, 2019). Nel presente lavoro si descrive il ritrovamento di *P. leniusculus* in Umbria, prima segnalazione per l'Italia Centrale.

Descrizione della specie

Il gambero della California *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) è originario dell'America settentrionale (nel nord-ovest, tra Stati Uniti e Canada). Di colore marrone-grigio sul dorso e rosso-arancione brillante sul ventre, ha carapace e chele lisci e privi di spine. Le chele, che hanno margine interno irregolare e dentellato, costituiscono l'elemento distintivo della specie: hanno la superficie inferiore di colore rosso e una vi-

stosa macchia bianca nella parte superiore della giunzione tra le dita (viene spesso chiamato anche gambero segnalatore). I maschi (lunghi mediamente 15 cm) sono più grandi delle femmine (lunghe 12 cm) e con chele più grandi e robuste, e ventralmente a metà del corpo presentano due paia di appendici modificate per la riproduzione (i gonopodi), mentre le femmine ventralmente hanno dei gonopori (Souty-Grosset *et al.*, 2006). Nonostante il genere *Pacifastacus* comprenda sei specie abbastanza simili, il gambero della California si riconosce per la macchia chiara sulle chele che lo rende inconfondibile (Fig. 1).

La specie è stata introdotta principalmente per acquacoltura ma anche per il commercio ornamentale e come esca viva o come bio-controllore di molluschi e piante acquatiche (Procopio, 2020). Sono note anche immisioni accidentali dovute alla fuga degli animali dalla cattività. Introdotta in Svezia nel 1959, oggi è il gambero alieno maggiormente diffuso in Europa ed è presente in 28 stati europei; è stato introdotto anche in Giappone e in altre aree degli Stati Uniti (Procopio, 2020).

La specie colonizza un'ampia gamma di ambienti lentici (laghi, stagni naturali e artificiali) e lotici (piccoli e grandi fiumi) dalle regioni costiere a quelle subalpine. Predilige acque più fredde rispetto a *P. clarkii* e *P. virginialis* (range ottimale 12-23 °C; Houghton, 2014); tuttavia, tollera acque salmastre e anche una temperatura dell'acqua fino a 29 °C (Souty-Grosset *et al.*, 2006). La vita media va da 6 a 16 anni, ma alcuni esemplari possono raggiungere i 20 anni di età (Capurro *et al.*, 2015).

La specie è onnivora e causa impatti negativi all'ecosistema in vaso nutrendosi di macroinvertebrati acquatici, piccoli pesci ben-

1) in pubblicazione: www.specieinvasive.it

tonici e piante acquatiche; scava attivamente sotto le rocce o lungo gli argini di laghi e fiumi, favorendo la torbidità dell'acqua (che riduce la penetrazione della luce e la conseguente produttività primaria) e l'instabilità (fino al crollo) di piccoli argini (Procopio, 2020). *P. leniusculus* è portatore sano della peste del gambero, malattia letale per le specie native europee come *Austropotamobius pallipes*

complex, il gambero di fiume nativo più diffuso in Italia, rispetto al quale è anche più competitivo e aggressivo.

Distribuzione in Italia

Le prime segnalazioni della specie in Italia risalgono al 1981 a Brunico (Provincia di Bolzano) e al 2002 nel Lago di Brugnato (Provincia di Genova) (Morpurgo

et al., 2010); nel 2009 è stato segnalato nel torrente Valla in provincia di Alessandria (Candiotto *et al.*, 2010) e successivamente nell'estate 2015 anche in provincia di Savona (Bo *et al.*, 2016).

Localizzazione in Umbria

La specie è stata ritrovata nel fiume Clitunno, località La Chiesa (Bovara, Trevi, 06039 Perugia), al km 141 SS3 Via Flaminia (coordinate: 42°51'25.39"N; 12°44'36.86"E) (Fig. 2 e 3). Durante un sopralluogo in campo condotto da ARPA Umbria nel settembre 2020, a seguito di una segnalazione da parte di un cittadino, sono stati osservati cinque individui adulti nell'alveo del fiume (Fig. 4).

Il fiume Clitunno fa parte del sottobacino del Maroggia-Teverone-Timia, il cui sistema idrografico confluisce nel fiume Topino nei pressi del paese di Cannara (PG). Il Clitunno, in particolare, rappresenta uno degli ambienti acquatici più significativi e particolari della Valle Umbra Sud (Cingolani *et al.*, 2008). Il reticolo idrografico del fiume Clitunno ed il bacino ad esso sotteso, oltre ad essere caratterizzati da un percorso storico, architettonico e paesaggistico, presentano aspetti naturalistici significativi. Il Clitunno, infatti, costituisce un esempio, non comune per il centro Italia, di fiume di risorgiva ed ospita estese praterie di vegetazione idrofittica, di elevata



Fig. 1. Uno degli esemplari di *Pacifastacus leniusculus* osservati durante il sopralluogo del 29/09/2020. (La freccia indica la caratteristica macchia bianca sulle chele, tipica della specie).



Fig. 2. Localizzazione dell'area del sito di ritrovamento di *Pacifastacus leniusculus* nella Regione Umbria.

ricchezza floristica e notevole interesse geobotanico (Cingolani *et al.*, 2008). Le acque emergono al piede delle formazioni carbonatiche sbarrate da una barriera di rocce argillose, che occupa gran parte della Valle Umbra. Le acque delle Fonti vengono convogliate in due rami di cui il più scarso d'acqua è la Fossa Vecchia, che rappresenta l'antico corso; l'altro, un canale scavato in epoche più recenti, detto Nuovo Clitunno, è il corso d'acqua oggetto di questa segnalazione.

Il corpo idrico ha una portata abbondante e costante nell'anno. Il tratto monitorato da ARPA Umbria presenta acque lentiche colonizzate da macrofite e substrati prevalentemente limosi interessati da anaerobiosi localizzata. Da un punto di vista eco-morfologico, si rileva una vegetazione spondale erbacea, mentre quella arborea è molto ridotta ed interrotta (ARPA Umbria¹).

Lo stato ecologico assegnato al

corpo idrico è "sufficiente" (periodo di monitoraggio di Arpa Umbria: 2016-2017) e viene determinato dalla comunità macrobentonica presente nei sedimenti fluviali, che ha costantemente evidenziato moderati segni di alterazione rispetto alle condizioni di riferimento. L'abbondante comunità macrofita, grazie alle sue capacità di metabolizzare i nutrienti e la sostanza organica, contribuisce notevolmente al processo di autodepurazione delle acque (ARPA Umbria²).

Il sito del ritrovamento del gambero della California si trova in un tratto fluviale individuato come sito a destinazione specifica ai sensi della Direttiva 2006/44/CE ("Acque destinate alla vita dei pesci") e si trova a circa 1 km a valle del limite della ZSC "Fiume e fonti del Clitunno" (ZSC IT5210053). La ZSC (superficie circa 16 ha) è ubicata a nord di Campello sul Clitunno ed interessa le fonti ed il primo tratto del fiume Clitun-

no fino all'altezza della frazione di Pigge. Le sorgenti formano un laghetto naturale gestito come parco privato visitabile, dal quale inizia il fiume che corre quasi parallelo alla SS3 Flaminia. All'interno della ZSC sono stati identificati numerosi habitat di interesse comunitario (Habitat 3140-3150-3260-6420-6430-92A0) e sono state segnalate specie di interesse comunitario come il martin pescatore (*Alcedo atthis*) (allegato I Direttiva 79/409/CEE); il vespertilio di Capaccini (*Myotis capaccinii*), il tritone crestato (*Triturus cristatus*), la lampreda (*Lampetra planeri*), il vairone (*Telestes muticellus* = *Leuciscus souffia*³), la rovella (*Sarmarutilus rubilio* = *Rutilus rubilio*³) (allegato II Direttiva 92/43 CEE) (ARPA Um-

2) <https://apps.arpa.umbria.it/acqua/qualita-acque-superficiali>

3) nome riportato dall'elenco dell'allegato II della Direttiva 92/43/CEE.



Fig. 3. Foto satellitare dell'area del sito del ritrovamento in località La Chiesa (Bovara, Trevi, in provincia di Perugia).

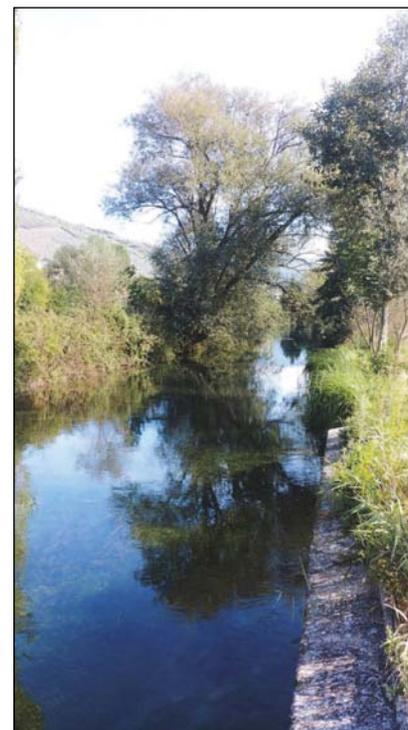


Fig. 4. Il sito del ritrovamento della specie sul fiume Clitunno.

bria⁴).

Non sono state segnalate, invece, specie vegetali di cui all'allegato II della Direttiva 92/43 CEE, ma sono state individuate specie di rilevante interesse floristico vegetazionale a livello regionale (gamberaia comune *Callitriche palustris*; carice tagliante *Carex acutiformis*; giaggiolo di palude *Iris pseudacorus*; millefoglio acquatico *Myriophyllum verticillatum*; millefoglio comune *Myriophyllum spicatum*; brasca nodosa *Potamogeton nodosus*; brasca delle lagune *Potamogeton pectinatus*) (ARPA Umbria⁴).

CONCLUSIONI

Considerata la notevole distanza dalle altre popolazioni presenti in Italia, abbastanza circoscritte, la comparsa di *P. leniusculus* nel fiume Clitunno, appare difficilmente spiegabile. Non è infatti ricollegabile a fughe da allevamenti, che sul territorio non esistono, e neppure a rilasci di esemplari detenuti a fini ornamentali, perché questa specie di gambero non è comunemente commercializzata a tale fine in Italia.

L'ipotesi che si configuri molto probabilmente come un'introduzione volontaria appare come la più realistica. Nelle acque correnti umbre, fino alla fine degli anni '60 del secolo scorso, esistevano abbondantissime popolazioni di gamberi di fiume autoctoni (*A. pallipes* complex) ed era pratica comune raccogliergli a fini alimentari. Quantitativi significativi venivano addirittura esportati in Francia. Le mutate condizioni ambientali e la diffusione della peste del gambero causata dal fungo *Aphanomyces astaci*, arrivata in Europa con i gamberi provenienti dagli Stati Uniti, ne hanno causato

la scomparsa nel fiume Clitunno. L'invasione inarrestabile di *Procambarus clarkii*, iniziata dal 1999 nel Lago Trasimeno (Dörr *et al.*, 2001), e la sua odierna distribuzione hanno causato la sostituzione della popolazione del gambero autoctono anche nel Clitunno (Dörr *et al.*, 2019).

Il permanere di una importante richiesta di mercato comportò l'inizio di importazioni di altre specie di gamberi d'acqua dolce, dalla Turchia e dagli Stati Uniti, commercializzati vivi, in sostituzione della specie autoctona, ormai scomparsa. Fino a poco tempo fa, sotto la voce generica "gamberi di fiume vivi" era possibile acquistare on line gamberi turchi (*Astacus leptodactylus*), gamberi rossi della Louisiana (*P. clarkii*) e gamberi di fiume della California (*P. leniusculus*). Con l'entrata in vigore del Regolamento UE n.1143/2014, e relativo regolamento di esecuzione n. 1141/2016 con la prima versione della lista unionale, le due specie americane sono state individuate come esotiche invasive e quindi bandite dal commercio. Questo però, non ha escluso la possibilità che, in modo ovviamente del tutto illecito, sia stato acquistato un quantitativo di *P. leniusculus* per immetterlo nel fiume Clitunno, forse ricordando l'abbondanza di gamberi di fiume autoctoni, che un tempo caratterizzava questo fiume e la radicata consuetudine di raccogliergli a fini alimentari.

Trattandosi di una specie particolarmente invasiva inclusa nella lista unionale e con pochi individui ritrovati al momento, secondo quanto previsto dal Regolamento EU 1143/2014 (e D.lgs 230/2017) è necessario che ne venga monitorata la presenza per attuare un intervento rapido di rimozione. Ciò al fine di evitare che la specie si diffonda ulteriormente, considerando anche la vicinanza

all'area protetta ZSC, che ospita specie di interesse comunitario, di rilevante interesse floristico vegetazionale a livello regionale, nonché una ricca fauna a macroinvertebrati (Cingolani e Todini, 2011).

Sarebbe necessario anche un esame degli individui raccolti per verificare l'eventuale presenza della peste del gambero e attivare protocolli di biosicurezza contro la diffusione involontaria delle spore in corsi d'acqua dove il gambero nativo è ancora presente. In Umbria la diffusione di *A. pallipes* complex, specie "in pericolo" nella Lista Rossa IUCN (Füreder *et al.*, 2010) e tutelata dalla "Direttiva Habitat" 92/43/CEE, è limitata quasi esclusivamente ai tratti montani del versante umbro dell'Appennino umbro-marchigiano (Monte Cucco) non interessati da antropizzazione (Dörr *et al.*, 2019). Le poche popolazioni sono piuttosto "isolate" ma, nel complesso del Fiume Vigi, del Torrente Argentina e del Fosso delle Rote/Molino nella località di Sellano, esiste già una condizione di connessione diretta, ad esempio, con le zone dove è presente *P. clarkii* (Dörr *et al.*, 2019).

Come per altre specie aliene, campagne di educazione e sensibilizzazione alle problematiche delle invasioni biologiche si rendono necessarie per ridurre ulteriormente il fenomeno di attività illegali e il rilascio in natura. I cittadini stessi possono contribuire alla sorveglianza e al rilevamento precoce attraverso la *Citizen science*, e segnalando, come in questo caso, la presenza di gamberi alieni e/o anche di segni di presenza di essi (ad es. tane, chele, ecc.) e di altre specie aliene.

Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento al Sig. Fausto Mancini per l'attiva collaborazione nella segnalazione degli esemplari.

4) <https://www.regione.umbria.it/ambiente/siti-di-importanza-comunitaria-sic>

BIBLIOGRAFIA

- Bo T., Candiotta A., Delmastro G.B., Fea G., Fenoglio S., Ghia D., Gruppuso L., 2016. Prima segnalazione del gambero alloctono *Pacifastacus leniusculus* (Decapoda, Astacidae) in Provincia di Savona, Italia. *Natural History Sciences. Atti Soc. It. Sci. Nat. Museo civ. Stor. nat. Milano*, **3**: 63-65.
- Candiotta A., Delmastro G.B., Dotti L., Sindaco R., 2010. *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), un nuovo gambero esotico naturalizzato in Piemonte (Crustacea, Decapoda, Astacidae). *Rivista piemontese di Storia naturale*, **31**: 73-82.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Salvadio S., Arillo A., 2007. The signal crayfish, *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852) [Crustacea: Decapoda: Astacidae], in the Brugnato Lake (Liguria, NW Italy). The beginning of the invasion of the River Po watershed? *Aquatic Invasions*, **2**: 17-24.
- Capurro M., Galli L., Mori M., Salvadio S., Arillo A., 2015. Reproductive cycle of *Pacifastacus leniusculus* (Dana) (Crustacea: Decapoda) from the Brugnato Lake (Liguria, north-west Italy). *Italian Journal of Zoology*, **82**: 366-377.
- Cingolani L., Lazzerini G., Padula R., 2008. *Metodologia per l'individuazione e valutazione dei possibili impatti su un ecosistema fiume, derivanti da interventi di ripristino ambientale e di restauro della continuità fluviale*. Prima Fase. Marzo 2008. ARPA UMBRIA, 90 pp.
- Cingolani L., Todini B., 2011. *Il Sito di Interesse Comunitario del fiume Clitunno. Atlante dei macroinvertebrati*. Arpa Umbria, 74 pp.
- Convenzione sulla diversità biologica (GU L 309 del 13.12.1993, pag. 3).
- Decisione 93/626/CEE del Consiglio, del 25 ottobre 1993, relativa alla conclusione della Convenzione sulla diversità biologica (GU L 309 del 13.12.1993, pag. 1).
- Della Bella, V. (a cura di), 2019. *Caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria*. Arpa Umbria, Perugia, pp. 290.
- Dörr A.J.M., Pedicillo G., Lorenzoni M., 2001. Prima segnalazione in Umbria di *Procambarus clarkii* (Girard), *Orconectes limosus* (Rafinesque) e *Astacus leptodactylus* Eschscholtz (Crustacea Decapoda). *Rivista di Idrobiologia*, **40**: 2-3.
- Dörr A.J.M., Scoparo M., Caldaroni B., Magara G., Elia A.C., 2019. Il gambero rosso della Louisiana e gli altri gamberi alloctoni in Umbria. In: Della Bella, V. (a cura di), 2019. *Caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria*. Arpa Umbria, Perugia, pp. 290.
- Füreder L., Gherardi F., Holdich D., Reynolds J. Sibley P., Southy-Grosset C., 2010. *Austropotamobius pallipes*. In: IUCN 2010. *IUCN Red List of Threatened Species*. Version 2017-3.
- Gherardi F., Gollasch S., Minchin D., Olenin S., Panov V.E., 2009. Alien invertebrates and fish in European inland waters. In *Handbook of Alien Species in Europe* DAI-SIE (ed). Springer: Dordrecht, The Netherlands; 81-92.
- Ghia D., Fea G., Gruppuso L., Bo T., Candiotta A., Fenoglio S., Sacchi R., 2017. Distribuzione e naturalizzazione del gambero invasivo *Pacifastacus leniusculus* nel torrente Val-la (Italia Nord-Occidentale). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **4**: 101-108.
- Havel J.E., Kovalenko K.E., Thomaz S.M., Amalfitano S., Kats L.B., 2015. Aquatic invasive species: challenges for the future. *Hydrobiologia*, **740**: 147-170.
- Houghton R., 2014. *Pacifastacus leniusculus*. CABI factsheet, last access 18/6/2020.
- Lo Parrino E., Ficetola G.F., Manenti R., Falaschi M., 2020. Thirty years of invasion: the distribution of the invasive crayfish *Procambarus clarkii* in Italy. *Biogeographia – The Journal of Integrative Biogeography*, **35**: 27-34.
- Morpurgo M., Aquiloni L., Bertocchi S., Brusconi S., Tricarico E., Gherardi F., 2010. Distribuzione dei gamberi d'acqua dolce in Italia. *Studi Trent. Sci. Nat.*, **87**: 125-132.
- Procopio J., 2020. *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852): U.S. Geological Survey, Non indigenous Aquatic Species Database, <https://nas.er.usgs.gov/queries/FactSheet.aspx?speciesID=200>, last access 18/6/2020
- Regolamento (UE) N. 1143/2014 del Parlamento Europeo e del Consiglio del 22 ottobre 2014 recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive.
- Scalici M. *et al.* (20 authors included Tricarico E.), 2019. La ricerca di base e applicata sui Decapodi dulcicoli. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **5**(1): 228-238.
- Souty-Grosset C., Holdich D.M., Noël P.Y., Reynolds J.D., Haffner P., 2006. *Atlas of Crayfish in Europe*. Paris, Muséum National d'Histoire Naturelle, pp. 188.
- Tricarico E., Junqueira A., Dudgeon D., 2016. Alien species in aquatic environments: a selective comparison of coastal and inland waters in tropical and temperate latitudes. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, **26**: 872-891.

Gli invasi ad uso idroelettrico del Piemonte: normativa per una gestione sostenibile

Anna Marino^{1,2*}, Alberto Doretto^{2,3}, Elisa Falasco^{1,2}, Luca Ridolfi^{2,4}, Stefano Fenoglio^{1,2}, Francesca Bona^{1,2}

1 DBIOS, Università di Torino, Via Accademia Albertina 13, I- 10123 Torino, Italia

2 ALPSTREAM – Centro per lo studio dei fiumi alpini, I-12030 Ostana, Italia

3 DISIT, Università del Piemonte Orientale, Viale Teresa Michel 11, I-15121 Alessandria, Italia

4 DIATI, Politecnico di Torino, Corso Duca degli Abruzzi 24, I- 10129 Torino, Italia

** Referente per la corrispondenza: anna.marino@unito.it*

Pervenuto il 18.4.2021; accettato il 29.6.2021

Riassunto

Negli ultimi decenni c'è stato un incremento delle acque invase per uso energetico. Il Piemonte è uno dei maggiori produttori in Italia di idroelettrico. Questo tipo di energia è preziosa e rinnovabile ma è urgente una gestione molto più sostenibile (da un punto di vista ambientale) degli impianti esistenti. Questo è possibile solo attraverso la formulazione e l'attuazione di un piano di monitoraggio ambientale in particolare biologico, che valuti gli impatti sulle componenti ecologiche significative. L'articolo presenta una sintesi degli impatti, delle pressioni sui corpi idrici derivati e delle possibili mitigazioni, all'interno del quadro normativo presente, con un focus regionale sul Piemonte, al fine di redigere un piano di monitoraggio efficace.

PAROLE CHIAVE: idroelettrico/ gestione sostenibile/ piani di monitoraggio ambientale biologico/ fiumi alpini

Abstract

In recent decades there has been an increase in the amount of water stored for energy use. Piemonte is one of the largest producers in Italy of hydroelectricity. This type of energy is precious and renewable but a much more sustainable management (from the environmental point of view) of existing hydropower plant is urgent. This is possible only through the formulation and implementation of environmental monitoring plans, in particular considering ecological aspects, which allows the impacts that insist on the significant ecological components to be evaluated. The aim of this paper is to summarise, with a focus on Piemonte, within the current regulatory framework, the possible impacts and mitigation actions for the protection of the waterbodies, in view of the drawing up of an efficient biological environmental monitoring plan.

KEY WORDS: hydroelectricity / sustainable management / biological environmental monitoring plan / alpine streams

INTRODUZIONE

Le Alpi sono la riserva d'acqua dolce più consistente d'Europa. Tuttavia, l'interferenza delle attività umane e il riscaldamento globale hanno messo a rischio tale risorsa e gli ecosistemi che la contengono, con le loro peculiari biodiversità e funzionalità ecologiche. Per secoli, ma soprattutto negli ultimi

decenni, le attività umane hanno esercitato pressioni sull'ambiente fluviale alpino, influenzandone le condizioni chimico-fisiche, modificandone in buona misura i caratteri morfologici ed il regime idrologico naturale. Quasi tutti i bacini fluviali europei sono fortemente interessati dalle attività dell'uomo e tra

quelle che maggiormente incidono sulle alterazioni idro-morfologiche vi sono le opere che comportano la creazione di bacini artificiali per uso idroelettrico, irriguo e di protezione dal rischio idraulico. In particolare, l'idroelettrico gioca un ruolo chiave in tutto l'arco alpino, sia nei grandi impianti che in quel-

li piccoli. La produzione di energia elettrica ha permesso di soddisfare un consistente fabbisogno e tuttora fornisce un importante contributo alla produzione elettrica nazionale. In particolare le energie rinnovabili coprono il 28% del fabbisogno italiano e di questo il 16% viene prodotto dall'idroelettrico (Terna, 2018). I maggiori produttori sono rappresentati dalle regioni del nord Italia: rispetto al totale della produzione data da fonti rinnovabili, la quota dell'idroelettrico vale il 70% in Piemonte, il 98% in Valle D'Aosta, il 60% in Lombardia, il 52% in Veneto, il 92% in Trentino Alto Adige e il 55% nel Friuli Venezia Giulia (Terna, 2018).

L'idroelettrico sfrutta quindi molte delle acque dei fiumi alpini. Quasi tutti i grandi impianti sono stati costruiti nel secolo scorso. Le installazioni più recenti sono esclusivamente ad acqua fluente, con potenza inferiore a 1 MW e producono solo il 2% dell'energia elettrica complessiva consumata in Italia (Terna, 2018). Poiché lo spazio a disposizione per la realizzazione di nuovi grandi impianti è molto ridotto, nei prossimi anni l'interesse sarà orientato soprattutto alla manutenzione dei grandi impianti, in modo da fronteggiare la diminuzione della loro efficienza; diminuzione avente diverse ragioni, tra le quali il progressivo interrimento dei serbatoi.

A seconda degli impianti e della conformazione del territorio, la produzione di energia idroelettrica causa modifiche che possono variare dalla canalizzazione dei piccoli torrenti a grandi sbarramenti, dighe e bacini artificiali. A causa dell'elevato potenziale idroelettrico presente nelle Alpi, da un lato, e del valore di biodiversità, ecosistema e paesaggio dall'altro, la costruzione di nuovi impianti spesso fa emergere il conflitto tra l'uso di fonti rinnovabili e la difesa degli ecosi-

stemi acquatici. Non solo è messa in pericolo l'integrità ecologica dei fiumi alpini di maggior dimensione, ma anche i corsi d'acqua minori sono minacciati. Sebbene i piccoli impianti (mini idro) provochino alterazioni limitate, la tendenza alla loro proliferazione sin quasi alle sorgenti rappresenta un pericolo ecologico importante (Ridolfi *et al.*, 2011). Guardando all'intero sistema fluviale alpino, la scala e le entità degli impatti risultano quindi molto rilevanti.

Tra i maggiori impatti che l'idroelettrico esercita sui fiumi alpini, sicuramente l'alterazione del regime dei sedimenti occupa un posto di rilievo. Infatti, l'accumulo e il rilascio di sedimento fine a seguito di svasi dovuti a manutenzione ordinaria e straordinaria generano spesso impatti ambientali sia cronici che acuti. In particolare, le operazioni di pulizia e manutenzione degli invasi prevedono il rilascio di ingenti quantità di solidi sospesi che, depositando nei tratti a valle, provocano una completa alterazione dell'alveo fluviale interessato. Appare dunque necessaria una gestione sostenibile di tali impatti. Ciò è possibile solo attraverso la formulazione e l'attuazione di un piano di monitoraggio biologico, che valuti gli impatti che insistono sugli Elementi di Qualità Biologica e che abbia alla base un quadro normativo chiaro.

ASSETTO NORMATIVO

L'energia idroelettrica svolge un ruolo fondamentale nell'attuazione della direttiva sulle energie rinnovabili e nel raggiungimento degli obiettivi energetici dell'Unione Europea (UE) per il 2020-2030. Al pari di ogni altra attività di sfruttamento idrico, la produzione idroelettrica deve rispettare le disposizioni della normativa ambientale dell'UE adottate al fine di proteggere e rinaturalizzare i fiumi

e i laghi europei. Tali disposizioni sono contenute nella direttiva quadro Acque (2000/60/CE), nella direttiva Alluvioni (2007/60/CE), nelle direttive Uccelli (2009/147/CE) e Habitat (92/43/CEE), nonché nelle direttive sulla valutazione dell'impatto ambientale-VIA e sulla valutazione ambientale strategica-VAS, come evidenziato nella Comunicazione della Commissione «Guida alla produzione di energia idroelettrica nel rispetto della normativa UE sulla tutela della natura», 2018/C 213/01.

Tali direttive sono state recepite in Italia, in connessione con la normativa in materia di dighe. Le principali norme sono elencate nella Tab. I e descritte di seguito.

Le norme di carattere regolamentare e amministrativo riguardano i seguenti aspetti: classificazione delle dighe; definizione delle grandezze geometriche; caratteristiche; iter di approvazione dei progetti; adempimenti del concessionario/gestore. Appartengono a questo gruppo le seguenti norme: Regolamento dighe di cui al D.P.R. 1° novembre 1959, n. 1363 (di cui sopravvive la prima parte, contenente norme generali per la progettazione, costruzione ed esercizio) e diverse disposizioni successive emanate a integrazione del Regolamento medesimo. In particolare: la Circolare Min. LL.PP. 28 agosto 1986, n. 1125; la Circolare Min. LL.PP. 4 dicembre 1987, n. 352; la Legge 21 ottobre 1994, n. 584; la Circolare P.C.M. 13 dicembre 1995, n. DSTN/2/22806;

Tra le norme tecniche che integrano le norme di carattere generale si annoverano: le Norme tecniche di cui al Decreto Min. II.TT. 26 giugno 2014, e le precedenti Norme tecniche di cui al Decreto Min. LL.PP. 24 marzo 1982, sostituite dalle norme del 2014 ma ancora oggi applicabili limitatamente alle dighe in costruzione già inizia-

te o con lavori già affidati, nonché ai progetti definitivi o esecutivi già approvati prima dell'entrata in vigore delle norme 2014.

Alle disposizioni normative predette se ne aggiungono altre che disciplinano l'attività dell'Autorità tutoria nazionale (prima Servizio Nazionale Dighe, poi Registro Italiano Dighe, oggi Direzione Dighe del Ministero delle Infrastrutture e dei Trasporti) oppure impartiscono direttive ai fini di protezione civile o di carattere ambientale. Queste ultime sono presenti, nel Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 anche detto "Testo Unico Ambientale" in particolare nell'art. 114 che disciplina le regioni in materia di restituzione delle acque usate per la produzione dell'idroelettrico. Inoltre "al fine di assicurare il mantenimento della capacità di invaso e la salvaguardia sia della qualità dell'acqua invasata sia del corpo ricettore, le operazioni di svasso, sghiaimento e sfangamento delle dighe sono effettuate sulla base di un progetto di gestione di ciascun invaso. Il progetto di gestione è finalizzato a definire sia il quadro previsionale di dette operazioni connesse con le attività di manutenzione da eseguire sull'impianto, sia le misure di prevenzione e tutela del corpo ricettore, dell'ecosistema acquatico, delle attività di pesca e delle

risorse idriche invasate e rilasciate a valle dell'invaso durante le operazioni stesse. I criteri per la redazione del progetto di gestione (o Piano di Gestione) degli invasi sono stati stabiliti dal Decreto Ministeriale 30 giugno 2004.

La normativa italiana, in materia di dighe, di carattere ambientale e con particolare attenzione alla tutela degli ecosistemi acquatici, è inserita nell'ambito di norme riferite al distretto idrografico, tra le quali: 1) il Piano di Tutela delle Acque individua e caratterizza come fortemente modificati i fiumi sui quali vi è uno sbarramento, che subiscono significativi cambiamenti fisici e/o idrologici fino a rendere il tratto a monte dello sbarramento assimilabile a un ecosistema lacustre. Inoltre, all'interno del bilancio idrico finalizzato alla tutela quantitativa e qualitativa della risorsa, in modo da consentire un consumo idrico sostenibile e da concorrere al raggiungimento degli obiettivi di qualità ambientale (art. 145, comma 1 del dlgs. 152/06 e s.m.i.; DM 28/07/2004), viene data una grande importanza agli invasi, ritenuti fondamentali per il riequilibrio del bilancio idrico; 2) il Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po (PdG Po) è stato redatto ai sensi della legge 27 febbraio 2009 n. 13 e in attuazione della direttiva 2000/60/

CE, a partire dai Piani di Tutela regionali delle acque. Si propone i seguenti obiettivi: (i) impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici, (ii) agevolare un utilizzo idrico sostenibile (grande rilievo viene dato agli invasi), (iii) proteggere e migliorare l'ambiente acquatico, attraverso misure specifiche per la graduale riduzione degli scarichi, delle emissioni e delle perdite di sostanze prioritarie, (iv) assicurare la graduale riduzione dell'inquinamento delle acque e contribuire a mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità.

Nonostante gli sforzi significativi fatti finora nel distretto padano, l'attuazione di quanto programmato nel PdG Po rappresenta una sfida alquanto impegnativa; per tale ragione l'attuazione di norme regionali ne garantiscono una maggiore integrazione. In particolare per la regione Piemonte, la Legge regionale 6 ottobre 2003, n. 25 "Norme in materia di sbarramenti fluviali di ritenuta e bacini di accumulo idrico di competenza regionale", abrogando le leggi regionali 11 aprile 1995, n. 58 e 24 luglio 1996, n. 49, disciplina la costruzione, l'esercizio e la vigilanza degli sbarramenti di ritenuta e relativi bacini di accumulo secondo le attribuzioni trasferite alle regioni (art. 1, comma 1 del L.R.

Tab. I. Regolamentazioni, leggi e decreti in materia di dighe

Normativa nazionale	Distretto idrografico Po	Normativa regione Piemonte
<ul style="list-style-type: none"> - D.P.R. 1° novembre 1959, n. 1363; - Circolare Min. LL.PP. 28 agosto 1986, n. 1125; - Circolare Min. LL.PP. 4 dicembre 1987, n. 352; - Decreto Min. II.TT. 26 giugno 2014; - Legge 21 ottobre 1994, n. 584; - Circolare P.C.M. 13 dicembre 1995, n. DSTN/2/22806; - Decreto Min. II.TT. 26 giugno 2014; - Decreto Legislativo 3 aprile 2006, n. 152 anche detto "Testo Unico Ambientale". 	<ul style="list-style-type: none"> - Piano di Tutela delle Acque; - Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po (PdG Po) 	<ul style="list-style-type: none"> - Legge regionale 06 ottobre 2003, n. 25: Norme in materia di sbarramenti fluviali di ritenuta e bacini di accumulo idrico di competenza regionale; - Regolamento regionale 9 novembre 2004, n. 12/R; Regolamento regionale n. 1/R del 29 gennaio 2008.

25/2003). Tale legge viene attuata dal Regolamento regionale 9 novembre 2004, n. 12/R che tratta le classificazioni, esclusioni e valutazione del rischio degli sbarramenti fluviali. Questo regolamento è stato successivamente integrato con il Regolamento regionale n. 1/R del 29 gennaio 2008 dove vengono date le definizioni di invaso, sfangamento o sghiaimento, spurgo e svasso. Inoltre definisce le modalità e le prescrizioni sia tecniche che di monitoraggio ambientale (Tab. II) per le operazioni di svasso o sfangamento e spurgo che vengono descritte all'interno del Piano di Gestione. Le linee guida per la valutazione e il monitoraggio della compatibilità ambientale degli impianti idroelettrici con l'ecosistema fluviale sono invece state approvate dal D.G.R. 16 Marzo 2015, n. 28-1194.

RUOLO DEI PIANI DI MONITORAGGIO AMBIENTALE

Alterando il regime idrologico nel corso d'acqua, queste opere causano impatti notevoli sui corpi idrici che vengono sbarrati per la loro costruzione. Le principali conseguenze di questi sbarramenti sono: variazioni della morfologia dei fiumi e degli habitat fluviali, barriere alla migrazione e alla distribuzione delle specie ittiche, perturbazione delle dinamiche di sedimentazione, variazioni della portata fluviale, dei cicli alluvionali stagionali, dello stato chimi-

co e della temperatura dell'acqua, fermenti e mortalità della fauna selvatica, spostamento e perturbazione dei cicli vitali delle specie più sensibili, effetti sugli habitat e sulle specie terrestri (Commissione europea, 2018). Quindi le dighe possono avere un impatto significativo sugli ecosistemi lotici, alterando i regimi idrologici e i processi evolutivi naturali (Van Cappellen e Maavara, 2016; Arheimer *et al.*, 2017). Gli sbarramenti interrompono i meccanismi naturali di dispersione degli organismi acquatici, causando l'isolamento delle popolazioni e la scomparsa della fauna migratoria (Olden, 2015); trasformano gli habitat lotici a monte in ambienti lentici, con un forte impatto sulla composizione strutturale e funzionale delle cenosi acquatiche (Guareschi *et al.*, 2014; Rothenberger *et al.*, 2017) e interrompono il trasporto a valle dei sedimenti. Inoltre, la qualità dell'acqua rilasciata dagli invasi è spesso alterata dal punto di vista fisico-chimico. Generalmente queste opere intrappolano tutto il trasporto solido di fondo (ghiaia e sabbia grossolana) e gran parte di quello in sospensione, inducendo effetti dannosi su molti processi naturali (Brandt, 2000). A monte dello sbarramento questo provoca una perdita di eterogeneità del substrato causata dalla trasformazione dell'ambiente lotico in lentico, che non permette la deposizione delle uova da parte dei pesci e

una variazione nelle biocenosi che vivono negli interstizi e sul letto del fiume. Invece a valle dello sbarramento il sedimento fine ostacola gli scambi di ossigeno tra il fondo e la colonna d'acqua, provocando condizioni di anossia, ostruisce e provoca abrasioni sugli apparati respiratori degli organismi.

Per gestire in modo sostenibile un invaso idroelettrico, diventa cruciale redigere un Progetto di Gestione che tenga conto dei possibili impatti e del monitoraggio dell'opera. Le operazioni di svasso, sghiaimento e sfangamento delle dighe, infatti, devono essere effettuate sulla base di progetti di gestione specifici per ciascun invaso, al fine di assicurare il mantenimento della capacità d'invaso e la salvaguardia della qualità dell'acqua invasata e del corpo idrico recettore, nonché per garantire il funzionamento degli organi di scarico e presa dello sbarramento (D.Lgs. 152/2006, DM 30/6/2004). Questo è possibile attraverso la redazione, al suo interno, di un Piano di Monitoraggio Ambientale (PMA), che descriva in maniera dettagliata strumenti, tempistiche, indici e indicatori necessari per dare un quadro della situazione ante-operam, in corso d'opera e post-operam. Dall'analisi dell'attuale letteratura grigia è emersa la presenza di innumerevoli parametri da monitorare, che per semplicità suddividiamo in quattro gruppi: 1) elementi idro-morfolo-

Tab. II. Schema cronologico per il rilevamento dei parametri idrologici, chimici fisici e biologici nel corso d'acqua recettore dell'invaso a valle dello sbarramento. (Artt. 21 quinquies e 21 sexies del Regolam. Reg. Piemonte 1/2008, allegato B bis).

	Prima dell'operazione	Durante l'operazione	Entro 3-4 settimane dal termine dell'operazione	7 giorni dopo il termine dell'operazione	4 mesi dall'operazione
Portata rilasciata (m ³ /s)		x			
Misura dell'ossigeno disciolto e dei solidi sospesi		x		x	
a) Monitoraggio del macrobenthos e delle eventuali componenti biologiche aggiuntive	x		x		x

gici; 2) elementi chimico-fisici; 3) monitoraggio delle portate; 4) monitoraggio biologico. Per quest'ultima categoria, è previsto il monitoraggio degli elementi biologici di qualità (EQB) che si configura come un monitoraggio d'indagine e la cui frequenza può essere anche superiore rispetto a quella prevista dai monitoraggi biologici periodici previsti dalla direttiva quadro acque (ARPA Lombardia, 2020).

Risultano sensibili alla tipologia di pressione che insistono sui corpi idrici recettori dell'opera i seguenti EQB:

1) *Macroinvertebrati*; premesso che i periodi di campionamento adatti sono legati al tipo fluviale in esame e alla stagionalità di impatti e o pressioni, quelli migliori sono la fine dell'inverno (febbraio/marzo), la tarda primavera (maggio) e la tarda estate (settembre). Questo perché la maggior parte delle popolazioni di invertebrati bentonici è soggetta a cicli stagionali e il ripetersi del campionamento dei tre periodi permette di definire un quadro completo della composizione della comunità biologica (ARPA Lombardia, 2020). Il campionamento dei macroinvertebrati dovrà essere sempre previsto in quanto ritenuto il più sensibile alla pressione di tipo idrologico e morfologico (ARPA Veneto, 2017).

2) *Macrofite*; il loro campionamento può essere considerato facoltativo per i fiumi che ricadono nelle idroecoregioni alpine e per i fiumi grandi e molto grandi (ARPA Veneto, 2017).

3) *Fauna ittica*; il campionamento ittico non deve interferire con il periodo riproduttivo delle specie presenti nel corso d'acqua (ARPA Lombardia, 2020). Poiché i grandi invasi sono localizzati nelle aree alpine e montane, sicuramente la maggior attenzione dovrà essere rivolta al periodo riproduttivo

dei Salmonidi. Si consiglia lo studio della composizione biologica in termini di ricchezza, abbondanza e struttura in classi d'età.

4) *Diatomee*; gli indici attualmente disponibili non sono stati elaborati per valutare gli impatti di tipo fisico. Sarebbe opportuno testare nuove metriche tra cui quelle di tipo funzionale come la clorofilla bentonica e le *guilds* ecologiche.

Altri elementi biologici possono essere presi in considerazione in rapporto a particolari caratteristiche dell'opera e sito-specifiche del tratto di corpo idrico interessato (ARPA Lombardia, 2020). Qualora dalle indagini si accertino modificazioni delle comunità sensibili, è opportuno indicare modalità e tipologie di interventi che si intendono mettere in atto (ARPA Toscana, 2009).

CRITICITÀ E POSSIBILI SOLUZIONI

Nella gestione sostenibile di dighe o traverse usate a scopo idroelettrico è fondamentale stilare un PMA biologico, che abbia lo scopo di verificare le condizioni ambientali di riferimento, utili per un confronto nelle fasi successive del monitoraggio (condizioni ante-operam). Nel caso di impianti datati non sempre è possibile definire tale situazione, ma con il rinnovo delle nuove concessioni è utile descrivere lo stato attuale del corpo idrico interessato e/o lo storico dell'andamento della qualità dello stesso attraverso un'analisi dettagliata dei dati presenti negli archivi regionali. Inoltre è fondamentale verificare le previsioni degli impatti ambientali e degli effetti ambientali in corso d'opera e post-operam, in modo da valutare le misure di mitigazione o la presenza di eventuali impatti ambientali non previsti, garantendo il mantenimento dello stato ambientale.

La redazione del PMA può

però risultare difficoltosa per la mancanza di linee guida che consentano una sua corretta stesura. Altre difficoltà derivano dal fatto che l'Autorità competente alla valutazione del Piano di Gestione di un impianto spesso non dispone di strumenti affidabili per la valutazione rigorosa degli effetti delle centrali idroelettriche sui corsi d'acqua montani.

Dal quadro sopra delineato emerge come vi siano diversi aspetti critici da tenere in considerazione, i cui principali sono i seguenti (Tab. III).

– **Piano di Monitoraggio Ambientale biologico e indici biologici.** Attualmente nei Piani di Monitoraggio inseriti all'interno dei Piani di Gestione di opere in materia di dighe e traverse viene usato lo STAR_ICMi come indice che studia la struttura della comunità macrobentonica, fondamentale nella descrizione dello stato ecologico dei corpi idrici in questo caso derivati. Tale indice però non risulta specifico per la valutazione di impatti fisici. Doretto *et al.* (2019) hanno indagato la relazione tra i macroinvertebrati e il tipo di sedimento proponendo un indice multimetrico stressor-specifico, denominato SILTES. Tale studio è un primo tentativo volto a sviluppare e validare un indice multimetrico avente un fattore di stress specifico, con un approccio sperimentale, finalizzato alla valutazione degli effetti del sedimento fine sui macroinvertebrati nei torrenti alpini (Doretto *et al.*, 2019, 2021). Questo indice potrà essere ulteriormente sperimentato su altri casi studio e quindi usato per integrare le valutazioni dello stato di qualità dei corpi idrici derivati da centrali idroelettriche in riferimento all'accumulo di sedimento fine.

– **Manutenzione.** La sedimentazione nei bacini artificiali,

Tab. III Misure più comuni per attenuare gli effetti dello stoccaggio idrico. Adattamento della tabella 3 contenuta nella relazione del gruppo di lavoro ECOSTAT sull'interpretazione comune dell'uso di misure di attenuazione per conseguire un buon potenziale ecologico dei corpi idrici fortemente modificati, parte 2: l'impatto dello stoccaggio idrico (Commissione europea, 2018).

Alterazioni idromorfologiche	Principale impatto ecologico	Impatto da attenuare	Possibili misure di attenuazione
Interruzione o riduzione della continuità fluviale per la risalita dei pesci a monte e a valle dello sbarramento	Pesci: popolazioni di pesci migratori e di altri pesci fluviali assenti o ridotte	Interruzione della continuità a monte e a valle per i pesci	Rampa; passaggio per pesci; canale di aggiramento; turbine meno pericolose per i pesci; griglie per pesci
Portate di magra artificialmente basse o prolungate	Riduzione e alterazioni della composizione delle specie vegetali e animali	Portata di magra	aumentare la portata; modificare la morfologia del fiume
Perdita o riduzione della portata sufficiente ad attivare e favorire la migrazione dei pesci	Assenza o riduzione dei pesci migratori	Assenza della portata minima per la migrazione dei pesci	Favorire la portata minima per la migrazione dei pesci
Perdita, riduzione o assenza di portate variabili sufficienti a impedire il ristagno dell'acqua	Assenza o riduzione delle specie di pesci e invertebrati	Portata variabile	Variabilità passiva della portata; variabilità attiva della portata
Variazioni rapide della portata (incluso hydropeaking)	Riduzione delle specie animali e vegetali a causa di arenamenti e trascinamento	Variazioni rapide della portata	Serbatoio/serbatoi di compensazione (interni); riposizionare lo scarico; ridurre la velocità; modificare la morfologia del fiume; serbatoio/serbatoi di compensazione (esterni)
Alterazione delle condizioni fisico-chimiche generali sia a monte che a valle (ad esempio temperatura, sovrassaturazione ecc.)	Composizione alterata, modificazione della comunità di macroinvertebrati prediligendo specie più tolleranti a questo tipo di pressione, mortalità dei pesci	Alterazione fisico-chimica	Imbocco flessibile; imbocchi multipli; gestione del livello dei serbatoi
Interruzione o riduzione della continuità fluviale per i sedimenti, con conseguenti alterazioni della composizione del substrato	Riduzione della comunità di macroinvertebrati e pesci in termini di abbondanza e diversità	Alterazioni dei sedimenti	Rottura meccanica della corazza dell'alveo; rimozione dei sedimenti; reintroduzione dei sedimenti (strutture di imbocco, serbatoi); ripristino dei processi di erosione laterale; introduzione di portate di mobilizzazione
Cambiamenti artificiali estremi del livello dei laghi, riduzione della qualità e dell'estensione degli habitat di acque poco profonde e degli habitat ripariali	Riduzione e alterazioni della composizione delle specie animali e vegetali a causa di arenamenti e dilavamento	Alterazione del livello dei laghi	Ridurre i prelievi; aumentare gli afflussi; creare insenature; gestire gli habitat ripariali/di acque poco profonde; connettività con gli affluenti; isole galleggianti artificiali
Rive in secca e portata ridotta-fiume stagnante	Alterazioni della composizione delle specie vegetali e animali (ad esempio condizioni favorevoli alle specie intolleranti alle perturbazioni/specie di acque ferme)	Fiumi stagnanti	Canale di aggiramento; riduzione del livello di stoccaggio; miglioramenti degli habitat all'interno dei canali; riconnessione laterale

vale a dire il loro progressivo riempimento da parte di materiale solido trasportato dai corsi d'acqua, impone una corretta gestione dei serbatoi allo scopo di recuperare il volume di invaso andato perduto e assicurare la funzionalità degli organi di scarico che, essendo i principali presidi di sicurezza, devono poter essere manovrati in condizioni di emergenza. Una modalità di intervento per rimuovere il materiale sedimentato è quella di svasare il bacino nell'alveo naturale dell'emissario, riversando l'acqua contenuta ed il sedimento trasportato attraverso gli scarichi di fondo. Per mitigare gli impatti sulle comunità biologiche, possono essere effettuati ripetuti rilasci di acqua al fine di simulare piene artificiali. Questa operazione, se nel breve periodo può determinare impatti significativi sulla qualità delle acque e sulle biocenosi in esso presenti, a causa del forte aumento della portata e del materiale in sospensione (Garric *et al.*, 1990; Gerster e Rey 1994; Ciutti *et al.*, 2000; Morisi e Battegazzore, 2002), a lungo termine contribuisce a ripristinare l'habitat naturale per gli invertebrati bentonici, facilitando il recupero delle comunità (Doretto *et al.*, 2019).

– **Alterazioni idromorfologiche.** In particolare l'*hydropeaking*. Con questo termine ci si riferisce alle brevi e brusche alterazioni della portata del fiume che si verificano nell'arco di una giornata a causa dell'avvio e dell'arresto delle turbine per produrre energia elettrica in funzione della domanda di mercato. Questo fenomeno è spesso associato al *thermopeaking*, ovvero ai bruschi cambiamenti della temperatura dell'acqua che, transitando nelle turbine, subisce un riscaldamento (o un raffreddamento, se l'acqua scaricata è stata prelevata a una certa profondità dell'invaso). Ne consegue una modificazione

dell'idrologia del fiume, delle sue caratteristiche idrauliche, della qualità dell'acqua, della morfologia del fiume e, in definitiva, dell'ecosistema fluviale. La mitigazione degli effetti del *thermopeaking* è possibile e si può ottenere sfruttando la stratificazione dell'acqua nel bacino (variando il livello del prelievo) o destratificando la colonna d'acqua (Bruno *et al.*, 2012).

– **Nuove opere.** Per verificare se i progetti di derivazione idrica sui corsi d'acqua superficiale garantiscano la sostenibilità ambientale e siano in accordo con gli obiettivi della Direttiva 2000/60/CE e del D.lsg 152/2006 –che prevedono il mantenimento della capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità animali e vegetali ampie e ben diversificate– è fondamentale la gestione della qualità della VIA e la revisione della stessa (Abaza *et al.*, 2004). Per semplificare questi processi revisionali è possibile sfruttare software come MATLAB che usino il Fuzzy Logic Toolbox, efficace per ottenere un punteggio quantitativo, quindi numerico, per la qualità dei rapporti VIA di tipo soggettivo. Con questo metodo, sperimentato da Sarmah *et al.* (2020), vengono scelti degli attributi la cui qualità viene valutata da regole aventi precisi criteri. Attraverso vari software quali Multi-Criteria Decision Analysis (MCDA) e Analytic Network Process (ANP), è possibile calcolare il peso per ogni singolo attributo che verrà poi analizzato con il Fuzzy Logic Toolbox che darà alla fine un punteggio di qualità relativa alla VIA evidenziando anche quali sono le criticità da dover migliorare. Sulla base dell'analisi multicriterio (MCA), il progetto di cooperazione SHARES (Sustainable Hydropower in Alpine Rivers Ecosystems), propone l'analisi finalizzata anch'essa ad incrementa-

re la qualità delle decisioni relative a idroelettrico e alla conservazione dei corsi d'acqua questa volta alpini (ARPA Valle D'Aosta, 2013). La MCA è utilizzata come una sorta di "bilancia" per valutare i vantaggi e gli svantaggi (misurati da uno o più indicatori) di diverse alternative di gestione degli impianti.

CONCLUSIONI

Il *Green Deal* europeo prevede un piano d'azione volto a promuovere l'uso efficiente delle risorse passando ad un'economia pulita e circolare, ripristinando la biodiversità e riducendo l'inquinamento. L'UE intende raggiungere entro il 2050 quella che viene definita neutralità climatica, attraverso la proposta di una legge europea per il clima, che trasforma questo impegno politico in un obbligo giuridico. All'interno del piano d'azione sono stati inclusi numerosi settori politici su cui intervenire, tra cui la Biodiversità. In particolare, è previsto il ripristino di almeno 25000 km di fiumi privi di sbarramento, in concomitanza con il raggiungimento del buono stato di salute dei corpi idrici superficiali entro il 2027, obiettivo introdotto dalla politica dell'acqua che ha istituito la Direttiva Quadro Acque. Ad oggi siamo fermi al 40%, per cui appare necessario aumentare ulteriormente gli sforzi fatti finora per il raggiungimento di tale obiettivo. È quindi fondamentale l'individuazione degli impatti che maggiormente insistono sui fiumi. L'attuale gestione degli impianti idroelettrici contribuisce a diffondere il degrado negli ambienti fluviali alpini. Principalmente, ciò è causato da una età elevata delle opere idrauliche, da una loro concezione data-ta, da leggi lacunose sulla gestione dei sedimenti e dalla formulazione di piani di monitoraggio biologico non adeguati. Ne consegue che gli ecosistemi acquatici fluviali appa-

iono non correttamente tutelati, a causa di piani di monitoraggio biologici che non riescono a descrivere in maniera efficace gli impatti degli impianti idroelettrici e di conseguenza, mancano piani di manutenzione compatibili con l'ambiente fluviale.

RINGRAZIAMENTI

Questo studio è stato finanziato dalla borsa di studio di ricerca: "Attività di ricerca sugli invasi idrici nel Parco del Monviso" grazie al contributo della Camera di Commercio, Industria, Artigianato e Agricoltura di Cuneo, al Piano Integrato Transfrontaliero

"Terres Monviso" (Interreg ALCO-TRA 2014-2020) e al Parco del Gran Paradiso.

Si ringraziano inoltre il Parco del Monviso, la Regione Piemonte, la Provincia di Cuneo, l'ARPA Piemonte, la Fondazione Edmund Mach di San Michele all'Adige e il Gestore Enel S.p.A.

BIBLIOGRAFIA

- Abaza H., Bisset R., Sadler B., 2004. *Environmental impact assessment and strategic environmental assessment: towards an integrated approach*. United Nations Environment Programme, UNEP/Earthprint, 163 pp.
- Arheimer B., Donnelly C., Lindström G., 2017. Regulation of snow-fed rivers affects flow regimes more than climate change. *Nature Communications*, **8** (1): 62.
- ARPA Friuli Venezia Giulia 2015. *Linee guida piani di monitoraggio VIA delle centraline idroelettriche - componente acquatica*. LG 21.04. Rev.0-23.11.15.
- ARPA Lombardia, 2020. *Criteri per la predisposizione di piani di monitoraggio ambientale (PMA). Derivazioni a scopo idroelettrico*. Rev.1-1.01.2020.
- ARPA Piemonte, 2015. *Impatti ambientali delle Derivazioni idroelettriche*. Norme Tecniche.
- ARPA Veneto, 2017. *Linee guida per la predisposizione del piano di monitoraggio e controllo dei corsi d'acqua interessati da impianti idroelettrici*. Rev. 1-2017.
- ARPA Toscana, 2009. *Gli invasi artificiali. Elementi per una gestione sostenibile*. Firenze, 48 pp.
- Barberini M., Rubboli M., 2015. Il rilievo fotogrammetrico con il Drone alla Diga di Ridracoli. *GEOmedia*, **19** (6): 369-379.
- Barzaghi R., Gaetani M.E., Pinto L., Pozzoli A., 2007. In: Monitoraggio strutturale e ambientale con serie temporali GPS. *Atti della 11^a Conferenza Nazionale ASITA*, Torino, Italy: 295-300.
- Brandt S. A., 2000. Classification of geomorphological effects downstream of dams. *Catena*, **40** (4): 375-401.
- Bruno M.C., Maiolini B., Carolli M., 2012. *Effetti e mitigazione dell'hydropoaking sugli ecosistemi fluviali alpini*. In: II Convegno italiano sulla riqualificazione fluviale: riqualificazione fluviale e gestione del territorio. Bozen-Bolzano University Press: 369-379.
- Ciutti F., Cappelletti C., Monauni C. e Pozzi S., 2000. Effetti dello svaso controllato di un bacino idroelettrico sulla comunità dei macroinvertebrati. *Rivista di Idrobiologia*, **39**: 165-184.
- Comitato istituzionale dell'Autorità di Bacino distrettuale del fiume Po, deliberazione n° 1 del 17 dicembre 2015 concernente il *Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po*.
- Commissione europea, 2018. *Guida alla produzione di energia idroelettrica nel rispetto della normativa UE sulla tutela della natura*. Lussemburgo: Ufficio delle pubblicazioni dell'Unione europea, 97 pp.
- D.G.R. Dighe 13 febbraio 2018, n. 3356 Grandi dighe - Fogli di condizioni per l'esercizio e la manutenzione - Modifica delle procedure relative alle misure idrologico-idrauliche da effettuare in caso di piena.
- D.G.R. 28 Febbraio 2011, n. 80-1651: Linee guida per la redazione del programma di rilascio del deflusso minimo vitale, sensi dell'art. 7 del Regolamento regionale 17 luglio 2007 n. 8.
- D.G.R. 16 Marzo 2015, n. 28-1194: Linee guida per la valutazione e il monitoraggio della compatibilità ambientale degli impianti idroelettrici con l'ecosistema fluviale. Approvazione del documento".
- D.G.R. 14 giugno 2018, n. 28-7049: Direttiva per la determinazione dei deflussi ecologici a sostegno del mantenimento/raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati dal Piano di Gestione del distretto idrografico e successivi riesami e aggiornamenti.
- D.G.R. 14 Dicembre 2018, n. 64-8118: Proposta al Consiglio regionale di approvazione del Piano di Tutela delle Acque ai sensi dell'art. 121 del d.lgs. 152/2006 e dell'art. 7 della l.r. 56/1977 e modifica dell'art. 23 delle Norme di piano del Progetto di revisione del PTA adottato con D.G.R. 20 luglio 2018, n. 28-7253.
- Direttiva 92/43/CEE del Consiglio del 21 maggio 1992 concernente la conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche.
- Direttiva 2000/60/CE del parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2000 che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque.
- Direttiva 2001/42/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 27 giugno 2001 concernente la valutazione degli effetti di determinati piani e programmi sull'ambiente.
- Direttiva 2007/60/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 23 ottobre 2007 concernente la valutazione e alla gestione dei rischi di alluvioni.
- Direttiva 2009/147/CE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 30 novembre 2009 concernente la conservazione degli uccelli selvatici.

- Direttiva 2011/92/UE del Parlamento Europeo e del Consiglio del 13 dicembre 2011 concernente la valutazione dell'impatto ambientale di determinati progetti pubblici e privati.
- D. Lgs. 3 aprile 2006, n. 152: Norme in materia ambientale.
- D. Lgs. 14 dicembre 2018, n. 135: Disposizioni urgenti in materia di sostegno e semplificazione per le imprese e per la pubblica amministrazione.
- D.M. 24 marzo 1982: Norme tecniche per la progettazione e la costruzione delle dighe di sbarramento.
- D.M. 30 giugno 2004: Criteri per la redazione del progetto di gestione degli invasi, ai sensi dell'articolo 40, comma 2, del decreto legislativo 11 maggio 1999, n. 152, e successive modifiche ed integrazioni, nel rispetto degli obiettivi di qualità fissati dal medesimo decreto legislativo.
- D. M. II.TT. 26 giugno 2014 Norme tecniche per la progettazione e la costruzione degli sbarramenti di ritenuta (dighe e traverse).
- Doretto A., Piano E., Bona F., Fenoglio S., 2018. How to assess the impact of fine sediments on the macroinvertebrate communities of alpine streams? A selection of the best metrics. *Ecological Indicators*, **84**: 60-69.
- Doretto A., Bo T., Bona F., Apostolo M., Bonetto D., Fenoglio S., 2019. Effectiveness of artificial floods for benthic community recovery after sediment flushing from a dam. *Environmental monitoring and assessment*, **191**: 88.
- Doretto A., Piano E., Fenoglio S., Bona F., Crosa G., Espa P., Quadroni S., 2021. *Beta-diversity and stressor specific index reveal patterns of macroinvertebrate community response to sediment flushing*. *Ecological Indicators*, **122**, 107256.
- D.P.C.M. 27 febbraio 2004 Indirizzi operativi per la gestione organizzativa e funzionale del sistema di allertamento nazionale, statale e regionale per il rischio idrogeologico ed idraulico ai fini di protezione civile.
- D.P.C.M. 8 luglio 2014, n. 256 Indirizzi operativi inerenti all'attività di protezione civile nell'ambito dei bacini in cui siano presenti grandi dighe.
- D.P.C.M. 6 novembre 2019, n. 138 Regolamento di organizzazione del Ministero dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare.
- D.P.R. 1° novembre 1959, n. 1363 Approvazione del regolamento per la compilazione dei progetti, la costruzione e l'esercizio delle dighe di ritenuta.
- Garric J., Migeon B. e Vindimian E., 1990. Lethal effects of draining on brown trout: a predictive model based on field and laboratory studies. *Water Research*, **24** (1): 59-65.
- Gerster S., Rey P., 1994. *Conséquences écologiques des curages dans les bassins de retenue*. Cahier de l'environnement n° 219, Office fédéral de l'environnement, des forests et du paysage (OFEPF), Berne, 47 pp.
- Ghinami L.A., 2013. Dighe e traverse, storia. From www.dighe.eu.
- Gray L.J., Ward J.V., 1982. Effects of sediment releases from a reservoir on stream macroinvertebrates. *Hydrobiologia*, **96** (2): 177-184.
- Guareschi S., Laini A., Racchetti E., Bo T., Fenoglio S., Bartoli M., 2014. How hydromorphological constraints and regulated flows govern macroinvertebrate communities along an entire lowland river. *Ecology*, **7**: 366-377.
- Legge 21 ottobre 1994, n. 584 Conversione in legge, con modificazioni, del decreto-legge 8 agosto 1994, n. 507, recante: Misure urgenti in materia di dighe.
- Legge regionale 06 ottobre 2003, n. 25: Norme in materia di sbarramenti.
- Morisi A., Battegazzore M., 2002. Valutazione dell'effetto delle operazioni di svuotamento di un invaso idroelettrico sulle comunità bentoniche di un torrente alpino (Torrente Kant, Cuneo, Piemonte). *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol.*, **78** (1): 43-48.
- Olden, J., 2015. Challenges and opportunities for fish conservation in dam-impacted waters. In G. Closs, M. Krkosek, & J. Olden (Eds.), *Conservation of Freshwater Fishes (Conservation Biology)*, pp. 107-148). Cambridge: Cambridge University Press. doi:10.1017/CBO9781139627085.005
- P.C.M. 13 dicembre 1995, n. DSTN/2/22806 Raccomandazioni per la mappatura delle aree a rischio di inondazione conseguente a manovre degli organi di scarico o ad ipotetico collasso delle dighe.
- P.C.M. 7 aprile 1999, n. DSTN/2/7311 Legge 584/1994. Competenze del Servizio nazionale dighe. Precisazioni.
- Ridolfi L., Boano F., Camporeale C., Cavagnero P., Fenoglio S., Revelli R., 2011. *Mini Hydro e impatti ambientali. Sintesi organizzata dello stato dell'arte scientifico*. Regione Piemonte, 330 pp.
- Regolamento regionale 09 novembre 2004, n. 12/R: Attuazione della legge regionale 6 ottobre 2003, n. 25.
- Regolamento regionale n. 8 del 17 luglio 2007: Disposizioni per la prima attuazione delle norme in materia di deflusso minimo vitale.
- Regolamento regionale n. 1/R del 29 gennaio 2008: Modifiche ed integrazioni al regolamento regionale 9 novembre 2004, n. 12/R, di attuazione della legge regionale 6 ottobre 2003, n. 25.
- Rothenberger M.B., Hoyt V., Germanoski D., Conlon M., Wilson J., Hitchings J., 2017. A risk assessment study of water quality, biota, and legacy sediment prior to small. *Environmental Monitoring and Assessment*, **189**: 344-363.
- Sarmah P., Nema K.A., Sarmah R., 2020. An approach to determine the quality of EIA reports of hydropower plants using analytic network process and fuzzy logic toolbox. *Environmental Impact Assessment Review*, **85**: 106462.
- Sherman B., 2000. *Scoping Options for Mitigating Cold Water Discharges from Dams*. CSIRO Land and Water, Canberra, 46 pp.
- TERNA S.p.A., Gruppo TERNA, 2018. *Dati statistici sull'energia elettrica in Italia. Annuario statistico 2018*. TERNA PER SISTAN. Lavori inseriti nel: PSN - Programma Statistico Nazionale 2017-2019 Approvato con D.P.R. del 31 dicembre 2018.
- Van Cappellen P., Maavara T., 2016. Rivers in the Anthropocene: global scale modifications of riverine nutrient fluxes by damming. *Ecology and Hydrobiology*, **16** (2): 106-111.

Impatto dell' inquinamento luminoso sugli Artropodi: analisi di casi di studio

Giuseppe Camerini^{*}, Monica Masanta²

¹ Istituto di Istruzione Superiore "Taramelli Foscolo", Via Mascheroni, 53 – 27100 Pavia

² Istituto di Istruzione Superiore "A.Maserati", Via Mussini, 22 - Voghera (Pv)

^{*} Referente per la corrispondenza. E-mail: giuseppe.camerini@taramellifoscolo.it

Pervenuto l'11.8.2021; accettato il 4.9.2021

Riassunto

L'inquinamento luminoso interferisce con la fisiologia degli organismi viventi e con le dinamiche che regolano gli ecosistemi. Causa del fenomeno è la progressiva antropizzazione delle terre emerse dovuta da un lato all'aumento della popolazione umana, dall'altro al fenomeno della crescita urbana. L'articolo presenta e discute i risultati di una serie di casi di studio che hanno esaminato gli effetti dell'esposizione alla luce artificiale su insetti e ragni. I meccanismi che principalmente interferiscono con la biologia e l'ecologia di questi organismi sono: l'alterazione dei cicli di sviluppo, la compromissione della capacità visiva con conseguente disorientamento spaziale, l'attrazione verso fonti luminose (fototassi positiva), l'alterazione dei rapporti predatore-preda e l'interferenza con i meccanismi dell'impollinazione. È opinione diffusa che il declino delle popolazioni di Artropodi che si registra in molte aree del Pianeta sia riconducibile a un insieme di fattori quali l'impatto degli insetticidi, la distruzione degli habitat, i mutamenti climatici e –non ultimo per importanza– l'inquinamento luminoso. Quest'ultimo tende a condizionare gli organismi viventi funzionando come un vero e proprio fattore di pressione selettiva. Le strategie per contenere e ridurre il fenomeno consistono nella maggiore efficienza degli impianti di illuminazione, nella implementazione di fonti luminose meno impattanti e nel contenimento dell'urbanizzazione.

PAROLE CHIAVE: insetti / ragni / illuminazione artificiale / pressione selettiva

Impact of light pollution on Arthropods: review of some cases of study

Light pollution impacts both on living organism physiology and on ecological interactions. Such an impact is due to the growing anthropization of the Planet, which implies an increase in human population and in urban sprawl. This paper reviews some cases of study concerning the impact of artificial night lighting on spiders and insects. The main effects of light pollution on Arthropods are the interferences on biological cycles and on reproduction, spatial disorientation, attraction to light sources (positive phototaxis), changes of prey-predator relationships, pollination dynamics changes. It is common opinion that the worldwide decline of insect populations is occurring due to several stressors, such as pesticide use, habitat destruction, climate changes and –last but not least– light pollution, which tends to affect living organisms by working as a factor of selection pressure. Strategies which can be adopted in order to limit light pollution impact are efficiency improvements of lighting systems, optimization of light emission spectra and urban expansion control.

KEY WORDS: insects / spiders / artificial light / selective pressure

INTRODUZIONE

L'illuminazione artificiale a servizio di strade o edifici e altre fonti di emissione luminosa, come ad esempio le insegne o i fari dei veicoli (Gaston *et al.*, 2021), produ-

cono nel loro insieme il cosiddetto "inquinamento luminoso". Il fenomeno è di ostacolo all'osservazione astronomica (Cinzano *et al.*, 2001; Falchi *et al.*, 2011) e interferisce

anche con gli organismi viventi (Falchi *et al.*, 2016; 2019). Ignorato per lungo tempo, il problema fu posto all'attenzione della comunità scientifica grazie agli studi svolti

negli anni '50 da Verhewijen (1958), che dimostrò come la luce artificiale sia in grado di attrarre e disorientare molti animali notturni. In tempi più recenti un grande contributo scientifico è venuto dalla pubblicazione del volume di Rich e Longcore (2006), che raccoglie le esperienze di numerosi ricercatori impegnati ad indagare cause ed effetti del fenomeno.

L'esposizione alla luce artificiale condiziona in misura significativa la fisiologia degli organismi viventi e anche la specie umana non fa eccezione (Camerini, 2014; Svechikina *et al.*, 2020). L'impatto può derivare da una sorgente luminosa ben identificabile e talora puntiforme (es. il singolo lampione) oppure può manifestarsi in forma di luce diffusa ("sky glow"). Quest'ultima è il risultato delle interferenze della luce con l'atmosfera, la superficie del suolo e le nubi e si traduce nella formazione di un'aura luminosa sospesa sul piano dell'orizzonte, che può assumere dimensioni imponenti in coincidenza con le aree metropolitane (Crawford e Hunter, 1990). Il fenomeno è in crescita: tra il 2012 e il 2016 l'inquinamento luminoso è aumentato del 2,2% annuo su scala planetaria (Kyba *et al.*, 2017). Tra le cause del problema vi sono la progressiva antropizzazione delle terre emerse dovuta da un lato all'aumento della popolazione umana, dall'altro al fenomeno della "crescita diffusa" ("urban sprawl") degli agglomerati urbani, non necessariamente riconducibile alla crescita demografica (Camerini, 2018).

Un decimo della superficie del Pianeta sperimenta gli effetti più diretti dell'inquinamento luminoso, ma se si fa riferimento alla luce diffusa, la superficie interessata dal fenomeno fra le latitudini 75°N e 60°S è pari al 23% (Falchi *et al.*, 2016). Il problema, che in

origine riguardava solo le aree più industrializzate e densamente popolate (Falchi *et al.*, 2019) coinvolge ormai anche Nazioni che in passato ne erano relativamente indenni, come dimostrano recenti studi svolti, ad esempio, in Brasile (Freitas *et al.*, 2019) o nell'area balcanica (Peregrym *et al.*, 2020). Nell'ambito del territorio italiano le aree ove il fenomeno è più evidente sono la pianura padana, le regioni costiere e le aree urbane di Napoli e Roma.

Nel caso delle comunità animali, le alterazioni indotte dalla luce artificiale agiscono sulle molte specie che hanno abitudini crepuscolari o notturne. Per queste specie la luce artificiale rappresenta un fattore di pressione selettiva che, quand'anche non ne pregiudichi la possibilità di sopravvivenza, può condizionare la fitness, il trionfo, la migrazione o le dinamiche di predazione. Gli effetti sui singoli organismi si ripercuotono poi sulle loro reciproche interazioni, emergendo quindi a livelli di organizzazione più complessa, come la popolazione, la comunità e l'e-

cosistema (Irwin, 2018; Sanders e Gaston, 2018).

Di seguito vengono presentati e discussi i risultati di una serie di ricerche che hanno preso in esame gli effetti dell'esposizione alla luce artificiale sugli Artropodi. I meccanismi che principalmente interferiscono con la biologia e l'ecologia di questi organismi (Owens e Lewis, 2018) sono indicati nella figura 1.

Alterazione dei cicli di sviluppo e della riproduzione

L'interferenza della luce artificiale con il metabolismo e i cicli di sviluppo si evidenzia anzitutto a livello molecolare. *Phalerisida maculata* (Kulzer, 1959) è un Coleottero Tenebrionide che vive nei litorali marini sabbiosi del Sud America. Quintanilla-Ahumada *et al.* (2021) hanno analizzato la risposta di questa specie all'esposizione notturna a luce artificiale (60 lux; 120 lux). Rispetto al campione di controllo (zero lux) gli esemplari cresciuti in condizioni di disturbo luminoso manifestavano un rapporto RNA:DNA significativamen-

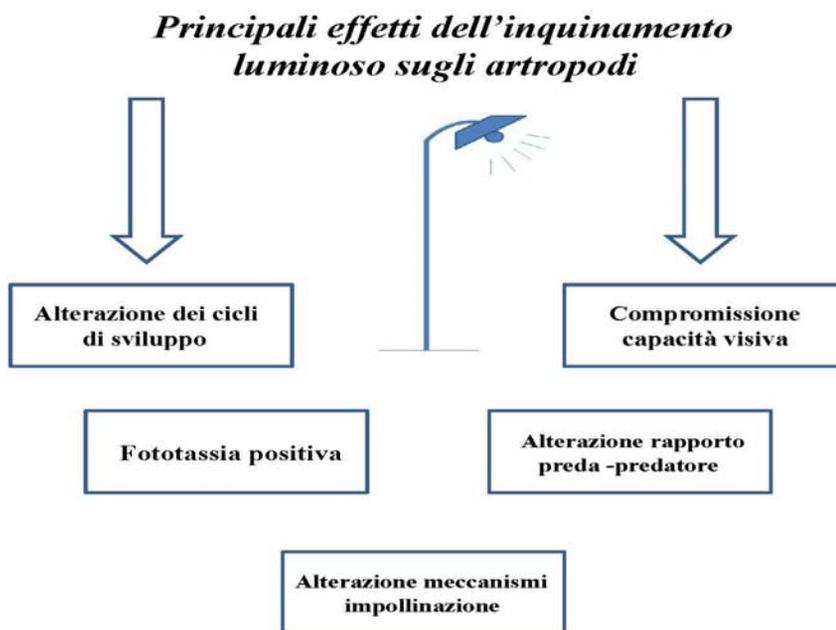


Fig. 1. Rappresentazione dei principali meccanismi di impatto della luce artificiale a danno degli artropodi.

te più basso, in ragione di una riduzione della sintesi proteica, che a sua volta era il risultato di un'inibizione dell'attività trofica.

In un esperimento svolto da Grenis e Murphy (2018) in Colorado è stato studiato l'impatto della luce artificiale sulle modalità di crescita di una specie vegetale e di un suo fitofago. Più nello specifico, è stato valutato il possibile effetto di lampade al sodio ad alta pressione sul metabolismo della pianta erbacea *Bromus inermis* (Leyss., 1761) misurando il rapporto C:N, la biomassa secca e lo sviluppo delle lamine fogliari. L'esposizione alla luce artificiale non influiva né sul rapporto C:N né sulla biomassa, mentre venivano osservate differenze significative in termini di sviluppo delle lamine fogliari. Fu analizzato anche l'effetto della luce artificiale sulle larve del lepidottero notturno *Apamea sordens* (Hufnagel, 1766), fitofago di *B. inermis*: le larve mostravano un rallentamento del loro sviluppo rispetto a quelle cresciute senza essere state esposte all'illuminazione artificiale nelle ore notturne.

Teleogryllus commodus (Walker, 1869) è un comune grilide che vive in Australia e ha abitudini crepuscolari. Botha *et al.*, (2017) hanno allevato questa specie per valutare gli effetti dell'esposizione notturna a tre livelli di illuminazione (1, 10, 100 lux) rispetto al campione di controllo (illuminanza nulla). L'esposizione ai due livelli di luminosità più elevati riduceva il successo riproduttivo, mentre non si osservavano variazioni di sorta per quanto riguarda le modalità di emissione dei richiami sonori da parte dei maschi.

Numerose evidenze scientifiche indicano nella soppressione della secrezione di melatonina uno dei principali effetti a livello biochimico provocato dall'illuminazione artificiale. Oltre ad avere

un ruolo fondamentale come regolatore del cosiddetto "orologio biologico", essa funziona come antiossidante ed interviene nell'ambito dei meccanismi immunitari. La melatonina può anche mitigare gli effetti negativi dell'inquinamento luminoso, come osservato da un gruppo di ricerca australiano (Jones *et al.*, 2015). Il dosaggio di questo ormone nella dieta somministrata ad individui adulti dell'ortottero *Teleogryllus commodus* compensava –se pure solo in parte– gli effetti negativi della esposizione a luce artificiale costante, ovvero una maggiore mortalità delle neanidi e una riduzione della fecondità.

Cameraria ohridella (Deschka e Dimic, 1986) è un lepidottero minatore fogliare dell'ippocastano (*Aesculus hippocastanum* L., 1753). Al termine della stagione vegetativa campioni di giovani piante di questa specie arborea infestate dal fitofago furono collocate in serra ed esposte durante le ore notturne –rispettivamente– a 1,3 lux e 60 lux. A differenza di quanto osservato nel caso delle piante sottoposte a basse luminosità, si osservava lo sviluppo di un'ulteriore generazione dell'insetto in risposta all'esposizione a 60 lux. Ulteriori rilievi effettuati nella città di Berlino e nella regione rurale del Brandeburgo dimostrarono inoltre che le foglie degli alberi esposti alla luce artificiale mostravano lamine fogliari più grandi e un'attività trofica più intensa da parte delle larve minatrici (Schroer *et al.* 2019).

Compromissione della capacità visiva e disorientamento spaziale

Le lucciole (Coleoptera Lampyridae) sono particolarmente sensibili all'inquinamento luminoso, dal momento che l'incontro tra i sessi si basa sull'emissione di impulsi luminosi che spiccano

nel buio della notte (Picchi *et al.*, 2013). In *Lampyris noctiluca* (L. 1767) l'attrazione verso le femmine da parte dei maschi può essere del tutto compromessa in presenza di un'illuminanza nell'ordine di 0,18 lux (Bird e Parker, 2014). Si tratta di un livello luminoso che nel Regno Unito, dove la ricerca si è svolta, risulta ben inferiore a 1,5 lux, valore indicato dalla legislazione vigente come raccomandato. Un'altra ricerca su *L. noctiluca* svolta in Finlandia (Elgert *et al.*, 2020) ha evidenziato che l'esposizione alla luce artificiale ritarda l'emissione di luce da parte delle femmine adulte rispetto ai normali ritmi con i quali essa si manifesta, oppure la inibisce. Il medesimo gruppo di ricerca ha inoltre dimostrato che l'esposizione a livelli di illuminanza paragonabili a quelli considerati standard in Finlandia per gli impianti di illuminazione pubblica tende ad ostacolare la localizzazione delle femmine da parte dei maschi, i quali sono inclini a selezionare gli esemplari di femmina capaci di produrre una luce più intensa (Elgert *et al.*, 2021). Anche Van den Broeck *et al.*, (2021) hanno dimostrato effetti simili a danno di *L. noctiluca* nel caso di esposizione a luci LED bianche, evidenziando che l'interferenza cresceva all'aumentare dell'intensità luminosa, mentre non veniva influenzata dalla temperatura di colore.

Un altro studio sulle possibili interferenze della luce artificiale con le dinamiche di corteggiamento dei lampiridi è quello condotto da Owens e Lewis (2021) su *Photinus obscurellus* (LeConte 1851). La ricerca, che è stata realizzata in laboratorio utilizzando esemplari di ambo i sessi, ha analizzato cinque fonti luminose LED a diverso spettro emissivo (bianco freddo, bianco caldo, ambra, blu e rosso) ed ha registrato una generale inibizione del dialogo luminoso pre-

riproduttivo, soprattutto da parte della luce emessa dalle lampade color ambra.

Alcune specie di lampiridi sono attratte dalla luce artificiale, come ad esempio *Photuris versicolor* (Fabricius, 1798) e *Photinus pyralis* (L., 1767), entrambi presenti negli USA. Anche in questo caso si viene a determinare un'inibizione del dialogo luminoso alla base del corteggiamento, in quanto l'addensamento degli individui nei pressi della fonte luminosa ha come effetto la riduzione del successo riproduttivo, generando così una sorta di trappola demografica (Firebaugh e Haynes, 2019).

In Sudamerica l'illuminazione artificiale è considerata una delle principali minacce per la sopravvivenza delle lucciole: una ricerca condotta nella foresta atlantica (Brasile, Paraguay, Argentina) ha rilevato che l'inquinamento luminoso, non meno della deforestazione e dell'urbanizzazione, sta mettendo a rischio specie ormai confinate in "hot spots", che pure essendo aree protette non sono esenti dagli effetti dell'inquinamento luminoso (Vaz *et al.*, 2021).

Fototassi positiva

L'inquinamento luminoso è considerato una minaccia per le farfalle notturne; a supporto di questa evidenza vi sono i risultati di una ricerca condotta in Danimarca (van Langevelde *et al.*, 2018). Esaminando i dati di un progetto di monitoraggio nazionale (anni 1985 - 2015) è emerso che le specie di macrolepidotteri notturne dotate di fototassi positiva sono anche quelle che mostrano i trend di popolazione più negativi. Indicazioni simili vengono anche da uno studio che analizza le dinamiche di popolazione di 100 specie di macrolepidotteri nel Regno Unito e in Irlanda tra il 1962 e il 2002 (Wilson *et al.*, 2018). Secondo Bo-

yes *et al.* (2021) che hanno analizzato in forma di review i principali meccanismi di interferenza della luce artificiale sul ciclo vitale delle farfalle notturne, un impatto è dimostrabile sui singoli individui, ma non esistono dati sufficienti per sostenere che si tratti di un fattore determinante per giustificare il declino dei questi insetti.

Un ulteriore studio sui lepidotteri notturni svolto da van Grunsven *et al.* (2020) in Olanda tra il 2012 e il 2016 ha evidenziato l'effetto negativo di tre diverse fonti di luce artificiale (bianca, verde, rossa). Nella prima fase dello studio non si sono rilevati effetti di sorta sull'abbondanza delle popolazioni, mentre tra il 2014-2016 è stato registrato un decremento significativo (-14%). Secondo gli Autori questo risultato dimostra che i danni derivanti dall'esposizione alla luce artificiale devono essere studiati con cura anche su tempi lunghi, poiché si possono manifestare dopo un periodo di latenza.

Il lavoro di Plummer *et al.* (2016) ha preso in esame l'uso dell'habitat da parte delle popolazioni di farfalle notturne della città di Birmingham (UK); dallo studio è emerso che questi lepidotteri sono attratti verso i giardini delle aree suburbane dove la dotazione di fonti luminose artificiali è più ricca e più varia. Tali aree funzionano come delle vere e proprie "trappole ecologiche", dal momento che all'addensamento delle falene non corrispondono risorse sufficienti per la loro sopravvivenza e riproduzione. Lo studio ha anche dimostrato che la sostituzione di lampade al sodio a bassa pressione con sorgenti luminose al sodio ad alta pressione ha l'effetto di mitigare il disturbo. Effetti simili sono emersi da una ricerca durata tre anni e svolta in Slovenia che ha preso in esame l'illuminazione artificiale a servizio di 15 edifici di interes-

se storico (Verovnik *et al.* 2015). Lo studio ha analizzato gli effetti della sostituzione dell'originaria illuminazione artificiale (lampade a ioduro metallico, sodio ad alta pressione) con lampade al sodio di colore blu e giallo. Tale sostituzione ha ridotto di 6 volte il numero di individui attratti dalle fonti luminose. L'esperimento condotto da Brehm *et al.* (2021) a Jena (Germania) indica la particolare attrazione dei lepidotteri notturni nei confronti delle componenti ultravioletto e blu.

Un interessante esperimento finalizzato a sperimentare gli effetti della luce stroboscopica (intermittente) è quello condotto da Barroso *et al.* (2015) in Brasile. In questo caso i ricercatori sono partiti dall'ipotesi che luci stroboscopiche fatte pulsare a diverse frequenze potessero avere effetti diversi rispetto alle tradizionali fonti luminose a luce continua. A tale scopo sono stati conteggiati ed identificati gli insetti (imenotteri, coleotteri, ditteri ed emitteri) catturati da trappole luminose su cui erano montate lampade di entrambe le tipologie; a conferma dell'ipotesi, il numero di catture con trappole a luce stroboscopica era significativamente inferiore.

Per quanto riguarda l'attrattività verso lampade LED di colore bianco (del tipo "freddo" e "caldo") uno studio condotto in 18 località del sud ovest dell'Inghilterra, in ambienti pratici lontani da fonti luminose (Wakefield *et al.*, 2016) ha confermato che il numero di insetti (ditteri) attratto dalle lampade LED era significativamente più basso rispetto alle altre tipologie testate (lampadine incandescenti al tungsteno, lampadine fluorescenti).

Inoltre, uno studio comparativo fra le popolazioni urbane e rurali del ragno *Steatoda triangulosa* (Walckenaer, 1802) ha dimostrato che gli esemplari sessualmente im-

maturi delle popolazioni rurali in gran parte evitano la costruzione dei nidi in aree illuminate artificialmente, contrariamente ai ragni delle popolazioni urbane. Il dato dimostra che l'inquinamento luminoso può agire come fattore di pressione selettiva (Czaczkas *et al.*, 2018).

Infine, le femmine adulte degli Efemerotteri risalgono contro corrente i fiumi prima dell'ovideposizione e possono essere attratte dalle fonti luminose artificiali presenti in corrispondenza dei ponti e di conseguenza possono essere allontanate dalle acque del fiume. Mészáros *et al.* (2021) hanno esaminato il potere attrattivo di alcune diverse sorgenti emissive su *Ephoron virgo* (Olivier, 1791) e *Caenis macrura* (Stephens, 1835) ed hanno notato una progressiva fototassi in relazione alla lunghezza d'onda: le sorgenti emissive in cui dominano le componenti bianco e blu sono infatti più attrattive rispetto a quelle in cui a prevalere è il giallo.

Alterazione dei rapporti predatore-preda

I rapporti fra pipistrelli e insetti notturni evidenziano gli effetti dell'illuminazione artificiale sulle dinamiche preda/predatore. In un esperimento condotto in Sudafrica da Minaar *et al.* (2015) furono posti a confronto i meccanismi di predazione di lepidotteri notturni da parte del chiroterro *Neoromicia capensis* (Smith, 1829) in aree illuminate e in altre prive di illuminazione. Il tasso di predazione nelle aree dotate di illuminazione artificiale era superiore e secondo gli Autori il dato era da mettere in relazione al fatto che l'inquinamento luminoso tendeva a sopprimere i meccanismi anti-predatori messi in atto dalle falene. A conferma di questa teoria va citato l'esperimento di Hügel e Goerlitz (2019) che prevedeva la cattura di farfalle not-

turne con trappole luminose (lampada fluorescente) nei pressi delle quali veniva attivata l'emissione artificiale di ultrasuoni. È stato dimostrato che la luce artificiale inibiva i comportamenti difensivi da parte delle prede. In modo analogo Wakefield *et al.* (2015) hanno dimostrato un effetto simile causato da lampade LED.

Bolliger *et al.* (2020) hanno analizzato i possibili effetti della presenza di luci LED bianche a diversa temperatura di colore (2700 K, 6500 K) sulla predazione degli insetti notturni da parte di *Pipistrellus pipistrellus* (Schreber, 1774) nell'area peri-urbana di Zurigo. Gli Autori hanno riscontrato effetti trascurabili, interpretando il dato sulla base di due possibili spiegazioni. La prima fa riferimento al limitato impatto delle tipologie di fonti luminose testate. La seconda è riconducibile al fatto che l'area di studio era dotata da decenni di illuminazione artificiale notturna.

Una ricerca svolta a Torino ha preso in esame il ragno *Brigittea civica* (Lucas, 1850), che si insedia sulle facciate degli edifici storici. Lo studio ha dimostrato che l'abbondanza di questo ragno era correlata positivamente al livello di luce artificiale incidente sulla superficie dei monumenti, in quanto le zone più illuminate erano anche quelle che attraevano in abbondanza gli insetti catturati dai ragni (Mammola *et al.*, 2018). La specie mostrava preferenza per i soffitti illuminati da lampioni ad incandescenza rispetto alle aree esposte a lampade alogene.

Analoghe indicazioni vengono da uno studio australiano, che dimostra la preferenza per aree illuminate artificialmente (nel caso specifico luce a LED) da parte del ragno *Eriophora biapicata* (Koch, 1871) che colonizza i giardini delle abitazioni in ambiente urbano (Willmott *et al.*, 2019). Ulteriori

esperimenti su questa specie hanno dimostrato che l'esposizione cronica a luci a LED influisce in maniera significativa sulla fisiologia dei ragni (tasso di crescita, mortalità e successo riproduttivo); ad esempio lo sviluppo giovanile veniva accelerato, ma a prezzo di dimensioni minori degli adulti e di un maggior tasso di mortalità. Anche il numero di uova deposte nelle aree illuminate era inferiore rispetto al campione di controllo. Pertanto le popolazioni di *E. biapicata* insediate in ambienti urbani erano soggette a due fattori di pressione selettiva: l'uno orientava la specie verso ambienti illuminati da luce artificiale in ragione dei vantaggi in termini di foraggiamento, l'altro agiva in negativo, inibendo il tasso riproduttivo.

Va detto infine che la luce artificiale non sempre favorisce la cattura di prede nelle tele da parte dei ragni. Ad esempio, *Nephila pilipes* (Fabricius, 1793) cattura le prede –in prevalenza farfalle notturne– nelle sue tele fissate alle corolle dei fiori grazie al suo mimetismo (colore giallo mimico rispetto a quello del polline) ma in presenza di luce artificiale la strategia predatoria risulta meno efficace (Yuen e Bonebrake, 2017).

Alterazione dei meccanismi alla base dell'impollinazione

Numerose sono le specie di insetti impollinatori con abitudini notturne. Il loro percorso evolutivo li ha dotati di un'efficiente capacità visiva anche a livelli luminosi quasi nulli, o della possibilità di orientarsi verso le fonti di polline/nettare tramite l'olfatto o la percezione dell'umidità emessa dai fiori appena sbocciati. In tempi recenti la massiccia immissione nell'ambiente di luce artificiale ha improvvisamente scombinato equilibri consolidatisi nei lunghi tempi dell'evoluzione (Borges, 2018; Ste-

wart, 2021).

Mac Gregor *et al.*, (2015, 2017) hanno verificato che gli impianti di illuminazione artificiale che attraggono le farfalle notturne finiscono per danneggiare numerose specie impollinatrici. In una successiva ricerca del 2020, tuttavia, studiando l'impollinazione del vegetale *Silene latifolia* in parcelle sperimentali diversamente esposte alla luce artificiale, hanno osservato che le piante esposte a luci LED mostravano un successo maggiore in termini di impollinazione rispetto alle piante non esposte alla luce artificiale (Macgregor e Scott-Brown, 2020).

Infine, lo studio condotto da Knop *et al.* (2018) ha dimostrato che l'inquinamento luminoso può compromettere l'efficacia dell'impollinazione da parte degli insetti notturni (lepidotteri, coleotteri, ditteri). In colture prative foraggere illuminate artificialmente, la frequenza delle visite degli insetti alle corolle dei fiori era inferiore del 62% rispetto alle aree di controllo mantenute al buio. È stata inoltre registrata una riduzione del 13% della produzione di frutti in piante che pure erano liberamente accessibili da parte degli impollinatori con abitudini diurne.

CONCLUSIONI

Una crescente disponibilità di dati scientifici attesta il preoccupante declino delle popolazioni di insetti che si sta verificando in diverse aree del Pianeta (van Langevelde *et al.*, 2018). È opinione diffusa che tale declino sia riconducibile a un insieme di fattori, quali l'impatto degli insetticidi, la distruzione degli habitat, i mutamenti climatici e –non ultimo per importanza– l'inquinamento luminoso (Owens *et al.*, 2020; Grubisic *et al.*, 2021). I primi impianti di illuminazione pubblica risalgono a inizio '800; da allora l'Umanità

ha avuto a disposizione uno strumento molto potente per sottrarre spazio alla notte. Se da un lato tale innovazione ha rappresentato una vera e propria rivoluzione che ha favorito l'economia e la fruibilità dello spazio urbano, dall'altro ha avuto effetti dirompenti. I bioritmi che regolano l'attività metabolica degli organismi sono infatti il risultato di un processo di adattamento ed evoluzione avviatosi con la comparsa stessa della vita e dunque hanno preso forma su una scala temporale che non è minimamente comparabile con quella che ha fatto da sfondo all'invenzione e alla prima applicazione della luce artificiale (Singhal *et al.*, 2021).

Rispetto ad altri fattori che sono stati e sono tuttora causa del cambiamento globale in corso (inquinamento dell'atmosfera, riscaldamento globale, contaminazione del suolo, deforestazione), il fenomeno dell'inquinamento luminoso è stato fino a tempi recenti sottovalutato. Tale sottovalutazione è per certi versi sorprendente, considerato il fatto che un numero consistente di specie del mondo animale ha abitudini crepuscolari e notturne ed è quindi inevitabile che per tali organismi la crescente immisione nell'atmosfera di luce artificiale rappresenti un fattore critico.

Quali indirizzi di risanamento ambientale è possibile mettere in atto per contrastare il problema? Purtroppo non esiste una fonte di emissione luminosa artificiale innocua e neppure è semplice analizzare l'impatto delle diverse fonti emissive sulle diverse componenti biologiche. Se si fa riferimento agli insetti, ad esempio, una sorgente luminosa che risulti relativamente poco impattante a danno di un certo taxa, può risultare invece di disturbo nei confronti di un altro gruppo di organismi (van Grusven *et al.*, 2019; Briolat *et al.*, 2021; Deichmann *et al.*, 2021). Su questo

aspetto negli anni più recenti sono stati raccolti molti preziosi dati e dunque in futuro sarà quanto meno possibile progettare gli apparati di illuminazione non solo in relazione alle loro prestazioni e al loro consumo energetico, ma anche sulla base del loro impatto sulle componenti biotiche; tuttavia il problema è molto più complesso poiché richiede interventi su più livelli. Un contributo importante può venire dal settore dell'illuminotecnica, con la progettazione di apparecchiature più efficienti che ad esempio siano in grado di minimizzare la dispersione di luce verso l'alto. Un contributo può venire anche dall'adeguamento degli impianti di illuminazione a standard che, pur assicurando una luminosità sufficiente, ne evitino ogni eccesso. Un ulteriore importante aspetto riguarda la pianificazione territoriale: fenomeni come la crescita diffusa ("urban sprawl") sono da considerare particolarmente deleteri poiché producono un incremento diffuso del fenomeno dell'inquinamento luminoso. L'auspicata adozione di linee di pianificazione ispirate al contenimento del consumo di suolo potrebbe –da questo punto di vista– contribuire all'obiettivo.

Infine le reti ecologiche, che sono state progettate con la finalità di compensare il fenomeno della frammentazione della trama di ambienti naturali/seminaturali e dell'isolamento che ne deriva, rischiano di non garantire piena efficacia qualora gli elementi stessi delle reti siano compromessi dalla presenza diffusa di sorgenti di luce artificiale. Tale eventualità va scongiurata mediante la rigorosa tutela dei corridoi di interconnessione, di cui vanno salvaguardate l'integrità e la permeabilità, cosa che per gli animali notturni significa massima attenzione a non creare barriere luminose che comprometterebbero la funzione delle reti ecologiche.

Bibliografia

- Barroso A., Haifig I., Janei V., Da Silva I., Dietrich C., Costa-Leonardo A. M., 2017. Effects of flickering light on the attraction of nocturnal insects. *Lighting Research e Technology*, **49**: 100-110.
- Bird S., Parker J. 2014. Low levels of light pollution may block the ability of male glow-worms *Lampyrus noctiluca* L. to locate females. *Journal of Insect Conservation*, **18**: 737-743.
- Bolliger J., Hennem T., Wermelinger B., Blum S., Haller J., Obrist M. K., 2020. Low impact of two LED colors on nocturnal insect abundance and bat activity in a peri-urban environment. *Journal of Insect Conservation*, **24**: 625-635.
- Borges R. M., 2018. Focus: Sensory Biology and Pain: Dark Matters: Challenges of Nocturnal Communication Between Plants and Animals in Delivery of Pollination Services. *The Yale journal of biology and medicine*, **91**: 33-42
- Botha L. M., Jones T. M., Hopkins G. R., 2017. Effects of lifetime exposure to artificial light at night on cricket (*Teleogryllus commodus*) courtship and mating behaviour. *Animal Behaviour*, **129**: 181-188.
- Boyes D. H., Evans D. M., Fox R., Parsons M. S., Pocock M. J., 2021. Is light pollution driving moth population declines? A review of causal mechanisms across the life cycle. *Insect Conservation and Diversity*, **142**: 167-187.
- Brehm G., Niermann J., Jaimes Nino L. M., Enselinget *et al.*, 2021. Moths are strongly attracted to ultraviolet and blue radiation. *Insect Conservation and Diversity*, **142**: 188-198.
- Briolat E. S., Gaston K. J., Bennie J., Rosenfeld E. J., Troscianko J., 2021. Artificial nighttime lighting impacts visual ecology links between flowers, pollinators and predators. *Nature Communications*, **121**: 1-8.
- Camerini G., 2014. Impatto dell'illuminazione artificiale sugli organismi viventi. *Biologia Ambientale*, **28**: 65-88.
- Camerini G., 2018. Consumo di suolo, urbanizzazione e perdita di biodiversità. *Biologia Ambientale*, **32**: 1-15.
- Cinzano P., Falchi F., Elvidge C.D., 2001. The first world atlas of the artificial night sky brightness. *Monthly Notes Royal Astronomical Society*, **328**: 689-707.
- Crawford D.L., Hunter T.B., 1990. The battle against light pollution. *Sky e Telescope*, **80**: 23-29.
- Czaczkas T. J., Bastidas-Urrutia A. M., Ghislandi P., Tuní C., 2018. Reduced light avoidance in spiders from populations in light-polluted urban environments. *The Science of Nature*, **105**: 1-5.
- Deichmann J. L., Ampudia Gatty C., Andía Navarro J. M., *et al.*, 2021. Reducing the blue spectrum of artificial light at night minimises insect attraction in a tropical lowland forest. *Insect Conservation and Diversity*, **14**: 247-259.
- Elgert C., Hopkins J., Kaitala A., Candolin U., 2020. Reproduction under light pollution: maladaptive response to spatial variation in artificial light in a glow-worm. *Proceedings of the Royal Society B*, doi: 10.1098/rspb.2020.0806.
- Elgert C., Lehtonen T. K., Kaitala A., Candolin U., 2021. Sexual selection for bright females prevails under light pollution. *Current Zoology*, **67**: 329-331.
- Falchi F., Cinzano P., Elvidge C.D., Keith D.M., Haim A., 2011. Limiting the impact of light pollution on human health, environment and stellar visibility. *Journal of Environmental Management*, **92**: 2714-2722.
- Falchi F., Cinzano P., Duriscoe D., Kyba C.C. *et al.*, 2016. The new world atlas of artificial night sky brightness. *Science advances*, **2**, doi: e160037
- Falchi F., Furgoni R., Gallaway T.A., Rybnikova N.A. *et al.*, 2019. Light pollution in USA and Europe: The good, the bad and the ugly. *Journal of environmental management*, **248**, doi: 109227.
- Firebaugh A., Haynes K. J., 2019. Light pollution may create demographic traps for nocturnal insects. *Basic and Applied Ecology*, **34**: 118-125.
- Freitas J.R., Bennie J., Mantovani W., Gaston K.J., 2017. Exposure of tropical ecosystems to artificial light at night: Brazil as a case study. *PLoS ONE*, **12**: e0171655.
- Gaston K. J., Ackermann S., Bennie J., Cox D. T., Phillips B. B., de Miguel A. S., Sanders D., 2021. Pervasiveness of biological impacts of artificial light at night. *Integrative and Comparative Biology*, icab145.
- Grenis K., Murphy S. M., 2019. Direct and indirect effects of light pollution on the performance of an herbivorous insect. *Insect science*, **264**: 770-776.
- Grubisic M., van Grunsven R. H., 2021. Artificial light at night disrupts species interactions and changes insect communities. *Current Opinion in Insect Science*, **47**: 136-141.
- Hügel T., Goerlitz H. R., 2019. Light suppresses the acoustically prompted predator-avoidance behaviour in moths. *bioRxiv*, 727248.
- Hügel T., Goerlitz H. R., 2020. Light might suppress both types of sound-evoked antipredator flight in moths. *Ecology and evolution*, **1023**: 13134-13142.
- Knop E., Zoller L., Ryser R., Gerpe C., Hörler M., Fontaine C., 2017. Artificial light at night as a new threat to pollination. *Nature*, **5487666**: 206-209.
- Kyba C. C., Kuester T., De Miguel A. S., Baugh K *et al.*, 2017. Artificially lit surface of Earth at night increasing in radiance and extent. *Science advances*, **311**, e1701528.
- Jones T. M., Durrant J., Michaelides E. B., Green M. P., 2015. Melatonin: a possible link between the presence of artificial light at night and reductions in biological fitness. *Philosophical Transactions of the Royal Society B: Biological Sciences*, **3701667**, 20140122.
- Irwin A., 2018. The dark side of light: how artificial lighting is harming the natural world. *Nature*, **553**: 268-270.
- Macgregor C. J., Pocock M. J., Fox R., Evans, D. M., 2015. Pollination by nocturnal Lepidoptera, and the effects of light pollution: a review. *Ecological entomology*, **40**: 187-198.
- Macgregor C. J., Evans D. M., Fox R.,

- Pocock M. J., 2017. The dark side of street lighting: impacts on moths and evidence for the disruption of nocturnal pollen transport. *Global Change Biology*, **23**: 697-707.
- Macgregor C. J., Scott-Brown A. S., 2020. Nocturnal pollination: An overlooked ecosystem service vulnerable to environmental change. *Emerging topics in life sciences*, **4**: 19-32.
- Mammola S., Isaia M., Demonte D., Triolo P., Nervo M., 2018. Artificial lighting triggers the presence of urban spiders and their webs on historical buildings. *Landscape and Urban Planning*, **180**: 187-194.
- Mészáros Á., Kriska G., Egri, Á., 2021. Spectral optimization of beacon lights for the protection of night-swarming mayflies. *Insect Conservation and Diversity*, **14**: 225-234.
- Minaar C., Boyles J. G., Minaar I. A., Sole C. L., McKechnie A. E., 2015. Stacking the odds: light pollution may shift the balance in an ancient predator-prey arms race. *Journal of applied ecology*, **52**: 522-531.
- Owens A. C., Lewis S. M., 2018. The impact of artificial light at night on nocturnal insects: A review and synthesis. *Ecology and evolution*, **8**: 11337-11358.
- Owens A. C., Cochard P., Durrant J., Farnworth B., Perkin E. K., Seymour B., 2020. Light pollution is a driver of insect declines. *Biological Conservation*, **241**, doi:108259.
- Owens A.C. and Lewis S.M., 2021. Narrow-spectrum artificial light silences female fireflies (Coleoptera: Lampyridae). *Insect Conservation and Diversity*, **14**: 199-210.
- Peregrym M., Kabaš E., Tashev A., Dragičević S., Péntzesné Kónya E., Savchenko M., 2020. Is Artificial Light at Night Dangerous for the Balkan Strict Protected Areas at Present? *Water, Air and Soil Pollution*, **231**: 1-15.
- Picchi M., Azzani L., Avolio L., Brombin O., Camerini G., 2013. Fireflies and land use in an urban landscape: the case of *Luciola italica* L. (Coleoptera: Lampyridae) in the city of Turin. *Journal of Insect Conservation*, **17**: 797-805.
- Plummer K. E., Hale J. D., O'Callaghan M. J., Sadler J. P., Siriwardena G. M., 2016. Investigating the impact of street lighting changes on garden moth communities. *Journal of Urban Ecology*, **2**, doi: juw004.
- Quintanilla-Ahumada D., Quijón P. A., Pulgar J., Manríquez P. H., García-Huidobro M. R., Duarte C., 2021. Exposure to artificial light at night ALAN alters RNA: DNA ratios in a sandy beach coleopteran insect. *Marine Pollution Bulletin*, **165**, doi: 112132.
- Rich C., Longcore T., 2006. *Ecological Consequences of Artificial Night Lighting*, Island Press, 458 pp.
- Sanders D., Gaston K. J., 2018. How ecological communities respond to artificial light at night. *Journal of Experimental Zoology Part A: Ecological and Integrative Physiology*, **329**: 394-400.
- Singhal R. K., Chauhan J., Jatav H. S., Rajput V. D., Singh G. S., Bose B. 2021. Artificial night light alters ecosystem services provided by biotic components. *Biologia Futura*, **72**: 169-185.
- Schroer S., Häffner E., Hölker F., 2019. Impact of artificial illumination on the development of a leafmining moth in urban trees. *International Journal of Sustainable Lighting*, **21**: 1-10.
- Stewart A.J., 2021. Impacts of artificial lighting at night on insect conservation. *Insect Conservation and Diversity*, **14**: 163-166.
- Svechikina A., Portnov B. A., Trop T., 2020. The impact of artificial light at night on human and ecosystem health: a systematic literature review. *Landscape Ecology*, **35**: 1725-1742.
- Van den Broeck M., De Cock R., Van Dongen S., Matthyssen E., 2021. White LED light intensity, but not colour temperature, interferes with mate-finding by glow-worm *Lampyris noctiluca* L. males. *Journal of Insect Conservation*, **25**: 339-347.
- van Langevelde F., Braamburg-Annegarn M., Huigens M.E. et al., 2018. Declines in moth populations stress the need for conserving dark nights. *Global change biology*, **24**: 925-932.
- van Grunsven R. H., van Deijk J. R., Donners M., Berendse F., Visser M. E., Veenendaal E., Spoelstra K., 2020. Experimental light at night has a negative long-term impact on macro-moth populations. *Current Biology*, **30**: R694-R695.
- Vaz S., Manes S., Gama-Maia D., Silveira et al., 2021. Light pollution is the fastest growing potential threat to firefly conservation in the Atlantic Forest hotspot. *Insect Conservation and Diversity*, **14**: 211-224.
- Verheijen, F. J., 1958. The mechanisms of the trapping effect of artificial light sources upon animals. Archives Néerlandaises de Zoologie **13**:1-107.
- Verovnik R., Fišer Ž., Zakšek V., 2015. How to reduce the impact of artificial lighting on moths: A case study on cultural heritage sites in Slovenia. *Journal for Nature Conservation*, **28**: 105-111.
- Wakefield A., Stone E. L., Jones G., Harris S., 2015. Light-emitting diode street lights reduce last-ditch evasive manoeuvres by moths to bat echolocation calls. *Royal Society open science*, **2**, doi: 150291.
- Wakefield A., Broyles M., Stone E. L., Jones G., Harris S., 2016. Experimentally comparing the attractiveness of domestic lights to insects: do LEDs attract fewer insects than conventional light types?. *Ecology and evolution*, **6**: 8028-8036.
- Willmott N.J., Henneken J., Selleck, C.J., Jones T.M., 2018. Artificial light at night alters life history in a nocturnal orb-web spider. *Peer J*, doi: 10.7717/peerj.5599.
- Willmott N.J., Henneken J., Elgar M.A., Jones T.M., 2019. Guiding lights: Foraging responses of juvenile nocturnal orb-web spiders to the presence of artificial light at night. *Ethology*, **125**: 289-297.
- Wilson J. F., Baker D., Cheney J., Cook M., et al., 2018. A role for artificial night-time lighting in long-term changes in populations of 100 widespread macro-moths in UK and Ireland: a citizen-science study. *Journal of Insect Conservation*, **22**: 189-196.
- Yuen S.W., Bonebrake T.C., 2017. Artificial night light alters nocturnal prey interception outcomes for morphologically variable spiders. *Peer J*, **5**: e4070.

Caratterizzazione morfologica e anatomica della ninfea bianca (*Nymphaea alba* L.) nel Lago Trasimeno (Umbria)

Rosalba Padula

Arpa Umbria, Via Pievaiola Str. San Sisto – 06132 Perugia

E-mail: r.padula@arpa.umbria.it

Pervenuto il 12.8.2021; accettato il 18.9.2021

RIASSUNTO

La ninfea bianca, *Nymphaea alba* L., è una specie erbacea completamente adattata alla vita acquatica. Fino ad alcuni decenni fa era molto diffusa nelle acque del lago Trasimeno, oggi è quasi del tutto scomparsa. Tra le cause della sua drastica diminuzione soprattutto nei “chiari” del lago (zone palustri circondate dal canneto) sono da segnalare il progressivo aumento di specie animali aliene, una gestione poco attenta alla salvaguardia dell’area umida, la modifica di alcuni parametri chimico-fisici, il cambiamento climatico. Citata in diversi documenti come specie comune in molte regioni italiane, in Umbria *N. alba* può considerarsi gravemente minacciata in quanto oramai visibile solo nel Giardino delle Piante Acquatiche di isola Polvese (ex Piscina Porcinai) e in alcune vasche di riproduzione, sempre alimentate dalle acque del lago, poste nell’Oasi La Valle di San Savino e nel Centro Ittiogenico di Sant’Arcangelo. Il preoccupante stato di conservazione della ninfea bianca ha indotto gli organi istituzionali regionali ad inserirla in normative che ne riconoscono gli obiettivi di tutela, vietandone ad esempio il commercio e la raccolta, e inserendola nelle misure di conservazione del Piano di Gestione del Sito Natura 2000. La presente ricerca si occupa della descrizione morfologica, anatomica e microscopica di *N. alba*, attraverso un’accurata documentazione fotografica. A tale scopo è stata utilizzata strumentazione tecnica ad elevate prestazioni.

PAROLE CHIAVE: specie minacciate / idrofite / microscopia / foto

Morphological and anatomical characterization of white water-lily (*Nymphaea alba* L.) in Lake Trasimeno (Umbria, Italy)

Nymphaea alba L., white water-lily, is an herbaceous species completely adapted to the aquatic life. Until a few decades ago it was widespread in the waters of the Lake Trasimeno, today it has almost completely disappeared. Among the different causes behind the drastic reduction especially in the “chiari” of the lake (marshy areas surrounded by reeds), it is important to, acknowledge the growingly relevant presence of alien animals, a management not very attentive to the protection of the wetland, the modification of some chemical and physical parameters, climate change. Cited by numerous documents (Fiori et al., 1908; Pignatti, 1982) as a common species in many Italian regions, the white water-lily in Umbria is to be considered highly threatened in that it is now only visible in the Gardens of Aquatic Plants an area in the Polvese Island (Piscina Porcinai), and in a few reproduction tanks. The latter are located in the Oasis La Valle of San Savino and in the Ichthyogenic Center of Sant’Arcangelo and are supplied by the water of the Lake. The worrying status of conservation of the white water-lily has prompted regional institutions to include it in regulations that establish specific protective goals. For instance, the collection and commercial use of the white water-lily is today forbidden, and the species has been included in the conservation measures of the management plan of the Natura 2000 site. The following research focuses on the morphologic, anatomic and microscopic description of the *Nymphaea alba* through a large photographic documentation. To achieve this scope, high-performing technical equipment has been deployed.

KEY WORDS: threatened species / hydrophytes / microscopy / photos

INTRODUZIONE

La presente ricerca riguarda lo studio delle caratteristiche morfologiche, anatomiche e microscopiche della *Nymphaea alba* L.^(*) (Fig. 1).

La ninfea bianca appartiene alla famiglia delle *Nymphaeaceae*. È specie palustre perenne che predilige acque ferme o a lento decorso e può sopportare abbassamenti temporanei del livello dell'acqua. Di *N. alba* esistono numerose varietà e sottospecie anche a fiori rosei, rossi e violacei, create da ibridatori a scopo ornamentale. Nel linguaggio dei fiori è simbolo di innocenza e purezza, ma in tempi lontani e soprattutto di carestia, i rizomi venivano utilizzati come alimento perché ricchi di amido, o cotti in infuso per le proprietà calmanti, sedative e antifrodisiache date dalla *ninfeina* contenuta nella pianta.

Originaria dell'emisfero boreale e dei paesi tropicali, attualmente è diffusa in molte aree dell'intera Europa. In Italia diversi autori l'hanno indicata ampiamente presente in laghi, paludi e canali artificiali (Fiori e Paoletti, 1908; Fiori, 1925; Pignatti, 1982) di quasi tutte le regioni italiane, con l'esclusione di Abruzzo, Molise, Calabria e Sicilia (Conti *et al.*, 2005). La ninfea bianca ha acquisito così

il rango di specie floristica di interesse fitogeografico.

In Umbria, in particolare nel lago Trasimeno, veniva segnalata già alla fine del 1800 (Batelli, 1886) e da numerosi autori del secolo scorso (Barsali, 1913; Moretti, 1961; Granetti, 1965 e 1968; Pedrotti e Orsomando, 1982; Liberman Cruz, 1988; Orsomando e Catorci, 1991) come pianta stabilmente distribuita su tutto lo specchio lacustre. Fino alla prima metà del '900, infatti, si estendeva in ampie fasce che andavano dalla costa lacustre verso il centro del lago e intorno alle tre isole. Formava estesi tappeti di foglie affioranti, soprattutto in corrispondenza dei "chiari", cioè di quelle porzioni di lago delimitate dal canneto e dalle tife, con scarsa vegetazione palustre e protette dal vento e dal moto ondosso (Fig. 2).

Granetti (1968) segnalava numerose piante di ninfea bianca a Tuoro in prossimità del pontile e a Sant'Arcangelo nei pressi del pontile vecchio, con estensioni di 100-200 m lungo la riva che, agevolate dalla modesta profondità dell'acqua, 1,30-2,50 m circa, e dal substrato sabbioso o limoso, si sviluppavano per centinaia di metri verso l'interno del lago. Le favorevoli condizioni ambientali consen-

tivano il lungo periodo di fioritura (tolleranza antesica) di ben 180 giorni, dalla fine di aprile alla prima metà di ottobre (Granetti l.c.). In quel periodo le medie delle temperature massime giornaliere registrate dalla stazione idro-pluviometrica di Sant'Arcangelo, gestita dall'Istituto di Ecologia Agraria dell'Università degli Studi di Perugia, erano comprese tra 23°C circa a fine aprile e inizio ottobre, e 28°C circa a inizio luglio (Granetti l.c.). Gli estesi tappeti di ninfee creavano luoghi ideali per la riproduzione e il riparo di uccelli e pesci che frequentavano le acque lacustri in tutte le stagioni dell'anno, oltre a fornire protezione e nutrimento ai pascolatori di macroinvertebrati (Kok e Van der Velde, 1994), come insetti, lumache e sanguisughe (Paillisson e Marion, 2001).

In Umbria, a causa della errata gestione delle aree umide e in

* Il binomio scientifico *Nymphaea alba* è stato istituito da Carl von Linné, biologo e scrittore svedese, nell'opera *Species Plantarum* Sp. Pl. 1:510 del 1753.

Il nome del genere "*Nymphaea*" deriva dal greco "*νυμφᾶς*" ovvero ninfa, una divinità minore della mitologia greca custode e animatrice di particolari ambienti naturali, raffigurata come una bellissima giovane in onore della bellezza del fiore. L'attributo "*alba*" della specie si riferisce, ovviamente, alla colorazione bianca dei petali.



Fig. 1. Fiori in ambiente naturale.



Fig. 2. *Nymphaea alba* nei "chiari" del Trasimeno. Centro Ittiogenico di S. Arcangelo.

particolare della cementificazione delle sponde lacustri e delle opere di bonifica che hanno prosciugato gli specchi d'acqua minori ed abbassato il livello di quelli più grandi, la ninfea bianca è considerata sempre più specie in grave pericolo di estinzione. Dalla seconda metà del 1900 gli studi condotti sul territorio regionale evidenziano, infatti, un crescente calo di segnalazioni da cui risulta che la ninfea bianca è una specie vulnerabile, ormai quasi del tutto scomparsa (Conti *et al.*, 1997; Venanzoni *et al.*, 2006).

Nel lago Trasimeno ulteriori cause della sua scomparsa sono da ricercarsi nella riduzione e degradazione del canneto, e sicuramente nella presenza della nutria (*Myocastor coypus*, Molina 1782) e del gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*, Girard, 1852). Le loro abitudini alimentari, vegetariana e detritivora, e la comune pratica di scavare tane e cunicoli che destabilizzano argini e fondo lacustre, hanno procurato significativi danni all'habitat ideale per la riproduzione della specie vegetale. Non è infine trascurabile negli ultimi decenni l'influenza della modifica dei parametri chimico-fisici delle acque del lago, fra cui una crescente salinità e un aumento della temperatura media, correlata in parte alla diminuzione costante del livello e in parte al cambiamento climatico. Attualmente in Umbria *Nymphaea alba* è presente con un'ampia popolazione nella Palude di Colfiorito (Foligno-PG).

INTERVENTI LEGISLATIVI

Per le motivazioni sopra esposte e per il suo elevato pregio naturalistico, *Nymphaea alba* viene attualmente tutelata tramite apposite direttive comunitarie e leggi regionali. La Comunità Europea (Dir. Habitat 92/43/CEE) la rico-

nosce come specie idrofita tipica di habitat lacustri, palustri e di acque stagnanti eutrofiche (Allegato I: H3150). La criticità dell'habitat è data dalla progressiva scomparsa di questi sistemi di acqua dolce che deriva dai possibili fenomeni di interrimento provocati dall'accumulo di sedimento sui fondali, o dalla modifica artificiale del regime idrico che, se particolarmente accentuati, possono provocare l'irreversibile alterazione dell'habitat e l'insediarsi di altre tipologie vegetazionali.

La Regione Umbria, grazie alle conoscenze tecnico-scientifiche del patrimonio floristico-vegetazionale del lago Trasimeno, ha messo in atto numerosi interventi per la salvaguardia e la tutela di *Nymphaea alba* (RU LR.40/78; RU LR.49/87). Il concetto di protezione è stato rafforzato poi con l'individuazione del Lago Trasimeno come Sito Natura 2000 IT5210018, con la redazione del relativo Piano di gestione (RU DGR.92/12) e con il conseguente riconoscimento di Zona Speciale di Conservazione (ZSC) della regione biogeografica mediterranea (DM Ambiente, 2014). Nell'Allegato "A" della LR.27/00 e della LR.1/15 si considera la ninfea bianca come specie floristica rara, vulnerabile, con alta probabilità di estinzione e di interesse fitogeografico regionale per la quale deve essere avviato un programma di protezione dell'habitat e divieto di distruzione e danneggiamento della specie. La situazione ormai allarmante, ha quindi indotto la Regione Umbria ad inserirla nella categoria IUCN CR-Critically Endangered, quale "*specie rara a livello regionale legata ad ambienti minacciati di distruzione, in acque stagnanti oligotrofe*" (RU Piani di Parco, 2015). Grazie a queste iniziative di recupero, oggi nel bacino del Trasimeno la specie sopravvive in tre

diversi siti: il Centro Ittiogenico di Sant'Arcangelo, il Giardino delle Piante Acquatiche di isola Polvese (ex Piscina Porcinai) e l'Oasi naturalistica "la Valle" di San Savino, tutti localizzati nel comune di Magione (PG).

MATERIALI E METODI

L'indagine è stata avviata nell'agosto del 2019 presso il Laboratorio di Microscopia del Centro "Cambiamento climatico e Biodiversità in ambienti lacustri e aree umide" di Arpa Umbria, e proseguita nel 2021 per gli approfondimenti morfologici. I campioni sono stati raccolti in quattro stazioni diverse, rappresentate dalle vasche di allevamento presenti nel Centro Ittiogenico di Sant'Arcangelo e nelle vasche delle Piante Acquatiche di isola Polvese, permettendo così di mettere a confronto esemplari in diverso stadio di crescita. L'analisi morfologica e microscopica ha messo in evidenza alcuni particolari di sicuro interesse che nel presente lavoro vengono illustrati con numerose immagini, tutte uniche e originali realizzate da Bruno Granetti, Andrea Mezzetti e Rosalba Padula[§].

A tal fine è stata utilizzata la seguente strumentazione: microscopio ottico Nikon ECLIPSE Ci-L e stereomicroscopio NIKON SMZ 745T, entrambi con telecamera DS-Fi3 e software di gestione immagini NIS-Elements D; microscopio invertito Olympus IX50 con telecamere Nikon DS-Fi2 e software Nikon NIS-Elements D4.4; microscopio elettronico a scansione SEM Jeol JCM-6000-plus da banco, con tavolino motorizzato XY e campioni metallizzati in oro con JEOL SMART Coater; fotocamera Nikon D50 con obiettivi standard e superzoom.

[§] Le immagini a piena pagina sono visualizzate nel file associato "Iconografia".

RISULTATI

Nymphaea alba è dotata di un rizoma lungo e carnoso munito di radici che si fissano sul fondo fangoso (Fig. 3 e 4).

Il rizoma non è ramificato ed ha una struttura ricca di tessuti parenchimatici e di canali aeriferi (Fig. 5 e 6).

Porzioni di rizoma posso-

no riprodurre l'intera pianta. Dal rizoma, e particolarmente dalla sua zona apicale, si sviluppano foglie e fiori portati alla superficie da piccioli e peduncoli lunghi da



Fig. 3. Rizoma di ninfea bianca con le radici e, indistinguibili tra loro, i piccioli fogliari e i peduncoli fiorali.



Fig. 4. Particolare di un giovane rizoma con le cicatrici dei piccioli e dei peduncoli.



Fig. 5. Sezione trasversale del rizoma con le inserzioni delle radici.

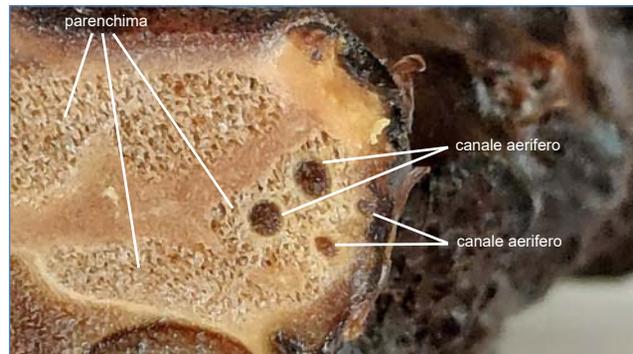


Fig. 6. Particolare dei tessuti parenchimatici e dei canali aeriferi del rizoma.



Fig. 7. Lunghi piccioli e peduncoli che si sviluppano dal rizoma sommerso e portano in superficie foglie e fiori.



Fig. 8. Particolare delle giovani foglie che si sviluppano dal rizoma.

1 a 4 metri secondo la profondità dell'acqua (Fig. 3, 7, 8) e percorsi anch'essi da ampi canali aeriferi.

Questi ultimi hanno diametro diversificato (Fig. 9, 10) e nella parete interna presentano numerosi

pelici o tricomi (Fig. 11), di differente dimensione e variamente ramificati (Fig. 12, 13 e 14).



Fig. 9. Sezione trasversale di un picciolo con gli ampi canali aeriferi.

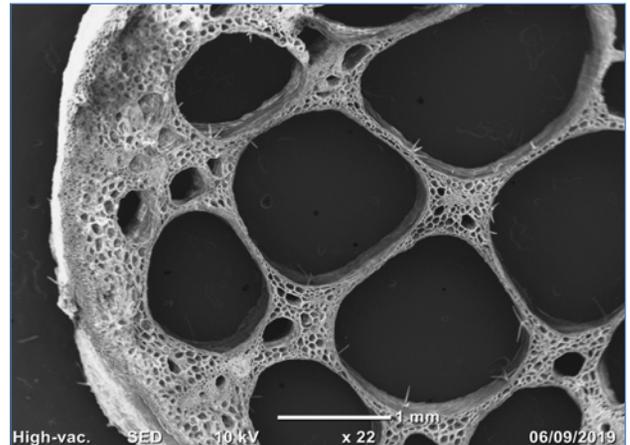


Fig. 10. Sezione trasversale di picciolo: canali aeriferi di diversa ampiezza, delimitati dal tessuto parenchimatrico. Immagine al microscopio elettronico a scansione (SEM).

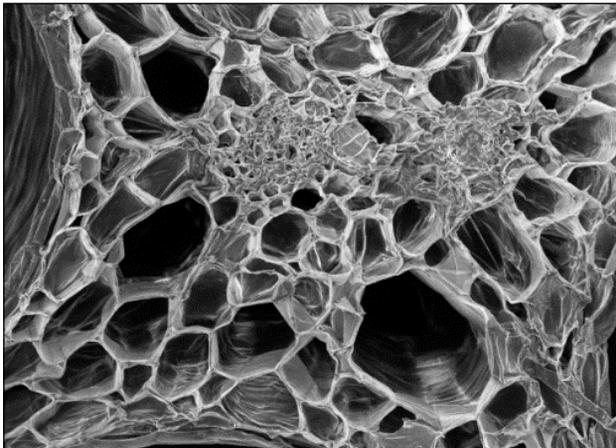


Fig. 11. Sezione trasversale di un picciolo con alcuni tricomi sulla parete interna dei canali aeriferi (SEM).

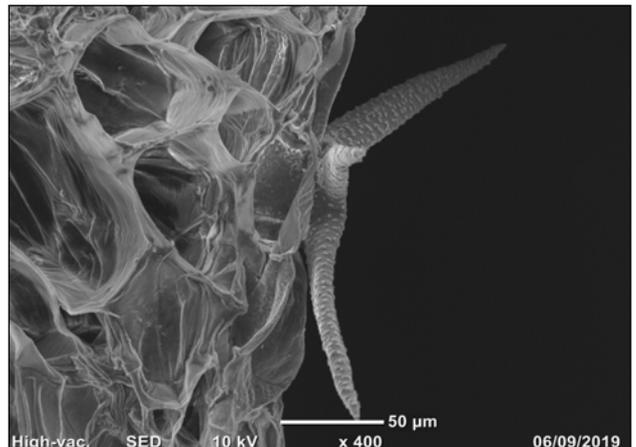


Fig. 12. Particolare di un tricoma ramificato, inserito sulla parete interna di un canale aerifero (SEM).

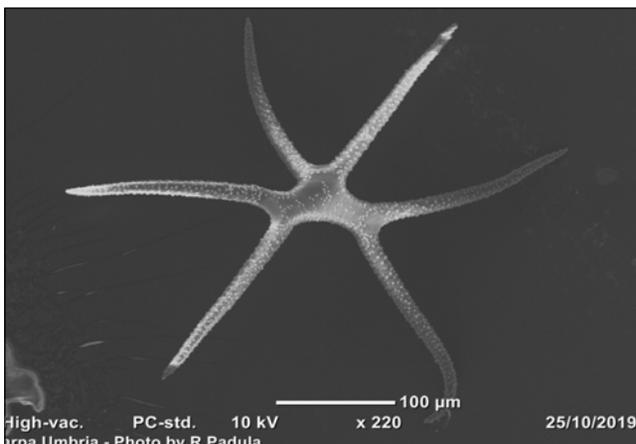


Fig. 13. Tricoma ramificato (SEM).

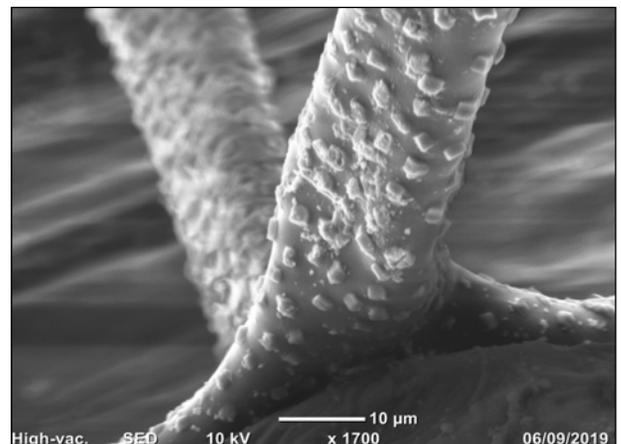


Fig. 14. Diffuse concrezioni sulle ramificazioni di un tricoma (SEM).



Fig. 15. Foglie orbicolari con margine liscio distese sulla superficie dell'acqua.



Fig. 16. Foglia, faccia inferiore: in evidenza il complesso sistema di nervature ramificate.



Fig. 17. Tappeto di foglie parzialmente emergenti, in ambiente naturale.



Fig. 18. Vari stadi di maturazione del fiore.

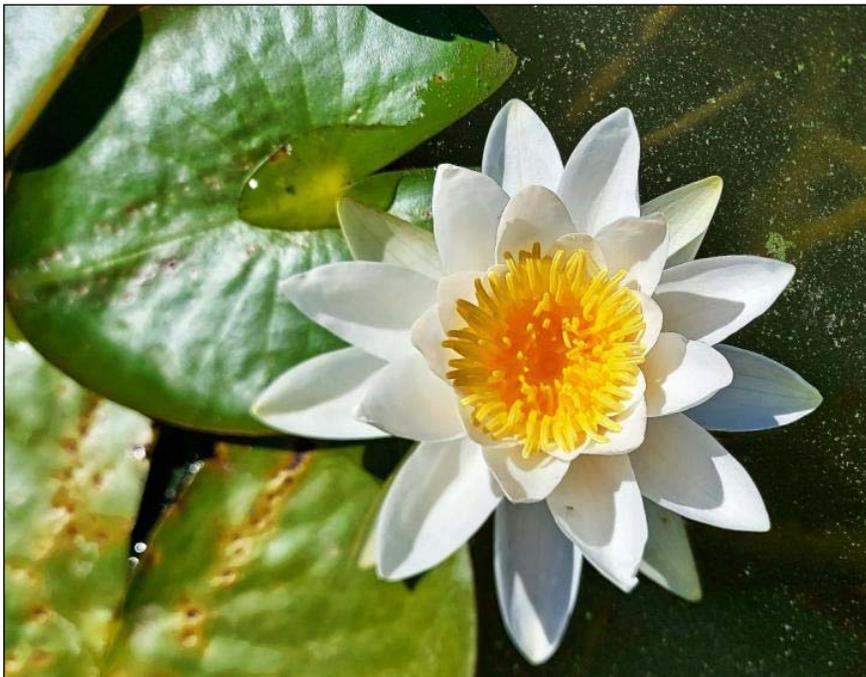


Fig. 19. Fiore di *Nymphaea alba* completamente aperto.

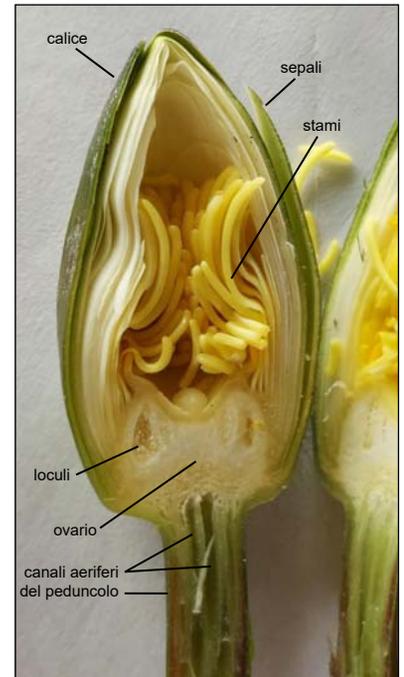


Fig. 20. Sezione longitudinale di un fiore: disposizione dei vari elementi florali.

Le foglie adulte, orbicolari o ellittiche, con margine liscio (Fig. 15), sono lunghe da 10 a 30 cm. Di consistenza leggermente coriacea, hanno lamina piana e sono del tipo dorsoventrale.

Le nervature reticolate sono molto marcate soprattutto nella

pagina inferiore (Fig. 16).

Generalmente sono distese sull'acqua e ricoprono vaste aree, ma a volte possono trovarsi anche in posizione semi-eretta e quindi parzialmente emergenti (Fig. 17).

In corrispondenza delle due facce della foglia le strutture ana-

tomiche sono differenti perché a contatto con due elementi distinti, l'acqua e l'aria. La faccia superiore è protetta da uno strato ceroso che fa scivolare via l'acqua e presenta numerosi stomi per lo scambio gassoso, a seguito della fotosintesi e della respirazione.

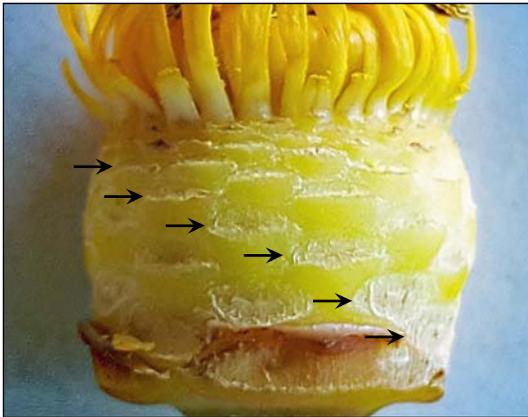


Fig. 21. Ricettacolo del fiore, a forma di "otre", con le cicatrici degli elementi del perianzio (sepali e petali) disposti secondo linee elicoidali.



Fig. 22. Sepali lanceolati, verdi.

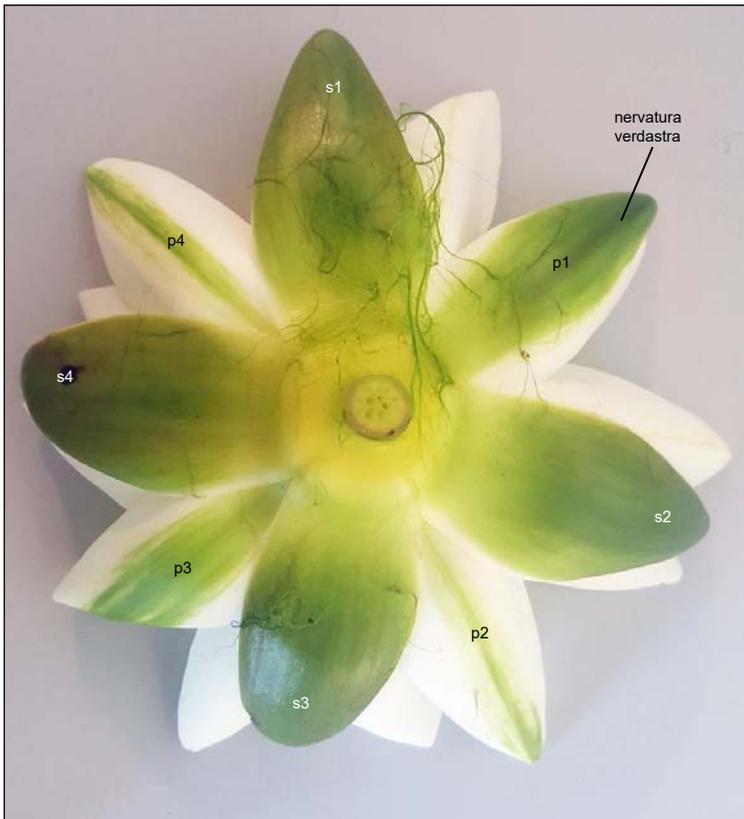


Fig. 23. Sepali (s1-s4) disposti a croce e i primi 4 petali (p1-p4) con nervatura dorsale verdastra.



Fig. 24. Petali con striscia verde, più o meno accentuata, sulla pagina esterna.

I fiori, nello stadio iniziale di sviluppo, hanno una forma ovoidale con i sepali che avvolgono completamente tutti gli altri elementi florali (Fig. 18, 20). Sono galleggianti e solitari (Fig. 19), diurni, larghi 10-12 cm, ermafroditi, autofertili e delicatamente profumati. Sono caratterizzati dalla presenza di un ricettacolo cavo a forma di "otre" che avvolge il pistillo.

Sulla faccia esterna del ricettacolo sono inseriti i sepali, i petali e gli stami (Fig. 21).

Il calice è formato da 4 sepali, lanceolati, verdi all'esterno e bian-

chi all'interno (Fig. 22), disposti a croce e inseriti sul ricettacolo pressoché sul medesimo piano (Fig. 23).

La corolla è costituita da 15-25 petali ovato-allungati per la maggior parte lunghi quanto o più dei sepali, disposti secondo linee elicoidali. I primi quattro petali più esterni sono bianchi con una colorazione verdognola più o meno estesa sul dorso (Fig. 24). Gli altri petali sono interamente di colore bianco (Fig. 25).

L'androceo, situato all'interno della corolla, è formato da nu-

merosi stami. Quelli esterni hanno il filamento appiattito, petaloideo, di colore giallo pallido con apice rastremato che porta, lateralmente, le sacche polliniche (Fig. 26).

Gli stami più interni, invece, hanno i filamenti sottili (Fig. 27) e le antere differenziate in modo sempre più netto, assumendo infine una forma pressoché cilindrica e incurvata (Fig. 28).

L'epidermide dell'antera al SEM appare come una struttura a "puzzle" (Fig. 29).

I granuli pollinici (Fig. 30) sono monadi di dimensioni me-



Fig. 25. Petali completamente bianchi.



Fig. 26. Stami "petaloidei" con apice rastremato e sacche polliniche.



Fig. 27. Procedendo verso il centro del fiore si passa gradualmente dai petali agli stami, inizialmente petaloidei, poi con filamento sottile e, infine, con antera cilindrica e incurvata.



Fig. 28. Stami più interni con filamento sottile e antera cilindrica e incurvata.

dio-piccole. Le nostre osservazioni riportano misure comprese tra 25-35 μm di lunghezza e 20-30 μm di larghezza. Appaiono di forma leggermente ovata o oblata in funzione dello stato di idratazione.

Sono eteropolari e monosolcati. Al polo distale è presente una sola apertura, mentre al polo prossimale l'esina presenta ornamentazioni sporgenti (Fig. 31), alcune a forma di verruche e altre più

allungate, pressoché cilindriche (papula). La riproduzione sessuale inizia con l'impollinazione che è entomofila, cioè effettuata dagli insetti, prevalentemente mosche.

All'interno dell'androceo (Fig. 32) è presente lo stimma piatto e a forma di disco, con circa 10-25 raggi che terminano con formazioni carnose, ricurve verso l'interno, di colore giallo-arancione (Fig. 33).

Al centro del disco stimmati-

co è presente una papilla globosa semi-traslucida (Fig. 34). L'ovario ha una struttura pluriloculare con un numero di loculi pari a quello dei raggi stimmatici (Fig. 35).

All'interno dei loculi si formano numerosi ovuli di forma ellissoidale-oblunga, di colore rosa pallido (Fig. 36).

Il frutto è una sorta di bacca che matura sott'acqua, contenente i semi immersi in una mucillagine.

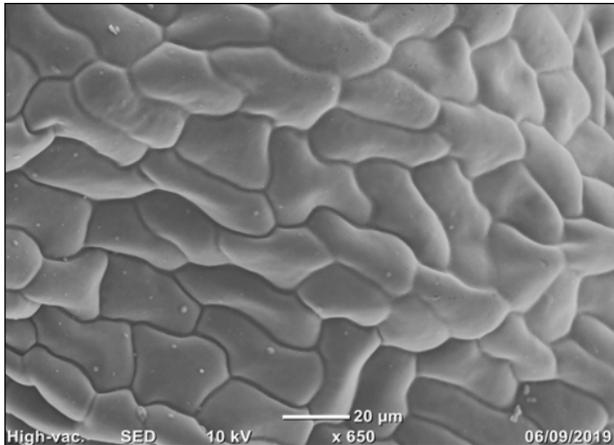


Fig. 29. Epidermide dell'antera (SEM).

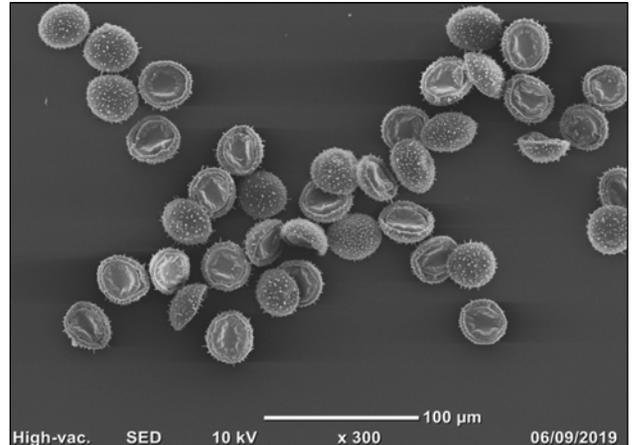


Fig. 30. Granuli pollinici eteropolari (SEM).

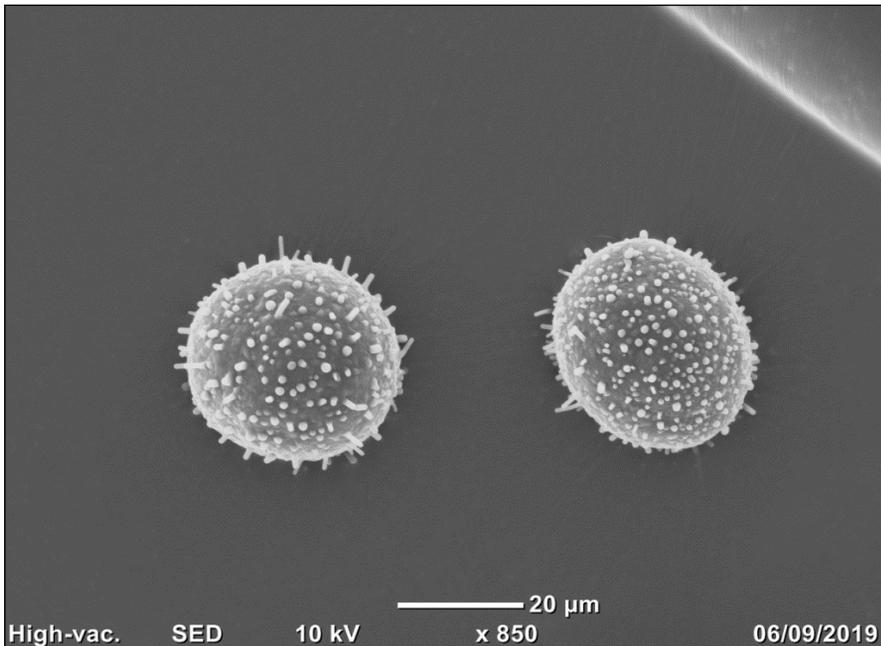


Fig. 31. Ornamentazioni del granulo pollinico con verruche e papule dell'esina (SEM).

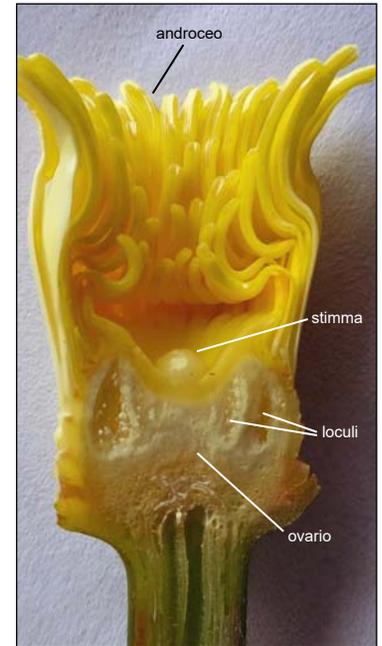


Fig. 32. Sezione longitudinale della parte centrale del fiore per evidenziare la posizione dell'ovario.

Le cellule della foglia, del fusto e del picciolo contengono le antocianine, pigmenti idrosolubili che ne determinano il colore rosso-violetto a seconda della reazione acida o neutra del succo vacuolare in cui sono disciolte e dalla formazione di sali con metalli pesanti presenti nei tessuti. Le antocianine svolgono un ruolo importante soprattutto nella pian-

ta giovane, proteggendola dai raggi ultravioletti quando la formazione di clorofilla e di cere non è ancora iniziata. La produzione e la quantità di questi pigmenti dipendono anche da altre condizioni esterne quali la natura del terreno, la temperatura e la luce.

Nei tessuti e negli organi della ninfea bianca sono contenuti anche cristalli di ossalato di calcio,

comunemente presenti in molte piante ornamentali. Le varie forme cristalline possono dipendere dal pH di cristallizzazione e dal numero di molecole d'acqua presenti. Le funzioni biologiche di questi cristalli non sono completamente conosciute. Alcuni ricercatori suggeriscono sia quello di creare un ostacolo alla masticazione da parte degli erbivori e modificare la tolle-



Fig. 33. Regione stigmatica con numerosi raggi e papilla subsferica, traslucida.



Fig. 34. Particolare della papilla globosa al centro dello stigma.

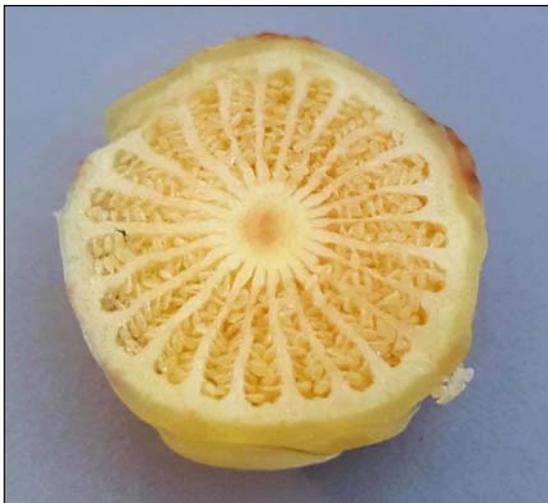


Fig. 35. Sezione trasversale dell'ovario, con le numerose logge contenenti gli ovuli disposti in maniera ordinata e appressata.



Fig. 36. Ovuli rosei pressoché ellissoidali all'interno di un loculo.

ranza ai metalli pesanti (Nakata, 2012); altri sostengono che possano funzionare come piccoli specchi riflettenti ed avere un ruolo importante per diffondere la luce nei tessuti clorofilliani (Horner *et al.*, 1995); altri ancora ipotizzano che la funzione dell'ossalato di calcio serva a mantenere il giusto equilibrio ionico (Franceschi e Horner, 1980).

DISCUSSIONE

La ricerca presentata in questo articolo ha permesso di descrivere in dettaglio la morfologia di *Nymphaea alba*, specie floristica di rilevante interesse fitogeografico che in Umbria ha subito negli ultimi decenni un rapido declino. Gli interventi legislativi messi in atto per la sua tutela e salvaguardia possono diventare però più incisivi se c'è il contributo anche dei cittadini. Per fare ciò bisogna, tuttavia, prendere consapevolezza della bellezza e allo stesso tempo della fragilità di questa pianta acquatica, e diventare consapevoli che la conoscenza permette la cura dell'habitat e della specie. Illustrare in dettaglio le diverse parti della ninfea bianca e le sue caratteristiche strutturali intende, dunque, sollevare nel lettore curiosità e interesse, e spingerlo a comprendere quanto sia importante adoperarsi

per la sua tutela. In questo lavoro, certo non del tutto esaustivo nelle illustrazioni della foglia e del frutto per i quali esiste margine di miglioramento, si riportano sicuramente interessanti elementi che colmano il vuoto informativo spesso causa di confusione tra le varietà di ninfea bianca. Attualmente, infatti, non è facile reperire una tale complessità di nozioni su un solo lavoro scientifico, creando incertezze nel riconoscimento delle diverse entità tassonomiche appartenenti al genere *Nymphaea*. In questa ricerca è stata privilegiata un'ampia illustrazione fotografica macro- e microscopica, perché ritenuta la più idonea a raggiungere una vasta platea di soggetti che così potrebbero meglio comprendere le finalità del progetto di protezione della ninfea bianca del Trasimeno, tanto cara agli umbri.

CONCLUSIONI

L'importanza del lago Trasimeno per la regione Umbria soprattutto dell'area nord-occidentale, è storicamente sottolineata dalla definizione di "lago di Perugia" che lo promuove come grande risorsa naturale che va rigorosamente tutelata e salvaguardata (RU LR.9/1995 - Istituzione del Parco Naturale Regionale). Parte integrante della bellezza di que-

sto specchio lacustre è *Nymphaea alba*, idrofita un tempo molto diffusa ed oggi sempre più rara e a rischio di estinzione. E' di fondamentale importanza quindi imparare ad apprezzarla come specie peculiare, e conoscere le motivazioni della sua lenta scomparsa.

Il presente articolo ha come obiettivo fondamentale migliorare la conoscenza di *Nymphaea alba* anche attraverso moderne tecniche di ricerca in laboratorio, al fine di acquisire una maggiore consapevolezza del ruolo ecologico della specie per meglio provvedere alla sua protezione.

RINGRAZIAMENTI

Il presente studio è stato possibile grazie al valido supporto di Luca Nicoletti, tecnico di Arpa Umbria e Andrea Mezzetti, tecnico del Centro Ittiogenico di Sant'Arcangelo, che hanno collaborato attivamente al campionamento del materiale di studio e alla ricostruzione storica e scientifica sulla conservazione dell'antica popolazione di *Nymphaea alba* del Trasimeno. Un ringraziamento va anche alla professoressa Emma Bricchi per i suoi preziosi suggerimenti per la caratterizzazione dei granuli pollinici. Ringrazio, infine, il professore Bruno Granetti per il suo significativo contributo alla redazione di questo articolo.

BIBLIOGRAFIA E SITOGRAFIA

- Barsali E., 1913. Sulla macroflora del lago Trasimeno o di Perugia. *Boll. Società Botanica Italiana*, **7-8**: 159-165.
- Batelli A., 1886. Prima contribuzione alla flora umbra. *Annali dell'Università libera di Perugia* Anno I 1885-1886 Vol. **I**: 3-56.
- Conti F., Abbate G., Alessandrini A., Blasi C., 2005. *An annotated Checklist of the Italian Vascular Flora*. Palombi Editori, Roma, 420 pp.
- Conti F., Manzi A., Pedrotti F., 1997. *Liste Rosse Regionali delle Piante d'Italia*. WWF Italia. Società Botanica Italiana. Università di Camerino, 139 pp.
- Decreto Ministero dell'Ambiente e Tutela del Territorio e del Mare del 7 agosto 2014. Designazione di 31 ZSC della regione biogeografica continentale e di 64 ZSC della regione biogeografica mediterranea insistenti nel territorio della Regione Umbria, ai sensi dell'art.3, comma 2, del DPR 8 settembre 1997, n. 357. *G.U. Serie Generale*, n. 194/2014.
- Direttiva Habitat 92/43/CEE. *Conservazione degli habitat naturali e seminaturali e della flora e della fauna selvatiche*.
- Fiori A., 1925. *Nuova Flora analitica*

- d'Italia, descrizione delle piante vascolari indigene, inselvatichite e largamente coltivate in Italia*. Tip. M. Ricci, Firenze, Vol. I.
- Fiori A., Paoletti G., 1908. *Flora analitica d'Italia, descrizione delle piante vascolari indigene, inselvatichite e largamente coltivate in Italia disposte in quadri analitici*. Accademia dei Lincei, Padova, Vol. I.
- Franceschi V.R., Horner H.T. Jr., 1980. Calcium Oxalate Crystals in Plants. *Botanical Review*, **46** (4): 361-427.
- Granetti B., 1965. La flora e la vegetazione del Lago Trasimeno. Parte 2: La vegetazione idrofita sommersa e natante. *Rivista di Idrobiol.*, **4** (3): 155-183.
- Granetti B., 1968. Rilevamenti fenofitici su alcune idrofite del Lago Trasimeno. *Rivista di Idrobiol.*, Vol. VII Fasc. 3.
- Horner H., Wagner B.L., 1995. *Calcium oxalate formation in higher plants*. Calcium Oxalate in Biological Systems. 53-72.
- Kok C.J., Van der Velde G., 1994. Decomposition and macroinvertebrate colonization of aquatic and terrestrial leaf material in alkaline and acid still water. *Freshwat. Biol.*, **31**: 65-75.
- Liberman Cruz M., 1988. Las asociaciones de la clase *Lemnetea minoris* del Lago Trasimeno. Italia central. Situacion en septiembre de 1986. *Riv. Idrobiol.*, **25** (1-3) (1986): 49-61.
- Moretti G.P., 1961. Il declino biologico del lago Trasimeno. *Verh. Int. Ver. Limn.*, **14**: 657-660.
- Nakata P.A., 2012. Plant calcium oxalate crystal formation, function, and its impact on human health. *Frontiers in Biology*, **7**: 254-266.
- Orsomando E., Catorci A., 1991. *Carta della vegetazione del comprensorio Trasimeno*. Ed. Graf. L'Etruria.
- Paillisson J.M., Marion L., 2001. Interaction between coot (*Fulica atra*) and waterlily (*Nymphaea alba*) in a lake: the indirect impact of foraging. *Aquat. Bot.*, **71**: 209-216.
- Pedrotti F., Orsomando E., 1982. *Flore et végétation du lac Trasimène. Guide-Itinéraire, Excursion Internationale de Phytosociologie en Italie centrale*. Camerino 2-11 juillet 1982: 469-478.
- Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Edagricole. Voll.1-3.
- Regione Umbria, 10 ottobre 2015. *Piani dei Parchi Regionali dell'Umbria Area Naturale Protetta "Parco del lago Trasimeno"*. PSR UMBRIA 2007-2013 Mis. 323.
- Regione Umbria LR. 1 del 21 gennaio 2015 (e s.m.i.). *Testo unico Governo del territorio e materie correlate*. Regione Umbria DGR. 92 del 06/02/2012. *Rete Natura 2000. Approvazione del Piano di Gestione del Sito di Importanza Comunitaria (SIC) IT 5210018 "Lago Trasimeno"*.
- Regione Umbria LR. 27 del 24 marzo 2000 (e s.m.i.). *Piano Urbanistico Territoriale*.
- Regione Umbria LR. 9 del 03 marzo 1995. *Tutela dell'ambiente e nuove norme in materia di Aree naturali protette in adeguamento alla legge 6 dicembre 1991, n. 394 e alla legge 8 giugno 1990, n. 142*. Bollettino ufficiale della Regione Umbria n.13.
- Regione Umbria LR. 49 del 18 novembre 1987 (e s.m.i.). *Nuove norme per la salvaguardia dell'ambiente naturale e per la protezione degli alberi e della flora spontanea*.
- Regione Umbria LR. 40 del 11 agosto 1978 (e s.m.i.). *Norme per la salvaguardia dell'ambiente naturale e per la protezione degli alberi e della flora spontanea*.
- Venanzoni R., Gigante D., Montagnoli L., Frattegiani M., 2006 (e s.m.i.). *Habitat e specie della direttiva 92/43/CEE ed altri aspetti di rilevanza naturalistica al lago Trasimeno*. Progetto LIFE NATURA LIFE02NAT/IT/8556.
- www.actaplantarum.org
www.specieinvasive.it

Un'ape allevata, moltissime api selvatiche

Parlando di api il nostro pensiero si rivolge immediatamente all'ape domestica, probabilmente l'insetto più studiato al mondo grazie alla complessa vita sociale dell'alveare.

Ma nel mondo sono state descritte circa 20.000 specie di api selvatiche, presenti in ogni continente e in ogni habitat là dove le piante fioriscono.

Nonostante sia fortemente frammentato e si presenti allo stato naturale solo in piccola parte, il territorio europeo ospita ad esempio circa 1.900 specie di api selvatiche, di cui circa 400 endemiche; molti di tali endemismi sono presenti in limitati habitat montani (Alpi e Sierra Nevada), nelle isole mediterranee (Baleari, Corsica, Creta, Cipro, Sicilia) e nei territori a clima mediterraneo di Spagna, Italia e Grecia ([European Red List of Bees, 2014](#)).

La fauna apidica italiana è fra le più ricche al mondo in rapporto alla superficie del paese grazie al clima mediterraneo prevalente, al gradiente altitudinale della penisola e alla complessità geologica e orografica; pur con tutti i limiti legati alla data di compilazione dell'ultimo elenco ufficiale (1995), risulta che l'Italia annoveri 944 specie appartenenti a sei delle sette famiglie conosciute a livello mondiale ([Lista rossa IUCN delle api italiane minacciate, 2018](#)).

La tassonomia delle api selvatiche italiane –dette anche *apoidei* dal nome della superfamiglia a cui appartengono– oltre a distinguere 6 famiglie, riconosce circa 58 generi, alcuni dei quali comprendono moltissime specie mentre altri ne

presentano solo una o poche.

Per certi versi, risulta molto più interessante una classificazione basata su altre caratteristiche quali la socialità, la nidificazione, le preferenze florali e l'impollinazione.

Api e fiori

Innanzitutto occorre ricordare che la totale dipendenza delle api dai fiori rende questi insetti degli agenti impollinatori fondamentali: l'apporto delle api nell'impollinazione della flora spontanea è prevalente nei climi tropicali e mediterranei, mentre il vento assume maggior importanza nei climi temperati e freddi.

Sia allo stadio adulto sia a quello larvale, le api si nutrono quasi esclusivamente di nettare e di polline: un lungo processo di coevoluzione ha generato in questi insetti sia strutture anatomiche sia comportamenti finalizzati ad ottimizzare la raccolta di nettare e polline nelle piante a fiore e, nel contempo, ha portato le piante a modificare la struttura dei fiori e la disponibilità dei due alimenti per favorire l'azione pronuba delle api ([Manino e Porporato, 2013](#)).

Tutte le api raccolgono nettare e polline dai fiori, esprimendo preferenze che dipendono sostanzialmente da alcune caratteristiche morfologiche dell'insetto –in particolare dalla lunghezza della glossa– ma anche dalla forma dei fiori, che selezionano i visitatori sulla base della taglia o della solidità dei petali.

In funzione del rapporto reciproco, impollinatori e piante si distinguono in due categorie

principali: i generalisti –cioè gli impollinatori che visitano molte tipologie florali e i fiori che ricevono visite da molti insetti– e gli specialisti, gli insetti che visitano poche tipologie florali e i fiori che attirano solo alcuni impollinatori.

È del tutto evidente che entrambe le strategie presentano vantaggi e svantaggi, che oggi vanno valutati alla luce dei profondi cambiamenti derivati dall'uso del territorio.

Negli ecosistemi più o meno naturali la predilezione dell'insetto per una certa pianta è indice di avanzamento coevolutivo, ma nel contempo rappresenta il limite per la sopravvivenza dell'animale: se la specie vegetale manca, l'insetto non può vivere in quell'ecosistema, mentre la pianta può non aver bisogno dell'insetto specifico perché viene visitata da altri apoidei. L'insetto generalista, invece, mostra una maggiore adattabilità alle diverse fitocenosi e pertanto rischia di non poter sopravvivere solo se nell'ecosistema scompare tutta la fitocenosi presente, come nel caso di un incendio ([Fiori e api in Europa](#)).

Agroecosistema: una realtà diversa

In Europa l'impollinazione delle colture agrarie viene affidata prevalentemente all'ape da miele, generalista presente con molte colonie, fedele al bottinamento, e allevabile e trasportabile all'interno di arnie artificiali.

Nonostante la grande versatilità dell'ape domestica, si ritiene che le colture traggano maggior beneficio da una diversità di api in quanto diversi impollinatori pos-

sono essere caratterizzati da differenti periodi di volo durante la fioritura della pianta, da differenti momenti di visita nel corso della giornata e da diverse modalità di visita al fiore, garantendo nel complesso un trasferimento del polline molto più efficace. Anche le specie di api non direttamente coinvolte nell'impollinazione delle colture agrarie esercitano un'azione positiva indiretta in quanto impollinano le piante selvatiche che fungono da nutrimento per le specie impollinatrici quando la coltura non è più in fiore (Bortolotti, 2019).

La socialità

Mentre l'ape da miele è un insetto con una vita sociale complessa ed evoluta, le api selvatiche presentano diversi gradi di organizzazione sociale. La maggior parte degli apoidei è solitaria: ogni femmina depone le uova e rifornisce le proprie larve di polline e nettare in maniera autonoma. Alcune di queste specie solitarie sono "gregarie" (le femmine nidificano le une vicine alle altre) e altre sono "comunitarie" (condividono lo stesso nido, senza cooperare fra individui).

Altre specie presentano forme di presocialità: dalla semplice cooperazione fra femmine fertili

nella costruzione e nel rifornimento del nido fino a una socialità più spinta in cui una sola femmina depone le uova mentre le altre si occupano della raccolta di cibo e della difesa del nido.

In altre specie gli individui della seconda generazione, sia maschi che femmine, cooperano con la madre nella costruzione, difesa e rifornimento del nido; gli adulti trascorrono il periodo invernale in gruppo e la primavera successiva si accoppiano e originano una nuova generazione.

Solo per i generi *Apis* e *Bombus* si parla di socialità vera e propria, caratterizzata dalla presenza di una sola femmina fertile e una casta sterile, dall'allevamento cooperativo della prole e dalla sovrapposizione temporale di generazioni; la socialità nel genere *Bombus* (Fig. 1) viene però definita primitiva perché la società è più piccola e meno organizzata (Bortolotti, 2019).

Fra gli apoidei sono frequenti anche forme di parassitismo che vanno dal semplice saccheggio del nido –in cui una femmina si appropria del cibo accumulato da un'altra femmina, di solito appartenente a una specie diversa– al vero parassitismo sociale, in cui la femmina intrusa diventa parte della società ospite (Fiori e api in Europa).

La nidificazione

Dal punto di vista della nidificazione le api selvatiche si distinguono in *minatrici*, *costruttrici* e *carpentiere*.

Le api minatrici scavano gallerie nel terreno utilizzando le mandibole per frantumare il terreno e le zampe anteriori per ributtare indietro la terra, che forma dei piccoli cumuli all'entrata del tunnel (esempio: il genere *Andrena*, Fig. 2). I tunnel –e quindi i nidi– hanno forme tipiche a seconda della specie: con camere isolate, con camere a gruppi, con una sola camera o con una decina di camere per galleria, che può arrivare alla profondità di 60 cm.

Le api costruttrici invece nidificano generalmente in cavità già esistenti, che modellano e tappezzano con materiali di differente natura: dal fango alle resine vegetali, dalle foglie allo sterco.

Anche in questo caso la struttura del nido è tipica della specie: le costruttrici possono nidificare nei buchi tubulari scavati da altri insetti nel legno, nei gambi degli arbusti, nelle cavità irregolari, nei nidi abbandonati dalle vespe, nei gusci delle chiocciole o nei nidi delle termiti; ogni femmina può costruire più nidi.

Come nel caso delle api mina-



Fig. 1. Esemplare del genere *Bombus*. (da pixabay.com)



Fig. 2. Esemplare del genere *Andrena*. (da pixabay.com)

trici, anche le api costruttrici depongono un solo uovo per camera depositandolo sulla riserva di nettare e polline che nutrirà la larva per il tempo necessario: la durata della maturazione delle larve varia infatti da specie a specie.

Le api carpentiere, infine, scavano esse stesse le gallerie nel legno e sono pertanto dotate di mandibole molto robuste. Spesso depongono solo poche uova molto grandi: ciò costituisce un enorme investimento in energia ed è probabilmente per questo motivo che le api carpentiere sorvegliano il nido fino a quando i figli non si sono sviluppati completamente (Apicoltura.ch).

Sempre più problemi per gli apoidei

Come noto, la maggior parte della flora erbacea, arbustiva e arborea viene impollinata dagli insetti e circa l'80% del lavoro viene fatto dalle api domestiche (più efficaci) e selvatiche (più efficienti) ed entrambe contribuiscono al mantenimento degli ecosistemi naturali.

Ma le api si stanno confrontando con numerosi problemi.

Per l'ape da miele uno dei fenomeni più noti è la "Sindrome da spopolamento degli alveari" (SSA), termine con il quale si indica l'abbandono dell'alveare da parte delle api operaie mentre la regina e poche nutrici restano nel nido, con abbondanti scorte di cibo a disposizione. Rispetto ad altri casi di moria, ciò che caratterizza questa sindrome è proprio l'abbandono dell'alveare in cui è presente una covata ancora da allevare e nutrire.

I primi casi di SSA risalgono al 2006/2007 e furono registrati in USA, Canada, Portogallo, Italia, Spagna, Grecia, Germania, Polonia, Francia e Svizzera; il fenomeno si è ridotto notevolmente nel corso

degli ultimi anni sebbene non sia ancora del tutto scomparso.

Fra le cause scatenanti individuate vengono annoverate: la contaminazione chimica della cera e del nutrimento delle api, l'avvelenamento da pesticidi, la possibile mancanza di diversità genetica nelle colonie, le infezioni da patogeni o parassiti, l'indebolimento del sistema immunitario (3bee.it).

Per le api selvatiche si registra invece una costante diminuzione numerica, principalmente dovuta alla difficoltà di trovare siti per nidificare: i giardini moderni vengono infatti tenuti troppo in ordine, il legno morto viene eliminato, le zone ruderali soleggiate sono sempre più rare.

Viceversa, ripristinare condizioni più naturali –favorevoli agli impollinatori– porterebbe vantaggio anche alla biodiversità complessiva.

Per tutte le api si pone inoltre un grave problema: la carenza di nutrimento.

Per uno sviluppo ottimale delle loro larve, tutte le api hanno bisogno di carboidrati (che trovano nel nettare) e di proteine (che trovano nel polline). Mentre in primavera il cibo è più che sufficiente in quanto ci sono fioriture abbondanti sia nei boschi che nei campi e nei giardini, in estate manca un'offerta florale sufficientemente ampia in quanto molti fiori selvatici vengono tagliati e i campi sfioriscono: le api si indeboliscono e si riproducono con difficoltà (Apicoltura.ch).

Proposte e progetti

Nel 2018 la Commissione Europea ha espresso tutta la sua preoccupazione rispetto al problema del declino degli impollinatori selvatici europei con la Comunicazione della Commissione al Parlamento Europeo, al Consiglio,

al Comitato Economico e Sociale Europeo e al Comitato delle Regioni (COM/2018/395) dal titolo *L'iniziativa dell'UE a favore degli impollinatori*.

Nel documento la Commissione sottolinea come gli impollinatori siano parte integrante di ogni ecosistema sano e come la loro assenza possa portare al declino di molte specie vegetali e degli organismi che da loro dipendono, con gravi conseguenze ecologiche, sociali ed economiche.

Il documento individua tre priorità: migliorare le conoscenze sul declino degli impollinatori, affrontare le cause del declino, sensibilizzare la società e promuovere la collaborazione.

Le politiche di protezione degli impollinatori dovrebbero farsi carico di proteggere non solo le specie ma anche gli habitat di particolare valore per questi insetti e sfruttare le opportunità offerte dai programmi agroambientali della PAC (Politica Agricola Comune). Fra tali opportunità vanno quantomeno citate le scelte mirate al sostegno di ecosistemi agricoli a maggior biodiversità, al sostegno dei pascoli, al sostegno di nuovi usi del suolo (ad esempio, con successioni colturali più diversificate per favorire la scalarità delle fioriture), alla riduzione sostenibile dell'uso di pesticidi. Ma non va dimenticata anche la necessità di promuovere presso gli agricoltori l'adozione di misure favorevoli alle api (European Red List of Bees, 2014).

Nello scorso decennio è stato sviluppato un interessante progetto di carattere scientifico: **STEP** (Status and Trends in European Pollinators, 2010-2015). Il progetto –che si è avvalso della partecipazione di istituti di ricerca facenti capo a sedici differenti Paesi– ha accresciuto le conoscenze sulle popolazioni di impollinatori e ha

suggerito misure concrete per la protezione delle specie; ha studiato le cause del declino di api selvatiche e domestiche (come perdita di habitat, cambiamenti climatici, malattie, specie invasive, pesticidi) ed ha segnalato che entro la fine del secolo molte specie perderanno la maggior parte delle zone per loro adatte dal punto di vista climatico a causa del riscaldamento globale.

Il progetto ha prodotto moltissime pubblicazioni scientifiche, 165 delle quali scaricabili; in lingua italiana ha pubblicato anche una [brochure divulgativa](#) per sensibilizzare il grande pubblico.

Nel 2020 l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) ha pubblicato il [Quaderno n. 20](#) intitolato *Il declino delle api e degli impollinatori. Le risposte alle domande più frequenti*. Il testo evidenzia l'importanza del ruolo delle api come impollinatori e la minaccia d'estinzione a cui sono sottoposte a causa di fattori quali la degradazione e frammentazione degli habitat, cambiamenti climatici, diffusione di specie aliene invasive e inquinamento da pesticidi. Vengono inoltre presentati alcuni concetti, dati e informazioni sulle politiche e sulle misure (soprattutto nel settore agro-ambientale) messe in atto per contrastare il problema.

Molto più numerosi sono i progetti tesi a salvaguardare le api da miele. A titolo di esempio si possono citare:

– [COLOSS](#) (Prevention of honey bee Colony LOSSes), un'associazione internazionale non profit fondata nel 2013 che riunisce ricercatori, veterinari e agronomi di tutti i continenti. La finalità principale dell'associazione è quella di migliorare il benessere delle api a livello globale, cercando di comprendere quali sono i fattori che minac-

ciano le popolazioni di api. Ha quindi lanciato un programma di monitoraggio annuale delle popolazioni di api da miele, realizzato attraverso un questionario compilato dagli apicoltori, il cui scopo è quello di confrontare la perdita di colonie nelle diverse aree geografiche e di usare dati di livello internazionale per comprendere meglio i numerosi fattori di rischio.

– [BeeNet](#), progetto nazionale di monitoraggio degli alveari e dell'ambiente iniziato nel 2011 a proseguimento e ampliamento del Progetto ApeNet, conclusosi nel 2010. È promosso dal Ministero delle politiche agricole, alimentari e forestali (Mipaaf) e si avvale della collaborazione di Enti di ricerca e Università. Monitorare la salute delle api e i fenomeni di mortalità o lo spopolamento degli alveari, valutare la salubrità ambientale attraverso i prodotti dell'alveare, creare un pronto intervento apistico e mettere in rete i soggetti interessati sono i principali obiettivi del progetto. La rete di monitoraggio nazionale è composta da 3000 alveari circa.

– [STOP VELUTINA](#), nome di una rete di Enti di ricerca e di apicoltori originata da un precedente progetto ministeriale Mipaaf avente per scopo la messa a punto di strategie di contenimento dell'esotica *Vespa velutina* (calabrone asiatico). Dal 2016 la rete continua a lavorare come gruppo non finanziato e ha attivato una rete di monitoraggio italiana per controllare la presenza del calabrone asiatico comprendente decine di alveari sentinella, una rete di collaborazione di cittadini per la segnalazione dei nidi di *Vespa velutina* e studi specifici sulla biologia dell'insetto.

– [STOPVESPA](#), progetto LIFE

gestito dal 2015 al 2019 dal Dipartimento di Scienze Agrarie, Forestali e Alimentari dell'Università di Torino per contenere l'espansione della *Vespa velutina*. Il progetto è stato premiato, nell'ambito del concorso "European Bee Award 2020", come il miglior progetto in grado di sviluppare soluzioni tecnologiche innovative per la tutela delle api e degli impollinatori, tracciandone il volo e individuando la posizione dei nidi.

ARPA Molise, in collaborazione con l'Università del Molise, è la prima Agenzia Ambientale in Italia ad aver sviluppato nel 2017 un sistema di biomonitoraggio attraverso l'impiego dell'ape da miele (*Apis mellifera* L.). Il progetto è finalizzato all'analisi della contaminazione ambientale e delle produzioni agricole nell'area del nucleo industriale "Termoli-Guglionesi".

La giornata mondiale delle api

Per sensibilizzare l'opinione pubblica sulla necessità di proteggere le api, nel 2017 le Nazioni Unite hanno istituito la *Giornata mondiale delle api* scegliendo la data del 20 maggio.

Questa data ha un preciso significato: nell'emisfero boreale maggio è il mese centrale per l'impollinazione mentre nell'emisfero australe è il mese della produzione del miele e della lavorazione dei suoi derivati; la scelta del giorno 20 rappresenta un omaggio ad Anton Janša, uno dei primi pionieri della moderna apicoltura, nato il 20 maggio 1734 ([Lifegate](#)).

Elena Arnaud

Informazioni sull'autrice

Consigliere CISBA, funzionario naturalista impiegato nell'ambito del monitoraggio biologico presso ARPA Lombardia.

Email: E.ARNAUD@arpalombardia.it

Nuove rotte fra i ghiacci dell'Artico

Il mondo intero è ormai certo che i cambiamenti climatici siano in atto e determinino effetti visibili quali l'incremento delle ondate di calore o degli uragani, fenomeni sempre più violenti e più frequenti cui conseguono pesanti ripercussioni su milioni di persone e su tutti gli ecosistemi.

Ma c'è anche chi sta studiando come sfruttare le conseguenze dei cambiamenti climatici: in Artico lo scioglimento dei ghiacci apre infatti nuovi percorsi navigabili a favore del traffico mercantile.

L'Artide

Come noto, la calotta polare artica è una superficie galleggiante in continuo cambiamento: la sua estensione e il suo posizionamento variano in base alle stagioni e alle correnti marine. A ciò si aggiunge il riscaldamento globale in atto, che ha già avuto conseguenze considerevoli quali la perdita di massa della calotta di ghiaccio della Groenlandia, lo scioglimento dei ghiacciai in Alaska e alle isole Svalbard, il riscaldamento del Mar Glaciale Artico, lo scioglimento del permafrost in Siberia e l'aumento del flusso di acqua dolce dai fiumi artici (CNR-ITD).

L'Artico si sta riscaldando più velocemente rispetto al resto del pianeta; oggi la sua estensione è minore di quanto fosse negli anni '80 e '90 dello scorso secolo in ogni area, in ogni mese e in ogni stagione. Il ghiaccio marino è diminuito in media del 13,4% ogni dieci anni tra il 1979 e il 2015; anche se solitamente il livello del ghiaccio marino scende ai minimi annuali

in settembre, recentemente esso è sceso sotto la media anche in inverno inoltrato, il momento in cui è solitamente più alto (Euronews).

Il maggior riscaldamento alle latitudini elevate viene indicato con il termine *amplificazione artica*, alla cui base si pone il rapporto fra il ghiaccio e l'albedo –la frazione della radiazione solare incidente riflessa da una superficie– ed è noto come le superfici bianche riflettano la luce del sole molto meglio delle superfici scure.

Se il ghiaccio marino viene perso, si apre una maggior superficie oceanica scura; se il ghiaccio si assottiglia, l'assorbimento della radiazione solare aumenta facendolo sciogliere ulteriormente. In poche parole, si genera un feedback positivo: il ghiaccio marino si scioglie perché fa più caldo e la diminuzione del ghiaccio marino fa aumentare ancor di più la temperatura (Milani E., 2013).

Secondo le stime della comunità scientifica, a partire dall'anno in corso si potrebbe verificare il progressivo ampliamento dei così detti periodi *ice free* con una proiezione al 2030-2050 di estati artiche caratterizzate dall'assenza di ghiaccio.

Ciò premesso, risulta evidente che la navigabilità del Mar Glaciale Artico sta migliorando nelle tre rotte commerciali:

– il North East Passage (NEP), che mette in comunicazione l'Oceano Atlantico e l'Oceano Pacifico partendo dal Mare del Nord, attraversando il Mare Glaciale Artico lungo le coste della Siberia e proseguendo nel Mare di Bering

– il North West Passage (NWP), che fa comunicare l'Oceano Atlantico con il Pacifico attraverso l'arcipelago artico del Canada e il Mar Glaciale Artico;

– la Transpolar Route (TPR), che collega l'Atlantico e il Pacifico attraverso il Mar Glaciale Artico passando in prossimità del Polo Nord geografico (in realtà non segue una specifica rotta ma viene utilizzata secondo una moltitudine di percorsi navigabili).

Queste rotte artiche rappresentano i passaggi transoceanici più rapidi per collegare i maggiori poli economici di Europa, Asia e America (Geopolitica).

Problemi per l'ambiente

L'aumento del traffico navale nell'Artico genera serie preoccupazioni nel mondo scientifico in quanto può potenzialmente determinare numerose pressioni ambientali e danni all'ecosistema.

Il primo reale problema che si intravede è quello dell'**inquinamento dell'aria** e delle acque a causa delle scarse prestazioni ambientali delle navi.

Le emissioni dei motori navali, spesso alimentati con olio combustibile pesante, sono particolarmente preoccupanti: per migliorarne la qualità i motori andrebbero quantomeno alimentati con carburanti puliti, e dotati di catalizzatori per gli ossidi di azoto e di filtri per il particolato carbonioso (black carbon).

Il black carbon, che si forma a causa della combustione incompleta del carburante, genera in particolare problemi per la salute

e contribuisce a determinare il riscaldamento globale.

Il black carbon sospeso in atmosfera favorisce il riscaldamento in quanto assorbe la luce solare e la converte in calore; depositato sul ghiaccio ne riduce l'albedo, facendo quindi scaldare e sciogliere le superfici ghiacciate. Per unità di massa, esso ha un effetto sul clima da 460 a 1500 volte più forte di quello del biossido di carbonio ([Climate & Clean Air Coalition](#)).

Nonostante sia in vigore da oltre trent'anni una convenzione delle Nazioni Unite finalizzata a ridurre al minimo l'**inquinamento del mare** da idrocarburi, gas di scarico, liquami, rifiuti solidi e altre sostanze nocive –la Convenzione MARPOL 73/78, ratificata da 161 nazioni che rappresentano il 98% del tonnello mondiale– ogni nave effettua con regolarità alcune operazioni di scarico; inoltre sono sempre possibili i rilasci per la sicurezza della nave e la salvaguardia delle persone, così come le perdite accidentali.

Esempi di operazioni regolamentate sono la discarica a mare di acqua di lavaggio delle cisterne destinate al carico, di acqua sporca di sentina del locale macchina, dei liquami grigi e neri, e dei rifiuti solidi ([MARPOL](#)).

Una minaccia ambientale molto seria è rappresentata dalla perdita accidentale di petrolio in mare; il petrolio inizialmente forma una pellicola impermeabile all'ossigeno sopra il pelo dell'acqua per poi precipitare sul fondo: causa quindi danni sia al plancton che al benthos. Il petrolio riduce la capacità isolante del piumaggio degli uccelli esponendo gli animali alle basse temperature, e rende le piume inadatte al nuoto e al volo; analogamente, causa ipotermia nei mammiferi marini, la cui pelliccia perde il suo potere di isolante termico. Tutti gli animali subiscono

inoltre danni agli apparati vitali derivati dall'ingestione diretta ([Wikipedia](#)).

Danni per ingestione possono derivare anche dai **rifiuti solidi** e in particolare dalla plastica, che può galleggiare per anni. I pesci e i mammiferi marini possono confondere la plastica con il cibo: per questo la Convenzione MARPOL proibisce lo scarico della plastica e prevede severe restrizioni per lo scarico in mare degli altri rifiuti solidi sia nelle zone costiere che nelle Aree Speciali; obbliga inoltre gli Stati ad attrezzare i porti con strutture per la ricezione dei rifiuti solidi.

È evidente che l'incremento del traffico marittimo in un ecosistema fragile come quello dell'Artico –incremento che riguarda sia le grandi portacontainer sia le navi da crociera– fa prevedere un parallelo incremento del rischio di inquinamento atmosferico e idrico, e delle rispettive conseguenze.

Un secondo problema è quello dell'**inquinamento acustico**, determinato principalmente dai motori delle navi ma anche dall'attività delle rompighiaccio. Alle latitudini artiche il rumore generato dalle navi è la principale fonte di inquinamento acustico e interferisce, ad esempio, con i suoni emessi dai cetacei che cantano per orientarsi e per comunicare fra loro. Il rumore può ridurre l'ampiezza dell'area di comunicazione alterando il comportamento degli animali, può costringere ad abbandonare l'habitat naturale e può indurre stress.

Le operazioni di frantumazione del ghiaccio, oltre a creare rumori ancor più forti e variabili, aprono **nuovi canali** e riducono la superficie ghiacciata disponibile per il movimento degli animali che vivono sulla banchisa; questi nuovi canali possono inoltre confondere gli animali che abitualmente vivo-

no nelle polinie, facendo correre loro il rischio di rimanere intrappolati quando i canali ghiacciano nuovamente ([Joyce, 2018](#)).

La **collisione** tra animali e imbarcazioni è una minaccia che aumenterà con l'aumento del traffico navale in quanto le rotte non potranno non intersecare habitat importanti.

Uno studio americano ha comparato la vulnerabilità di otto mammiferi marini artici al traffico navale durante la stagione più libera dai ghiacci; essi sono: il beluga, il narvalo, la balena della Groenlandia, la foca dagli anelli, la foca barbata, il tricheco e l'orso bianco. I narvali sono risultati i più vulnerabili alle collisioni con le imbarcazioni perché sono caratterialmente meno prudenti, e gli orsi i meno vulnerabili perché trascorrono molto tempo sulla banchisa. Nelle aree degli stretti –come nello stretto di Bering o nell'Artico canadese orientale– la vulnerabilità risulta quasi tripla rispetto a quella nelle regioni più remote e questi punti critici sono passaggi obbligati sia per le navi che per i mammiferi marini migratori ([Hauser D. et al., 2018](#)).

Il trasporto trans-Artico potrebbe infine generare problemi di **invasioni biologiche** attorno alle regioni costiere dell'Atlantico e del Pacifico trasportando con le acque di zavorra gli organismi che vivono nei diversi porti delle regioni settentrionali. Rispetto a quelle tradizionali, queste nuove rotte transitano in acque a temperatura e salinità comparabili: condizioni ambientali simili a quelle native consentono alle specie trasportate di espandersi facilmente nella nuova destinazione ([Smithsonian](#)).

Previsioni

I modelli climatici di simulazione –e qualche decennio di osservazioni satellitari– consentono di ipotizzare quali saranno le aree

dell'Artico tecnicamente accessibili e la lunghezza della stagione di navigazione nonché di individuare le possibili rotte in funzione sia dei ghiacci sia dei tipi di nave (con alta, media o nulla capacità rompighiaccio).

Secondo i modelli, nel 2030 il 90% dell'attuale superficie di ghiaccio sarà presente nella stagione invernale, ma solo il 60% rimarrà in settembre; nel 2060 questi valori scenderanno all'85% e al 40% rispettivamente; nel 2090 ne sarà presente l'85% in inverno e meno del 10% in agosto-settembre.

Di conseguenza i giorni di navigabilità nelle rotte di Nord Est (NEP) e di Nord Ovest (NWP) aumenteranno e la rotta Transpolare potrà aprirsi, anche se in quest'ultima la navigazione si presenterà pericolosa a causa del ghiaccio galleggiante alla deriva e del numero di iceberg.

Nel 2030 NEP e NWP saranno aperte per almeno un mese fra agosto e settembre; nel 2060 la NEP sarà aperta da agosto a ottobre e la NWP durante agosto e settembre; nel 2090 entrambi i passaggi saranno aperti per almeno tre mesi all'anno ([Arctic shipping routes](#)).

La realizzabilità della navigazione artica non è così semplice e richiede molti miglioramenti. L'imprevedibilità del tempo e delle condizioni del ghiaccio, le limitazioni del tonnellaggio a causa della profondità dei canali e delle dimensioni delle rompighiaccio di accompagnamento, il rischio di danni meccanici o strutturali causati dalle rigide temperature, la necessità di addestrare gli equipaggi nonché la ridotta velocità di crociera rendono abbastanza tiepido l'interesse del settore commerciale per le nuove rotte, nonostante la riduzione della lunghezza del tragitto da compiere rispetto alle rotte usuali (Fig. 1).

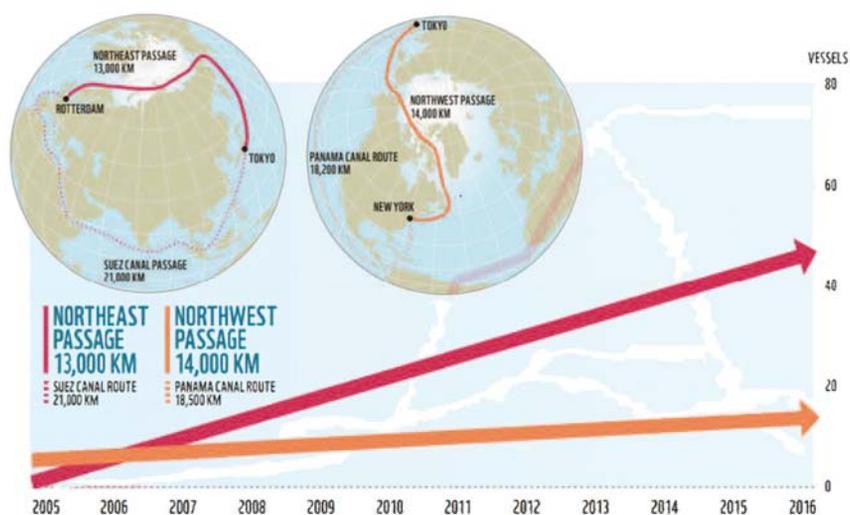


Fig. 1. Evoluzione del traffico navale lungo le principali rotte trans-Artiche (da [Arcticwwf.org](#), modificato).

La carenza di infrastrutture, inoltre, rende complesso il transito. Nonostante siano stati apportati dei miglioramenti, la regione artica dispone di sistemi di comunicazione e di copertura satellitare scarsi; occorrono inoltre importanti investimenti per migliorare i dati idrografici e batimetrici, per creare porti attrezzati e per assicurare i servizi di soccorso e di salvataggio.

Ma le attività nell'Artico continueranno ad aumentare a causa delle immense risorse ancora da sfruttare nella regione, ad esempio il gas naturale ([Arctic Institute](#)).

Per concludere

Che sia dovuto a un reale interesse per la tutela del fragile ecosistema artico o che sia per un più concreto interesse economico, alcune compagnie container e alcune aziende si sono impegnate a non utilizzare i percorsi artici.

Questi soggetti commerciali hanno aderito all'*Arctic Corporate Shipping Pledge* dell'organizzazione Ocean Conservancy, impegnandosi volontariamente a non far transitare le loro navi e a non inviare merci attraverso la regio-

ne artica sperando così di evitare lo sfruttamento delle nuove rotte ([Ocean Conservancy](#)).

Le capofila di questa rinuncia sono la compagnia francese di trasporti marittimi CMA CGM –la terza più grande compagnia di navigazione mercantile al mondo– e la compagnia crocieristica e di trasporti navali tedesca Harpag-Lloyd, quarto gruppo mondiale per capacità di container trasportati ([Imarest](#)).

Nel 2020, aziende quali Nike, Ralph Lauren, Li&Fung o Puma hanno concordato di non spedire le loro merci attraverso le rotte artiche ([Meditelgraph](#)).

Nonostante ciò l'appetibilità geopolitica dell'area resta comunque la grande sfida che l'Artico dovrà vincere nei prossimi anni, anche in considerazione delle risorse energetiche nascoste nei suoi fondali e contese fra diverse nazioni.

Rossella Azzoni

Informazioni sull'autore:

Socio fondatore ed ex Presidente CI-SBA, dirigente biologo in quiescenza di ARPA Lombardia.

E-mail: ross.azzoni@yahoo.com

IL LATO SPORCO DELL'ESPLORAZIONE SPAZIALE

Pericolo spazzatura spaziale! è il titolo di un libro per ragazzi di Geronimo Stilton, e mai titolo fu più attuale di questo per descrivere un problema che coinvolge il mondo intero: quello dei rifiuti che orbitano intorno alla Terra. Nel mondo degli adulti il tema è stato ben trattato nel pluripremiato film *Gravity* del 2013, nel quale lo shuttle che porta gli astronauti viene colpito da un'onda di detriti provocata da una reazione a catena innescata da un missile che ha colpito un satellite ormai in disuso. E quindi...

Perché i rifiuti nello spazio sono un problema grave?

La premessa è questa: l'era spaziale è iniziata nel lontano 1957 con il lancio del primo satellite russo Sputnik e da allora le agenzie spaziali di tutto il mondo hanno lanciato migliaia di razzi e messo in orbita molti satelliti (scientifici e commerciali).

Gli stadi finali dei razzi rimasti in orbita e i satelliti non più funzionanti –ma anche i piccoli elementi da questi derivati– costituiscono quella che viene definita *space junk* o *space debris*, la pericolosissima spazzatura spaziale.

L'orbita su cui viaggia un detrito spaziale potrebbe infatti incrociare l'orbita di un elemento attivo (ad esempio un satellite) e quindi i due oggetti potrebbero collidere: la velocità relativa tra essi può essere così alta –dell'ordine di decine di volte quella di un proiettile– da poter danneggiare o distruggere la struttura attiva,

creando quindi nuovi detriti e provocando collisioni a cascata. In alcuni casi è possibile manovrare i satelliti per evitare il pericolo, in altri sono coinvolti elementi in disuso che non possono essere controllati in alcun modo.

Uno degli ultimi episodi di grave pericolo di collisione con un rifiuto spaziale risale al mese di settembre del 2020, quando la stazione spaziale ISS (International Space Station) ha dovuto schivare con una manovra di emergenza un detrito in avvicinamento proveniente da un razzo giapponese lanciato nel 2018 ([global-science](#)).

La maggior parte della spazzatura spaziale si trova in una regione definita LEO (Low Earth Orbit o [orbita terrestre bassa](#)), che si estende da 300 km fino a 1.000 km di quota ([astro-space](#)).

Al novembre 2020 circa 3.300 satelliti ancora funzionanti viaggiavano nello spazio intorno alla Terra, insieme a oltre 3.000 mezzi dismessi; si stima inoltre che in orbita viaggino 34.000 pezzi di rifiuti spaziali di dimensione superiore a 10 cm e 128.000.000 di oggetti di dimensioni comprese fra 1 mm e 1 cm; si stima che la quantità totale di oggetti in orbita intorno al pianeta ammonti a più di 9.100 tonnellate ([ESA](#)).

Il monitoraggio dei rifiuti spaziali

È quindi evidente e urgente la necessità di conoscere al meglio ciò che viaggia intorno alla Terra.

Numerosi enti sono attivi nell'individuare e tracciare gli og-

getti in orbita LEO, così come è attiva una rete di osservatori amatoriali (come la [Visual Satellite Observers](#)).

Il più grande catalogo pubblico degli oggetti spaziali è quello prodotto dallo *Space Surveillance Network* statunitense (una rete che utilizza oltre 30 radar terrestri e telescopi ottici e sei satelliti in orbita) ma alcuni ricercatori ritengono che il catalogo sottostimi la quantità di frammenti potenzialmente pericolosi realmente presenti intorno al pianeta ([global-science](#)).

A livello europeo, l'ESA (European Space Agency) svolge campagne di misura della spazzatura spaziale avvalendosi del sistema TIRA (Tracking & Imaging Radar) ubicato in Germania, vicino a Bonn ([Wikipedia](#)).

Se di ogni oggetto catalogato è stata calcolata l'orbita –fatto che rende possibile predisporre per tempo manovre correttive– di altre centinaia di migliaia di pezzi piccoli (che si muovono ad altissima velocità) non si conosce nulla ed essi rappresentano quindi gli oggetti più pericolosi.

La normativa nello spazio

Un trattato internazionale contiene i principi generali che governano le attività degli Stati nello spazio extra-atmosferico: si tratta di OST (Outer Space Treaty) promosso dalle Nazioni Unite, ratificato da più di cento Stati ed entrato in vigore nel 1967.

Le regole generali del Trattato prevedono il principio di libero accesso e libero utilizzo dello spa-

zio da parte di tutta la comunità internazionale, il principio di non appropriazione dello spazio e dei corpi celesti, il principio di utilizzo pacifico dello spazio, il principio di cooperazione internazionale e il principio di responsabilità statale per i danni causati dalle attività spaziali (UniGe).

Per quanto concerne i rifiuti spaziali, esistono regole di carattere nazionale o comunitario: ad esempio, negli USA vigono le *U.S. Government Orbital Debris Mitigation Standard Practices*, in Europa le *Space Debris Mitigation Guidelines*. Stabiliscono principi nell'interesse di tutte le Nazioni (con o senza accesso autonomo allo spazio) per ridurre la generazione di nuovi detriti e mitigare gli effetti di quelli già presenti. L'obbligo di osservanza delle regole è però imposto ai soli operatori e costruttori delle relative nazioni.

La regolamentazione statunitense, basata sull'esperienza diretta della NASA (National Aeronautics and Space Administration), elenca alcuni dettati importanti per limitare la formazione di detriti spaziali:

- durante le fasi di immissione in orbita, i primi stadi e gli stadi superiori dei vettori devono essere progettati per ridurre al minimo i detriti rilasciati durante le operazioni di lancio
- nella progettazione di un vettore o di un satellite la probabilità di esplosione deve risultare inferiore a 1 su 1.000 durante le operazioni di dispiegamento in orbita
- tutte le fonti di energia presenti a bordo di un veicolo e di uno stadio superiore vanno esaurite o messe in sicurezza quando non sono più necessarie
- nello sviluppo di una missione deve essere stimata la probabilità di collisione con oggetti di dimen-

sioni superiori a 10 cm, mantenendola inferiore a 1 su 1.000 durante tutta la vita orbitale

- i veicoli spaziali devono essere progettati in modo tale da limitare a 1 su 100 la probabilità che la collisione con micrometeoriti e detriti orbitali inferiori a 1 cm provochi danni che ne impediscano lo smaltimento programmato a fine vita operativa
- i satelliti non più operativi devono essere smaltiti, ed esistono diverse possibilità. Ad esempio, una prima possibilità è il rientro atmosferico entro i 25 anni dal termine delle operazioni (garantendo l'assenza di pericolo per eventuali rottami sia durante la fase di abbassamento dell'orbita sia per quelli sopravvissuti al rientro); una seconda è il "parcheggio a lungo termine" ad altitudine di sicurezza oltre i 36.000 km (che corrisponde alla quota massima normalmente utilizzata, cioè quella dei satelliti geostazionari), dove essi continueranno ad orbitare anche per centinaia di anni.

L'evoluzione delle tecnologie spaziali ha messo in luce le potenzialità scientifiche ed economiche delle applicazioni che si basano sui sistemi spaziali, aprendo la via al progressivo intervento di attori privati e richiedendo un costante aggiornamento delle regole.

Fra le più importanti, la proposta di dotare tutti i mezzi immessi oltre i 400 km di altitudine di un sistema in grado di mantenere l'orbita e di effettuare manovre per evitare collisioni accidentali: questa richiesta, però, precluderebbe l'accesso allo spazio ai privati e alle università in quanto dotare un satellite di capacità di manovra è molto costoso.

Un'altra proposta è quella di richiedere che ogni mezzo (di qualsiasi dimensione e scopo) sia

dotato di un sistema di posizionamento attivo a bordo in modo da facilitare la catalogazione e l'individuazione nonché il calcolo dell'evoluzione dell'orbita ([AstronautiNEWS](#)).

Le operazioni di bonifica

Sono allo studio numerose tecnologie per rimuovere dallo spazio i rifiuti spaziali, nonostante il recupero dei detriti sia una soluzione estremamente dispendiosa. Esse puntano su un elemento comune: spingere i detriti all'interno dell'atmosfera perché vengano completamente bruciati prima di raggiungere la superficie terrestre.

Per ripulire l'orbita bassa terrestre, nel 2017 è stata messa in campo la missione *RemoveDebris* di iniziativa europea; utilizzando come detriti artificiali alcuni [CubeSats](#), essa si prefigge di dimostrare la validità di quattro diverse tecnologie. Nel primo esperimento viene utilizzata una rete per catturare il CubeSat; nel secondo viene sparato un arpione verso un disco bersaglio per testare le capacità di aggancio senza generare detriti. Il terzo esperimento è finalizzato all'intercettazione di detriti in navigazione ottica mentre il quarto -finalizzato al rientro del detrito catturato- utilizza una grande vela per generare l'attrito sufficiente per far decadere l'orbita dei detriti catturati ([AstronautiNEWS](#)).

Un gruppo di ricercatori del Centro Aerospaziale Tedesco, invece, propone di sfruttare fasci di laser ad alta intensità per colpire i detriti in modo da deviarli dalla loro traiettoria, farli rientrare in atmosfera e quindi farli distruggere durante il rientro ([SPIE](#)).

Recentemente l'ESA ha avviato una nuova modalità di intervento: ha stipulato un contratto di servizio con un fornitore

Contaminants in Europe's seas. Moving towards a clean, non-toxic marine environment.

EEA Report 25/2018

A partire dal primo grave caso di contaminazione osservato nel 1956 nella baia di Minamata, dove un rilascio incontrollato di metilmercurio determinò effetti neurologici disastrosi nella popolazione residente, la contaminazione degli ambienti marino-costieri è una problematica riconosciuta a livello mondiale. È causata sia dalla mobilitazione di sostanze naturali dovuta alle attività antropiche sia dai composti di neo-sintesi, attualmente stimati in oltre 150.000. Di conseguenza, i Paesi europei hanno iniziato a condividere un percorso comune per riportare i valori delle sostanze naturali al livello di fondo e ridurre a concentrazioni prossime allo zero i prodotti di neo-sintesi.

In questo volume edito dall'EEA (European Environmental Agency) vengono illustrati diversi aspetti relativi al livello di contaminazione degli ambienti marino-costieri europei e alle prospettive future del miglioramento della qualità ambientale rispetto alla presenza di diverse classi di sostanze contaminanti riconosciute come potenzialmente tossiche. Gli autori prendono in considerazione sostanze tossiche, persistenti e bioaccumulabili, ed in particolare i metalli in traccia e alcune classi di composti organici quali gli organo-stannici, i polibromo difenil eteri (PBDE), i policlorobifenili (PCB) e gli idrocarburi policiclici aromatici (IPA).

Nel rapporto viene spiegato che attualmente l'Europa è dotata delle più avanzate strutture legislative atte a controllare il rilascio, la presenza e gli effetti negativi delle sostanze chimiche sull'ambiente e sulla salute umana, e che diverse politiche sono atte a proteggere la qualità degli ambienti marini. In



particolare il sistema REACH – introdotto a partire dal 2007 per la registrazione, la valutazione, l'autorizzazione e la restrizione dell'uso delle sostanze chimiche – è la più importante di queste norme, ma

non prevede nessun tipo di monitoraggio diretto nell'ambiente marino. Per questo motivo i dati considerati in questo rapporto, che coprono l'arco temporale dal 2009 al 2016, provengono quasi esclusivamente dai monitoraggi istituzionali operati dai Paesi europei nell'ambito della Direttiva Acque (WFD/2000/60/CE) e della Strategia Marina (MSFD/2008/56/CE).

Gli autori prendono in considerazione le acque marino-costiere e di transizione e i valori di concentrazione soglia delle sostanze pericolose, calcolati per le matrici acqua, sedimento e biota; danno inoltre notevole importanza agli effetti biologici osservati. Appli-



cano infine l'indice multimetrico CHASE+, ampiamente riconosciuto dalla comunità scientifica internazionale e caratterizzato da una procedura di classificazione a 5 step il cui scopo finale è quello di definire e mappare aree a rischio e aree non a rischio (*problem e non-problem areas*).

Il rapporto evidenzia come la valutazione della matrice acqua risenta della scarsa omogeneità dei dati poiché non sempre essa è privilegiata nei monitoraggi istituzionali; risulta comunque che i metalli in traccia rappresentano l'elemento che peggiora in modo significativo la classificazione delle acque. Tale evidenza viene osservata anche a livello del sedimento, dove spiccano le problematiche relative alla presenza del mercurio. Al contrario, i monitoraggi condotti sul biota (molluschi bivalvi e pesci) indicano criticità relativamente alla presenza di composti organici (in particolare il PBDE); gli effetti biologici, sebbene poco studiati, evidenziano problemi di instabilità delle membrane lisosomiali e malformazioni nei pesci ma, soprattutto, di *imposex*, un fenomeno di pseudoermafroditismo con comparsa di organi sessuali maschili nelle femmine di gasteropodi.

Nel rapporto l'85% delle 1.541 aree monitorate viene classificato come *problem areas*, con i metalli pesanti che rappresentano il parametro che più spesso eccede i valo-

ri soglia; il rapporto segnala però criticità che riguardano la numerosità dei dati, la qualità dei monitoraggi e l'assenza di valori soglia per diverse sostanze.

Gli Autori segnalano che anche i dataset delle altre sostanze considerate risentono tendenzialmente di una insufficiente copertura geografica e temporale. Il quadro che emerge è comunque quello di una contaminazione ancora diffusa malgrado l'applicazione delle politiche ambientali. In questo contesto l'EEA ha individuato un approccio comune introducendo l'indicatore MAR001, basato su 8 sostanze: mercurio, piombo, cadmio, esaclorobenzene (HCB), lindano, 7 congeneri appartenenti ai PCBs, DDT e il benzo-a-pirene (come sostanza scelta tra gli IPA). Le prime 7 sostanze sono state bandite ma sono ancora piuttosto diffuse in tutte le matrici, in particolare i PCBs; in generale i tenori di metalli pesanti, IPA e PCB risultano in diminuzione, così come quelli dei composti organo-stannici (responsabili principali dell'*imposex* e banditi a partire dal 2008). Tuttavia questa diminuzione non è così marcata nelle acque poiché esiste ancora un attivo rilascio dalla matrice sedimento, dovuta a risospensione di tipo naturale e antropica. Tra i contaminanti che ancora non evidenziano una diminuzione significativa si trovano i PBDEs, che sono stati banditi a

partire dal 2009.

Il rapporto segnala che nel Mediterraneo risultano classificate 354 aree, di cui 330 critiche; sono i metalli pesanti a rappresentare la maggiore criticità. Solamente il 6,8% delle aree monitorate è quindi in una condizione "*non-problem*". Considerando le diverse matrici (acqua, sedimento e biota) la copertura delle aree monitorate risulta maggiore per l'acqua (247 aree) e inferiore per il sedimento e il biota (153 e 161, rispettivamente).

In conclusione il rapporto afferma che le politiche ambientali comunitarie sembrano mostrare i primi effetti positivi attraverso la riduzione significativa delle concentrazioni di diverse classi di contaminanti: evidenzia però che per raggiungere gli obiettivi prefissati, ovvero concentrazioni inferiori ai valori soglia, la strada è ancora lunga in considerazione della persistenza nell'ambiente di alcune classi di contaminanti (in particolare nella matrice sedimento) e del fatto che non si è ancora in condizioni di "emissioni zero".

Come tutti i report editi da EEA, anche questo è caratterizzato da una chiara ed esplicativa infografica e da diversi box di approfondimento. L'Agenzia rende inoltre disponibile sia il [materiale supplementare](#) utile per ulteriori approfondimenti che l'[intero volume](#).

Alessandro Acquavita
ARPA Friuli Venezia Giulia

Nutrient enrichment and eutrophication in Europe's seas. Moving towards a healthy marine environment

EEA Report 14/2019

La massiccia urbanizzazione e le pratiche agricole condotte a partire dagli anni '50 dello scorso secolo hanno portato ad un eccessivo carico di nutrienti (in partico-



lare di fosforo) a livello dei corpi idrici interni e delle acque marino-costiere e di transizione.

Come noto, con il termine eutrofizzazione viene indicata una serie di effetti, spesso negativi, dovuti a questi apporti quali: squilibri nel rapporto azoto/fosforo, aumento della produzione primaria, diminuzione della trasparenza, crescita incontrollata della vege-

tazione, modificazioni delle comunità bentoniche, ipossie e anossie. Nei mari europei l'eutrofizzazione è un problema ben conosciuto, che da tempo è stato affrontato attuando diverse strategie politiche: la Direttiva Acque (2000/60/CE), la Strategia Marina (2008/56/CE), la Direttiva sulla Qualità delle Acque di Scarico (91/271/EEC), la Direttiva Nitrati (91/676/EEC) e la Direttiva sulle Emissioni Industriali (2010/75/EU).

In aggiunta vi sono diverse convenzioni a carattere regionale: Helcom (*Helsinki Commission* per la protezione del Mar Baltico), OSPAR (*Convention for the Protection of the Marine Environment of the North-East Atlantic*), la Convenzione di Barcellona (per la protezione del Mar Mediterraneo) e la Convenzione per la protezione del Mar Nero.

In questo volume edito nel 2019 dall'Agenzia Europea per l'Ambiente (European Environmental Agency, EEA) e [scaricabile in formato pdf](#) viene presentata una valutazione riguardante il livello e l'andamento temporale dell'eutrofizzazione di diverse aree marino-costiere europee, valutati sulla base dei dati ottenuti in attuazione dei monitoraggi istituzionali.

Gli autori spiegano che la mappatura sullo stato dell'eutrofizzazione è stata condotta su larga scala (2.400.000 km²) ed è basata su un indicatore multimetrico (HEAT+), utilizzato inizialmente nella valutazione dello stato eutrofico del Mar Baltico. L'indice comprende un set di indicatori quali il livello dei nutrienti, la stima e la composizione della biomassa fitoplanctonica come effetti diretti, e la distribuzione/composizione/funzionalità della vegetazione e della fauna bentonica nonché la presenza di fenomeni di ipossia/anossia come effetti indiretti. Il

rapporto tra il valore dell'indicatore e il valore obiettivo, che deriva dai dati pregressi ottenuti dai monitoraggi delle Convenzioni Regionali e dai primi dati della Direttiva Acque e Strategia Marina, viene denominato ER (*eutrophic ratio*) e viene poi associato a cinque classi i cui valori (da 0 a >2) indicano uno stato peggiorativo della qualità del sistema e permettono di mappare due tipi di condizioni finali: "a rischio" e "non a rischio" (*problem e non-problem areas*). Questo approccio è simile a quello "one out – all out" della Water Framework Directive.

Dal rapporto si evince che i nutrienti sono caratterizzati da livelli molto variabili in termini di carichi durante l'anno e nelle diverse aree geografiche, e che tali livelli sono più elevati in prossimità di grandi centri urbani e di apporti fluviali. Si evince inoltre che il complesso delle aree *offshore* è totalmente "non a rischio". Gli autori segnalano che per il Mar Mediterraneo si soffre di una scarsità di dati dovuta alla mancanza di valori obiettivo e ai pochi valori dell'*offshore*: solo lo 0,2% dell'area mediterranea è stata infatti valutata.

Nel rapporto gli effetti diretti sono quantificati sulla stima della biomassa fitoplanctonica, valutata in termine di clorofilla *a*: risulta che il 76% delle aree comprese in questo studio non presenta criticità e tale valutazione viene confermata anche dall'analisi degli effetti indiretti (84% di assenza di criticità). Gli autori concludono che l'applicazione dell'indice HEAT+ fornisce dati confortanti, con la criticità relativa al solo 23,5% delle aree nel loro insieme; nel Mediterraneo, malgrado la scarsa copertura spaziale, tale criticità scende al 12%.

Una parte interessante del rapporto è quella relativa all'an-

damento temporale dell'eutrofizzazione negli ultimi 15-20 anni. In generale si evidenziano processi di recupero in tutte le aree monitorate, come conseguenza degli sforzi attuati per ridurre gli apporti di nutrienti nel sistema (e questo è particolarmente evidente nel Mar Baltico e nel Mare del Nord). Ma gli autori segnalano che, nonostante l'attuazione delle diverse Direttive e Convenzioni regionali, il fenomeno dell'eutrofizzazione è ancora presente e che la riduzione dell'apporto di nutrienti potrà ulteriormente contribuire al miglioramento delle condizioni trofiche (come dedotto dalla riduzione delle concentrazioni della clorofilla *a*).

Dal rapporto si evince che - nell'area Mediterranea - lo studio più organico è stato condotto a livello del Mare Adriatico. A partire dal 1970 fino alla metà degli anni '80 questo mare ha mostrato un elevato grado di eutrofizzazione, con un'elevata produzione primaria e diversi eventi di ipossia/anossia al fondo. L'inversione del fenomeno si è manifestata a partire dal 2000 in risposta alla diminuita immissione di nutrienti (specialmente di fosfati, provenienti dai detersivi) accompagnata però da un aumento dello squilibrio nel rapporto azoto/fosforo, che ha portato ad un'alterazione della comunità fitoplanctonica e a un decremento della biomassa totale con ripercussioni sugli stock ittici e sull'economia del comparto pesca.

In questo volume l'iconografia e le tabelle esplicative dei risultati ottenuti sono estremamente chiare. L'EEA fornisce la possibilità di ottenere ulteriori approfondimenti relativi ai risultati dell'indice e al suo calcolo attraverso [materiale supplementare](#) scaricabile.

Alessandro Acquavita
ARPA Friuli Venezia Giulia

commerciale per la rimozione in sicurezza di detriti nell'orbita terrestre bassa. Si tratta della missione ClearSpace-1 dell'omonima startup svizzera; la missione, che sarà lanciata nel 2025, prevede di immettere in orbita dei satelliti provvisti di braccia robotiche in grado di catturare i detriti e di deorbitarli. Il primo "detrito" da deorbitare è di dimensioni molto importanti: si tratta di un dispenser di satelliti del peso di 112 kg ([astropace](#)).

La società privata giapponese Astroscale ha invece in programma per marzo 2021 il lancio della prima missione dimostrativa di ELSA (End-of-Life Service by Astroscale) il cui scopo è quello di verificare il buon funzionamento delle tecniche di base necessarie per l'aggancio e la rimozione dei detriti spaziali dall'orbita terrestre bassa. In questa prima missione verranno utilizzati due satelliti: il primo (bersaglio) simulerà il detrito mentre il secondo sarà l'inseguitore, che dovrà individuare il bersaglio per poi agganciarlo; sarà la prima missione in grado di effettuare una cattura semi-autonoma di un detrito non più controllabile ([astropace](#)).

La prevenzione

Anche nello spazio vale la massima del medico secentesco Bernardino Ramazzini: *prevenire è di gran lunga meglio che curare*. Sono quindi state messe in campo anche tecnologie ideate per scongiurare la creazione di nuovi detriti.

Da una decina di anni si parla di schiume espanse per aumentare la resistenza atmosferica dei satelliti a fine vita. Si tratta di creare una sfera di schiuma intorno al detrito da deorbitare in modo da aumentare il suo rapporto area-su-massa; in questo modo la resistenza atmosferica fa de-

lerare il detrito fino al completo bruciamento in atmosfera entro un tempo prestabilito. I composti potrebbero essere incorporati in sistemi da azionare a fine missione (oppure, in caso di bonifica, essere estrusi dal braccio di un satellite dedicato a questo tipo di operazioni) ([Di Mella](#)).

Una società aerospaziale privata americana ha sperimentato una nuova tecnologia: ha dotato un satellite CubeSat di un sistema che dispiega (a fine vita operativa) un nastro di 70 metri che, interagendo col campo magnetico terrestre, si polarizza elettricamente e –raccogliendo le cariche delle particelle ionizzate circostanti– viene percorso da una corrente trasformandosi in un freno elettromagnetico; ciò crea l'attrito sufficiente per far deorbitare il satellite molto più velocemente rispetto al semplice abbandono: la stima è di un tempo di deorbitamento inferiore ai dieci anni ([spaceenews](#)).

È invece degli ultimi giorni del 2020 la notizia di un satellite in legno. L'Università di Kyoto e la società privata Sumimoto Forestry stanno collaborando per svolgere ricerche e test per utilizzare materiali in legno in ambienti estremi: il legno è stato "progettato" per essere estremamente resistente alla luce solare e ai cambiamenti di temperatura. Un satellite in legno potrebbe risolvere il problema della generazione di rifiuti in quanto brucerebbe senza produrre detriti e senza rilasciare sostanze nocive in caso di rientro sulla Terra, contrariamente a quanto accade con i satelliti "classici" che – rientrando nell'atmosfera terrestre – bruciano creando minuscole particelle di ossido di alluminio che restano nella parte più alta dell'atmosfera (e ciò, prima o poi, influenzerà l'ambiente terrestre) ([tech.everyeye](#)).

Quanto costa sbarazzarsi della spazzatura spaziale?

Nel 2020 l'OECD (Organisation for Economic Co-operation and Development) ha pubblicato il [primo rapporto](#) sul costo della spazzatura spaziale, il cui monito principale consiste nell'affermare che –sebbene le misure di protezione e di mitigazione siano costose per gli operatori– i rischi e i costi maggiori si manifesteranno in futuro se la generazione di nuovi rifiuti non verrà messa sotto controllo.

In linea di massima proteggere i satelliti dai rifiuti richiede di progettare contromisure, di sorvegliare e localizzare i detriti e di spostare i satelliti dalle orbite di collisione. Il rapporto OECD stima che questi costi potrebbero ammontare al 5-10 % del costo dell'intera missione per i satelliti in [orbita geostazionaria](#), e superare tale percentuale per i satelliti nell'orbita terrestre bassa.

Ma il costo dell'inazione sarebbe ancora più grande: il crescente numero di rifiuti in orbita porterebbe alla così detta [sindrome di Kessler](#) in base alla quale, con l'aumento dei detriti, si genera una reazione a catena che porta a un incremento esponenziale del volume di detriti e quindi del rischio di ulteriori impatti. Le conseguenze socio-economiche della sindrome sarebbero gravi in quanto alcune orbite potrebbero diventare inutilizzabili per le attività umane facendo perdere così la possibilità di usufruire di molti degli odierni impieghi dei satelliti quali le comunicazioni, internet, le previsioni del tempo o le ricerche sul clima ([ESA](#)).

Roberto Spaggiari

Info sull'autore

Socio fondatore CISBA. Già dirigente ARPA Emilia-Romagna, ora AD Società di consulenza tematiche ambientali.
roberto.spaggiari@eurambiente.it

La rivista. Per favorire la tempestiva pubblicazione dei lavori e consentire grafici e illustrazioni a colori, i singoli articoli accettati sono pubblicati *online* sul sito del CISBA (<http://www.cisba.eu/rivista/tutti-i-numeri-della-rivista>) nell'area riservata ai Soci; il riassunto degli articoli e le recensioni sono disponibili a tutti nell'area a libero accesso. Ogni lavoro è accompagnato dal DOI (Digital Object Identifier), un identificatore unico e persistente di proprietà intellettuale immediatamente azionabile in rete dai motori di ricerca. Alla chiusura del numero tutti gli articoli sono raccolti nel fascicolo della Rivista *online*.

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 o sottoposto ad altro editore, 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. Prima di essere accettati, i contributi vengono sottoposti a revisione del Comitato Scientifico. Qualora un lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori (circostanza che deve essere chiaramente segnalata) 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, esperienze, note tecniche, articoli divulgativi e resoconti, non richiede la struttura editoriale tipica dei *Lavori Originali*. Le fonti informative potranno essere riportate nel testo, anche sotto forma di collegamenti a pagine web o di note a piè di pagina. Per i lavori di ricerca destinati alla rubrica *Esperienze* è preferibile accorpare le fonti nel paragrafo Bibliografia, accompagnate dai relativi richiami nel testo. I lavori destinati alla rubrica *CronacaAmbiente* dovranno contenere orientativamente un massimo di 10.000 caratteri, più eventuali figure; in coda all'articolo dovranno essere riportati l'indirizzo e-mail e 'Informazioni sull'autore', in forma molto concisa. I contributi della sezione *I&D* vengono revisionati solo dalla Redazione per l'accettazione.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e il più 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. I nomi degli Autori devono essere indicati con le rispettive affiliazioni (relative al periodo in cui hanno partecipato al lavoro); per l'Autore corrispondente indicare anche l'indirizzo corrente, quello e-mail e il numero telefonico.

Riassunto, parole chiave, titolo inglese, abstract e key words sono richiesti per tutti gli articoli destinati alla sezione *Lavori Originali*. 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 (*evitando* i termini già contenuti nel titolo), separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo, il riassunto (*abstract*) e le parole chiave (*key words*).

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). 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 di testo 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**. Per i grafici realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche

al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle foto e delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato TIF o JPG (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm).

Bibliografia. In tutti gli articoli destinati alla sezione *Lavori Originali* o alla rubrica *Esperienze*, 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. Le citazioni bibliografiche devono essere riportate nel testo attenendosi ai seguenti esempi: (Hellawell, 1986; Corbetta e Pirone, 1988; Dutton *et al.*, 1994), oppure: "... secondo Pulliam (1996)..."; "Dutton *et al.* (1994) ritengono ...". 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. Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti dei *Lavori originali* saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici (*referee*); l'Autore 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 descrittore, 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 ommesso (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 ed estratti. Le bozze di stampa sono inviate all'Autore referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una accurata correzione del testo. A seguito della pubblicazione sul sito del CISBA, l'Autore referente riceve il file dell'articolo in formato PDF che, per essere diffuso su altri siti, deve ottenere l'autorizzazione dalla redazione di Biologia Ambientale. Alla chiusura del numero l'Autore referente riceve il fascicolo completo della Rivista in formato PDF.

Foto di copertina. Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, **gli Autori sono invitati a 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 35

dicembre 2021

SOMMARIO

Un ricordo di Eugenio Carlini

Lavori originali

- 3-10 Brusco A., De Bonis S., Giorgio A., Marchianò R. - **Presenza del granchio blu (*Callinectes sapidus* Rathbun, 1896) nella Riserva naturale regionale Foce del fiume Crati**
- 11-23 Siligardi M., Zanetti M., Macor A. - **Servizi ecosistemici dell'ambiente fluviale: una proposta di valutazione**
- 24-43 Bodon M., Costa S., Riso A.M., Morchio F. - **Specie aliene nei corsi d'acqua della Liguria: influenza sui risultati degli indicatori biologici e proposta di un indice di alloctonia. Parte 1 - Presupposti e costruzione dell'indice**
- 44-81 Bodon M., Costa S., Riso A.M., Morchio F. - **Specie aliene nei corsi d'acqua della Liguria: influenza sui risultati degli indicatori biologici e proposta di un indice di alloctonia. Parte 2 - Applicazione dell'indice**

Esperienze

- es 1-11 Battisti C., Perchinelli M., Polinori A. - **Un 'diario degli eventi' a supporto delle azioni di conservazione di uccelli caradridi in un'area costiera: storicizzazione delle esperienze, lezioni apprese e analisi SWOT**
- es 12-17 Della Bella V., Natali M., Tricarico E. - **Prima segnalazione in Umbria del gambero della California *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852), specie esotica invasiva di interesse unionale**
- es 18-26 Marino A., Doretto A., Falasco E., Ridolfi L., Fenoglio S., Bona F. - **Gli invasi ad uso idroelettrico del Piemonte: normativa per una gestione sostenibile**
- es 27-34 Camerini G., Masanta M. - **Impatto dell'inquinamento luminoso sugli Artropodi: analisi di casi di studio**
- es 35-46 Padula R. - **Caratterizzazione morfologica e anatomica della ninfea bianca (*Nymphaea alba* L.) nel Lago Trasimeno (Umbria)**

CronacaAmbiente

- ca 1-4 Arnaud E. - **Un'ape allevata, moltissime api selvatiche**
- ca 5-7 Azzoni R. - **Nuove rotte fra i ghiacci dell'Artico**
- ca 8-11 Spaggiari R. - **Il lato sporco dell'esplorazione spaziale**

Recensioni

- rec 1-2 EEA - **Contaminants in Europe's seas. Moving towards a clean, non-toxic marine environment**
- rec 2-3 EEA - **Nutrient enrichment and eutrophication in Europe's seas. Moving towards a healthy marine environment**