An underwater photograph showing a dense thicket of green seaweed and other aquatic plants. Several small fish are visible swimming through the water. The scene is overlaid with a large, semi-transparent graphic consisting of several overlapping circles of varying shades of green and blue, creating a circular pattern that frames the central text.

Caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria

libri
Arpa Umbria

Caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria

Caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria

Autori Vari

Una delle maggiori sfide ambientali ai tempi della crisi climatica inerisce l'aggressione agli ecosistemi da parte delle "specie aliene" e dei loro impatti sulla biodiversità, sulla salute delle popolazioni e la attività antropiche.

Il cambiamento climatico altera profondamente habitat e ambiente naturale, che anche in Umbria costituiscono importante patrimonio da conservare e da gestire in modo sostenibile, in particolare per quanto riguarda gli ambienti acquatici. Solo una conoscenza approfondita del fenomeno può supportare la gestione efficace e il contrasto delle invasioni.

Questa consapevolezza ha spinto Arpa Umbria, nell'ambito del programma scientifico del Centro "Cambiamento climatico e biodiversità in ambienti lacustri ed aree umide", al proposito insediato sull'isola Polvese, a dedicare particolari energie alla realizzazione della prima lista di specie aliene acquatiche in Umbria e alla redazione del presente volume.

Il censimento delle segnalazioni al riguardo e di completamento e aggiornamento costante della lista è reso possibile dalla collaborazione con ISPRA, Regione Umbria, Università degli Studi di Perugia, Provincia di Perugia, Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Umbria e delle Marche, Studio Naturalistico Hyla wildUmbria, ed esperti professionisti del settore.

Informazioni e studi sistematizzati in questa opera rappresentano la base conoscitiva di partenza per pianificare a livello regionale le necessarie azioni di contrasto delle specie aliene invasive più problematiche per il territorio.

Walter Ganapini
Direttore Arpa Umbria

gli autori

a cura di Valentina Della Bella, Arpa Umbria

Barbara Caldaroni, Università degli Studi di Perugia
Lucilla Carnevali, ISPRA
Antonella Carosi, Università degli Studi di Perugia
Fedra Charavgis, Arpa Umbria
Elisabetta Ciccarelli, Arpa Umbria
Alessandra Cingolani, Arpa Umbria
Valentina Della Bella, Arpa Umbria
Ambrosius Josef Martin Dörr, Università degli Studi di Perugia
Antonia Concetta Elia, Università degli Studi di Perugia
Angela Gaggi, Liceo "Plinio il Giovane", Città di Castello
Piero Genovesi, ISPRA
Lucia Ghetti, Regione Umbria
Daniela Gigante, Università degli Studi di Perugia
Marco Gobbi, Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Umbria e delle Marche
Enzo Goretti, Università degli Studi di Perugia
Dorian Grelli, Associazione WildUmbria
Tisza Lancioni, Arpa Umbria
Gianandrea La Porta, Università degli Studi di Perugia
Stefano Laurenti, Ornitologo
Massimo Lorenzoni, Università degli Studi di Perugia
Alessandro Ludovisi, Università degli Studi di Perugia
Gabriele Magara, Università degli Studi di Perugia
Giorgio Mancinelli, Università del Salento
Andrea Maria Paci, Provincia di Perugia
Matteo Pallottini, Università degli Studi di Perugia
Emi Petruzzi, Studio Naturalistico Hyla
Melissa Scoparo, Università degli Studi di Perugia
Cristiano Spilinga, Studio Naturalistico Hyla
Barbara Todini, Arpa Umbria
Chiara Todini, Università degli Studi di Perugia
Elena Tricarico, Università degli Studi di Firenze
Francesco Velatta, Regione Umbria
Francesca Vercillo, Associazione WildUmbria
Salvatrice Vizzini, Università di Palermo – CoNISMa

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.

indice

Introduzione	
Verso una lista regionale di specie alloctone acquatiche e di ambienti umidi in Umbria	13
Valentina Della Bella	
Capitolo 1	
Gli ambienti acquatici umbri	29
Massimo Lorenzoni, Antonella Carosi, Fedra Charavgis, Alessandra Cingolani, Valentina Della Bella	
Capitolo 2	
Specie aliene invasive: principi guida per la gestione del fenomeno	53
Piero Genovesi, Lucilla Carnevali	
Capitolo 3	
Suscettibilità alla penetrazione di specie aliene nei sistemi di acqua dolce italiani: il caso di studio LifeWatch	61
Alessandro Ludovisi	
Capitolo 4	
Le microalghe esotiche negli ecosistemi acquatici umbri	69
Antonia Concetta Elia, Chiara Todini, Ambrosius Josef Martin Dörr, Magara Gabriele, Alessandro Ludovisi, Valentina Della Bella	
Capitolo 5	
Piante aliene invasive negli ambienti acquatici umbri	91
Daniela Gigante	
Capitolo 6	
Dal monitoraggio delle macrofite un contributo sulla diffusione delle specie vegetali alloctone negli ambienti acquatici umbri	111
Elisabetta Ciccarelli, Barbara Todini, Tisza Lancioni	
Capitolo 7	
Invertebrati acquatici alloctoni dell'Umbria	123
Enzo Goretti, Matteo Pallottini, Gianandrea La Porta, Valentina Della Bella	

Capitolo 8	
Il Gambero Rosso della Louisiana e gli altri gamberi alloctoni in Umbria	139
Ambrosius Josef Martin Dörr, Melissa Scoparo, Barbara Caldaroni, Gabriele Magara, Antonia Concetta Elia	
Capitolo 9	
Caratterizzazione funzionale delle specie aliene nella rete trofica del Lago Trasimeno	151
Giorgio Mancinelli, Enzo Goretti, Salvatrice Vizzini, Matteo Pallottini, Alessandro Ludovisi	
Capitolo 10	
La fauna ittica aliena in Umbria	161
Massimo Lorenzoni, Antonella Carosi, Lucia Ghetti	
Capitolo 11	
Anfibi e Rettili alloctoni in Umbria	175
Cristiano Spilinga, Emi Petruzzi	
Capitolo 12	
Taxa alloctoni dell'avifauna acquatica dell'Umbria	183
Stefano Laurenti, Andrea Maria Paci, Francesco Velatta	
Capitolo 13	
Mammiferi esotici delle zone umide dell'Umbria	197
Francesca Vercillo, Angela Gaggi, Dorian Grelli, Andrea Maria Paci, Francesco Velatta	
Capitolo 14	
Aspetti sanitari delle invasioni biologiche	209
Marco Gobbi	
Schede delle principali specie aliene acquatiche e di ambienti umidi presenti in Umbria	221
CIANOBATTERI	
<i>Cylindrospermopsis raciborskii</i>	223
a cura di Antonia Concetta Elia	
PIANTE	
Lenticchia d'acqua minuscola <i>Lemna minuta</i>	226
Robinia <i>Robinia pseudoacacia</i>	229
a cura di Daniela Gigante	

INVERTEBRATI

Molluschi

Cozza zebrata *Dreissena polymorpha* 234
a cura di Enzo Goretti, Matteo Pallottini, Gianandrea La Porta

Insetti

Zanzara tigre *Aedes albopictus* 237
a cura di Enzo Goretti, Matteo Pallottini, Gianandrea La Porta

Crostacei Anfipodi

Gamberetto killer *Dikerogammarus villosus* 240
a cura di Valentina Della Bella, Elena Tricarico e Enzo Goretti

Crostacei Decapodi

Gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* 243

Gambero americano comune *Orconectes limosus* 246

Gambero turco *Astacus leptodactylus* 249
a cura di Ambrosius Josef Martin Dörr

VERTEBRATI

Pesci

Barbo del Danubio *Barbus barbus* 252

Carassio *Carassius auratus* 255

Ghiozzo padano *Padogobius bonelli* 258

Gobione *Gobio gobio* 260

Pseudorasbora *Pseudorasbora parva* 263

Rutilo *Rutilus rutilus* 265

Siluro *Silurus glanis* 268

Trota fario *Salmo trutta* 271
a cura di Antonella Carosi e Massimo Lorenzoni

Rettili

Testuggine dalle guancie rosse *Trachemys scripta elegans* 274
a cura di Cristiano Spilinga, Emi Petruzzi

Uccelli

Cigno reale *Cygnus olor* 278
a cura di Stefano Laurenti, Andrea Maria Paci, Francesco Velatta

Mammiferi

Nutria *Myocastor coypus* 283
a cura di Francesca Vercillo

Salmo trutta



introduzione

Verso una lista regionale di specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria

Valentina Della Bella

Riassunto

L'importanza della biodiversità è riconosciuta a livello globale per il suo ruolo chiave nel mantenimento dei servizi ecosistemici essenziali per la nostra persistenza in salute e in equilibrio con il pianeta.

La diffusione di specie esotiche, insieme ai cambiamenti climatici, alla conversione e alla degradazione degli ambienti naturali, rappresenta una delle principali minacce per la biodiversità a livello mondiale, e in modo particolare, per le acque dolci del bacino del Mediterraneo. Gli ecosistemi acquatici sono estremamente vulnerabili agli impatti generati dalle specie esotiche invasive; nei laghi e nelle zone umide spesso l'impatto delle specie aliene risulta più evidente e distruttivo per la biodiversità. Il sistema lacustre e le zone umide regionali costituiscono una componente fondamentale per la conservazione della biodiversità in Umbria. In tale contesto, Arpa Umbria insieme ad altri partner, ha avviato sull'isola Polvese il Centro "Cambiamento Climatico e Biodiversità in ambienti lacustri e aree umide" con l'obiettivo principale di contrastare la perdita di diversità biologica e ripristinarla a tutti i livelli, e di conservare gli ecosistemi naturali, in particolare quelli lacustri e umidi. Tra le prime attività promosse dal Centro di Arpa Umbria vi è stata la creazione di un gruppo di lavoro con il coinvolgimento di Enti pubblici e privati (ISPRA, Regione Umbria, Università degli Studi di Perugia, Provincia di Perugia, Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Umbria e delle Marche, Studio Naturalistico Hyla e WildUmbria).

I ricercatori e gli esperti di diversi gruppi tassonomici (cianobatteri, alghe, funghi, muschi, piante, invertebrati, pesci, anfibi, rettili, pesci, uccelli, mammiferi), hanno collaborato alla realizzazione di questo progetto editoriale sulla caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria con l'obiettivo di redigere la prima lista regionale di specie aliene e conoscere le principali minacce alla biodiversità acquatica regionale causate dalle invasioni biologiche. Il presente lavoro fornisce una visione di sintesi delle informazioni raccolte a livello regionale umbro. Complessivamente in Umbria sono state segnalate 96 specie aliene acquatiche e di aree umide. Nonostante molte siano segnalazioni occasionali a livello regionale, ben 24 specie per la loro elevata invasività sono classificate tra le peggiori a livello europeo o mondiale oppure

di interesse unionale. Gli esperti hanno selezionato 20 specie esotiche di interesse gestionale per la regione Umbria sulla base del loro elevato grado di invasività potenziale, per gli impatti che potrebbero provocare a livello sanitario, socio-economico ed ecologico, e alla loro attuale ampia diffusione e stato di naturalizzazione sul territorio regionale.

A livello regionale dovrebbe essere prioritario:

- 1) preservare da nuovi ingressi gli ambienti acquatici naturali, in modo particolare quelli ancora non invasi (come la parte superiore del bacino del Nera);
- 2) controllare le specie aliene invasive ormai presenti in quelli già fortemente compromessi dalle invasioni (es. lago Trasimeno).

A livello conoscitivo, è necessario incrementare le informazioni su alcuni gruppi tassonomici indagati ed acquisire dati relativi ai gruppi non coperti dalla presente indagine, potenzialmente a rischio di ingresso da altre regioni confinanti. È indispensabile, quindi, garantire attività di monitoraggio e ricerca, al fine di contenere la diffusione e prevenire altre introduzioni di specie aliene invasive, ed opportuno avviare progetti sperimentali al fine di sviluppare nuovi metodi di controllo delle specie aliene acquatiche, avvalendosi delle tecnologie innovative disponibili.

Principi guida

Seguendo la definizione utilizzata nell'ambito della *Convention on Biological Diversity* (CBD), è considerata aliena, una specie, sottospecie o *taxon* inferiore, introdotta al di fuori del suo areale di distribuzione passato e presente, includendo ogni sua parte (gamete, semi, uova o propaguli) che potrebbe sopravvivere e di conseguenza riprodursi, inoltre, è considerata specie aliena invasiva, una specie aliena la cui introduzione e/o diffusione minaccia la diversità biologica, ed il cui movimento ad opera dell'uomo, diretto o indiretto, al di fuori del suo *range* naturale (passato e presente) può anche avvenire all'interno di un Paese o tra Paesi o aree al di là della giurisdizione nazionale (vedi Box 1). A questo principio guida possiamo aggiungere che comunque le specie aliene invasive che hanno anche impatti sulla salute e/o sul benessere dell'uomo possono essere considerate quelle a cui volgere una priorità di azione per la prevenzione all'introduzione e per la mitigazione degli impatti.

In questo contesto, possiamo definire specie aliene (o alloctone) naturalizzate per una determinata area geografica, quelle rappresentate da una o più popolazioni da tempo insediata/e con successo ed in grado di auto sostenersi nel lungo periodo, con o senza l'intervento diretto dell'uomo (AA.VV., 2007; Richardson *et al.*, 2011). Si possono inoltre distinguere in una determinata area geografica le specie aliene acclimatate e le specie aliene accidentali: le prime sono quelle specie aliene che, introdotte in tempi recenti, pur in grado di sopravvivere nell'immediato, non hanno ancora raggiunto livelli di consistenza e di distribuzione tali da assicurare l'autosostentamento nel lungo periodo; le seconde sono quelle specie occasionalmente presenti in una determinata area geografica, nella quale sono giunte naturalmente, senza intervento dell'uomo, in seguito a movimenti migratori o di dispersione all'esterno dell'areale abitualmente occupato. Quando si parla di introduzione delle specie aliene, è bene definire il "*pathway*", inteso come il percorso geografico attraverso il quale una specie si muove al di fuori del suo intervallo naturale (passato o presente); il corridoio di introduzione (ad esempio strada, canale, tunnel); e/o l'attività umana che dà origine a un'introduzione intenzionale o involontaria.

BOX 1 Principi guida per la prevenzione, introduzione e mitigazione degli impatti delle specie aliene che minacciano gli ecosistemi, gli habitat o le specie (modificato da Genovesi e Shine, 2004: Annesso alla *Convention on Biological Diversity*, Decisione VI/23)

Specie aliena: una specie, sottospecie o *taxon* inferiore, introdotta al di fuori del suo areale di distribuzione passato e presente; includendo ogni sua parte, gamete, semi, uova o propaguli di tale specie che potrebbe sopravvivere e di conseguenza riprodursi.

Specie aliena invasiva: una specie aliena la cui introduzione e/o diffusione minaccia la diversità biologica.

Introduzione: il movimento ad opera dell'uomo, diretto o indiretto, di una specie aliena al di fuori del suo *range* naturale (passato e presente). Tale movimento può essere anche all'interno di un Paese o tra Paesi o aree al di là della giurisdizione nazionale.

Introduzione intenzionale: il movimento e/o il rilascio deliberato da parte di esseri umani di una specie aliena al di fuori del suo areale di distribuzione naturale.

Introduzione non intenzionale: tutte le altre introduzioni che non sono intenzionali.

Insedimento: il processo in cui una specie aliena colonizza un nuovo habitat producendo con successo prole vitale con probabilità di sopravvivere e riprodursi a sua volta.

Analisi del rischio: (1) valutazione delle conseguenze dell'introduzione e della probabilità di insediamento di una specie esotica mediante l'uso di informazioni scientifiche (ossia valutazione del rischio) e (2) identificazione delle misure che possono essere implementate per ridurre o gestire questi rischi (es. gestione del rischio), tenendo conto degli aspetti socio-economiche e culturali.

BOX 2 Definizioni di specie alloctone tratte dalle linee guida per l'immissione di specie faunistiche del Ministero dell'Ambiente e dell'(ex) Istituto Nazionale per la Fauna Selvatica (AA.VV., 2007).

Specie alloctona naturalizzata: specie alloctona per una determinata area geografica ove è rappresentata da una o più popolazioni che da tempo si sono insediate con successo ed in grado di auto sostenersi nel lungo periodo.

Specie alloctona acclimatata: specie alloctona per una determinata area geografica, introdotta in tempi recenti e che, pur in grado di sopravvivere nell'immediato, non ha ancora raggiunto livelli di consistenza e di distribuzione tali da assicurare l'autosostentamento nel lungo periodo.

Specie accidentale: specie animale occasionalmente presente in una determinata area geografica, nella quale è giunta naturalmente (senza intervento diretto o indiretto dell'uomo), in seguito a movimenti migratori o di dispersione all'esterno dell'areale abitualmente occupato.

Il "vettore" di introduzione indica il mezzo fisico o l'agente (ad es. aereo, nave) in cui o su cui una specie si muove al di fuori del suo intervallo naturale, passato o presente (Genovesi e Shine, 2004). I vettori possono essere molteplici e molto diversificati tra loro, pur avendo tutti in comune il ruolo dell'uomo come agente attivo o passivo (Scalera *et al.*, 2018). Molto spesso è una moltitudine di vettori a causare la diffusione di una specie aliena, contribuendo così ad aumentare i rischi legati alle invasioni biologiche. Gli scambi commerciali giocano un ruolo chiave e rappresentano la causa prima che sottende alle invasioni biologiche. Il commercio, ol-

tre a determinare introduzioni intenzionali delle specie aliene, concorre indirettamente anche allo spostamento generalizzato di merci da un paese a un altro e con loro anche di un carico indefinito di specie aliene che viene introdotto accidentalmente.

L'approccio gerarchico

I Principi guida della *Convention on Biological Diversity* stabiliscono un “approccio gerarchico a tre stadi” come base per tutte le azioni sulle Specie Aliene Invasive (IAS; Genovesi e Shine, 2004):

- 1) la prevenzione delle introduzioni di IAS tra e all'interno dello stato è generalmente molto più economica ed ecologicamente vantaggiosa rispetto alle misure adottate dopo l'introduzione e il loro insediamento;
- 2) se è stata introdotta una IAS, l'individuazione precoce e l'azione rapida sono fondamentali per impedirne l'insediamento: la risposta preferita è spesso quella di eradicare gli organismi il prima possibile;
- 3) laddove l'eradicazione non sia fattibile o non siano disponibili risorse, dovrebbero essere attuate misure di contenimento e controllo a lungo termine (Principio guida 2 della CBD).

Liste e Banche Dati di riferimento a livello internazionale, nazionale e regionale

La disponibilità di informazioni sulle specie aliene è di fondamentale importanza per delineare strategie di gestione per il contrasto alla loro introduzione e diffusione (Monaco, 2014) e la creazione di inventari e banche dati a diversi livelli, regionale, nazionale e internazionale, rappresenta una delle raccomandazioni chiave della Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive (Genovesi & Shine, 2004).

A livello mondiale, è stata compilata e aggiornata dall'*Invasive Species Specialist Group* (ISSG) dell'*Unione Internazionale per la Conservazione della Natura* (IUCN) una lista di 100 specie animali e vegetali (1 sola specie per genere), riconosciute globalmente come le peggiori specie aliene invasive, selezionate sulla base degli impatti molto severi che possono provocare sulla biodiversità e sulle attività umane, nonché sul loro potenziale in termini comunicativi nell'attrarre l'attenzione del grande pubblico sull'importanza del contrasto alle invasioni biologiche.

A livello europeo, nell'ambito del Sesto Programma Quadro 2002-2006, è stato realizzato il progetto *Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe* (DAISIE), per la costruzione di una banca dati europea, e della “Lista delle 100 peggiori specie alloctone invasive in Europa”. Esistono altri strumenti analoghi a livello europeo: *North European and Baltic Network on Invasive Alien Species* (NOBANIS), network europeo che ha costruito una banca dati di specie aliene invasive presenti o a rischio di ingresso negli stati membri del network (20 stati del centro e nord Europa); *European and Mediterranean Plant Protection Organization* (EPPO), organizzazione intergovernativa (50 stati), che ha compilato diverse liste di specie “problematiche” dal punto di vista fitosanitario e dell'invasività. Sulla base di queste e altre liste europee esistenti (SEBI2010, EU Wildlife Trade Regulations), è stata costruita da alcuni autori (Genovesi *et al.*, 2007, 2010) una prima “metalista” europea su incarico della Convenzione di Berna e Consiglio d'Europa. In Italia, è stata costruita e aggiornata la Banca Dati Nazionale Specie Aliene di ISPRA, in cui

confluiscono quella relativa alla flora vascolare (Celesti-Gradow *et al.*, 2010) e altre banche dati relative agli Uccelli Alloctoni, la Fauna Marina Alloctona, e altre realizzate dalle Regioni. A tal proposito, la Regione Lazio ha prodotto recentemente un Inventario e una Banca Dati Faunistica nell'ambito del Progetto Atlante Specie Alloctone del Lazio (PASAL) in cui sono state raccolte e organizzate le informazioni sulle specie animali aliene (escluse quelle marine), relative a diversi aspetti, e le segnalazioni georeferite disponibili per il Lazio (Monaco, 2014), ottenendo pertanto un quadro complessivo di conoscenza a livello regionale. PASAL ha creato anche un sistema di liste di specie alloctone a rischio di ingresso, diffusione e di urgente interesse gestionale nel Lazio (Monaco *et al.*, 2014b). Altre regioni italiane hanno avviato progetti finalizzati alla realizzazione di *Black List* e Banche Dati, come ad esempio la Regione Toscana con il progetto Atlante delle Specie Alloctone (ALT); o la Regione Piemonte con la realizzazione di una articolata *Black list* delle specie vegetali esotiche invasive. Altre Regioni, come la Valle D'Aosta, l'Emilia Romagna, la Lombardia hanno invece adottato, sulla base delle valutazioni di esperti, norme gestionali per limitare l'ingresso e la diffusione di specie alloctone invasive prevalentemente vegetali.

Programma scientifico del Centro “Cambiamento Climatico e Biodiversità ambienti lacustri ed aree umide” di Arpa Umbria

Arpa Umbria, insieme a Regione Umbria, Provincia di Perugia e Unione dei Comuni del lago Trasimeno, ha avviato sull'isola Polvese, il Centro “Cambiamento Climatico e Biodiversità in ambienti lacustri e aree umide” che ha come obiettivo principale la conservazione e il ripristino della diversità biologica a tutti i livelli, e la conservazione degli ecosistemi naturali, con particolare attenzione rivolta a laghi e zone umide. Il sistema lacustre e le zone umide regionali costituiscono una componente fondamentale per la conservazione della biodiversità a livello regionale, e rappresentano aree naturali per il rafforzamento della resilienza degli agro ecosistemi e l'adattamento agli impatti dei cambiamenti climatici in Umbria.

Le prime attività in programma avviate dal Centro si articolano su alcune aree principali di azione che includono, tra le altre, azioni riguardanti le specie aliene, come pure studi di specifici gruppi tassonomici indicatori, attività di alta formazione, collaborazioni con istituzioni accademiche nazionali e internazionali. La Strategia Europea sulle Specie Alloctone Invasive (Genovesi & Shine, 2004) sottolinea la necessità di costruire sistemi di liste di specie aliene e la recente legislazione in materia di specie aliene adottata dall'Unione Europea (EU Reg. 1143/14) ne incoraggia lo sviluppo anche a livello regionale. In tale contesto, il Centro di Arpa Umbria ha avviato attività riguardanti il contrasto alla diffusione delle specie aliene e la creazione di un gruppo di lavoro con il coinvolgimento di ISPRA, Regione Umbria, Università degli Studi di Perugia, Provincia di Perugia, Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Umbria e delle Marche, Studio Naturalistico Hyla e WildUmbria. Il gruppo di lavoro composto da ricercatori, professionisti ed esperti di diversi gruppi tassonomici, ha collaborato alla realizzazione del presente progetto editoriale sulla caratterizzazione e diffusione delle specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria con l'obiettivo di redigere la prima lista regionale di specie aliene e conoscere le principali minacce alla biodiversità acquatica regionale causate dalle invasioni biologiche.

Come costruire una lista regionale di specie aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria

La Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive (Genovesi & Shine, 2004) sottolinea, come accennato, la necessità della creazione di liste, banche dati e inventari a diversa scala, da internazionale a regionale. Il presente lavoro fornisce una visione di sintesi delle informazioni raccolte a livello regionale umbro, illustrando i risultati di un'analisi di carattere generale dei dati sulle specie aliene legate agli ambienti acquatici e umidi segnalate finora in Umbria. Per la trattazione di dettaglio dei diversi gruppi tassonomici si rimanda ai contributi specifici nel presente volume. Questo lavoro è stato possibile grazie alla collaborazione di molti esperti, ricercatori, professionisti e operatori del settore, e di numerosi Enti pubblici e privati che hanno fornito i dati a livello regionale, per ciascun gruppo tassonomico, sulle segnalazioni, la presenza e la distribuzione delle specie aliene degli ambienti acquatici e umidi dell'Umbria.

I gruppi tassonomici presi in considerazione in questo lavoro, finalizzato alla caratterizzazione delle specie aliene dell'Umbria e alla realizzazione di una prima lista di specie aliene legate all'acqua a livello regionale, appartengono a diversi Regni, e includono cianobatteri, alghe unicellulari (diatomee), funghi, muschi, epatiche, piante, animali invertebrati (molluschi, insetti, crostacei) e vertebrati (pesci, anfibi, rettili, uccelli, mammiferi). La lista, così costruita, è costituita dall'elenco delle specie alloctone segnalate per l'Umbria il cui ciclo vitale è legato all'acqua (Tabella 1). Per la realizzazione della lista sono state utilizzate fonti bibliografiche di varia natura, dati di altri progetti (esempio *check-list* ornitologica illustrata ed atlante ornitologico), dati dei singoli esperti e specialisti dei diversi gruppi, derivanti da ricerche di campo condotte su singole specie o gruppi tassonomici.

Complessivamente sono state segnalate in Umbria 96 specie aliene che vivono in ambienti acquatici o umidi. Molte sono segnalazioni occasionali, come per diverse specie di uccelli, riconducibili ai cosiddetti "animali di affezione", singoli individui mantenuti in cattività, sfuggiti o volontariamente rilasciati in natura. Dall'elenco di specie alloctone segnalate nei diversi gruppi, riportato nella Tabella 1 e nella Figura 1, risultano in ordine decrescente: 38 specie di pesci, 25 di uccelli, 11 di piante e 11 appartenenti al gruppo degli invertebrati, 2 specie di mammiferi, di anfibi e di alghe diatomee, e una specie appartenente rispettivamente ai funghi, epatiche, muschi, cianobatteri e rettili. Occorre sottolineare che il numero di piante riportate in questo elenco è un sottoinsieme ridotto delle piante aliene legate agli ambienti umidi e acquatici, invece molto più numerose, in quanto si riferisce soltanto alle piante aliene considerate invasive in Italia da Galasso *et al.* 2018 (vedi capitolo di Gigante sulle piante aliene invasive negli ambienti acquatici umbri).

A livello regionale, 11 specie presenti nella lista (11,57%) sono inserite nella Lista IUCN delle 100 peggiori specie alloctone invasive mondiali, 14 (14,73%) sono quelle inserite nella Lista DAISIE delle peggiori 100 specie alloctone europee e 8 (8,42%) appartengono invece alla Lista di specie aliene invasive di interesse unionale (EU Reg. 1143/14, UE Reg. 2016/1141), recentemente aggiornata (EU Reg. 1262/2019 del 25 luglio 2019): Gambero americano (*Orconectes limosus*), Gambero rosso della Louisiana (*Procambarus clarkii*), Pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*), Persico sole (*Lepomis gibbosus*), Testuggine palustre americana (*Trachemys scripta*), Oca egiziana (*Alopochen aegyptiaca*), Ibis sacro (*Threskiornis aethiopicus*), Nutria (*Myocastor coypus*).

Il Gruppo di lavoro, composto, come accennato, dagli esperti e autori dei contributi sui singoli gruppi tassonomici presi in considerazione nel presente volume, ha selezionato le specie esotiche di interesse gestionale per la regione Umbria principalmente sulla base del loro elevato grado di invasività potenziale, per gli impatti che potrebbero provocare a livello sanitario, socio-economico ed ecologico, per la loro attuale ampia diffusione e per lo stato di naturalizzazione sul territorio regionale. Le specie così selezionate sono 20 (di cui una specie di cianobatteri, due di piante, sei di invertebrati, otto specie di pesci, una di rettili, una di uccelli e una di mammiferi), e sono riportate in Appendice in specifiche schede di approfondimento ad esse dedicate. Per ciascuna specie aliena riportata nelle schede sono descritte informazioni relative a diversi aspetti: tassonomia, biologia, ecologia, impatti su specie ed ecosistemi, zoogeografia, periodo e cause di introduzione, distribuzione in ambito regionale e nazionale, grado di invasività in Umbria, eventuali metodi di controllo esistenti.

Da un'analisi dei dati raccolti per queste specie di interesse gestionale in Umbria, si evidenzia in Figura 2 che le aree di origine accertate per la maggior parte sono la zona Palearctica (57% delle specie), che include l'Eurasia non tropicale e l'Africa settentrionale, e la zona Neartica (24%), che include l'America settentrionale con il Messico settentrionale e la Groenlandia, confermando i risultati delle analisi condotte a livello europeo (Genovesi *et al.*, 2009; Gherardi *et al.*, 2009; Kark *et al.*, 2009) e, recentemente, in alcune regioni italiane (Monaco *et al.*, 2014a).

Riguardo invece alle cause di introduzione conosciute, per metà delle specie analizzate, la tipologia può essere considerata "volontaria", per il 30 % è involontaria e per il restante 20% mista (volontaria/involontaria). Le principali cause volontarie di introduzione sono riconducibili alla pesca sportiva e ad azioni di ripopolamento legate alle specie ittiche, come evidenziato in Figura 3, mentre tra le cause involontarie la principale è connessa al trasporto passivo delle specie, come contaminante. Non trascurabili le cause legate anche al commercio degli animali di affezione, acquacoltura o per scopo ornamentale e alimentare. Tutte le specie aliene di interesse gestionale in Umbria, possono causare impatti di tipo ecologico, su altre specie e popolazioni, su habitat ed ecosistemi autoctoni, e molte di esse sono anche in grado di esercitare in altri ambiti una qualche forma di impatto in rapporto con l'uomo, come quelli di tipo socio-economico e sanitario (Fig. 4). La maggior parte di queste specie aliene sono ormai purtroppo diffuse

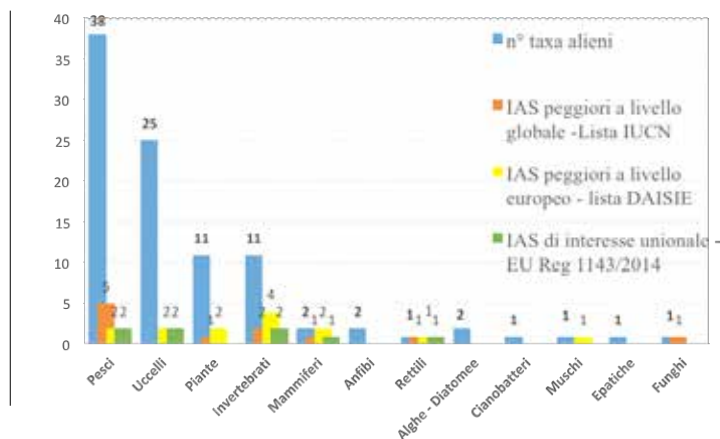


Figura 1
Numero di taxa alieni acquatici e legati alle zone umide, per gruppo tassonomico, segnalati in Umbria e inseriti nella Lista delle peggiori Specie Aliene Invasive (IAS) nel mondo - Lista IUCN - e nella Lista delle peggiori IAS a livello europeo - Lista DAISIE e IAS di interesse unionale - EU Reg 1143/2014

nei principali bacini idrografici umbri (Tevere, Paglia, Nestore, Chiascio), ad eccezione della parte superiore del Fiume Nera, e nei principali corpi idrici lacustri (Trasimeno, Piediluco, Corbara, Alviano). Tuttavia, per alcuni *taxa*, come *Cylindrospermopsis raciborski*, *Lemna minuta*, *Dreissena polymorpha*, *Dikerogammarus villosus*, la distribuzione risulta più localizzata, essendo accertati solo nel lago Trasimeno, stessa cosa vale per *Astacus leptodactylus* species complex e *Orconectes limosus*, relativamente al lago di Piediluco.

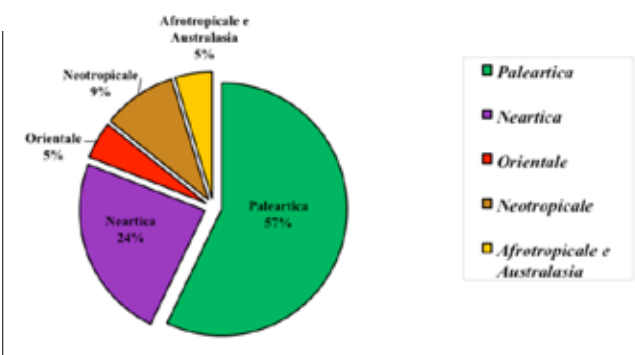


Figura 2
Percentuale di *taxa* alieni suddivisi per zone zoogeografiche di origine.

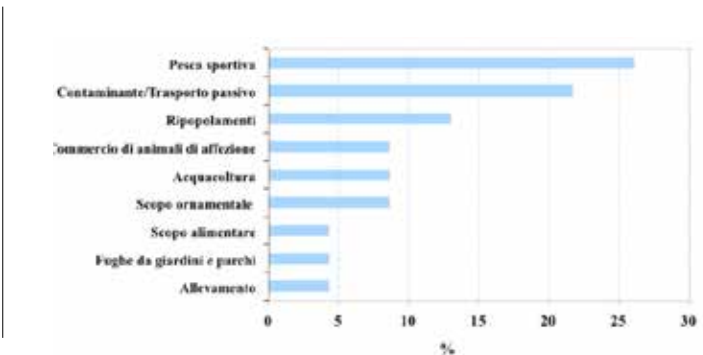


Figura 3
Percentuale di *taxa* alieni suddivisi per causa di introduzione

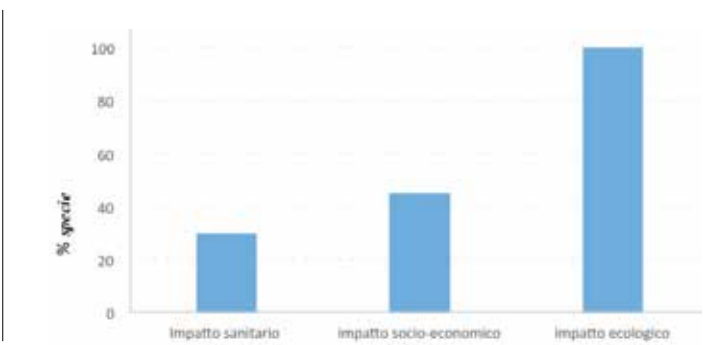


Figura 4
Ripartizione delle specie in funzione della tipologia degli impatti causati

Lacune conoscitive e aspetti gestionali

Da questa prima analisi sulla presenza e diffusione delle specie aliene acquatiche e di zone umide in Umbria emerge un quadro piuttosto allarmante. Molte delle specie alloctone segnalate sono caratterizzate da elevata invasività (24 sono classificate tra le peggiori a livello europeo o mondiale oppure di interesse unionale).

Escludendo quelle con segnalazioni occasionali, le restanti hanno ormai invaso i principali ambienti acquatici del reticolo idrografico umbro minacciando la biodiversità regionale, risultando potenzialmente in grado di provocare impatti sanitari e socio-economici. La minaccia di tali specie è in futuro destinata a crescere con nuove introduzioni in relazione ai sempre crescenti fenomeni di globalizzazione, e alle trasformazioni ambientali in atto a livello mondiale (distruzione degli habitat naturali e cambiamenti climatici) che ne favoriscono la diffusione.

A livello regionale dovrebbe quindi essere prioritario:

- 1) preservare da nuovi ingressi gli ambienti acquatici naturali, in modo particolare quelli ancora non invasi (come la parte superiore del bacino del Nera);
- 2) controllare le specie aliene invasive ormai presenti in quelli già fortemente compromessi dalle invasioni (es. lago Trasimeno).

A livello conoscitivo, è necessario incrementare le informazioni sulla presenza e diffusione di alcuni gruppi tassonomici indagati, come gli invertebrati e gli organismi unicellulari e acquisire dati relativi ai gruppi non coperti dalla presente indagine, potenzialmente a rischio di ingresso da altre regioni confinanti come il Lazio (Monaco *et al.*, 2014a) e la Toscana.

Altro aspetto conoscitivo da ampliare, al fine di delineare le priorità di intervento, riguarda senz'altro i principali *pathway* di introduzione, le vie geografiche attraverso le quali tali specie si muovono al di fuori del loro *range* di distribuzione naturale, passato o presente (Genovesi & Shine, 2004), per molte specie sono ancora poco conosciuti, così come gli impatti che esse possono provocare. È indispensabile, quindi, garantire attività di monitoraggio e ricerca, al fine di contenere la diffusione e prevenire altre introduzioni di specie aliene invasive. Seguendo i principi guida dell'approccio gerarchico della CBD la prima linea di difesa è la prevenzione di nuove introduzioni.

Per questo, essendo il fenomeno delle invasioni biologiche strettamente connesso al comportamento umano, non può essere affrontato solo con strumenti legislativi, è fondamentale che ci sia la consapevolezza da parte dei cittadini e dell'intera società (Genovesi *et al.*, 2015) affinché adottino comportamenti più responsabili e aiutino gli enti pubblici a identificare nuove specie aliene invasive e a intervenire quando necessario. La sensibilizzazione sul tema delle specie aliene, in particolare nelle acque interne del nostro territorio, gioca un ruolo prioritario. Su quest'ultimo aspetto esistono diversi strumenti (Codici di Condotta Volontari, Linee Guida, Buone Pratiche), sviluppati in ambito europeo che, come già fatto in altre regioni (Monaco *et al.*, 2014) potrebbero essere promossi anche in Umbria, applicandoli innanzitutto al settore della pesca.

In questo contesto è stato recentemente finanziato un progetto LIFE *Alien Species Awareness Program* (ASAP - LIFE15 GIE/IT/001039), coordinato da ISPRA, con lo scopo di ridurre il tasso di introduzione delle specie aliene invasive (IAS) attraverso la formazione degli operatori in diversi settori e del personale dei soggetti pubblici coinvolti nell'attuazione del Reg. EU 1143/14 (Agenzie regionali di Protezione Ambientale, Regioni e Province autonome, Parchi, Zoo e Orti Botanici, Musei, ecc.), parallelamente a un incremento della conoscenza sul problema delle IAS da parte dell'opinione pubblica (scuole, viaggiatori, visitatori), a cui anche Arpa Umbria sta recentemente collaborando.

Le attività di prevenzione delle nuove introduzioni e il rilevamento precoce delle specie alloc-

tone più pericolose sono le azioni prioritarie, come accennato, in quanto l'eradicazione di una specie esotica è più efficace se l'invasione si trova ancora nelle fasi iniziali.

Per questo motivo è raccomandata la creazione di un sistema di pre-allarme ("early warning system"; Genovesi *et al.*, 2010), prevista anche dal Regolamento Unionale (1143/14) sulla gestione delle specie alloctone, tramite la strutturazione di un "early warning and rapid response system (EWRRS).

Per quanto riguarda i sistemi di allerta precoce e controllo delle specie acquatiche invasive (AIS), un primo esempio a livello internazionale (UK, Spagna e Italia) è rappresentato dal Progetto AQUAINVADED-ED il cui principale obiettivo è di utilizzare i nuovi progressi molecolari combinati con la *citizen science* per sviluppare metodi innovativi di rilevazione precoce delle AIS, del loro controllo e della gestione in ambiente acquatico. Il Piano di Sviluppo Rurale dell'Umbria (PSR 2014-2020) ha recentemente finanziato nell'ambito della Sottomisura 16.1 (Focus Are 6B. Progetti di innovazione per stimolare lo sviluppo locale nelle zone rurali attraverso il ruolo della multifunzionalità delle aziende agricole) il Progetto "Modelli di innovazione per la multifunzionalità e la sostenibilità delle aziende agricole nelle aree parco (Multi.Park), finalizzato a favorire lo sviluppo sostenibile di aziende agricole all'interno di aree protette, attraverso la promozione dell'innovazione per l'aumento di produttività, e l'accrescimento della capacità di resilienza e di adattamento dei sistemi agricoli. Il progetto ha tra le sue attività in programma anche un'azione, coordinata da Arpa Umbria, relativa alla formazione e al coinvolgimento attivo degli agricoltori e dei pescatori (*farmer /fisherman scientist*) nelle aree parco oggetto di intervento (Monte Cucco e isola Polvese), oltre all'avvio di un primo sistema di allerta precoce territoriale.

Un altro esempio a livello internazionale di progetto riguardante la gestione delle specie aliene invasive è rappresentato dal Progetto ALIEM (Interreg-marittimo Francia - Italia) di cui sono partner anche Arpa Liguria e Arpa Sardegna. Tra gli obiettivi del progetto, la creazione di una rete transfrontaliera interistituzionale e scientifica per la prevenzione e la gestione integrata dei rischi legati alla diffusione di specie aliene invasive che minacciano la biodiversità, tra cui anche alcune specie di acqua dolce come ad esempio il Giacinto d'acqua *Eichhornia crassipes*.

Una volta che una specie aliena si è insediata in natura, l'azione gestionale prevista nell'approccio gerarchico è l'eradicazione e ove essa non sia fattibile, l'applicazione di misure di contenimento e controllo a lungo termine. Negli ecosistemi acquatici l'eradicazione si dimostra spesso molto difficile e non fattibile, in modo particolare per gli invertebrati (es. *Dikerogammarus villosus*). Un recente esempio virtuoso di eradicazione di una specie aliena in ambiente acquatico è rappresentato dal progetto LIFE+ TROTA che ha avuto come obiettivo la conservazione delle popolazioni autoctone esistenti di trota mediterranea (*Salmo macrostigma*, recentemente indicata in letteratura come *Salmo cettii*) in alcuni bacini idrografici dell'Appennino centrale nella Regione Marche, dove ha rischiato di venire progressivamente soppiantata da trote atlantiche (*Salmo trutta*), immesse a scopo di ripopolamento. Una delle azioni del progetto ha previsto proprio l'eradicazione delle trote aliene in tratti fluviali isolati di corsi d'acqua strategici, attraverso la tecnica dell'elettropesca.

Alla luce delle esperienze sopra citati, è quindi opportuno avviare progetti sperimentali al fine di sviluppare nuovi metodi di controllo delle specie aliene acquatiche, avvalendosi di tecnologie innovative se disponibili.

Tabella 1 - Lista delle specie alloctone legate agli ambienti umidi segnalate in Umbria

Gruppo tassonomico	specie	Presenza in Umbria	Lista tra le 100 peggiori del mondo (IUCN)	Lista tra le 100 peggiori d'Europa (DAISIE)	Lista Regolamento Unionale 1143/2014
Cianobatteri	<i>Cylindrospermopsis raciborski</i>	si			
Funghi	<i>Batrachochytrium dendrobatidis</i>	si	si		
Diatomee	<i>Reimeria uniseriata</i>	si			
Diatomee	<i>Dyadensis confervacea var. confervacea</i>	si			
Muschi	<i>Campylopus introflexus</i>	si		si	
Epatiche	<i>Ricciocarpos natans</i>	si			
Piante	<i>Arundo donax</i>	si	si		
Piante	<i>Helianthus tuberosus</i>	si			
Piante	<i>Robinia pseudoacacia</i>	si		si	
Piante	<i>Amorpha fruticosa</i>	si			
Piante	<i>Azolla filiculoides</i>	si			
Piante	<i>Elodea canadensis</i>	si		si	
Piante	<i>Paspalum distichum</i>	si			
Piante	<i>Bidens frondosus</i>	si			
Piante	<i>Lemna minuta</i>	si			
Piante	<i>Lindernia dubia</i>	si			
Piante	<i>Solanum chenopodioides</i>	si			
Invertebrati	<i>Astacus leptodactylus species complex</i>	si			
Invertebrati	<i>Orconectes limosus</i>	si			si
Invertebrati	<i>Procambarus clarkii</i>	si		si	si
Invertebrati	<i>Dreissena polymorpha</i>	si	si	si	
Invertebrati	<i>Sinanodonta woodiana</i>	si			
Invertebrati	<i>Branchiura sowerbyi</i>	si			
Invertebrati	<i>Craspedacusta sowerbii</i>	si			
Invertebrati	<i>Potamopyrgus antipodarum</i>	si			
Invertebrati	<i>Physella acuta</i>	si			
Invertebrati	<i>Aedes albopictus</i>	si	si	si	
Invertebrati	<i>Dikerogammarus villosus</i>	si		si	
Pesci	<i>Atherina boyeri</i>	si			
Pesci	<i>Alburnus arborella</i>	si			
Pesci	<i>Abramis brama</i>	si			
Pesci	<i>Barbus barbus</i>	si			
Pesci	<i>Blicca bjoerkna</i>	si			
Pesci	<i>Carassius auratus</i>	si			
Pesci	<i>Chondrostoma soetta</i>	si			
Pesci	<i>Ctenopharyngodon idella</i>	si			

Gruppo tassonomico	specie	Presenza in Umbria	Lista tra le 100 peggiori del mondo (IUCN)	Lista tra le 100 peggiori d'Europa (DAISIE)	Lista Regolamento Unionale 1143/2014
Pesci	<i>Cyprinus carpio</i>	si	si		
Pesci	<i>Gobio gobio</i>	si			
Pesci	<i>Leuciscus aspius</i>	si			
Pesci	<i>Leucos aula</i>	si			
Pesci	<i>Luciobarbus graellsii</i>	si			
Pesci	<i>Protochondrostoma genei</i>	si			
Pesci	<i>Pseudorasbora parva</i>	si		si	si
Pesci	<i>Rhodeus sericeus</i>	si			
Pesci	<i>Rutilus rutilus</i>	si			
Pesci	<i>Scardinius erythropthalmus</i>	si			
Pesci	<i>Scardinius hesperidicus</i>	si			
Pesci	<i>Squalius cephalus</i>	si			
Pesci	<i>Lepomis gibbosus</i>	si			si
Pesci	<i>Micropterus salmoides</i>	si	si		
Pesci	<i>Cobitis bilineata</i>	si			
Pesci	<i>Esox lucius</i>	si			
Pesci	<i>Knipowitschia panizzae</i>	si			
Pesci	<i>Padogobius bonelli</i>	si			
Pesci	<i>Pomatoschistus canestrini</i>	si			
Pesci	<i>Ameiurus melas</i>	si			
Pesci	<i>Gymnocephalus cernua</i>	si			
Pesci	<i>Perca fluviatilis</i>	si			
Pesci	<i>Stizostedion lucioperca</i>	si			
Pesci	<i>Gambusia holbrooki</i>	si	si		
Pesci	<i>Coregonus lavaretus</i>	si			
Pesci	<i>Oncorhynchus mykiss</i>	si	si		
Pesci	<i>Salmo trutta (complex)</i>	si	si		
Pesci	<i>Salvelinus fontinalis</i>	si		si	
Pesci	<i>Thymallus thymallus</i>	si			
Pesci	<i>Silurus glanis</i>	si			
Anfibi	<i>Pelophylax ridibundus</i>	si			
Anfibi	<i>Pelophylax shquipericus</i>	si			
Rettili	<i>Trachemys scripta</i>	si	si	si	si
Uccelli	<i>Dendrocygna bicolor</i>	si			
Uccelli	<i>Anser cygnoides</i>	si			
Uccelli	<i>Anser indicus</i>	si			
Uccelli	<i>Anser caerulescens</i>	si			
Uccelli	<i>Branta canadensis</i>	si		si	

Gruppo tassonomico	specie	Presenza in Umbria	Lista tra le 100 peggiori del mondo (IUCN)	Lista tra le 100 peggiori d'Europa (DAISIE)	Lista Regolamento Unionale 1143/2014
Uccelli	<i>Cygnus olor</i>	si			
Uccelli	<i>Cygnus atratus</i>	si			
Uccelli	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	si			si
Uccelli	<i>Aix sponsa</i>	si			
Uccelli	<i>Aix galericulata</i>	si			
Uccelli	<i>Callonetta leucophrys</i>	si			
Uccelli	<i>Anas rubripes</i>	si			
Uccelli	<i>Anas erythrorhyncha</i>	si			
Uccelli	<i>Marmaronetta angustirostris</i>	si			
Uccelli	<i>Phoenicopterus chilensis</i>	si			
Uccelli	<i>Phoeniconaias minor</i>	si			
Uccelli	<i>Leptoptilos crumenifer</i>	si			
Uccelli	<i>Mycteria ibis</i>	si			
Uccelli	<i>Pelecanus rufescens</i>	si			
Uccelli	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	si		si	si
Uccelli	<i>Geronthicus eremita</i>	si			
Uccelli	<i>Platalea alba</i>	si			
Uccelli	<i>Porphyrio poliocephalus</i>	si			
Uccelli	<i>Balearica regulorum</i>	si			
Uccelli	<i>Vanellus spinosus</i>	si			
Mammiferi	<i>Rattus norvegicus</i>	si		si	
Mammiferi	<i>Myocastor coypus</i>	si	si	si	si
N° totale specie aliene presenti		96	11	14	8

Aix sponsa


Ringraziamenti

Un sentito ringraziamento ai ricercatori, professionisti ed esperti del gruppo di lavoro nonché a tutti gli autori dei contributi e delle foto, senza la cui collaborazione questo lavoro non sarebbe stato possibile. Un ringraziamento particolare a Piero Genovesi, e Andrea Monaco per il supporto scientifico fornito in modo particolare nelle prime fasi di sviluppo del progetto editoriale.

Bibliografia

- AA.VV., 2007. Linee guida per l'immissione di specie faunistiche. Quad. Cons. Natura, 27, Min. Ambiente, Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Celesti-Grappo L., Pretto F., Carli E., Blasi C. (a cura di), 2010. Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- Darwall W., Carrizo S., Numa C., Barrios V., Freyhof J. Smith K., 2014. Freshwater key biodiversity areas in the Mediterranean basin hotspot. IUCN (International Union for Conservation of Nature), pp. 86.
- Genovesi P. & Shine C., 2004. European strategy on invasive alien species. Convention on the Conservation of European Wildlife and Habitats (Bern Convention). Nature and environment, No. 137. Council of Europe Publishing. Strasbourg Cedex.
- Genovesi P. & Scalera R., 2007. Towards a black list of invasive alien species entering Europe through trade, and proposed responses. Convention on the Conservation of European wildlife and natural habitats. T-PVS/Inf 09.2007. 43pp.
- Genovesi P., Bacher S., Kobelt M., Pascal M., Scalera R., 2009. Alien mammals of Europe. Handbook of alien species in Europe, Springer, 3: 119-128.
- Genovesi P., Scalera R., Solarz W., Roy D., 2010. Towards an early warning and information system for invasive alien species (IAS) threatening biodiversity in Europe. European Environment Agency. Technical Report N. 5/2010, 52pp.
- Genovesi P., Carboneras C., Vilà M., Walton P., 2015. EU adopts innovative legislation on invasive species: a step towards a global response to biological invasions? *Biol. Invasions*, 17 (5): 1307-1311.
- Gherardi F., 2007. Biological invasions in inland waters: an overview. In: Gherardi F. (ed) Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution, and threats. Springer, Dordrecht, pp 3-25.
- 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. *Biological Invasions* 10: 435-454.
- Gherardi F., Gollasch S., Minchin O., Olenin S., Panov W.E., 2009. Alien invertebrates and fish in European inland waters. Handbook of alien species in Europe, Springer, 3:81-92.
- Kark S., Solarz W., Chron F., Clergeau P., Shirley S., Alien Birds, amphibians and reptiles of Europe. Handbook of alien species in Europe, Springer, 3: 105-118.
- Kettunen M., Genovesi P., Gollasch S., Pagad S., Starfinger U., ten Brink P., Shine C. 2009. Technical support to EU strategy on invasive species (IAS) - Assessment of the impacts of IAS in Europe and the EU, Final report to the European Commission, Institute for European Environmental Policy (IEEP), Brussels, Belgium, 40 pp. + Annexes.
- Millennium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC, pp. 137.
- Monaco A. (a cura di), 2014. Alieni: la minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio. Palombi Editori, Roma, 2014, pp 256.
- Monaco A., Sposimo P., Piazzini A., Genovesi P., 2014a. La fauna alloctona del Lazio: uno sguardo di sintesi. In: Monaco A. (a cura di), 2014. Alieni: la minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio. Palombi Editori, Roma: 18-29.
- Monaco A., Sposimo P., Genovesi P., 2014b. Materiali per la costruzione di un sistema di liste di specie alloctone a rischio di ingresso e diffusione nel Lazio. In: Monaco A. (a cura di), 2014. Alieni: la minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio. Palombi Editori, Roma: 156-163.

Pretto F., Genovesi P., Celesti-Grappo L., Gherardi F., Scalera R., Zerunian S., 2011. L'introduzione di specie alloctone. In: D'Antoni S., Battisti C., Cenni M. e Rossi G.L. (a cura di), 2011 – Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide. Rapporti ISPRA 153/11 pp.460.

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. Gazzetta Ufficiale dell'Unione europea L 317/35. 4.11.2014.

Regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 della Commissione del 13 luglio 2016 che adotta un elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale in applicazione del regolamento (UE) N. 1143/2014 del Parlamento Europeo e del Consiglio. Gazzetta Ufficiale dell'Unione europea L 189/4. 14.7.2016.

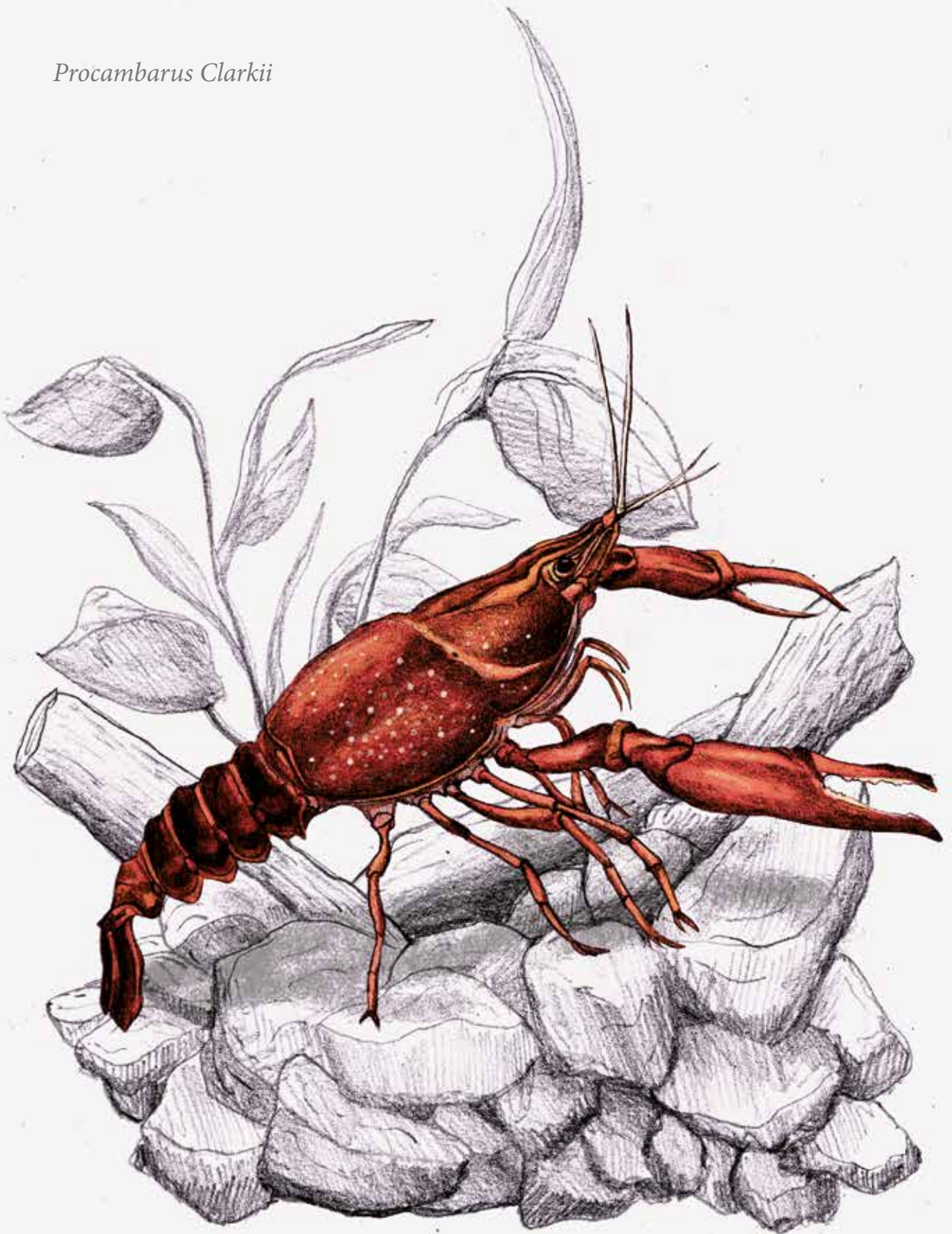
Regolamento di esecuzione (UE) 2019/1262 della Commissione del 25 luglio 2019 che modifica il regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 per aggiornare l'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale. Gazzetta Ufficiale dell'Unione europea L 199/1. 26.7.2019.

Richardson D. M., P. Pyšek, and J. T. Carlton, 2011. A Compendium of Essential Concepts and Terminology In Invasion Ecology. In: Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton, 1st edition. Edited by David M. Richardson © 2011 by Blackwell Publishing Ltd

Scalera R., Bevilacqua G., Carnevali L., e Genovesi P. (a cura di) 2018. Le specie esotiche invasive: andamenti, impatti e possibili risposte. ISPRA. pp 1-121.

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

Procambarus Clarkii



CAPITOLO 1

Gli ambienti acquatici umbri

Massimo Lorenzoni, Antonella Carosi, Fedra Charavgis,
Alessandra Cingolani, Valentina Della Bella

Riassunto

Gli ecosistemi acquatici rappresentano una componente particolarmente importante dell'ecosfera, e mostrando generalmente un'elevata biodiversità, probabilmente promossa dall'alto grado di isolamento che li caratterizza.

Gli ecosistemi d'acqua dolce possono essere considerati fra i più a rischio al mondo: il declino della biodiversità è molto più ampio nelle acque interne che negli ecosistemi terrestri e marini, in quanto molte linee di invertebrati e vertebrati hanno evoluto un'elevata diversità in alcuni sistemi idrici. Insieme alle modificazioni degli habitat, l'introduzione delle specie esotiche rappresenta la principale minaccia alla biodiversità per le acque dolci.

L'Italia è una delle aree europee più importanti per quanto riguarda la biodiversità delle acque interne con livelli di endemismo molto elevati. Le specie endemiche sono potenzialmente esposte a maggiori rischi di estinzione. In Umbria tale rischio appare particolarmente elevato, poiché più alto che altrove è il numero di specie endemiche con areale limitato. Diventa pertanto prioritario salvaguardare la ricchezza floristica e faunistica tipica delle acque dolci superficiali regionali. Il sistema idrografico umbro comprende 5 bacini idrografici principali: Chiascio-Topino, Nera, Nestore, Paglia, e parte del bacino del Tevere. I principali ambienti lacustri e umidi regionali includono il lago Trasimeno, il lago di Piediluco, l'invaso di Corbara, l'invaso di Arezzo, l'invaso dell'Aia, l'invaso di San Liberato, il lago di Alvianone la palude di Colfiorito. La rete idrografica dell'Umbria presenta, inoltre, una notevole ricchezza di altri ambienti umidi di minore dimensione, comprendenti prati umidi, numerosi specchi d'acqua, habitat sorgivi e ripariali di fiumi, pozze e piccoli stagni effimeri.

Introduzione

Gli ecosistemi acquatici rappresentano una componente particolarmente importante dell'ecosfera, contribuendo in modo determinante al mantenimento della sua biodiversità (Turak e Linke, 2011). Si calcola, infatti, che nelle acque dolci è presente circa il 35% circa delle specie note di vertebrati (Balian *et al.*, 2008), pur ricoprendo tali ambienti meno dell'1% della superficie complessiva del pianeta e meno dello 0,01% del volume totale di acqua disponibile (Dudgeon *et al.*, 2006).

Questa elevata biodiversità è probabilmente promossa dal grado di isolamento che caratterizza i sistemi d'acqua dolce. A differenza dei *taxa* terrestri che hanno più ampie possibilità di colonizzare nuovi ambienti, le opzioni di dispersione per gli organismi rigorosamente d'acqua dolce (specie primarie *sensu* Myer, 1949) sono circoscritte all'interno dei singoli bacini di drenaggio fluviale: in tal modo il flusso genico tra popolazioni di bacini imbriferi diversi può essere talmente limitato da permettere una più o meno elevata diversificazione genetica (Tisseuil *et al.*, 2013). La vita in un ambiente acquatico è da questo punto di vista paragonabile a quella in un'isola oceanica o in una cima di una montagna (isole ecologiche) (Rosenzweig 1995). Gli ambienti lotici, inoltre, presentano rispetto ai laghi condizioni di esistenza particolari per la fauna dulcacquicola: i fiumi, infatti, sono sistemi aperti, lineari, direzionali in quanto caratterizzati da un forte flusso d'acqua che impone una deriva verso valle agli organismi (*drift*). La persistenza dei popolamenti biologici negli ambienti fluviali rappresenta uno dei temi centrali in idrobiologia (Speirs e Gurney, 2001; Lutscher *et al.*, 2010) e numerose specie usano diverse parti dell'habitat in differenti fasi della propria esistenza. In assenza di meccanismi che consentano una nuova ricolonizzazione a monte, la persistenza delle popolazioni negli ambienti fluviali sarebbe difficilmente possibile: le migrazioni longitudinali nella fauna acquatica possono essere una componente obbligatoria del ciclo biologico, soprattutto se - come spesso avviene - la migrazione è associata alla riproduzione (Groombridge e Jenkins, 1998). Per quanto riguarda i pesci, ad esempio, possono verificarsi migrazioni longitudinali all'interno dello stesso fiume (specie potamodrome) o dal fiume al mare (specie diadrome: catadrome e anadrome) o tra ambienti lotici e lentici. Se tali movimenti sono ostacolati o impediti dalla presenza di interruzioni nella continuità fluviale (naturali o più spesso create dall'uomo) si può causare una frammentazione delle popolazioni, una riduzione della loro abbondanza e, nei casi più gravi, la loro completa estinzione. Le specie migratrici obbligate, anadrome, longeve, con bassi tassi di riproduzione e tardivo raggiungimento della maturità sessuale sono da questo punto di vista le più vulnerabili (Groombridge e Jenkins, 1998).

Molte linee di invertebrati e vertebrati hanno evoluto un'elevata diversità in alcuni sistemi idrici, e in alcuni casi, la ricchezza e l'endemismo delle specie tendono ad essere positivamente correlati tra i diversi gruppi tassonomici (Watters, 1992). Come conseguenza gli ecosistemi d'acqua dolce possono essere considerati fra i più a rischio al mondo: il declino della biodiversità è molto più ampio nelle acque interne che negli ecosistemi terrestri e marini (Dudgeon *et al.*, 2006; Turak e Linke, 2011). Ad esempio, sulla base delle estinzioni registrate in Nord America nel corso del ventesimo secolo, Ricciardi e Rasmussen (1999) prevedono in futuro un tasso di estinzione molto più elevato per la fauna d'acqua dolce (circa il 4% per decade) rispetto a quelle per gli ecosistemi terrestri e marini (circa l'1% per decade).

A causa dell'influenza delle glaciazioni, nelle regioni temperate del mondo la diversità della fauna d'acqua dolce aumenta da nord a sud. Così, ad esempio, in Europa l'ittiofauna dell'area Mediterranea è molto diversa da quella delle regioni più settentrionali (Crivelli e Maitland, 1995). L'Italia è una delle aree europee più importanti per quanto riguarda la biodiversità delle acque interne (Smith e Darwall, 2006): l'eterogeneità degli ambienti e il loro isolamento geografico in un'area caratterizzata da una marcata aridità estiva e dalla presenza di diverse catene montuose che funzionano da barriera, hanno favorito l'esistenza di una grande ricchezza di specie. Anche



Figura 1
Le cinque principali categorie di minaccia e le loro interazioni con la biodiversità delle acque dolci. (adattata da Dudgeon *et al.*, 2006)

i livelli di endemismo sono molto elevati, presumibilmente poiché l'area a sud delle Alpi ha rappresentato un rifugio per un gran numero di specie durante i periodi glaciali. Le specie endemiche sono particolarmente importanti per la conservazione della biodiversità in quanto, avendo areali molto limitati, sono potenzialmente esposte a maggiori rischi di estinzione. In Umbria tale rischio appare particolarmente elevato, poiché più alto che altrove è il numero di specie endemiche con areale limitato (Lorenzoni, 2015).

Per finire, inoltre, occorre ricordare che lo stato di conservazione dei pesci ossei e delle lamprede autoctoni presenti nelle acque interne italiane, secondo quanto indicato nella Lista Rossa delle specie di vertebrati italiani (Rondinini *et al.*, 2013) è particolarmente negativo, in misura molto maggiore rispetto alle altre classi di vertebrati. Assommando insieme le tre categorie di rischio più elevato (vulnerabili VU, in pericolo EN e in pericolo critico CR) le percentuali sono pari al 21% per i pesci cartilaginei, al 48% per i pesci ossei e le lamprede d'acqua dolce, al 36% per gli anfibi, al 19% per i rettili, al 29% per gli uccelli e al 23% per i mammiferi. Da sottolineare, quindi, che sono proprio gli anfibi, altra componente della fauna vertebrata che trascorre una parte importante del proprio ciclo biologico in acqua, la seconda classe dopo i pesci che presenta la frequenza più elevata di specie a rischio; fauna ittica e lamprede, inoltre, presentano anche la maggiore percentuale di specie già estinte in Italia, pari al 4% del totale (Rondinini *et al.*, 2013).

Insieme alle modificazioni degli habitat (compresi gli ostacoli che interrompono la continuità fluviale), l'introduzione delle specie esotiche rappresenta l'altra principale causa di impatto sulla fauna ittica (Ghetti *et al.*, 2007): tutti questi fattori interagiscono e sono interconnessi fra loro (Fig. 1). Per i motivi già spiegati (isolamento, elevato numero di specie endemiche, limitato areale), l'introduzione delle specie esotiche rappresenta una minaccia alla biodiversità più grave per le acque dolci rispetto agli ambienti terrestri e marini, tanto che è stato definito uno dei più importanti e meno studiati fattori di perturbazione causati dall'uomo sugli ecosistemi acquatici (Mack *et al.*, 2000). Questo scenario, di per sé già preoccupante, è destinato a modificarsi nel futuro come conseguenza dei cambiamenti climatici che tenderanno a peggiorare le particolari condizioni ambientali che caratterizzano i corsi d'acqua appenninici: i modelli prevedono un'esacerbazione delle caratteristiche torrentizie con un'intensificazione dei fenomeni estremi e, in estate, una riduzione della portata, un aumento della temperatura dell'acqua, una

riduzione della velocità di corrente, una diminuzione della concentrazione di ossigeno e un maggior degrado della qualità dell'acqua, conseguente alla minore diluizione dei carichi inquinanti (Lorenzoni *et al.*, 2014).

LE ACQUE DOLCI SUPERFICIALI

Il sistema idrografico umbro comprende 5 bacini idrografici: Chiascio-Topino, Nera, Nestore, Paglia, residuo Tevere; limitate aree nella fascia nord-orientale della regione ricadono nei bacini adriatici dei fiumi Metauro, Esino e Potenza (Fig. 2), mentre lembi ancora più circoscritti di territorio nella parte più occidentale dell'Umbria fanno parte del bacino dell'Arno. La porzione orientale del territorio regionale comprende un'area montana con alcuni massicci carbonatici molto permeabili e i bacini idrografici (Nera, Topino) sono caratterizzati dalla presenza di pochi corsi d'acqua con regime idrologico costante. Quasi tutti gli affluenti di destra del Tevere (Paglia, Nestore) scorrono su rocce marnoso-arenacee, poco permeabili, e presentano un tipico regime torrentizio. Il fiume Tevere, dopo l'immissione del Nera che gli garantisce un notevole apporto idrico durante tutto l'arco dell'anno, passa da un regime torrentizio a un regime tipicamente fluviale.

LA RETE FLUVIALE

Il fiume Tevere è il più grande fiume dell'Italia peninsulare e rappresenta in assoluto il secondo fiume italiano per estensione del bacino imbrifero (12692 km², IRSA, 1978) e il terzo per lunghezza (405 km). Nasce dal monte Fumaiolo, in Emilia Romagna, a una quota di circa 1270 m s.l.m.; dopo aver percorso un breve tratto in Toscana fa il suo ingresso in Umbria nei pressi dell'abitato di San Giustino (a quota inferiore a 300 m s.l.m.) e attraversa tutta la regione, da nord a sud, per circa 200 km. La pendenza nel tratto umbro si mantiene sempre piuttosto bassa, tanto che il dislivello tra la sezione di ingresso nella regione e quella di uscita è di soli 250 m. Lungo il tratto umbro il Tevere riceve le acque di numerosi affluenti sia in destra che in sinistra idrografica; i principali sono: il fiume Chiascio, il fiume Nestore, il fiume Paglia e il fiume Nera (Fig. 2). I bacini degli affluenti di destra si estendono solo parzialmente all'interno dei confini regionali, percorrendo in Toscana la parte più montana del loro corso. Gli affluenti del fiume Tevere presenti nel tratto a monte della confluenza con il fiume Chiascio sono in genere caratterizzati da uno spiccato regime torrentizio e da bacini di ampiezza limitata; quelli aventi superfici maggiori di 100 km² sono i seguenti (Regione dell'Umbria, 1997): torrenti Cerfone, Nestore e Niccone in destra idrografica, torrenti Carpina e Assino in sinistra idrografica. Le aste fluviali principali presentano lunghezze di 20-30 km e pendenze medie comprese tra 2,3% e 1,4%. La natura scarsamente permeabile dei bacini di alimentazione determina un basso deflusso di base e una forte dipendenza delle portate superficiali dalle precipitazioni, sia negli affluenti sia nel corso d'acqua principale.

Poco a monte dell'abitato di Deruta, in località Pontenuovo di Torgiano, il Tevere riceve le acque del fiume Chiascio, proveniente dalla sinistra idrografica, e pochi chilometri più a valle quelle del fiume Nestore, che al contrario è un affluente di destra. La portata media annua stimata all'ingresso del Tevere in Umbria è inferiore a 5 m³/s, mentre a monte della confluenza del fiume Chiascio raggiunge quasi i 25 m³/s.

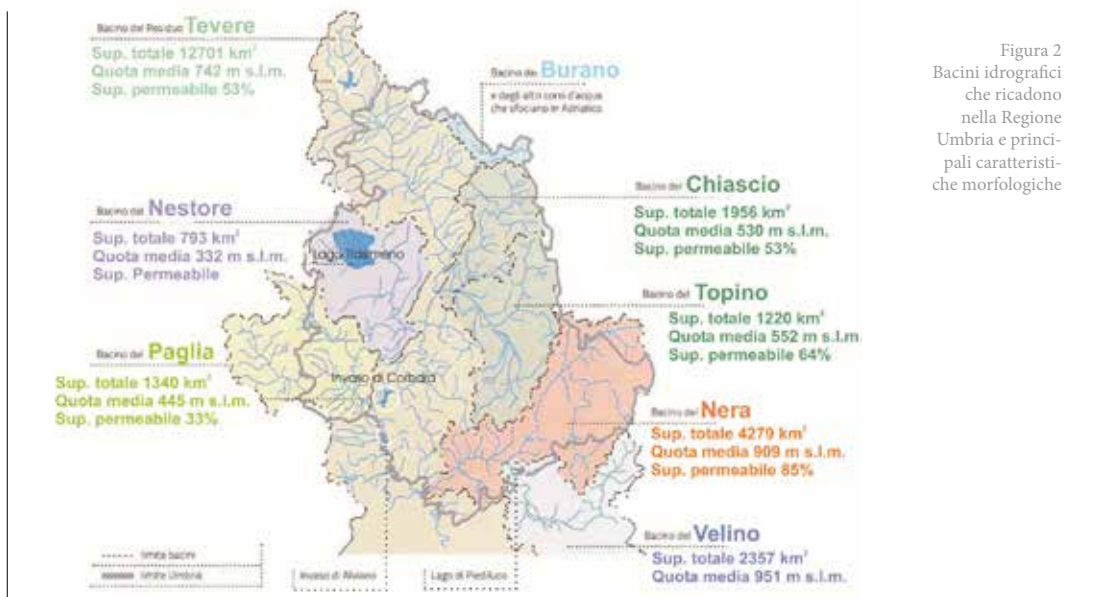


Figura 2
Bacini idrografici
che ricadono
nella Regione
Umbria e princi-
pali caratteristi-
che morfologiche

Il bacino del fiume Chiascio si estende nella parte orientale della regione per circa 1960 km²; l'asta fluviale principale si sviluppa per circa 95 km nella porzione settentrionale del bacino. Affluente principale del Chiascio è il fiume Topino, che drena le acque di tutta la Valle Umbra, il cui bacino ha una superficie di 1220 km². Il bacino del Topino è caratterizzato in prevalenza da litologie permeabili rappresentate dai calcari dei monti di Foligno e Spoleto e dei Monti Martani; i terreni considerati impermeabili, invece, coprono circa un terzo della sua superficie. Nel resto del bacino del Chiascio i terreni calcarei, altamente permeabili, sono presenti solo nella sinistra idrografica del tratto iniziale del corso, per il resto prevalgono i terreni marnoso-arenacei, scarsamente permeabili. Dopo avere ricevuto le acque del Chiascio, il Tevere incrementa la portata media annua oltrepassando i 50 m³/s.

Il bacino del fiume Nestore si sviluppa per circa 1110 km² nella parte centro-occidentale della Regione; in questa superficie è incluso anche il bacino del lago Trasimeno (circa 310 Km²), collegato alla rete idrografica attraverso un emissario artificiale. Il fiume Nestore presenta uno spiccato carattere torrentizio; la sua portata media annua è inferiore a 8 m³/s. Tra gli affluenti del fiume Nestore che presentano un bacino idrografico con superficie superiore a 100 Km² vi sono il torrente Caina e il torrente Fersinone.

Nel tratto successivo alla confluenza del Nestore, il fiume Tevere scorre prima in direzione nord-sud per poi deviare verso sud-ovest e continuare il suo corso incassato nella gola del Forello, a monte della quale entra in Provincia di Terni. In questo tratto sono presenti alcuni affluenti minori, fra i quali il torrente Puglia e il torrente Naia sono i soli ad avere un bacino di superficie superiore a 100 km². A sud della confluenza con il fiume Paglia il corso del Tevere coincide con il confine amministrativo tra Umbria e Lazio; di conseguenza solo gli affluenti di sinistra scorrono in territorio umbro. Tra questi il Rio Grande presenta un bacino idrografico con superficie superiore a 100 km².

Il bacino del fiume Paglia si estende per circa 1320 km², di cui circa 679 km² (52%) situati al di fuori del territorio umbro, nelle regioni Toscana e Lazio (Mearelli *et al.*, 1996). Il Paglia si getta nel Tevere presso Tordimonte, tra Orvieto e Baschi, dopo un percorso di 67 km; poco prima della confluenza, nei pressi di Ciconia (comune di Orvieto), le sue acque ricevono quelle del torrente Chiani, principale affluente in sinistra idrografica. Il Chiani, con un bacino di 458 km² e un percorso di circa 42 km, interessa i territori di Toscana e Umbria, raccogliendo tutte le acque della Val di Chiana romana (CNR, 1982). A valle dell'immissione del fiume Paglia la portata media annuale del fiume Tevere è di 79 m³/s.

All'altezza di Orte il Tevere riceve le acque del fiume Nera, affluente di sinistra di grande importanza sia per l'estensione del bacino idrografico che per le caratteristiche idrologiche. Il bacino del Nera, comprendente anche quello del Velino, si estende per oltre 4200 km² di superficie e presenta le quote medie più elevate tra i vari bacini che interessano l'Umbria. Il fiume Nera nasce a 902 m di quota, al confine tra le regioni Umbria e Marche, dalle sorgenti di Vallinfante, sulle pendici dei monti Sibillini, e ha una lunghezza complessiva di circa 125 km. Il bacino presenta caratteristiche morfologiche e litologiche molto diverse da quelle del bacino del Tevere a monte della sua confluenza: è quasi totalmente costituito da terreni calcarei con elevata permeabilità; la densità di drenaggio è di conseguenza piuttosto bassa.

Il fiume Velino è il principale affluente del Nera e presenta un bacino di 2357 km² che si estende nel Lazio e in Abruzzo. Gli affluenti della parte montana del Nera (a monte della confluenza del Velino) che presentano bacini idrografici con una superficie superiore a 100 km² sono: il fiume Corno (affluente in sinistra idrografica) che a sua volta riceve le acque del fiume Sordo, e il fiume Vigi (in destra idrografica).

Sono evidenti gli effetti del fiume Nera sul regime idrologico del Tevere, sia come incremento del deflusso medio annuo (194 m³/s subito a valle dell'immissione del Nera), sia come attenuazione della variabilità stagionale dei deflussi. Il fiume Nera è l'unico corso d'acqua umbro a presentare un regime tipicamente fluviale: la portata media annua naturale, calcolata alla sezione di confluenza con il Tevere, supera i 100 m³/s e durante l'anno le portate medie mensili non si discostano molto da questo valore medio. Tale caratteristica è comune a tutti i corsi d'acqua del suo bacino idrografico ed è conseguenza dell'elevata permeabilità dei terreni che assicura alla circolazione idrica superficiale un'abbondante alimentazione di base.

I LAGHI

Sono ecosistemi estremamente complessi e, per certi aspetti, unici. Ogni lago è un sistema dinamico, popolato da specie animali e vegetali in stretta relazione di interdipendenza tra di loro e con l'ambiente in cui vivono.

Gli ambienti lacustri sono caratterizzati da una continua evoluzione delle componenti biotiche e abiotiche e rispondono agli input esterni in tempi e modi difficilmente quantificabili: il progressivo aumento dell'impatto antropico concorre, insieme ai cambiamenti climatici, a minare i delicati equilibri di habitat già così fragili.

Diventa pertanto prioritario salvaguardare la ricchezza floristica e faunistica tipica di ogni ambiente lacustre. Di seguito una breve descrizione dei principali laghi e ambienti umidi presenti nella regione Umbria.

Il lago Trasimeno

È situato a circa 30 Km a Ovest di Perugia, (Fig. 3) tra i bacini del fiume Arno e del fiume Tevere. La sua natura di lago chiuso, con bacino imbrifero molto piccolo rispetto alla superficie del lago, implica un livello delle acque molto variabile e direttamente influenzato dalle precipitazioni. La sua importanza come area umida è riconosciuta dalla comunità scientifica nazionale e internazionale. Il lago ricade nell'ambito di un'area protetta, il Parco Regionale del

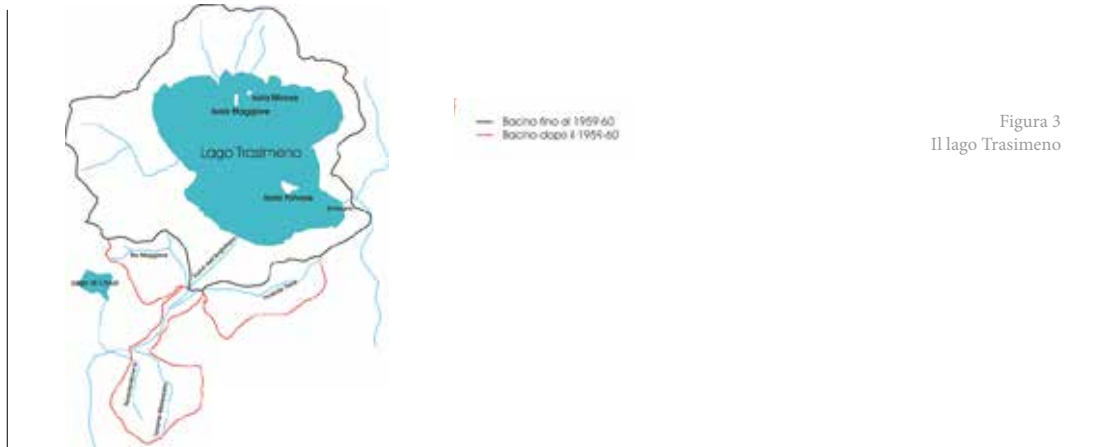


Figura 3
Il lago Trasimeno

lago Trasimeno, il cui territorio è interessato dalla presenza di un sito della Rete Natura 2000, la ZSC/ZPS Lago Trasimeno. Il bacino è caratterizzato da una conformazione della cuvetta lacustre unica nel panorama dei laghi italiani: la superficie molto estesa dello specchio d'acqua e la scarsa profondità lo caratterizzano, infatti, come il maggiore lago laminare italiano. La sua superficie è pari a circa 126 km², collocandolo al 4° posto fra i laghi italiani per estensione e al 1° fra quelli dell'Italia peninsulare. La profondità massima è di soli 6,3 m, quella media è pari a 4,72 m. Le principali caratteristiche morfologiche e idrologiche del lago e del bacino sono riassunte nella tabella 1. Il bacino imbrifero si estende per una superficie di 269 km² (Carollo, 1969), appena 2 volte superiore a quella dello specchio d'acqua. L'apporto idrico è garantito da brevi corsi d'acqua a regime torrentizio che nella stagione estiva hanno portate nulle o mini-

Quota media (m s.l.m)	250
Superficie del lago (km ²)	126
Superficie del bacino (km ²)	269
Bacino totale (km ²)	395
Perimetro (km)	53,1
Indice di sinuosità	1,34
Profondità massima (m)	6,30
Profondità media (m)	4,72
Volume del lago (Mm ³)	586
Tempo di ricambio (anni)	24,4

Tabella 1
Caratteristiche morfologiche
del lago Trasimeno

me. Il bacino imbrifero è impostato su litotipi a bassa permeabilità, pertanto esso può essere considerato all'incirca coincidente con il bacino idrogeologico e si può assumere con discreta approssimazione che l'acqua che si infiltra nei sedimenti presenti nel bacino arrivi comunque al lago.

Per quanto riguarda l'idrografia, il Trasimeno è alimentato soprattutto dalle precipitazioni atmosferiche e da un immissario artificiale, il fosso dell'Anguillara, che convoglia nel lago le acque dei torrenti Moiano, Rio Maggiore, Maranzano e Tresa. È presente un emissario, anch'esso artificiale, situato nei pressi di San Savino, che fa confluire le acque in eccesso nel torrente Caina e quindi nel fiume Nestore (Fig. 3). La mancanza di affluenti naturali, l'evapotraspirazione e le variazioni stagionali della piovosità provocano nel lago forti oscillazioni di livello nell'arco dell'anno; a periodi in cui le rive vengono inondate, seguono periodi di magra piuttosto prolungati. Influenzano notevolmente il livello dell'acqua anche la forte traspirazione esercitata dalla vegetazione e l'evaporazione diretta dello specchio lacustre.

Dal punto di vista geologico il lago Trasimeno è classificato come lago tettonico; la sua origine si fa risalire alle fasi distensive di formazione dell'Appennino settentrionale, che portarono alla comparsa di altri grandi laghi quaternari, come il lago Tiberino, il lago della Chiana e il lago della Val d'Arno.

Per quanto riguarda gli aspetti storici, il bacino è stato profondamente modificato dalla presenza dell'uomo; già in epoca romana, esistono cronache che descrivono gli enormi danni causati dalle piene del lago e degli interventi per limitare tali danni, come la costruzione di un emissario nei pressi di San Savino. Nel 1420 venne costruito un nuovo collettore da parte di Braccio da Montone, lungo 1000 m di cui 900 m sotterranei, ma neanche questo risultò idoneo a contenere le piene del lago. Nel 1895 fu realizzato un nuovo emissario parallelo a quello medioevale, che riuscì a limitare le inondazioni dei terreni circostanti il lago impedendo l'accumulo di acqua al di sopra della sua soglia di sfioro. Le piene vennero così controllate, tuttavia durante i periodi di scarse precipitazioni il livello del lago continuava ad abbassarsi con frequenti episodi di impaludamento, talvolta molto accentuati. Negli anni 1954-56, durante uno di questi periodi di crisi idrica, il Trasimeno fu interessato da un rapido declino che lo portò a una profondità massima di 2,98 m. L'invasione delle idrofite fin quasi al centro del lago e transitori fenomeni di anossia notturna determinarono una condizione di distrofia (Moretti, 1982); tutta la comunità ittica fu interessata da imponenti morie che modificarono i rapporti tra le singole specie; la scomparsa della rovello (*Sarmarutilus rubilio*) e la dominanza del persico sole (*Lepomis gibbosus*) sono, da un punto di vista ittico, le note più significative di questo periodo.

Per contrastare l'impaludamento del lago, il Ministero dei Lavori Pubblici nominò una commissione di esperti che suggerì l'ampliamento del bacino imbrifero. L'allaccio dei torrenti Tresa, Rio Maggiore, Moiano e Maranzano al fosso dell'Anguillara, immissario del lago Trasimeno, fu realizzato fra il 1959 e il 1961 (Fig. 3); l'area complessiva dei bacini allacciati è pari a 74,70 km² (Dragoni, 1982) e il sistema è reversibile, ovvero le acque dei quattro torrenti, mediante un sistema di paratoie, possono confluire nei vecchi alvei verso il lago di Chiusi.

I lavori di ampliamento del bacino imbrifero furono completati fra il 1960 e 1961, dopo di che il livello del lago cominciò a risalire. Nel marzo 1964 si superò, dopo 20 anni, la soglia di sfioro dell'emissario; ciò determinò la regressione delle idrofite e la scomparsa dei fenomeni distrofici

(Moretti, 1982). Dal 1964 al 1970 il livello del lago fu, almeno nei mesi invernali, sopra la soglia di sfioro, ma dal 1970 in poi il livello del lago riprese a scendere in maniera preoccupante (Defendu e Dragoni, 1978); solo negli ultimi anni c'è stata un'inversione di tendenza e per un breve periodo nell'inverno del 2015 l'emissario ha ripreso a funzionare.

La situazione futura del lago è difficile da prevedere, ma difficilmente potrà nel lungo periodo perdurare in questa fase di elevati livelli idrologici, soprattutto se il trend climatico in atto dovesse durare (IPCC, 2001; Ludovisi *et al.*, 2014): l'aumento della temperatura e la diminuzione delle precipitazioni legati ai cambiamenti climatici globali e la maggiore evapotraspirazione (e conseguente aumento della salinità) potrebbero contribuire ad abbassare il livello del lago negli anni futuri (Ludovisi *et al.*, 2014). Una misura in grado di invertire questa tendenza è stata rappresentata dalla possibilità di utilizzo a scopo irriguo dell'acqua dell'invaso di Montedoglio anche per il territorio circostante il lago Trasimeno, che ha determinato una riduzione dei prelievi diretti dal lago.

Va inoltre aggiunto che le caratteristiche morfologiche del Trasimeno lo espongono all'azione degli agenti atmosferici come il vento, che provocano continui rimescolamenti dell'intera massa d'acqua e la risospensione dei sedimenti di fondo. In condizioni di diminuita profondità, tale fenomeno può causare un intenso intorbidamento e favorire il deterioramento qualitativo dell'acqua del Trasimeno, penalizzando fortemente le biocenosi presenti; ciò impone l'approfondimento degli studi sulla dinamica del lago, sulla base dei quali sarà possibile razionalizzare la gestione dell'intero sistema ecologico.

Il lago di Piediluco

Si trova nella porzione (Fig. 4) sud-orientale della Provincia di Terni, al confine con il Lazio, nella piana di Rieti (42°30'54"- 42°32'28" N; 0°17'21" – 0°19'17"E) (Mearelli, 1981); l'intero specchio lacustre ricade nell'ambito di due aree protette della Rete Natura 2000: la Zona di Protezione Speciale "Lago di Piediluco-Monte Maro" e il sito di interesse comunitario "Lago di Piediluco-Monte Caperno". Con una superficie di 1,67 km² e un perimetro di circa 15 km, è per estensione il secondo lago umbro di origine naturale, dopo il lago Trasimeno. Il suo bacino idrografico naturale, calcolato escludendo i cambiamenti apportati dall'uomo, ha una superficie di 74,17 km² (parzialmente in territorio laziale) e una quota media di 765 m s.l.m. Il bacino è caratterizzato da dislivelli piuttosto elevati, con quota massima di 1775 m nel Monte Tilia (gruppo del Terminillo) e quota minima di poco inferiore a 370 m s.l.m. in corrispondenza della superficie lacustre. Lo specchio idrico ha forma allungata in senso est-ovest, con varie diramazioni con direzioni prevalenti nord-sud (Mearelli, 1981).

La diramazione diretta verso nord è detta braccio di Ponticelli, mentre quella diretta verso ovest è chiamata braccio di S. Nicolò: queste due porzioni del lago creano l'insenatura Fonte del Prato, altrimenti detta Fossa dell'Erba, data la ricchezza di vegetazione palustre. Nel braccio di Ponticelli si gettano le acque del canale artificiale Medio Nera, mentre il braccio di S. Nicolò riceve le acque del fiume Velino tramite un canale artificiale. Di fronte al paese di Piediluco è situato il braccio di Valle Prata, mentre spostato in direzione est c'è il braccio di Ara Marina in cui confluisce nel lago il Rio Fuscello, detto anche Fosso di Leonessa, che ha origine dal Monte Tilia e rappresenta l'unico immissario naturale del lago. I bracci di Capolozza e di Cornello

sono i più meridionali (Fig. 4). La zona centrale presenta una profondità media variabile tra 18 e 22 metri e una pendenza delle rive anche del 50%; i bracci laterali mostrano profondità e pendenze decisamente inferiori (Enel-DCO, 1989). Il lago di Piediluco è un lago naturale regolato utilizzato per scopo idroelettrico fin dal 1908. Le sue principali caratteristiche morfometriche, rilevate in occasione dello studio Enel-DCO del 1989, sono riportate nella tabella 2.



Figura 4
Il lago di Piediluco

Rappresenta, insieme ad altri laghi più piccoli della piana Reatina, ciò che rimane dell’antico *Lacus Velinus*, di origine alluvionale, formatosi a partire dal Quaternario come conseguenza delle vicende oroidrografiche riguardanti i fiumi Nera e Velino.

Nel 1925 fu costruito il canale che collega la parte occidentale del lago con il fiume Velino. Attraverso esso, le acque del lago affluiscono alla centrale idroelettrica di Galleto dopo un salto di circa 200 metri (cascata delle Marmore). Il deflusso delle acque viene regolato mediante una diga mobile che, in funzione delle esigenze di produzione elettrica, rende il fiume Velino sia immissario che emissario del lago. Nel 1932 fu costruita la Derivazione del Medio Nera, un canale artificiale lungo 42 km, che convoglia al lago le acque del fiume Nera, con una portata (prevista) di 25 m³/s. L’allaccio del Canale del Medio Nera e del fiume Velino ha determinato l’ampliamento del bacino imbrifero del lago dai 74 km² originari ai circa 3204 km² attuali.

Quota (m s.l.m)	369,00	367,50
Superficie (km ²)	1,70	12,64
Perimetro (km)	15,16	-
Indice di sinuosità	3,28	-
Profondità massima (m)	22,23	20,73
Profondità media (m)	11,46	10,35
Volume lago (Mm ³)	19,53	17,01
Lunghezza (km)	4,18	-
Larghezza media (km)	0,38	-

Tabella 2
Caratteristiche morfologiche del
lago di Piediluco
(ENEL - DCO, 1989)

La regolazione artificiale del lago impone che il livello lacustre non superi i 369 m s.l.m. Di conseguenza il lago di Piediluco è stato trasformato in un serbatoio utilizzato per la produzione di energia elettrica. L'apertura e la chiusura della diga causano un'oscillazione giornaliera nel livello dell'acqua del lago di circa 1,1- 1,5 m (Enel-DCO, 1989); in tale andamento giornaliero si può distinguere una prima fase di riempimento (della durata di circa 8 ore), una seconda fase di svuotamento (della durata di 12 ore) e una terza fase di stabilità, unico momento in cui non ci sono variazioni di livello. Questa particolare gestione idraulica del lago ha determinato non pochi problemi sia alle infrastrutture dell'abitato di Piediluco, sia alla comunità biotica che popola il lago; ad esempio si è verificata una riduzione della vegetazione idrofittica nei pressi della riva, causando di conseguenza la riduzione delle aree di frega per le specie fitofile e la mancata colonizzazione delle sponde da parte di alcune specie animali (Mearelli, 1981). Inoltre, tra i bracci Ponticelli e S. Nicolò e cioè nel tratto di lago interessato tra le confluenze del Canale Medio Nera e del Velino, si è venuto a creare un ambiente quasi lotico, con acque aventi elevata velocità e turbolenza. Tali fenomeni ovviamente non interessano tutta la superficie del lago, ma diminuiscono di intensità mano a mano che ci si allontana dalla zona in questione (Mearelli, 1981). Per ciò che riguarda la temperatura dell'acqua, l'apertura del canale Medio Nera ha apportato importanti cambiamenti nell'assetto termico del lago, causando un maggiore ricambio dello strato superficiale con un riscaldamento delle acque nel periodo invernale e un raffreddamento in quello estivo. La temperatura media è sempre maggiore di 4°C e le acque non risultano mai gelate (Mearelli e Tiberi, 1988).

L'invaso di Corbara

Con una capacità di 207 milioni di metri cubi, l'invaso di Corbara rappresenta il più grande serbatoio artificiale dell'Umbria. L'invaso, ottenuto per sbarramento del fiume Tevere, è situato a circa 185 km dalla sorgente, in corrispondenza della frazione di Corbara (Lat. 42° 42' 20" N; Long. (Meridiano di Roma) 0° 13' 30" W) (Menghini, 1975) nel comune di Orvieto. Le principali caratteristiche morfologiche dell'invaso sono riportate in tabella 3. Dal punto di vista amministrativo, lo specchio lacustre risulta situato per la maggior parte nella provincia di Terni e, solo per una piccola porzione, in quella di Perugia; esso interessa i territori dei comuni di Baschi, Orvieto e Todi. L'invaso ricade nell'ambito del Parco fluviale del Tevere, parco regionale dell'Umbria, che comprende anche le Gole del Forello e il Lago di Alviano.

La diga realizzata per sbarrare il fiume Tevere è lunga 700 m ed è stata costruita dal 1958 al 1963, per metà in terrapieno e per metà in calcestruzzo. L'acqua invasata è destinata allo sfruttamento idroelettrico e alimenta la centrale elettrica di Baschi. A pieno invaso il lago ha una profondità massima di 42 m e il suo livello massimo si trova ad una quota di 138 m s.l.m.; lo

Quota massima (m s.l.m)	138
Superficie del lago (km ²)	15
Perimetro (km)	55,3
Profondità massima (m)	42
Volume del lago (Mm ³)	207

Tabella 3
Caratteristiche morfologiche
dell'invaso di Corbara

specchio lacustre presenta un perimetro costiero di 55,34 km, per una superficie di 15 km² (Di Giovanni e Prosperini, 1966).

Dal punto di vista morfologico, il lago presenta la fisionomia tipica dei laghi di sbarramento, ricalcando nella forma la preesistente vallata del fiume Tevere. Lo specchio d'acqua si presenta, infatti, molto allungato in direzione NE-SW, con una lunghezza di 15 km a pieno invaso, e risulta frastagliato sulle sponde in corrispondenza dei fossi immissari. Il confine occidentale è rappresentato dalla diga, mentre quello orientale appare incassato nella profonda e stretta gola del Forello, risultato dell'azione erosiva del Tevere, e presenta caratteristiche tipicamente fluviali. Nella parte orientale, quindi, il lago non presenta un limite ben delineato, ma appare variabile e influenzato dall'oscillazione del volume di acqua invasata; quest'ultima dipende, oltre che dalle operazioni di produzione elettrica, anche dalla portata naturale del Tevere e dall'uso che ne viene fatto per la laminazione delle piene del fiume. Il livello idrico dell'invaso, correlabile con i dati pluviometrici, raggiunge il suo minimo all'inizio dell'autunno, dopo la magra estiva del fiume, per poi ricominciare a salire con l'apporto delle piogge autunnali; si stabilizza, quindi, su livelli elevati in inverno e raggiunge il massimo all'inizio della primavera per l'apporto delle piogge primaverili e lo scioglimento delle nevi appenniniche. La variazione annuale di livello può essere quanto mai varia in funzione delle precipitazioni: in genere è di almeno dieci metri. Dal punto di vista geologico, l'invaso si colloca, procedendo da est verso ovest, su formazioni mioceniche di "macigno", su formazioni calcaree affioranti e su terreni in facies di "scaglia" del Terziario e del Cretaceo, queste ultime particolarmente evidenti nella gola del Forello. Dove lo specchio lacustre si allarga, si imposta su rocce marnoso-calcaree di color grigio scuro, spesso argilloso-arenacee e anche scistose, di età miocenica medio-inferiore (Ippolito *et al.*, 1956).

Dal punto di vista climatico l'anticlinale costituita dai monti Amerini e dal monte Peglia determina una barriera tra la semivallata orientale e quella occidentale. Quest'ultima ha risentito maggiormente della presenza del regressivo mar Tirreno e si trova, per posizione naturale, più riparata dall'anticlinale stessa. Queste differenze si ripercuotono sulla vegetazione circostante che sulle pendici meridionali del Peglia è di tipo termoxerofilo con ampie aree di macchia submediterranea. Altrove la vegetazione è, invece, notevolmente più mesofila, e predominano, oltre ai coltivi, l'*Orno-ostryetum carpinifoliae* e consorzi forestali a *Quercus cerris*.

La palude di Colfiorito

La palude è localizzata all'interno di un complesso di conche tettonico-carsiche pianeggianti di grande estensione, compreso tra Umbria e Marche, denominato Altipiani di Colfiorito. La palude si presenta come uno specchio d'acqua permanente, soggetto ad oscillazioni di livello durante il corso dell'anno, mentre il settore sud-ovest, occupato dai prati umidi, si prosciuga solo durante il periodo estivo e d'inizio autunno. La Palude, posta a quota 760 m s.l.m., ha forma tondeggiante e presenta una superficie di circa 1 km², che comprende lo specchio d'acqua e le zone umide limitrofe. La palude di Colfiorito rappresenta uno degli ecosistemi naturali più significativi dell'Umbria per quanto riguarda gli aspetti floristico-vegetazionali, idrogeologici e faunistici che la contraddistinguono. Per le sue spiccate peculiarità ecologiche e per l'elevata biodiversità, la Palude è stata inclusa, nel 1976, nell'elenco delle zone umide di valore internazionale comprese nella Convenzione di Ramsar, riconosciuta dal 1989 come Important Bird

Quota massima (m s.l.m)	760	Tabella 4 Caratteristiche morfologiche della palude di Colfiorito.
Superficie del lago (km ²)	1	
Perimetro (km)	4,3	
Profondità massima (m)	4 m	
Volume del lago (Mm ³)	-	

Quota massima (m s.l.m)	350	Tabella 5 Caratteristiche morfologiche del'invaso di Arezzo
Superficie del lago (km ²)	0,3	
Perimetro (km)	5	
Profondità massima (m)	42	
Volume del lago (Mm ³)	6,3	

Quota massima (m s.l.m)	110	Tabella 6 Caratteristiche morfologiche del'invaso dell'Aia
Superficie del lago (km ²)	0,64	
Perimetro (km)	3,7	
Profondità massima (m)	3	
Volume del lago (Mm ³)	2	

Area (IBA), inserita nel programma Corine Biotopes (Decisione 85/338/CEE del Consiglio del 27 giugno 1985), e riconosciuta come Zona di Protezione Speciale (ZPS IT5210072) nella Rete Natura 2000, e dal 1995, come Area Naturale Protetta dalla Regione dell'Umbria (L.R. n. 9/1995) Il Parco naturale di Colfiorito così istituito si estende complessivamente per una superficie di 338 ettari, dove acqua, suolo, sostanze nutrienti, piante e animali interagiscono tra loro, creando un mosaico di micro e macro ambienti.

L'invaso di Arezzo

Il lago di Arezzo è un invaso artificiale localizzato sul versante orientale dei Monti Martani e generato dallo sbarramento del torrente Marroggia. L'invaso, che si trova ad una altitudine di 350 m s.l.m e si estende per circa 30 ettari, ricade geograficamente tra la provincia di Perugia e quella di Terni, nel territorio dell'alto spoletino. La diga, alta 42 metri, è stata realizzata tra il 1956 e il 1962 con la finalità di regimare le piene del torrente Marroggia. Dal 1977 viene utilizzata anche come serbatoio ai fini dell'uso irriguo; attualmente serve il comprensorio della Valle Umbra ed è gestita dal Consorzio per la Bonificazione Umbra. L'invaso è soggetto a frequenti e consistenti escursioni di livello delle proprie acque, particolarmente evidenti durante la stagione estiva quando i volumi invasati si riducono notevolmente.

L'invaso dell'Aia

Conosciuto anche come Lago di Narni o Lago di Recentino, il lago dell'Aia è un piccolo invaso artificiale ottenuto dallo sbarramento del torrente omonimo. Posto a quota 110 m s.l.m., presenta un volume di invaso massimo di 2 Mm³. Oltre che dal Torrente Aia, l'invaso viene alimentato anche dalle acque del fiume Nera derivate nel tratto di attraversamento della Conca

Ternana attraverso il Canale Recentino, di lunghezza pari a circa 8 Km. Un canale di derivazione convoglia invece le acque dall'invaso alla centrale idroelettrica di Narni subito a valle dell'omonima città. Nonostante la natura artificiale, il lago è un'importante ambiente umido tanto da essere stato individuato quale aree naturale protetta.

L'invaso di San Liberato

L'invaso di San Liberato nasce dallo sbarramento del tratto finale del fiume Nera a valle della Conca ternana, all'altezza dell'omonimo centro abitato. La diga è stata realizzata intorno agli anni '50 per scopi idroelettrici e presenta un volume di massimo invaso di circa 6 Mm³ e una superficie dello specchio d'acqua di poco inferiore ad un km². Nel corso degli anni, l'accumulo di sedimenti trasportati dal fiume ha determinato un notevole interrimento del bacino che ora presenta i punti di massima profondità (circa 6 m) in corrispondenza del vecchio corso del fiume. Anse, meandri, rallentamenti in presenza di curve od ostacoli naturali, determinano la formazione di ambienti molto diversificati, favorevoli all'insediamento di comunità animali (pesci e avifauna). Le sponde del lago inoltre sono occupate da canneti e ricca vegetazione palustre e ripariale. Per le sue caratteristiche ambientali il lago è inserito fra i Siti di Importanza Comunitaria.

Lago di Alviano

Il lago artificiale di Alviano, di 450 ha circa, nasce nel 1963 dopo la realizzazione di uno sbarramento sul fiume Tevere e la costruzione della centrale idroelettrica ad opera di ENEL. L'area, oltre alla funzione di sfruttamento delle acque del Tevere per la produzione di energia elettrica, è stata pensata anche come cassa di espansione per le piene del fiume e la salvaguardia delle città a valle, in particolare Roma.

In tempi brevi i sedimenti trasportati dal fiume e trattenuti hanno dato origine ad un delta interno con formazione, già a partire dal 1977, di una palude sempre più estesa, importante punto di migrazione e sosta per gli uccelli acquatici.

La zona umida, infatti, per il particolare habitat che la rende un rifugio unico per la vita dell'avifauna, ha richiamato una grande quantità di uccelli acquatici e migratori che ha portato all'i-

Quota massima (m s.l.m)	57
Superficie del lago (km ²)	0,7
Perimetro (km)	7
Profondità massima (m)	9
Volume del lago (Mm ³)	6

Tabella 7
Caratteristiche morfologiche
dell'invaso di San Liberato
(dati di progetto)

Quota massima (m s.l.m)	77,5
Superficie del lago (km ²)	4,5
Perimetro (km)	-
Profondità massima (m)	-
Volume del lago (Mm ³)	2,5 (2011)

Tabella 8
Caratteristiche morfologiche
del lago di Alviano
(Regione Umbria, Arpa Umbria, 2011)

stituzione dell'Oasi del lago di Alviano, gestita dal WWF. La zona umida di Alviano è quindi divenuta oasi naturalistica inclusa nel Parco Regionale del Tevere e comprende tutti gli ambienti tipici delle zone umide ad acqua dolce: palude, stagno, acquitrino, prato umido, bosco igrofilo e, con i suoi 900 ha di estensione, dei quali circa 450 ha di zona umida paludosa, rappresenta una delle oasi più grandi dell'Italia centrale. Il pregio naturalistico dell'area e la presenza di specie faunistiche di interesse comunitario, hanno fatto sì che l'area della riserva di Alviano venisse inserita tra i siti della rete Natura 2000 della Regione Umbria (ZSC/ZPS). Al suo interno, si possono distinguere ambienti acquatici molto diversi tra loro: un corpo idrico fluviale fortemente modificato, individuabile nella porzione occidentale posta a monte dello sbarramento, localizzato nel vecchio alveo del Tevere, e una zona umida, assimilabile ad una palude, posta nella porzione orientale che, essendo parzialmente interconnessa con il corpo idrico fluviale, si caratterizza come un eccellente ecosistema misto (fiume, palude e acquitrino) dando origine all'Oasi di Alviano. La palude stessa è divisa in due parti separate da un argine in comunicazione tramite due paratoie. La prima porzione di palude posta nella zona nord-orientale ha un'estensione di 160 ha, è alimentata dalle acque piovane e di falda per quasi tutto l'anno ed è caratterizzata da un livello costante (20 cm); solamente durante i periodi siccitosi estivi vengono aperte le paratoie e fatte affluire le acque della restante porzione. La seconda porzione, di circa 290 ha, è posta nella zona umida sud-orientale ed è più strettamente legata ai rigurgiti della traversa fluviale. Infatti è delimitata, oltre che dalla traversa, anche dal vecchio alveo del fiume Tevere e dal resto della pianura alluvionale. Anche questa porzione è caratterizzata da un livello molto basso di acqua (50 cm) ed è poco influenzata dalle oscillazioni giornaliere legate al funzionamento della traversa. Tale conformazione idromorfologica formatasi nel tempo ha portato a ritenere che la prima attribuzione, adottata nelle valutazioni ambientali, dell'invaso di Alviano alla categoria "laghi" non sia più coerente con la configurazione reale, in quanto è emersa una netta distinzione in due ambienti: un corpo idrico fluviale parzialmente interconnesso con un'area umida, assimilabile ad una palude (Regione Umbria, Arpa Umbria, 2011).

LE ZONE UMIDE MINORI

Le zone umide sono, a livello globale, tra gli ecosistemi più vulnerabili e con il più alto tasso di scomparsa nelle ultime decadi. Allo stesso tempo, l'attenzione verso la loro conservazione e gestione è cresciuta proprio per l'importanza che esse rivestono come *hotspots* di biodiversità, spesso ospitando anche specie rare o minacciate, e come ecosistemi il cui ruolo è centrale per gli equilibri degli ambienti acquatici, sia da un punto di vista qualitativo che quantitativo, poiché contribuiscono al miglioramento della qualità delle acque e alla riduzione della loro scarsità. Esse svolgono infatti numerosi servizi ecosistemici, costituendo dei veri e propri filtri naturali per i flussi idrici inquinati e ricoprendo una funzione tampone e un'azione denitrificante delle acque contaminate da fertilizzanti o da residui di attività antropiche.

In questo contesto, le piccole zone umide, cosiddette "minori", sono una tipologia di ecosistema estremamente eterogenea, tipologia spesso trascurata a favore di corpi d'acqua con una maggiore estensione e che include le piccole raccolte d'acqua lentiche di diversa superficie, profondità, origine, e idroperiodo (temporanei o permanenti), comunemente indicate come stagni,

laghetti, cave allagate e acque temporanee, o con numerosi termini locali, ma comunque tutte caratterizzate da una superficie piuttosto ridotta. Possono variare in superficie da un'area di un metro quadrato fino a pochi ettari.

Nonostante l'ampia diffusione delle piccole raccolte d'acqua, le loro ridotte dimensioni le hanno rese molto vulnerabili ai danni derivati dalle attività umane, che negli ultimi anni stanno provocando un rapido declino del loro numero. Tali aree umide "minori", e in modo particolare le acque temporanee, sono le più vulnerabili agli effetti dei cambiamenti climatici, che ne alterano l'idroperiodo e ne riducono la presenza sul territorio. La scomparsa di questi biotopi dovrebbe essere considerata parte integrante dell'ampia problematica riguardante la distruzione delle zone umide a livello globale evidenziata in modo allarmante dalla IUCN (IUCN, 1998), e causata principalmente dalle grandi opere di bonifica del passato, dallo sfruttamento delle falde acquifere e, non ultimi, dai cambiamenti climatici. Per i corpi d'acqua di modeste dimensioni, infatti, anche piccoli cambiamenti nell'idrologia di un'area, le pratiche agricole, l'acidificazione delle precipitazioni, la costruzione di infrastrutture viarie e l'urbanizzazione possono apportare dei danni notevoli, (Jeffries, 1991; Serrano & Serrano, 1995; Busuoli *et al.*, 2001; Beja & Alcazar, 2003; Bucci *et al.*, 2004). I rapidi cambiamenti apportati dalle attività umane a scala di paesaggio in tutta Europa hanno causato inevitabilmente una frammentazione dell'ambiente naturale con un conseguente isolamento delle specie e degli habitat. Questo processo è stato così drammatico, in modo particolare, per la scomparsa degli stagni e delle zone umide di piccole dimensioni nell'ultima metà del secolo.

Essi rappresentano ormai un vero e proprio arcipelago di piccole raccolte d'acqua, definite "stepping-stone" ("pietre di guado"), rappresentando veri e propri frammenti di habitat naturali che fungono da rifugio per diverse specie, circondati da una matrice paesistica antropizzata e che garantiscono un'adeguata connettività ecologica tra aree naturali.

La Direttiva Habitat 92/43/CE (Articolo 10) ne riconosce per tale motivo la loro una funzione fondamentale e indispensabile per il ruolo di collegamento, essenziale per la migrazione, la distribuzione geografica e lo scambio genetico delle specie selvatiche.

Le piccole zone umide sono ormai ampiamente riconosciute essere una importante risorsa per la biodiversità (Nicolet *et al.*, 2004; Della Bella *et al.*, 2005; Oertli *et al.*, 2005), specialmente a scala di paesaggio (Williams *et al.*, 2004). Le piccole raccolte d'acqua lentiche, e le zone umide in generale, sono elementi ecologicamente e funzionalmente importanti degli ecosistemi acquatici, e rivestono un ruolo strategico nel raggiungimento degli obiettivi della Direttiva Quadro sulle Acque (CEC, 2000, 2005; Della Bella & Mancini, 2008)

Esse sono particolarmente importanti per la conservazione degli anfibi, dei macroinvertebrati e delle piante acquatiche. Ospitano un gran numero di specie appartenenti a tutti questi gruppi, di cui molte minacciate, rare e con una limitata distribuzione a livello nazionale, e contribuiscono fortemente alla biodiversità delle acque dolci a livello regionale. Negli stagni temporanei, in particolare, con l'alternanza di fasi di piena e di asciutta, si instaurano comunità animali e vegetali uniche e molto diversificate (Della Bella, 2011a).

Inoltre, esse forniscono una serie di importanti servizi ecosistemici, e rivestono un notevole valore sociale e storico, in quanto per secoli sono stati utilizzati dalle comunità locali.

Per tutti questi motivi, l'EPCN (European Pond Conservation Network) ha redatto un docu-

mento, il Pond Manifesto (EPCN, 2008), disponibile anche on-line (al sito www.europeanponds.org), quale manifesto rende noti i principi per i quali è necessario conservare le zone piccole umide minori in Europa e in Nord Africa e, per la prima volta, delinea una strategia per la loro conservazione.

Il documento vuole aumentare la consapevolezza tra gli operatori del settore e i professionisti su come gestire queste aree, incrementandone il loro valore ecologico, culturale, estetico e ricreativo, in modo tale che pratiche idonee di ripristino ambientale, come la creazione di nuovi biotopi, siano attivamente intraprese per fornire benefici futuri per gli ecosistemi e la società in generale. Nel documento sono presentate alcune delle azioni di conservazione concrete promosse dall'EPCN tra le quali l'identificazione delle *Important Areas for Ponds* (Aree Importanti per gli Stagni e le piccole zone umide) (Ewald *et al.*, 2010; Della Bella, 2010).

Nonostante le significative perdite in termini di numero ed estensione, le piccole zone umide, sia come reti sia come singoli siti, a tutt'oggi non sono ancora adeguatamente protette dalle attuali normative, perfino nell'ambito della normativa quadro europea per la conservazione della natura e la gestione delle risorse acquatiche. La Direttiva così come attuata apporta una scarsa protezione alle raccolte d'acqua di piccole dimensioni. Per questo motivo, nell'ambito della Common Implementation Strategy (CIS, Strategia Comune di Implementazione) della Direttiva Quadro sulle Acque, è stato sviluppato un documento guida non solo per definire le zone umide (Wetland Horizontal Guidance Document N°12), comprendenti anche le piccole raccolte d'acqua non contemplate dalla Direttiva, ma anche il loro ruolo nell'ambito della Direttiva stessa (Della Bella, 2011b).

Le piccole zone umide dell'Umbria

Nella rete idrografica dell'Umbria sono stati censiti più di 3000 specchi d'acqua di diversa tipologia e con una superficie compresa tra 29 m² fino a circa 100.000 m² (Regione Umbria, 2003). La regione Umbria presenta una notevole ricchezza di ambienti umidi, quali prati umidi e palustri, come ad esempio Piani di Ricciano e Colfiorito, Pian Grande di Castelluccio, Marcite di Norcia; altri quali habitat torbosi, rarissimi e in via di scomparsa, come i resti di torbiere basse presenti ancora nella palude di Colfiorito e al Pian Grande di Castelluccio; altri ancora quali gli habitat sorgivi e ripariali dei fiumi maggiori e minori (Tevere, Nera, Chiascio e Topino, ecc.), fino alle pozze e ai piccoli stagni effimeri (Venanzoni & Gigante, 2000).

Tra questi ricordiamo per il loro importante valore naturalistico e scientifico gli stagni temporanei nella Piana di Ferretto (Bagnolo, Perugia), area di grande interesse situata a ovest del lago Trasimeno vicino a Castiglione del Lago. Il sito racchiude uno degli ultimi lembi di bosco planiziale acidofilo dell'Umbria e dell'Italia centrale, selezionato come Sito Natura 2000 (IT5210020), che rappresenta un Habitat prioritario della Direttiva 92/43/CEE (Habitat prioritario 3170 "Stagni temporanei mediterranei" dell'Allegato I). In tale area è presente, infatti, un sistema di piccoli stagni temporanei che danno luogo ad un peculiare eco-mosaico, caratterizzato dalla presenza di specie rare o rarissime a livello regionale e nazionale, e di un complesso di vegetazione di grande valore naturalistico (Gigante *et al.*, 2007; 2013). Le pozze, alimentate solo da apporti meteorici, si sviluppano prevalentemente all'interno delle radure del bosco, malgrado la presenza antropica abbia profondamente condizionato la distribuzione e la coper-

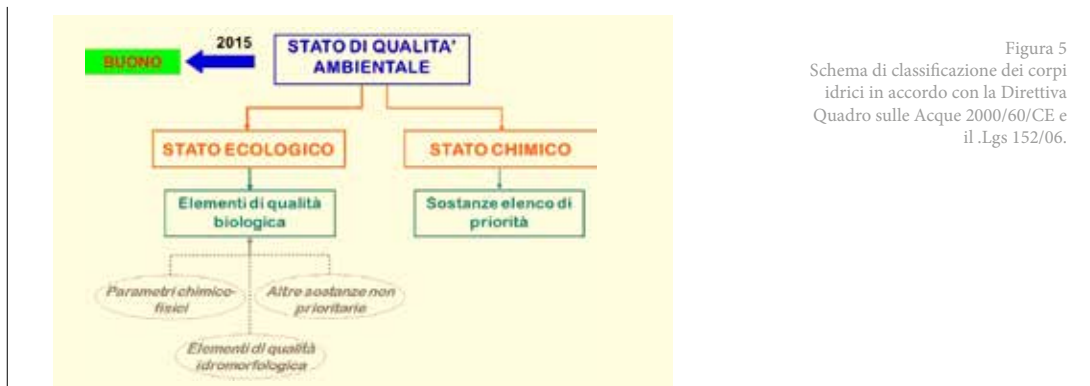
tura della vegetazione naturale nell'area, lo studio floristico-vegetazionale e ambientale conferma il valore naturalistico e scientifico dell'ecosistema della Piana (Gigante *et al.*, 2007; 2013). La vulnerabilità di questa area umida è stata definita elevata, in quanto i boschi sono assediati da colture intensive ed aree urbanizzate che fanno di questi lembi boschivi isole di vegetazione naturale in un contesto fortemente antropizzato. Inoltre, in considerazione dell'enorme importanza fitogeografica e della loro scarsa estensione, l'utilizzo forestale è troppo intenso, con una conseguente diminuzione degli elementi biotici floristici e faunistici legati alla foresta con alberi di alto fusto o secolari. Gravi forme di inquinamento e di degrado sono dovute all'impianto di conifere talvolta in ampie superfici, che modificano il tipo di paesaggio; all'allevamento di ungulati e di gallinacci che distruggono il sottobosco; alle discariche abusive di materiali vari. Alcuni lembi di brughiera sono stati recentemente dissodati (Natura 2000 Data Form).

LA QUALITA' AMBIENTALE DEGLI ECOSISTEMI ACQUATICI UMBRI

Tutti i principali ecosistemi acquatici umbri vengono costantemente monitorati per la valutazione dello stato di qualità e per l'individuazione delle criticità che potrebbero pregiudicare il raggiungimento dell'obiettivo ambientale fissato dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE (stato buono). Il nuovo approccio introdotto dalla Direttiva pone al centro dell'attenzione lo studio della composizione e abbondanza delle comunità vegetali e animali che popolano gli ambienti acquatici e le zone umide ad essi associate, fornendo uno strumento fondamentale per la protezione e il miglioramento dello stato dei corpi idrici attraverso la conoscenza e la tutela della biodiversità.

Particolare rilevanza assume lo studio e l'analisi della composizione e struttura delle comunità biotiche che costituiscono la chiave di lettura per valutare il grado di deterioramento degli habitat e il livello di naturalità degli ambienti fluviali. In tale contesto, il reticolo superficiale umbro è stato interessato, nell'ultimo decennio, da una complessa serie di attività, anche attraverso l'istituzione di una rete di monitoraggio permanente per la valutazione dei trend a lungo termine e la pianificazione delle misure di risanamento. In ciascun punto della rete viene effettuata la rilevazione di elementi di qualità biologica (macroinvertebrati, fauna ittica, flora acquatica), chimica e chimico-fisica, secondo le modalità e le frequenze stabilite dal D.Lgs. 152/06 e s.m.i. I dati raccolti vengono analizzati ed elaborati per la classificazione dello stato ecologico (comunità biologiche, parametri idromorfologici e parametri chimici e chimico-fisici a sostegno) e chimico (sostanze prioritarie) di ciascun corpo idrico (Fig. 5). Al termine del 2015 si è concluso il primo ciclo sessennale di monitoraggio delle acque superficiali e tutti i dati raccolti sono stati analizzati ed elaborati per la predisposizione del primo aggiornamento dei Piani di Gestione delle Risorse Idriche e del Piano di Tutela delle Acque. Al fine di poter disporre di nuove classificazioni utili alla revisione degli stessi piani di settore prevista per il 2021, è stato concordato, a scala di Distretto dell'Appennino Centrale, che il nuovo ciclo sessennale di monitoraggio venga articolato nei trienni 2015-2017 e 2018-2020, con il 2015 che rappresenta, quindi, un anno di sovrapposizione tra i due cicli.

Relativamente ai corsi d'acqua, nel territorio regionale sono individuati 144 corpi idrici fluviali che vengono monitorati attraverso una rete di 69 stazioni, molte delle quali localizzate in aree di particolare interesse naturalistico; la valutazione dello stato ecologico e chimico elaborata per



i corpi idrici campionati viene poi estesa all'intero reticolo sulla base di criteri di omogeneità (gruppi di monitoraggio). Dal punto di vista ecologico, circa la metà dei corpi idrici fluviali ha raggiunto, al termine del 2015, l'obiettivo di qualità: si tratta, in particolare, dei corsi d'acqua localizzati nell'area sud-orientale della regione (bacini montani dei fiumi Nera, Chiascio e Topino), che beneficiano dell'alimentazione delle sorgenti carbonatiche della dorsale appenninica e presentano caratteristiche ecologiche complessivamente migliori delle altre aree. Il 10% dei tratti, localizzati prevalentemente nelle aree vallive ad elevata pressione antropica dei sottobacini Nestore e Topino, mostra invece forti alterazioni (stato scarso o cattivo) sia a carico delle comunità biologiche che dei parametri chimico-fisici di base. Gli altri corpi idrici, spesso caratterizzati da estrema variabilità idrologica tipica dei regimi torrentizi, presentano moderati scostamenti dai valori di riferimento che ne pregiudicano ancora lo stato complessivo.

Il quadro aggiornato con i dati raccolti nel triennio 2015-2017, (Fig. 6,7,8) benché parziale, conferma sostanzialmente quanto rilevato nel sessennio precedente, evidenziando una qualità ecologica compatibile con gli obiettivi in oltre un quarto dei tratti monitorati (prevalentemente localizzati nell'area orientale della regione) e una forte compromissione degli ecosistemi acquatici nelle aree ad elevata pressione antropica (Valle del Nestore e Valle Umbra). Tra gli elementi monitorati, le comunità biologiche sembrano in grado di diagnosticare meglio le alterazioni degli ecosistemi fluviali, risultando spesso determinanti nel giudizio ecologico finale. Dal punto di vista chimico-fisico, gli elevati tenori di nutrienti (azoto e fosforo), indicatori di stato trofico per gli ambienti acquatici, rappresentano una criticità comune a molti dei corsi d'acqua campionati

Per quanto riguarda lo stato delle sostanze prioritarie e pericolose, la quasi totalità dei corpi idrici regionali ha presentato, in tutti i cicli di monitoraggio, valori dei microinquinanti di sintesi compatibili con il buono stato chimico, ad eccezione di alcuni tratti, localizzati alla chiusura del bacino umbro del Tevere (basso corso dei fiumi Tevere, Paglia e Nera), dove sono state rilevate concentrazioni di mercurio superiori agli standard fissati dalla norma. Va segnalata, inoltre, la diffusa presenza, in tracce, di altri metalli e di prodotti fitosanitari in diverse stazioni. In generale, le valutazioni condotte permettono di evidenziare alcune criticità che costituiscono, in misura variabile, elemento comune sul territorio regionale. Tali criticità sono legate, da un punto di vista qualitativo, all'eccessiva presenza di nutrienti provenienti da fonti di in-



Figura 6
Stato ecologico dei
corpi idrici lacustri
(anno 2013-2015)

- ELEVATO —
- BUONO —
- SUFFICIENTE —
- SCARSO —
- CATTIVO —
- NON DETERMINATO —



Figura 7
Stato ecologico dei corpi
idrici fluviali - anno 2015



Figura 8
Aggiornamento dello stato
ecologico dei corpi idrici fluviali
monitorati (anno 2015-2017)

- ELEVATO —
- BUONO —
- SUFFICIENTE —
- SCARSO —
- CATTIVO —
- NON DETERMINATO —
- RETE DI MONITORAGGIO ○

quinamento di tipo diffuso e puntuale, alla carenza di fasce filtro in grado di ridurre il carico di inquinanti sversato in corpo idrico, all'incompletezza o non ottimizzazione dei sistemi di collettamento e trattamento dei reflui civili ed industriali, alle problematiche di gestione dei reflui zootecnici, e, in misura minore, alla presenza di microinquinanti di origine industriale e fitofarmaci. Da un punto di vista quantitativo, i problemi principali sono riconducibili alla gestione non sempre ottimale delle risorse idriche e all'eccessivo frazionamento dei prelievi pubblici e privati (civili, agricoli ed industriali), spesso concentrati in corpi idrici già naturalmente caratterizzati da portate poco consistenti, in particolare nel periodo estivo. Ciò determina, in alcuni casi, un deflusso idrico non sufficiente a garantire la naturale funzionalità degli ambienti fluviali. Relativamente ai laghi, nel territorio regionale sono individuati 9 corpi idrici lacustri oggetto di monitoraggio ambientale: Invaso dell'Aia, Invaso di Arezzo, Palude di Colfiorito, Invaso di Corbara, Lago Piediluco 1 e 2, Invaso S. Liberato, Lago Trasimeno, Invaso di Valfabbrica. Ciascun corpo idrico è coincidente con un intero lago, tranne il Lago di Piediluco, che, per le sue caratteristiche fisiche e idromorfologiche, è stato suddiviso in due corpi idrici distinti: Piediluco 1, corrispondente alla porzione occidentale del lago, più profonda e fortemente influenzata dalla regolazione idroelettrica, e Piediluco 2, comprendente la porzione a lento ricambio del settore orientale e dei bracci meridionali, caratterizzata da minore profondità. Tutti i corpi idrici individuati, ad eccezione del lago Trasimeno e della Palude di Colfiorito, presentano alterazioni idromorfologiche tali da essere designati come "fortemente modificati" (HMWB).

Per quanto riguarda lo stato ecologico, tutti i corpi idrici lacustri monitorati hanno presentato, alla fine del primo ciclo di monitoraggio, moderate alterazioni della qualità (stato sufficiente), che determinano il mancato raggiungimento dell'obiettivo di stato buono. I dati raccolti nel triennio 2015-2017 risultano perfettamente in linea con le valutazioni precedenti. Dal punto di vista biologico, la comunità fitoplanctonica mostra una buona struttura e composizione in tutti i corpi idrici dell'area ternana e nell'invaso di Arezzo, mentre la palude di Colfiorito, il lago Trasimeno e l'invaso di Corbara presentano moderati scostamenti dall'obiettivo di qualità. I parametri chimico-fisici di base (fosforo totale, trasparenza, condizioni di ossigenazione) assegnano a tutti i corpi idrici monitorati uno stato sufficiente, prevalentemente determinato dalle concentrazioni di fosforo totale e dalla trasparenza. Per quanto riguarda lo stato delle sostanze prioritarie e pericolose, sono state rilevate, in diversi corpi idrici, positività significative per alcuni metalli (mercurio e piombo) che hanno condizionato il raggiungimento dello stato chimico buono.

Bibliografia

- AA.VV., 1997. *Relazione sullo stato dell'ambiente in Umbria*. Grafica Salvi, Perugia, pp. 343.
- ARPA Umbria, 2017. *Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici fluviali (2013-2015)*
- ARPA Umbria, 2017. *Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici lacustri (2013-2015)*
- ARPA Umbria, 2018. *Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici fluviali (2015-2017)*
- ARPA Umbria, 2018. *Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici lacustri (2015-2017)*

- Balian E., Segers H., Martens K., Leveque C. 2008. Freshwater animal diversity assessment: an overview of the results. *Hydrobiologia*, 595: 627–637.
- Carollo A., 1969. Carta batimetrica e note geomorfologiche sul bacino del Lago Trasimeno. *Mem. Ist. Ital.*, 25: 141-159.
- Crivelli A.J., Maitland P.S., 1995. Future prospects for the freshwater fishes fauna of the North Mediterranean region. *Biological Conservation*, 72: 335-337.
- CNR, 1982. *Bacino del fiume Paglia (Umbria-Toscana). Studi strutturali, idrogeologici e geochimici*. CNR, pp. 112.
- Convenzione sulle zone umide d'importanza internazionale segnatamente come habitat degli uccelli acquatici e palustri", Ramsar, Iran, il 2 febbraio 1971.
- Decisione 85/338/CEE: Decisione del Consiglio del 27 giugno 1985 relativa all'adozione del programma di lavoro della Commissione riguardante un progetto sperimentale per la raccolta, il coordinamento e l'uniformazione dell'informazione sullo stato dell'ambiente e delle risorse naturali nella Comunità, Consiglio dell'Unione Europea.
- Defendu L. e Dragoni W., 1978. Idrogeologia del Lago Trasimeno. *Geologia applicata e idrogeologia*, 12: 11- 67.
- Della Bella V., Bazzanti M. & Chiarotti F., 2005. Macroinvertebrate diversity and conservation status of Mediterranean ponds in Italy: water permanence and mesohabitat influence. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 15: 583-600.
- Della Bella V., Mancini L., 2008. Le Zone Umide nel contesto della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. In: Atti della giornata di studio "Tutela e conservazione dell'ecosistema acquatico Lago di Posta Fibreno", Roma, 26 gennaio 2008.
- Della Bella V., Nicolet P., Oertli B., Reymond A.-S., Rhazi L., Grillas P., Saber E., Rhazi M. Important Areas for Ponds (IAPs) Project in the Alpine Arc and the Mediterranean region. 4th Conference of the European Pond Conservation Network (EPCN). Berlino, 1-4 giugno 2010.
- Della Bella V., 2011a. Le specie legate alle zone umide minori. In: A. A. V. V. Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide. Rapporto ISPRA 153/11.
- Della Bella V., 2011b. Cenni sulla normativa per la tutela delle piccole zone umide. In: A. A. V. V. Contributi per la tutela della biodiversità delle zone umide. Rapporto ISPRA 153/11.
- Direttiva Habitat / Di Giovanni M.V., Prosperini B., 1966. *Gli esordi idrobiologici di un lago serbatoio: il lago di Corbara (Terni-Perugia)*. Amministrazione Prov., Terni.
- Dragoni W., 1982. Idrogeologia del Lago Trasimeno: sintesi, problemi, aggiornamenti. *Geogr. Fis. Dinam. Quat.*, 5: 192-206.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z., Knowler D.J., Leveque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A., Soto D., Stiassny M.L.J., Sullivan C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biol. Rev.*, 81: 163–182.
- Enel-DCO, 1989. *Indagine per la valorizzazione ambientale del lago di Piediluco*. Rapporto finale. Enel-DCO, Laboratorio di Piacenza.
- Naomi Ewald, Pascale Nicolet, Beat Oertli, Valentina Della Bella, Laila Rhazi, Anne-Sophie Reymond, Elise Minssieux, Er-riyahi Saber, Mouhssine Rhazi, Jeremy Biggs, Nicola Bressi, Regis Cereghino, Patrick Grillas, Thomas Kalettka, Andrew Hull, Olivier Scher and Laura Serrano. A preliminary assessment of Important Areas for Ponds (IAPs) in the Mediterranean Basin and Alpine Arc Technical Report. *European Pond Conservation Network (EPCN) c/o Hepia University of Applied Sciences Western Switzerland* 1254 Jussy/Geneva Switzerland.
- Ghetti L., Carosi A., Lorenzoni M., Pedicillo G., Dolciami R., 2007. *L'introduzione delle specie esotiche nelle acque dolci: il caso del carassio dorato nel lago Trasimeno*. Litograf Editor, Città di Castello.
- Gigante D., Maneli F., Venanzoni R., 2007. L'ecomosaico degli stagni temporanei nella Piana di Ferretto (Perugia, Italia centrale): un Habitat Prioritario della Direttiva 92/43/Cee. *Rivista di Idrobiologia*. 43: 148-158. Aracne Ed., Roma.
- Gigante D., Maneli F., Venanzoni R., 2013. Mediterranean temporary wet systems in inland Central Italy: ecological and phytosociological features. *Plant Sociology* 50 (2): 93-112. DOI 10.7338/pls2013502/06
- Groombridge B., Jenkins M., 1998. *Freshwater Biodiversity: a preliminary global assessment*. World Conservation Press, Cambridge.
- IPCC, 2001. *Climate Change 2001*. Synthesis Report. Cambridge University Press, Cambridge.
- Ippolito F., Lucini P. e Silvestro F., 1956. Studi geologici per lo sbarramento del Tevere alla stretta di Corbara. *Rivista di geotecnica*, 3: 66-74.
- IRSA, 1978. *Indagini sull'inquinamento del fiume Tevere*. CNR, 27, Roma.

- Lorenzoni M., 2015. La biodiversità ittica in Umbria: status e importanza della sua tutela. In Carosi A., La Pegna M.P., Lorenzoni M., Ghetti L., Viali P., Venti D. (Eds.). *La biodiversità degli ambienti fluviali*. Graphicmasters, Terni.
- Lorenzoni M., Barocco R., Carosi A., Giannetto D., Pompei L., 2014. La fauna ittica dei corsi d'acqua appenninici in relazione alle variazioni del regime delle deposizioni umide. *Biologia Ambientale*, 28 (2): 67-73.
- Lorenzoni M., Ghetti L., Carosi A., Dolciami R., 2010. *La fauna ittica e i corsi d'acqua dell'Umbria. Sintesi delle Carte Ittiche regionali dal 1986 al 2009*. Petrucci Editore, Perugia, pp. 288.
- Ludovisi A., Gaino E., Bellezza M., Casadei S., 2014. Impatto dei cambiamenti climatici sul lago Trasimeno: tratti storici e prospettive future. *Biologia Ambientale*, 28 (2): 67-73.
- Lutscher F., Nisbet R.M., E. Pachepsky, 2010. Population persistence in the face of advection. *Theor. Ecol.*, 3: 271-284.
- Mack R.N., Simberloff C.D., Lonsdale W.M., Evans H., Clout M., Bazzaz F., 2000. Biotic invasions: Causes, Epidemiology, Global Consequences and Control. *Ecology*, 5: 1-24
- Mearelli M., 1981. Il lago di Piediluco. *Umbria Economia*, 2, 77-95.
- Mearelli M., Lorenzoni M., Carosi A., Giovinazzo G., Petesse M.L., Ghetti L., Montilli G., Anzini L., Di Emilio G., Zampa O., Ruco P., Nelli P., 1996. *Carta ittica della Regione Umbria: bacini del T. Chiani e del F. Paglia*. Giunta Regionale, Servizio per gli interventi ittiofaunistici, pp. 167.
- Mearelli M., Tiberi O., 1988. Caratteristiche fisiografiche e dati fisico chimici. *Rivista di Idrobiologia*, 27 (2-3): 607-633.
- Moretti G.P., 1982. Declin et renaissance du lac Trasimene (1954-1969). *Excursion Internationale de Phytosociologie en Italie centrale* (2-11 Juillet 1982). Università di Camerino, 421-443.
- Myer G.S. (1949): Salt-tolerance of fresh-water fish groups in relation to zoogeographical problems. Early classic in Biogeography, Distribution and Diversity Studies. Disponibile su internet: <http://www.wku.edu/smithch/biogeog/MYER1949.htm>
- Posati S., 2003. Il lago di Piediluco: analisi e metodi di tutela. *Quaderni di Arpa Umbria*, Perugia.
- Regione Umbria, 2003. Specchi d'acqua della rete idrografica dell'Umbria. Carta tematica 1:10000. Umbria Geo Portale: <http://www.umbriageo.regione.umbria.it/catalogostazioni/Catalogo.aspx?cd=19>
- Regione Umbria e ARPA Umbria, 2011. Studio del corpo idrico generato dalla traversa sul Fiume Tevere in località Alviano, Regione Umbria. Perugia, 78 pp.
- Ricciardi A., Rasmussen J.B., 1999. Extinction rates of North American freshwater fauna. *Conservation Biology*, 13: 1220-1222.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C., 2013. *Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani*. Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, Roma.
- Rosenzweig M. L., 1995. *Species diversity in space and time*. Cambridge University Press.
- Smith K.G. e Darwall W.R.T., 2006. *The Status and Distribution of Freshwater Fish Endemic to the Mediterranean Basin*. IUCN Red List of Threatened Species - Mediterranean Regional Assessment No.1. IUCN.
- Speirs D.C., Gurney W.S.C., 2001. Population persistence in rivers and estuaries. *Ecology*, 82 (5): 1219-1237.
- Tisseuil C., Cornu J.F., Beauchard O., Brosse S., Darwall W., Holland R., Huguency B., Tedesco P.A., Oberdorff T., 2013. Global diversity patterns and cross-taxa convergence in freshwater systems. *Journal of Animal Ecology*, 82: 365-376.
- Turak E., Linke S. 2011. Freshwater conservation planning: an introduction. *Freshwater Biology*, 56: 1-5.
- USL-Conca Ternana, 1991. *Piediluco 1987-1990: contributi per la conoscenza*. USL Terni.
- Venanzoni R., Gigante D., 2000. Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria. *Fitosociologia* 37 (2): 13-63, 2000
- Watters, G.T., 1992. Unionids, fishes, and the species-area curve. *Journal of Biogeography*, 19: 481-490.

Rattus norvegicus



CAPITOLO 2

Specie aliene invasive: principi guida per la gestione del fenomeno

Piero Genovesi, Lucilla Carnevali

Riassunto

Per rispondere alla minaccia delle specie aliene invasive, le strategie di gestione definite sia a livello nazionale che globale richiedono di lavorare secondo un approccio gerarchico i cui principi sono previsti sia dalla strategia europea per la biodiversità che dalla “Strategia Nazionale per la Biodiversità” e sono riconosciuti come i più efficaci dalla comunità scientifica internazionale. Prima di tutto devono essere intraprese azioni dirette a prevenire l’arrivo e l’insediamento di nuove specie invasive.

La prevenzione è la linea di difesa più efficace, meno costosa e meno complessa. Nel caso di arrivo di una nuova specie aliena, è essenziale mettere in atto sistemi di rapida allerta e risposta tempestiva. Nel caso di nuovi insediamenti, è necessario verificare la possibilità di eradicare totalmente i nuclei o, nel caso in cui non sia fattibile, attivare interventi di controllo permanente. Al fine di promuovere una più efficace gestione delle specie aliene invasive, l’Unione Europea ha adottato nel 2015 il Regolamento 1143/2014, che impone una serie di divieti e obblighi che potrà contribuire a mitigare i problemi causati dalle invasioni biologiche. L’elemento essenziale del Regolamento è la lista di specie aliene invasive di rilevanza Unionale, per le quali il testo impone misure particolarmente stringenti, tra le quali un bando delle importazioni e del commercio, un divieto di possesso, di allevamento, di riproduzione, di trasporto, di utilizzo e di rilascio in natura.

La lista di rilevanza Unionale, adottata ufficialmente il 1 luglio del 2016 (Reg. di esecuzione (UE) 2016/1141) e aggiornata due volte fino ad oggi (nel 2017 con Reg. di esecuzione (UE) 2017/1263 e nel luglio 2019 con Reg. di esecuzione (UE) 2019/1262), è composta da 66 specie (di cui 42 già presenti in Italia). L’Italia ospita infatti un numero altissimo di specie alloctone (più di 3000 dai dati più recenti della Banca Dati Nazionale Specie Alloctone di ISPRA). Il regolamento unionale prevede anche la possibilità per i paesi di sviluppare liste di specie invasive di rilevanza nazionale. A livello nazionale, è entrato in vigore il Decreto Legislativo n.230 del 15 dicembre 2017 per l’adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del regolamento (UE) n. 1143/2014 recante disposizioni volte a prevenire e gestire l’introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive, che individua gli enti responsabili dell’attuazione del Regolamento a livello nazionale. Va sottolineato come il fenomeno delle invasioni biologiche sia intrinsecamente connesso ai

comportamenti dell'uomo, e non possa essere affrontato solo con strumenti regolamentativi. È indispensabile il supporto della intera società, ed una più piena consapevolezza da parte dei cittadini delle problematiche connesse al fenomeno delle invasioni biologiche e dei motivi che rendono necessario e urgente affrontare questa minaccia. Il presente capitolo sintetizza il quadro normativo internazionale, comunitario e nazionale, al fine di fornire un supporto alla programmazione delle azioni di prevenzione e gestione di questo fenomeno.

Introduzione

Le specie aliene invasive, ovvero le specie introdotte dall'uomo, intenzionalmente o accidentalmente, al di fuori del loro areale naturale e che hanno impatti sull'ambiente, rappresentano una grave e crescente minaccia alla biodiversità e alle attività dell'uomo. In Europa si calcola siano presenti più di 12.000 specie aliene, di cui il 10-15% è ritenuto invasivo. Le specie aliene (sinonimi: alloctone o esotiche) invasive rappresentano la terza più grave minaccia alle specie in pericolo di estinzione secondo la lista rossa della IUCN (Genovesi *et al.*, 2015) e si stima che il loro impatto provochi oltre 12 miliardi di euro all'anno di perdite economiche. Per rispondere a questa minaccia, le strategie di gestione definite sia a livello nazionale che globale richiedono di lavorare secondo un approccio gerarchico, concentrando gli sforzi prima di tutto in azioni dirette a prevenire l'arrivo e l'insediamento di nuove specie invasive. La prevenzione non è infatti solo la linea di difesa più efficace, ma anche la meno costosa e complessa. Nel caso in cui una specie riesca comunque ad arrivare, è essenziale mettere in atto sistemi di rapida allerta e risposta tempestiva, in modo da intervenire, nelle primissime fasi dell'invasione. Nel caso di nuovi insediamenti, è necessario verificare la possibilità di rimuovere totalmente i nuclei (eradicazione) o, nel caso in cui l'opzione non risulti fattibile, attivare interventi di controllo permanente (Simberloff *et al.*, 2011). Al fine di promuovere una più efficace gestione delle specie aliene invasive, l'Unione Europea ha adottato il Regolamento 1143/2014, entrato in vigore nel 2015, che impone una serie di divieti e obblighi (Genovesi *et al.*, 2014), che potrà contribuire a mitigare i problemi causati dalle invasioni biologiche. Anche alla luce di questa recente modifica legislativa, il presente capitolo sintetizza il quadro normativo internazionale, comunitario e nazionale, al fine di fornire un supporto alla programmazione delle azioni di prevenzione e gestione di questo fenomeno. Anche se questo capitolo si focalizza sugli aspetti normativi, va sottolineato come il fenomeno delle invasioni biologiche sia intrinsecamente connesso ai comportamenti dell'uomo, e non possa essere affrontato solo con strumenti regolamentativi. È indispensabile il supporto della intera società, e una più piena consapevolezza da parte dei cittadini delle problematiche connesse al fenomeno delle invasioni biologiche e dei motivi che rendono necessario ed urgente affrontare questa minaccia.

Il supporto di tutte le componenti a diverso titolo coinvolte nello spostamento e nella gestione delle specie invasive è essenziale: solo attraverso l'adozione di comportamenti più responsabili da parte di tutti i settori della società è possibile ridurre i rischi di ulteriori introduzioni, e permettere una efficace gestione dei nuclei già presenti nel nostro paese.

Per questo è essenziale sviluppare campagne di comunicazione e sensibilizzazione, e incoraggiare l'adozione di codici di condotta da parte dei diversi settori della società. Esempi in questa direzione sono il Codice di Condotta Europeo sulla Caccia e le Specie Invasive (Monaco *et al.*,

2013), il Codice di Condotta sull'Orticoltura e le Specie Invasive (Heywood e Brunel, 2011) o il Codice di Condotta sugli Zoo, gli Acquari e le Specie Invasive (Scalera *et al.*, 2012).

Indirizzi e strategie

I principi generali di gestione delle specie invasive delineati nell'introduzione, anche descritti come approccio gerarchico, sono espressamente previsti sia dalla strategia europea per la biodiversità che dalla "Strategia Nazionale per la Biodiversità" – approvata il 7 ottobre 2010 dalla Conferenza permanente per i rapporti tra lo Stato, le Regioni e le Province autonome di Trento e di Bolzano d'intesa con il Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare –, e sono richiamati nelle "Linee guida per la prevenzione, l'introduzione e la mitigazione degli impatti della specie alloctone che minacciano gli ecosistemi, gli habitat o le specie" ("CBD Guiding Principles" adottati con Decisione VI/23 dalla VI Conferenza degli Stati aderenti alla Convenzione sulla Biodiversità, The Hague, 7-19 aprile 2002). Questi principi sono anche riconosciuti come i più efficaci dalla comunità scientifica internazionale (e.g. Simberloff *et al.*, 2013).

Convenzioni internazionali

Molte sono le convenzioni internazionali, cui l'Italia aderisce, che includono prescrizioni rilevanti per le specie aliene invasive. La Convenzione Internazionale sulla Protezione delle Piante (IPPC), approvata a Roma nel 1951, ha introdotto un regime internazionale finalizzato a prevenire la diffusione e l'introduzione di insetti infestanti delle piante e dei prodotti delle piante attraverso l'uso di misure sanitarie e fitosanitarie.

Gli standard adottati dall'IPPC hanno sviluppato misure di quarantena per le piante infestanti e per i parassiti delle piante, e ha sviluppato un quadro di organizzazioni nazionali per la protezione delle piante con autorità in relazione al controllo della quarantena, analisi del rischio, e altre misure finalizzate a prevenire la diffusione di piante invasive e di insetti infestanti. La Convenzione di Bonn, approvata nel 1979, all'art. 3, c. 4, lett. c), richiede agli Stati firmatari di porre in essere ogni sforzo per prevenire, ridurre o controllare i fattori che minacciano o che possono aumentare il livello di minaccia alle specie autoctone, attraverso misure che includono il blocco delle introduzioni, nonché il controllo o l'eliminazione delle specie esotiche introdotte. La stessa Convenzione prevede anche all'art. 11, paragrafo 25, che le parti contraenti si impegnino a controllare strettamente l'introduzione di specie non indigene.

Nell'ambito di questa Convenzione sono state adottate diverse raccomandazioni specificamente mirate alle specie aliene invasive, e nel 2003 è stata adottata una Strategia Europea sulle Specie Aliene Invasive (Genovesi e Shine, 2004) che prevede l'adozione di un sistema di misure di prevenzione, rapida risposta alle nuove invasioni, nonché l'attivazione di interventi di eradicazione e controllo delle specie invasive qualora la prevenzione non risulti efficace. Oltre ai sopra richiamati principi guida, la Convenzione di Rio de Janeiro sulla Biodiversità del 1992 prevede all'art. 8 lettera h, che, per quanto possibile e opportuno, ogni parte contraente, vieti di introdurre specie esotiche oppure le controlli o le elimini, se minacciano gli ecosistemi, gli habitat o le specie. L'Accordo sulla Conservazione degli Uccelli d'acqua migratori Africani-Euroasiatici (AEWA) del 1995 all'art. III(2) (g) impone che le parti vietino la deliberata introduzione di specie di uccelli ac-

quatici estranei all'ambiente e prendano le appropriate misure per prevenire il rilascio accidentale di tali specie se questi pregiudicano lo stato di conservazione della fauna e flora selvatica; qualora le specie non-indigene fossero già state introdotte, le Parti devono prendere tutte le misure appropriate per prevenire che queste specie vengano considerate una minaccia potenziale a quelle indigene. La Convenzione Internazionale per il Controllo e la Gestione dei Carichi delle Navi e dei loro sedimenti, adottata sotto gli auspici dell'Organizzazione Marittima Internazionale (IMO) ed entrata in vigore nel 2016, prevede l'impegno delle Parti ad applicare una serie di misure per prevenire, minimizzare ed eliminare lo spostamento di organismi acquatici dannosi e patogeni attraverso il controllo e la gestione dei carichi delle navi e dei loro sedimenti.

Norme nazionali

Il quadro normativo nazionale da diversi decenni comprende prescrizioni rilevanti in merito alla gestione delle specie aliene invasive, ma solo di recente ha introdotto misure specifiche e più stringenti. La legge 11 febbraio 1992 n.157 all'art. 20 regola l'“Introduzione di fauna selvatica dall'estero” prevedendo al comma 1 esclusivamente la possibilità di importare specie autoctone di mammiferi ed uccelli per fini di ripopolamento. Il D.P.R. n. 357 dell'8 settembre 1997 di recepimento della Direttiva Habitat (92/43/CEE), come modificato ed integrato dal D.P.R. 12 marzo 2003 n.120, ha stabilito un “divieto di reintroduzione, introduzione e immissione in natura di specie e popolazioni non autoctone” (art. 12, comma 3). Tuttavia il D.P.R. non prevede sanzioni nel caso di inottemperanza delle norme e il divieto e risulta pertanto di difficile applicazione. Il divieto citato è stato oggetto di una sentenza della Corte Costituzionale (30 del 6 febbraio 2009), che ha impugnato la Deliberazione della Giunta della Regione Veneto 04/03/2008, n. 438, recante “Ulteriori criteri per le immissioni di specie ittiche nelle acque interne regionali. Indirizzi ai fini di coordinamento per la protezione del patrimonio ittico regionale ai sensi dell'art. 3 c.1 della Legge regionale 28.4.1998, n. 19” ai punti 1, 2 e 3. Nella deliberazione le specie ittiche carpa, pesce gatto, trota iridea e lavarello venivano considerate quali “specie para-autoctone” e se ne autorizzava l'immissione nelle acque di competenza regionale. La Corte Costituzionale ha ritenuto che la Regione Veneto non poteva introdurre le specie ittiche in esame e ha così annullato la deliberazione della Giunta regionale della Regione. L'approvazione della L. 221/2015, nella quale si è introdotto un generale obiettivo di eradicazione per le specie aliene invasive, ha chiarito che l'attuazione di interventi finalizzati all'eradicazione o comunque al controllo delle popolazioni di mammiferi e uccelli presenti in Italia deve essere attuata secondo i modi e le procedure disposti dall'art.19 della legge n. 157/92. Tale norma assegna pertanto alle Regioni la titolarità dell'azione di controllo delle specie invasive dei due gruppi tassonomici. Nel corso del biennio 2014-2015, in contemporanea con l'emanazione del regolamento comunitario 1143/14, la gestione della Nutria ha subito una importante rivisitazione normativa anche a scala nazionale con l'approvazione della L. 116/2014 e della L. 221/2015. In virtù delle suddette modifiche normative, allo stato attuale il roditore è escluso dalla fauna selvatica oggetto della L. n. 157/92 al pari di talpe, ratti, topi propriamente detti e arvicole, ma è resa possibile l'attuazione di interventi finalizzati all'eradicazione o comunque al controllo delle popolazioni presenti secondo i modi e le procedure disposti dall'art.19 della legge n. 157/92. Il 14 febbraio 2018 è entrato in vigore il Decreto Legislativo n.230 del 15 dicembre 2017 per

l'adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del regolamento (UE) n. 1143/2014 recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive. Come specificato già nel titolo il decreto individua gli enti responsabili dell'attuazione del Regolamento a livello nazionale e disciplina i vari passaggi (dai permessi in deroga ai controlli alle frontiere).

Norme comunitarie

Come accennato, l'Unione Europea ha recentemente adottato una innovativa legislazione in materia di specie aliene invasive, che rappresenta un passo avanti significativo negli sforzi per prevenirne e mitigarne gli impatti (Genovesi *et al.*, 2014) concorrendo anche al raggiungimento degli obiettivi di diverse altre direttive europee in cui già erano presenti prescrizioni in merito alle specie aliene (Direttiva 92/43/CE "Habitat", Direttiva 2009/147/CE "Uccelli", Direttiva 2000/60/CE "Acque", Direttiva 2008/56/CE "Ambiente marino"). L'adozione del Regolamento 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", entrato in vigore il 1 gennaio 2015, segue un lungo percorso di discussioni tecniche e politiche, iniziato nel 2003 con l'approvazione della Strategia Europea sulle Specie Alloctone Invasive da parte del Consiglio d'Europa già citata e rappresenta la prima ampia legislazione comunitaria in materia di tutela della biodiversità dopo oltre 20 anni. L'elemento essenziale del Regolamento è la lista di specie aliene invasive di rilevanza Unionale, per le quali il testo impone misure particolarmente stringenti, tra le quali un bando delle importazioni e del commercio, un divieto di possesso, di allevamento, di riproduzione, di trasporto, di utilizzo e di rilascio in natura. Gli Stati membri dovranno inoltre sviluppare, entro 18 mesi dall'adozione del Regolamento, un sistema di sorveglianza (art.14) che permetta di determinare la presenza e la distribuzione di nuove specie esotiche invasive di rilevanza Unionale sul proprio territorio nonché delle specie già insediate. In caso di rilevamento in natura di specie di rilevanza Unionale, gli Stati Membri hanno un obbligo di immediata eradicazione (art.17) la cui mancata applicazione dovrà essere giustificata alla Commissione europea ai sensi dell'art. 18. Nel caso di specie di rilevanza Unionale già diffuse sul territorio, l'art. 19 del Regolamento prevede che entro 18 mesi gli Stati membri predispongano misure di gestione efficaci in modo da renderne minimi gli effetti sulla biodiversità, i servizi ecosistemici collegati e, se del caso, sulla salute umana o sull'economia. Le misure di gestione dovranno essere proporzionate all'impatto delle specie target sull'ambiente e adeguate alle circostanze specifiche degli Stati membri e si basano su un'analisi costi/benefici che include anche, nel limite del possibile, le misure di ripristino di cui all'articolo 20. La lista di rilevanza Unionale, adottata ufficialmente il 1 luglio del 2016 (Reg. di esecuzione (UE) 2016/1141) e aggiornata due volte fino ad oggi (nel 2017 con Reg. di esecuzione (UE) 2017/1263 e nel luglio 2019 con Reg. di esecuzione (UE) 2019/1262), è composta da 66 specie. Un elemento molto innovativo del Regolamento UE è rappresentato dall'obbligo per i Paesi Membri di identificare i vettori responsabili dell'arrivo delle specie invasive, e di sviluppare quindi piani d'azione per gestire queste vie di ingresso in modo da prevenire ulteriori introduzioni. Anche se la lista di specie di rilevanza Unionale rappresenta un elemento cruciale dello strumento legislativo, il testo va oltre la lista, e prevede la possibilità per i paesi di sviluppare liste

di specie invasive di rilevanza nazionale, sulle quali potranno essere applicate le stesse misure pensate per la lista Europea. Inoltre, gli Stati sono chiamati a collaborare tra di loro nel caso di specie invasive che interessino territori transfrontalieri. Le liste nazionali e l'approccio transfrontaliero permetterà anche di gestire in modo efficace le specie aliene invasive in una parte d'Europa, ma autoctone in un'altra parte, che sono escluse dalla lista delle specie di rilevanza Unionale. Se il disegno complessivo del Regolamento appare tecnicamente corretto, non va nascosto che ci sono punti deboli che potrebbero fortemente limitare l'efficacia della risposta europea al fenomeno delle invasioni biologiche. In particolare il Regolamento non ha strumenti finanziari per assicurare l'implementazione delle azioni previste.

La responsabilità e il peso economico delle azioni di prevenzione e gestione delle specie invasive saranno quindi a carico delle autorità nazionali dei Paesi Europei, e nel caso dell'Italia è presumibile che saranno gli enti locali – in particolare regioni, province autonome e aree protette – a dover assicurare l'implementazione concreta delle misure introdotte dal regolamento. L'unica indicazione di natura finanziaria che il testo fornisce risiede nella possibilità di applicare il cosiddetto “*polluter pays principle*”, strumento poco efficace per rispondere alle invasioni biologiche: a differenza dei casi di inquinamento, le invasioni biologiche sono infatti caratterizzate da una progressiva crescita nel tempo dei costi di risposta e anche solo il rilascio di pochi esemplari da parte di un privato (come fu il caso del scoiattolo grigio in Piemonte) può nel corso del tempo determinare impatti drammatici, con costi che difficilmente possono essere coperti appunto dal singolo soggetto responsabile dell'introduzione. Per il nostro paese, l'impegno richiesto dal Regolamento 1143/14 sarà particolarmente gravoso. L'Italia ospita infatti un numero altissimo di specie alloctone (più di 3000 dai dati più recenti della Banca Dati Nazionale Specie Alloctone di ISPRA) e 42 delle 66 specie aliene di rilevanza Unionale sono già presenti in Italia.

Bibliografia

- Carboneras C., Walton P. & Vilà M. (2013). *Capping progress on invasive species?* Science, 342, 930–931.
- Genovesi P., Carboneras C., Vilà M., Walton P. (2014). *EU adopts innovative legislation on invasive species: a step towards a global response to biological invasions?* Biol. Invasions, 17, 5: 1307-1311.
- Genovesi P., Carnevali L. and Scalera R. (2015). *The impact of invasive alien species on native species in Europe*. Technical report. Rome, 1-18 pp.
- Genovesi P. and Shine C. (2004). *European Strategy on Invasive Alien Species*. Nat. Environ. 161, 1–73.
- Heywood V.H. and Brunel S. (2011). *European code of conduct on horticulture and invasive alien species*. Council of Europe, Strasbourg, Nature and Environment 162. Council of Europe Publishing, F-67075
- Monaco A., Genovesi P. and Middleton A. (2013). *Code of conduct on hunting and IAS*. T-PVS/Inf (2013) 20.
- Roy H., Schonrogge K., Dean H., Peyton J., Branquart E., Vanderhoeven S., Copp G., Stebbing P., Kenis M., Rabitsch W., Essl F., Schindler S., Brunel S., Kettunen M., Mazza L., Nieto A., Kemp J., Genovesi P., Scalera R. and Stewart A. (2014). *Invasive alien species – framework for the identification of invasive alien species of EU concern*. Brussels, European Commission, 298pp. (ENV.B.2/ETU/2013/0026)
- Scalera R., Genovesi P., de Man D., Klausen B. and Dickie L. (2012) *European code of conduct on zoological gardens and aquaria and invasive alien species*. T-PVS/Inf (2011) 26 revised.
- Simberloff D., Martin J.-L., Genovesi P., Maris V., Wardle D. a., Aronson J., Courchamp F., Galil B., Garcia-Berthou E., Pascal M., Pyšek P., Sousa R., Tabacchi E. & Vilà M. (2013). *Impacts of biological invasions: what's what and the way forward*. Trends in Ecology & Evolution, 28, 58–66.



Barbus tyberinus



CAPITOLO 3

Suscettibilità alla penetrazione di specie aliene nei sistemi di acqua dolce: il caso di studio LifeWatch

Alessandro Ludovisi

Riassunto

L'intrusione di specie aliene è una delle minacce più serie per la biodiversità locale e conseguentemente per la biodiversità a scala planetaria. La comprensione delle condizioni che favoriscono la suscettibilità alla penetrazione di specie aliene è quindi cruciale per la comprensione dei fenomeni di diffusione di specie e per la pianificazione di efficaci pratiche di conservazione. Nell'ambito del caso di studio "Alien species", promosso dai ricercatori associati all'infrastruttura europea LifeWatch, è stato esaminato un ampio *dataset* inerente la biodiversità nativa e aliena in ecosistemi dulcacquicoli lacustri e correnti del territorio italiano, con l'intento di individuare i principali fattori ambientali, climatici o antropici favorevoli alla penetrazione di specie aliene, in un ampio spettro tassonomico.

I risultati mostrano che i *drivers* primari di penetrazione delle specie aliene sono da ricercarsi in ambiti diversi da quello prettamente eco-idrologico. La dispersione dei propaguli (*propagule pressure*) volontariamente o involontariamente mediata dalle attività umane emerge piuttosto come meccanismo principale di ingresso di specie alloctone, mentre una maggiore biodiversità indigena sembra garantire una maggiore resistenza alla penetrazione aliena.

Il Progetto LifeWatch

LifeWatch, infrastruttura europea per la ricerca sulla biodiversità e sugli ecosistemi, ha ricevuto dalla Comunità Europea lo status di European Research Infrastructure Consortium (ERIC) nel 2017, a coronamento di un percorso progettuale iniziato nel 2011. Fondata da otto Paesi - Belgio, Grecia, Italia, Paesi Bassi, Portogallo, Romania, Slovenia e Spagna - LifeWatch-ERIC è la 14° infrastruttura di ricerca europea ad ottenere questo importante riconoscimento, a sottolineare la centralità riconosciuta dalla Comunità europea ai temi di ricerca connessi con la biodiversità.

LifeWatch ha come missione principale quella di favorire l'avanzamento della ricerca su biodiversità ed ecosistemi, fornendo particolare supporto per sfide scientifiche di larga scala attraverso la propria e-infrastruttura pan-europea, che rende disponibili ampi set di dati, servizi informatici e scientifici a sostegno del laboratorio virtuale LifeWatch (Basset and Los, 2012; Basset, 2016). I servizi LifeWatch sono indirizzati a un ampio spettro di utenti potenziali, che

include ricercatori scientifici e tecnologici, soggetti gestori dell'ambiente e cittadini nel senso più ampio.

LifeWatch è una *e-infrastructure* di natura distribuita, e come tale costituisce un network che collega diversi nodi (LifeWatch Centres) costituiti negli Stati Membri o Associati dell'Unione Europea. L'Italia, attraverso il MIUR ed il CNR, gioca un ruolo fondamentale in LifeWatch-ERIC, ospitandone il Centro Servizi, una delle tre sedi europee comuni e contribuendo con l'Istituto Italiano Distribuito di Ricerca sulla Biodiversità, il quale è sostenuto da un'ampia Joint Research Unit (JRU), che conta oltre 30 istituzioni aderenti, distribuite su tutto il territorio italiano, tra le quali l'Università degli Studi di Perugia e ARPA Umbria.

L'Istituto Nazionale Distribuito per la Ricerca sulla Biodiversità di LifeWatch-ITA è organizzato in quattro Centri Tematici: Biomolecolare, Collezioni, Interazioni e Mediterraneo, che si occupano delle specie e dei loro tratti genetici e fenotipici (inclusi gli aspetti comportamentali), delle loro nicchie e delle loro interazioni.

L'Istituto ha inoltre costituito diversi gruppi di lavoro, la cui attività è focalizzata su aspetti chiave della *mission* LifeWatch:

- ICT è un gruppo di lavoro interdisciplinare che comprende informatici, ingegneri, ecologi e biologi, i quali forniscono il proprio supporto alle attività dell'Istituto Nazionale Distribuito di Ricerca sulla Biodiversità ed al Centro Servizi sviluppando o mettendo a disposizione servizi e strumenti ICT;
- Modellistica è un gruppo di lavoro trasversale che affianca le attività dell'Istituto Nazionale Distribuito di Ricerca sulla Biodiversità attraverso la fornitura di servizi per l'analisi dei dati e la modellistica ecologica;
- Specie Aliene è un gruppo di lavoro tematico creato per sviluppare un caso di studio all'interno di LifeWatch (*showcase Alien Species*) sulla tematica inerente la penetrazione di specie non indigene su scala nazionale;
- Citizen Science è un gruppo di lavoro tematico che si pone come obiettivo quello di aumentare la consapevolezza dei cittadini circa la rilevanza scientifica della ricerca nel campo della biodiversità.

Il gruppo di lavoro Specie Aliene ha in primo luogo affrontato l'annosa questione inerente la definizione di specie aliena, che non ha ancora raggiunto univocità (IUCN, 2000; Colautti and MacIsaac, 2004). La definizione più generale e più ampiamente condivisa nell'ambito del gruppo di lavoro, e successivamente adottata per l'attribuzione del carattere "alieno", considera specie aliena 'una specie deliberatamente o inavvertitamente introdotta in Italia dalle attività umane dopo la scoperta dell'America, in analogia con la definizione di "neofite" adottata in ambito botanico (Pyšek, 1998). Sulla base di tale definizione, i set di dati di biodiversità depositati all'uso dai membri delle JRU di LifeWatch-ITA nella banca dati LifeWatch, sono stati analizzati al fine di individuare i principali fattori (*drivers*) favorenti la penetrazione di specie aliene negli ecosistemi censiti, e quindi di avere, considerando che i dati provengono da siti geograficamente distribuiti in gran parte d'Italia, un quadro complessivo della suscettibilità alla penetrazione aliena nel territorio nazionale. In ragione della tipologia di ecosistemi e biocenosi associate, l'analisi dei dati si è articolata in diversi ambiti ecosistemici, ovvero ecosistemi terrestri, acquatici marini, lagunari costieri e di acque interne.

Data la natura della presente monografia, esporrò qui in sintesi gli aspetti rilevanti dell'analisi svolta sui sistemi acquatici interni (acque correnti e stagnanti).

Sebbene esistano diverse banche dati italiane ed europee di biodiversità inerenti le acque dolci (Freshwater Biodiversity Data Portal, National Network of Biodiversity Portal, Nature 2000 Portal, ecc.) il dataset LifeWatch si distingue per l'ampio spettro tassonomico coperto, che include *taxa* appartenenti a 11 differenti gruppi EUNIS (“algae”, “amphibians”, “birds”, “cyanobacteria”, “ferns”, “fishes”, “flowering plants”, “invertebrates”, “mosses and liverworts”, “protists”, “reptiles”) e 24 phyla. La risoluzione tassonomica adottata nel dataset è a livello di specie per tutti i gruppi tassonomici inclusi e tutti i records sono stati verificati dagli esperti appartenenti ai diversi nodi della JRU-LifeWatch, nonché appartenenti al network LTER (Long Term Ecological Research) italiano (LTER-Italy, <http://www.lteritalia.it>) (Bertoni 2012). Il dataset è in progressiva espansione.

Al momento dell'aggiornamento di cui alla pubblicazione di Boggero *et al.* (2016), il dataset contava 390 siti censiti, di cui 379 naturali e 11 artificiali, appartenenti agli habitat EUNIS: C1 (acque superficiali stagnanti), C2 (acque superficiali correnti), C3 (lagune costiere) e J5 (acque di invasi artificiali). I siti censiti sono mostrati in Fig. 1, e includono il lago Trasimeno e il lago di Piediluco in territorio umbro. Le distribuzioni di frequenza dei diversi phyla censiti sono riassunte in Tabella 1. Alcuni dei risultati ottenuti dal gruppo Specie Aliene analizzando il *dataset* sopra menzionato ai fini della valutazione della suscettibilità alla penetrazione da parte di specie aliene, sono stati pubblicati in Boggero *et al.* (2014) e Colangelo *et al.* (2017). Entrambi gli studi utilizzano la metodologia GLMM (*Generalised Linear Mixed Models*) per valutare la capacità di diverse variabili ambientali e biologiche di spiegare l'abbondanza di specie aliene osservata nell'insieme delle biocenosi analizzate.

Le statistiche di base e le variabili esplicative considerate nelle due analisi sono riassunte nel seguente schema:

	N. SITI	N. SPECIE	VARIABILE DIPENDENTE	VARIABILI ESPLICATIVE
Boggero <i>et al.</i>, 2014	181	1604 specie	Numero di specie aliene	Habitat EUNIS (C1.1, C1.2, C1.3, C1.6, C2.1, C2.2, C2.3)
	64 C1 (lacustri) 99 C2 (lotici) 18 J5 (artificiali)	42 aliene (2.6 %)	Proporzione di specie aliene	Ricchezza di specie Precipitazioni Temperatura
Colangelo <i>et al.</i>, 2017	139	1630 specie	Proporzione di specie aliene	Accessibilità sito Clima 1 (precipitazioni) Clima 2 (stagionalità)
	85 C1 (lacustri) 54 C2 (lotici)	51 aliene (3%)		Localizzazione geografica Taglia specie Ricchezza specie native

Complessivamente, i risultati delle due analisi evidenziano i seguenti aspetti:

- l'occorrenza di specie aliene non risulta significativamente dipendente dalla tipologia di habitat EUNIS di primo livello (lentico *vs* lotico). Questo risultato (inatteso, date le differenze in termini di caratteristiche ecologiche, di connettività, accessibilità e attrattività turistica dei siti) suggerisce che i drivers di penetrazione delle specie aliene sono da ricercarsi principalmente in ambiti diversi da quello strettamente eco-idrologico;
- l'accessibilità del sito (in termini di distanza da centri abitati significativi), insieme alla gradevolezza del clima (temperature miti), risultano positivamente correlati con l'abbondanza e la proporzione di specie aliene. Questo risultato supporta l'importanza della dispersione dei propaguli (*propagule pressure*) mediata dalle attività umane (uso ricreativo, peschiero e logistico delle acque) come drivers primari per la penetrazione di specie aliene (Ricciardi *et al.*, 2011);
- la proporzione di specie aliene diminuisce con l'incremento della ricchezza di specie native. Questo risultato supporta l'idea generale che una maggiore biodiversità indigena offra una maggiore resistenza all'ingresso di nuove specie, per effetto di una ridotta disponibilità di nicchie ecologiche non occupate e/o una maggiore fitness competitiva delle specie insediate (Elton, 1958; Kennedy *et al.*, 2002);
- la proporzione di specie aliene aumenta con l'aumentare della taglia delle specie aliene stesse. Questo risultato, a prima vista singolare, ha diverse chiavi di lettura possibili. In primo luogo, specie di grandi dimensioni hanno in genere maggiore attrattiva per l'uomo e quindi maggiore probabilità di essere introdotte intenzionalmente o inavvertitamente per fini ricreativi o commerciali (Copp *et al.*, 2005). Inoltre, specie di grandi dimensioni occupano frequentemente livelli trofici elevati (predatori terminali), il che può favorire la loro penetrazione in assenza di predatori/competitori locali (Persaud *et al.*, 2011). Infine, l'effetto della taglia può essere spiegato in parte considerando che organismi di piccola taglia e difficile attribuzione tassonomica possono più facilmente eludere il rinvenimento e la segnalazione. Aspetto significativo dei suddetti studi è che essi considerano simultaneamente diverse tipologie di habitat e un ampio spettro tassonomico. L'individuazione di drivers di penetrazione aliena comuni (e collegati alle attività antropiche di scala locale) a diversi gruppi tassonomici e habitat suggerisce che le caratteristiche ecologiche specifiche di un biotopo acquatico giocano un ruolo secondario nel determinare la sua suscettibilità alla penetrazione da parte di specie non indigene. La prossimità di attività antropiche, della più varia tipologia, appare invece un favorente primario per l'ingresso e l'insediamento di specie alloctone. L'impatto di attività antropiche di portata globale (*global warming*) non sembra invece significativo, dal momento che solo una limitata frazione (20% - Boggero *et al.*, 2014) delle specie aliene rinvenute proviene da aree geografiche calde, mentre la maggior parte di esse hanno una distribuzione originaria a latitudini più settentrionali, rispetto ai siti italiani esaminati, in Europa e Nord America (Pignatti, 1982; Gherardi *et al.*, 2008).

Da un punto di vista conservazionistico e gestionale, i risultati sopra esposti, oltre a costituire una base di partenza per definire metodi di valutazione di rischio di invasione biologica di un sito, richiamano l'attenzione di enti gestori (e cittadini tutti), verso il rispetto di pratiche di prevenzione a contrasto della contaminazione biologica, troppo frequentemente (consapevolmente o meno) ignorate.

Gli stessi risultati sottolineano l'importanza della disponibilità di ampi e affidabili *dataset* e del-

la sinergia tra specialisti tassonomi ed ecologi quantitativi, come presupposto essenziale per la definizione di modelli concettuali e gestionali di salvaguardia della biodiversità.



Figura 1
Localizzazione dei siti di acque interne censiti ai fini della costituzione del dataset LifeWatch, analizzato nell'ambito del caso di studio 'Specie aliene' (Boggero *et al.*, 2016, modificato). In rosso la localizzazione dei siti umbri (Lago Trasimeno e Lago di Piediluco)

Phylum	No. di records	No. di specie
<i>Amoebozoa</i>	6	5
<i>Annelida</i>	97	43
<i>Arthropoda</i>	1893	426
<i>Bryophyta</i>	1	1
<i>Cercozoa</i>	1	1
<i>Charophyta</i>	123	63
<i>Chlorophyta</i>	486	224
<i>Choanozoa</i>	2	2
<i>Chordata</i>	883	98
<i>Ciliophora</i>	2	2
<i>Cnidaria</i>	1	1
<i>Cryptophyta</i>	89	24
<i>Cyanobacteria</i>	164	83
<i>Euglenozoa</i>	31	22
<i>Haptophyta</i>	40	3
<i>Heliozoa</i>	1	1
<i>Mollusca</i>	54	28
<i>Myozoa</i>	57	23
<i>Nematoda</i>	9	2
<i>Ochrophyta</i>	1387	362
<i>Platyhelminthes</i>	15	5
<i>Porifera</i>	1	1
<i>Rotifera</i>	915	205
<i>Tracheophyta</i>	205	113

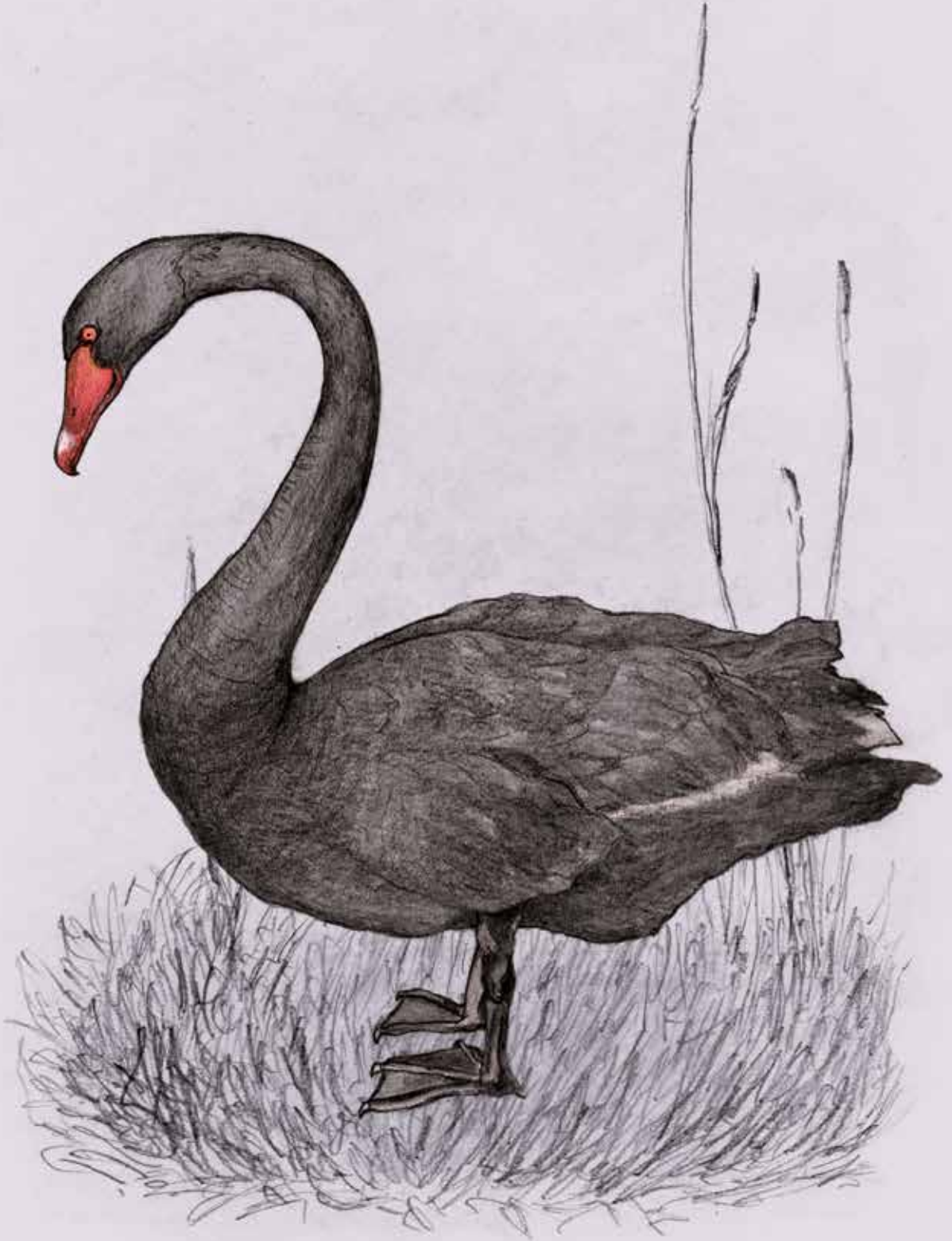
Tabella 1
Lista dei phyla censiti, relativa frequenza di rinvenimento in 390 biotopi d'acqua dolce italiani e loro ricchezza specifica, registrati nella banca dati LifeWatch, come da pubblicazione in Boggero *et al.* (2014).

Bibliografia

- Basset A., 2016. e-Science perspectives for the conservation of transitional and coastal wetlands. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem* 26: 411–415.
- Basset A. and Los W., 2012. Biodiversity e-Science: LifeWatch, the European Infrastructure on Biodiversity and Ecosystem Research. *Journal of Plant Biosystems* 146: 780–782.
- Bertoni R., 2012. La rete italiana per la ricerca ecologica a lungo termine (LTER-Italia). Aracne, Rome. ISBN 978–88–548–4661–6.
- Boggero A., Basset A., Austoni M., Barbone E., Bartolozzi L., Bertani I., Campanaro A., Cattaneo A., Cianferoni F., Corriero G., Dörr A.M., Elia, A.C., Ficetola G.F., Kamburska L., La Porta G., Lauceri S., Ludovisi A., Gaino E., Goretti E., Lorenzoni M., Manca M., Marchetto A., Morabito G., Marzano F.N., Oggioni A., Pierri C., Riccardi N., Rossetti G., Ungaro N., Volta P., Zaupa S., Fontaneto D., 2014. Weak effects of habitat type on susceptibility to invasive freshwater species: an Italian case study. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems* 24: 841–852.
- Boggero A., Pierri C., Alber R., Austoni M., Barbone E., Bartolozzi L., Bertani I., Campanaro A., Cattaneo A., Cianferoni F., Colangelo P., Corriero G., Dörr A.M., Elia, A.C., Ficetola G.F., Fontaneto D., Gaino E., Goretti E., Kamburska L., La Porta G., Lauceri S., Lorenzoni M., Ludovisi A., Manca M., Morabito G., Nonnis Marzano F.N., Oggioni A., Riccardi N., Rossetti G., Tagliolato P., Thaler B., Ungaro N., Volta P., Zaupa S., Rosati I., Fiore N., Basset A., Marchetto A., 2016. A geographic distribution data set of biodiversity in Italian freshwaters. *Biogeographia – The Journal of Integrative Biogeography* 31: 55–72.
- Colautti R.I., MacIsaac H.J., 2004. A neutral terminology to define ‘invasive’ species. *Diversity & Distribution* 10: 135–141.
- Colangelo P., Fontaneto D., Marchetto A., Ludovisi A., Basset A., Bartolozzi L., Bertani I., Campanaro A., Cattaneo A., Cianferoni F., Corriero G., Ficetola G.F., Nonnis-Marzano F., Pierri C., Rossetti G., Rosati I., Boggero A., 2017. Alien species in Italian freshwater ecosystems: a macroecological assessment of invasion drivers. *Aquatic Invasions* 12: 299–309.
- Copp G.H., Wesley K.J., Vilizzi L., 2005. Pathways of ornamental and aquarium fish introductions into urban ponds of Epping Forest (London, England): the human vector. *Journal of Applied Ichthyology* 21: 263–274.
- Elton C.S., 1958. *The Ecology of Invasions by Animals and Plants*. Chapman & Hall: London.
- Gherardi F., Bertolino S., Bodon M., Casellato S., Cianfanelli S., Ferraguti M., Lori E., Mura G., Nocita A., Riccardi N., *et al.*, 2008. Animal xenodiversity in Italian inland waters: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions* 10: 435–454.
- IUCN. 2000. IUCN guidelines for the prevention of biodiversity loss caused by alien invasive species. As approved by 51st Meeting of Council, February 2000. *Aliens*, 11, Special Issue.
- Kennedy T.A., Naeem S., Howe K.M., Knops J.M.H., Tilman D., Reich P., 2002. Biodiversity as a barrier to ecological invasion. *Nature* 417: 636–638.
- Persaud A.D., Dillon P.J., Molot L.A., Hargan K.E., 2011. Relationships between body size and trophic position of consumers in temperate freshwater lakes. *Aquatic Sciences* 74: 203–211.
- Pignatti S., 1982. *Flora d’Italia*. Edagricole: Bologna.
- Pyšek P., 1998. Alien and native species in Central European urban floras: a quantitative comparison. *Journal of Biogeography* 25: 155–163.
- Riccardi A., Jones L.A., Kestrup A.M., Ward J.M., 2011. Expanding the propagule pressure concept to understand the impact of biological invasions. In: Richardson D.M. (ed), *Fifty Years of Invasion Ecology: The Legacy of Charles Elton* Blackwell Publishing, Oxford, UK, pp 225–235.



Cygnus atratus



CAPITOLO 4

Le microalghe esotiche negli ecosistemi acquatici umbri

Antonia Concetta Elia, Chiara Todini, Ambrosius Josef Martin Dörr,
Magara Gabriele, Alessandro Ludovisi, Valentina Della Bella.

Riassunto

La conoscenza del fenomeno di diffusione di specie non native è fondamentale per derivare soluzioni per potenziali invasioni biologiche. Le specie invasive producono impatti ecologici su struttura e funzione degli ecosistemi. Le comunità planctoniche sono il risultato dinamico di diverse interazioni tra i vari organismi e tra questi e il loro ambiente. Modificazioni nella composizione e struttura di tali comunità, possono produrre alterazioni a livello ecosistemico con ripercussioni negative anche per l'uomo. Le microalghe sono la base della rete alimentare acquatica e le modificazioni in questo primo livello trofico si riflettono in quelli successivi. È importante quindi raccogliere dati sulla presenza di specie alloctone di microalghe. Negli ecosistemi d'acqua dolce, alcune specie di cianobatteri e diatomee sono esempi di specie di microalghe non native e invasive. L'eccessiva crescita delle specie di cianobatteri e diatomee planctoniche è tra le principali minacce della risorsa acqua negli *shallow lakes*. In condizioni favorevoli molte specie di cianobatteri possono diventare dominanti nel fitoplancton e le loro densità raggiungono milioni di cellule per litro. L'aumento di temperatura e i suoi effetti sui regimi di mescolamento dell'acqua, comporta una più alta occorrenza, frequenza e durata delle fioriture cianobatteriche in diverse regioni del pianeta e modificazione di composizione di specie a favore di quelle invasive. Le fioriture di *Cylindrospermopsis raciborskii* stanno diventando sempre più frequenti nei laghi tropicali e temperati a causa del comportamento invasivo di questa cianoficea filamentosa.

La preoccupazione è data dal suo alto potenziale per la produzione di tossine. La costante presenza di *C. raciborskii* nel lago Trasimeno con densità importanti, dall'estate 1995, suggeriscono una sua stabile colonizzazione di questo biotopo. Negli ecosistemi lotici, in particolare nei fiumi con una velocità di corrente molto elevata, sono presenti poche specie veramente planctoniche, e le comunità associate al substrato rappresentano quindi i principali produttori e i costituenti fotosintetici delle comunità fitobentoniche. Anche nelle comunità microalgali bentoniche degli ecosistemi acquatici umbri è stata registrata nel tempo la presenza di alcune specie di diatomee esotiche, tropicali o invasive, quali *Dyadesmis confervacea* Kützing 1844 var. *confervacea*, *Reimeria uniseriata* Sala, Guerrero e Ferrario 1993, e *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt, 1899.

Quest'ultima specie, nota per la sua capacità di formare fioriture macroscopiche e per la sua

invasività, è stata registrata finora in passato in Umbria in un solo ritrovamento nell'alto Tevere. *Dyadesmis confervacea* è stata segnalata per la prima volta nel Lago Trasimeno a partire dagli anni '60, mentre negli altri corpi idrici regionali monitorati risulta attualmente poco abbondante e poco distribuita, *Reimeria uniseriata* invece è ormai presente in Umbria in numerosi corsi d'acqua e nel lago Trasimeno.

Cenni generali sulle microalghe

Le microalghe possono vivere sospese in un corpo d'acqua (fitoplancton) o fissate ad un substrato (fitobenthos). Sono organismi autotrofi fotosintetici, uni o pluricellulari, di dimensioni microscopiche (0.2 - 500 μm) e costituiscono la frazione vegetale del plancton, detta "fitoplancton". Il termine plancton, che deriva dal greco "πλανκτος" e letteralmente significa "vagabondo", è stato utilizzato per la prima volta nel 1887 da Hensen che definiva in questo modo "tutte le particelle di natura organica che galleggiano liberamente e involontariamente in acque aperte". Oltre alla frazione vegetale, il plancton comprende anche quella eterotrofa, formata da virus, batteri e organismi animali (zooplancton). Il plancton è quindi il complesso di organismi vegetali e animali, appartenenti a diversi gruppi sistematici, che vivono sia nello strato eufotico (fito- e zooplancton) che in quello afotico (quasi esclusivamente zooplancton). Le innumerevoli specie del fitoplancton si differenziano per dimensione, morfologia, fisiologia ed ecologia. Le alghe si presentano in tantissime forme semplici unicellulari e coloniali con struttura tridimensionale e organizzazioni differenti. Molte specie algali crescono in colonie formando ammassi visibili a occhio nudo. Le specie algali presentano una struttura cellulare semplice e cicli vitali brevi dell'ordine di alcuni giorni. Gli adattamenti atti a sostenerli librati nello spessore dell'acqua sono rappresentati da gusci silicei, spine, flagelli e colonie. Soltanto alcuni di questi planctonti hanno efficienti mezzi di locomozione, mai però tali da resistere a un moto di corrente. Il fitoplancton nelle acque dolci e marine è quindi il primo anello della rete trofica e garantisce il flusso di energia e materia per il mantenimento degli eterotrofi. Infatti, la produzione primaria negli ecosistemi acquatici, dovuta ai processi di foto- e chemosintesi, è svolta dalle alghe planctoniche, dalle piante acquatiche e da alcuni batteri. Le produzioni dei livelli successivi rappresentati dai consumatori indicano il grado di utilizzazione della materia organica messa a disposizione dal livello precedente e di quella effettivamente consumata. Lo zooplancton è il livello dei consumatori primari che contribuisce a trasferire, nella catena del pascolo, la sostanza organica dal fitoplancton ai livelli trofici superiori e, nella catena del detrito, a riciclare la sostanza organica in decomposizione.

Il fitoplancton è quindi l'equivalente dell'abbondante vegetazione terrestre, che è supporto fondamentale per la vita degli animali, compreso l'uomo. La profondità della zona eufotica (zeu) e di rimescolamento delle acque (zm) condiziona l'attività fotosintetica di queste alghe. Alcune specie sono in grado di rispondere ai cambiamenti nell'intensità della radiazione incidente (I_0) e nella profondità di mescolamento (zm) mediante alcuni adattamenti fisiologici, per esempio variando il contenuto cellulare dei pigmenti fotosintetici (Morabito, 1997). La disponibilità di nutrienti, in particolare di quelli presenti in quantità limitanti, quali azoto e fosforo, è probabilmente il fattore che, dopo luce e temperatura, più condiziona la crescita algale modificando la composizione specifica della comunità fitoplanctonica. Anche lo zooplancton può influire

negativamente sullo sviluppo algale attraverso la predazione (grazing), operando un controllo top-down che può avvantaggiare alcune specie e svantaggiarne altre. Inoltre, in molte reti trofiche lacustri e marine, la densità dei predatori (popolazione ittica) influenza positivamente la densità del fitoplancton attraverso un controllo top-down. Il controllo *bottom-up* è invece esercitato dai batteri che possono entrare in competizione con le alghe per i nutrienti, in particolare per il fosforo. Tuttavia, in alcune circostanze si osserva una sorta di mutualismo tra i due gruppi di organismi: i batteri mineralizzano il fosforo per le alghe e queste producono carbonio per la crescita batterica (Morabito, 1997). I principali gruppi dei fitoplanctonti delle acque interne sono rappresentati da cianofitiche, clorofite (coniugatofitiche e clorofitiche), diatomee, criptofitiche, dinofitiche e crisofitiche. I principali criteri per la distinzione tassonomica nelle alghe eucariotiche riguardano la morfologia dei flagelli, la struttura della parete, la natura e quantità dei pigmenti fotosintetici e delle sostanze di riserva.

Le microalghe possono essere anche bentoniche e far parte così del fitobenthos. Negli ecosistemi lotici, in particolare nei fiumi con una velocità di corrente molto elevata, sono presenti poche specie veramente planctoniche, dato che quelle in sospensione vengono facilmente trasportate a valle. Le comunità associate al substrato rappresentano quindi i principali produttori e i costituenti fotosintetici di queste comunità sono conosciute come fitobenthos. Il fitobenthos è anche circondato da batteri, protozoi e funghi incorporati in una matrice di polisaccaridi che insieme sono noti come biofilm. Il fitobenthos contiene i principali produttori primari degli ecosistemi lotici e generalmente rappresenta la principale fonte di energia nei corsi d'acqua di medie dimensioni (Vannote *et al.*, 1980).

Il fitobenthos autotrofo, insieme a vari input eterotrofi, fornisce quindi la maggior parte dell'energia agli organismi dei livelli trofici più elevati negli ecosistemi lotici. Svolge importanti funzioni biologiche, chimiche e fisiche all'interno della comunità bentonica, convertendo i nutrienti inorganici in forme organiche e alcuni organismi fitobentonici, come i cianobatteri, sono anche in grado di fissare l'azoto atmosferico, modificando l'habitat e la disponibilità di risorse per le comunità dei livelli trofici superiori, come macroinvertebrati e pesci. La crescita del fitobenthos e la sua struttura nei fiumi è influenzata da molti fattori biologici, fisici e chimici, come la luce e la temperatura, la torbidità delle acque, la geomorfologia e il tipo di substrato, la disponibilità dei nutrienti, pH, il tasso di competizione e di predazione, e la frequenza delle piene e la velocità di corrente. Fitoplancton e fitobenthos sono inclusi tra gli elementi biologici per la valutazione dello stato di qualità degli ecosistemi acquatici in accordo con la Direttiva Quadro Europea sulle Acque 2000/60 (WFD), che ha introdotto l'obbligo per tutti gli stati membri europei di effettuare la valutazione ecologica dei corpi idrici. Le caratteristiche strutturali e funzionali, che rendono il fitoplancton idoneo per il monitoraggio includono il fatto che: a) è un elemento ecologico chiave degli ecosistemi acquatici attraverso il quale fluisce l'energia all'interno degli ecosistemi; b) richiede procedure di campionamento semplici, tecniche e tempi di lavorazione e analisi dei campioni relativamente brevi e costi contenuti; c) è un ottimo indicatore dei cambiamenti dello stato trofico e degli impatti a breve termine come l'arricchimento in nutrienti (eutrofizzazione) che determina un incremento della biomassa, della produzione primaria, della frequenza di fioriture algali oltre che dei cambiamenti nella composizione in specie; d) è presente sia in aree soggette ad impatti antropici che in aree non impattate; inoltre,

attualmente esiste in letteratura un'ampia disponibilità di dati sul fitoplancton, relativamente a misure di biomassa, densità cellulare, ricchezza in specie, struttura tassonomica e struttura in taglia. Il fitobenthos delle acque correnti ha ricevuto anch'esso un rinnovato interesse a partire dall'entrata in vigore della WFD, che ha individuato tra gli elementi biologici richiesti per il monitoraggio la componente rappresentata da 'macrofite e phytobenthos'. Gli attributi che rendono il fitobenthos idoneo per il biomonitoraggio sono principalmente l'autotrofia, la sessilità, le comunità ricche di specie con diversa tolleranza/sensibilità all'inquinamento, la rapida risposta ai cambiamenti data da cicli vitali brevi, campionamento facile e veloce, sebbene l'identificazione a livello di genere e specie o varietà, richieda molto tempo, competenza ed esperienza. La maggior parte degli indici biologici sono basati sulle diatomee, come rappresentative del fitobenthos. Il loro impiego è molto diffuso e sviluppato in particolare per valutare la qualità biologica degli ambienti acquatici in tutta Europa dove la loro applicazione nel monitoraggio fluviale è di routine (Prygiel *et al.*, 1999). È stato sviluppato, e recentemente aggiornato, anche un software, OMNIDIA (Leiconte *et al.*, 1993, OMNIDIA, 2018), che consente il calcolo e il confronto dei principali indici europei. La maggior parte degli indici diatomici sviluppati in Europa per esprimere numericamente la qualità delle acque correnti si basa sulla formula proposta da Zelinka e Marvan (1961) in cui a ciascuna specie viene attribuito un valore di sensibilità (affinità/tolleranza) all'inquinamento e un valore di affidabilità come indicatore. I diversi metodi, che differiscono per il numero di specie considerate nel calcolo e per i valori di sensibilità e di affidabilità loro attribuiti, possono essere classificati in: a) indici di qualità generale che integrano le risposte a più fattori di inquinamento (organico, minerale, eutrofizzazione, ecc.); b) indici saprobici che si basano solo sulla sensibilità delle specie all'inquinamento organico e c) indici trofici che si basano invece sulla sensibilità delle specie alla sola trofia delle acque. Passy (2007) ha inoltre proposto gruppi di *taxa* che vivono nello stesso ambiente ma con differenti adattamenti (tratti), che insieme alle *guild* ecologiche di *high profile*, *low profile* e specie mobile sono stati recentemente utilizzati per individuare differenze ambientali e diversi livelli di contaminazione (Riato *et al.* 2017, Rimet & Bouchez, 2011)

CIANOBATTERI

PROCARIOTI

CYANOPHYTA

CLASSE Cyanophyceae

ORDINE: CHROOCOCCALES

Alghe solitarie o riunite in colonie a organizzazione coccale.

Generi più frequenti: *Aphanocapsa*, *Aphanotece*, *Coelosphaerium*, *Gloeocapsa*, *Gloethece*, *Gomphosphaeria*, *Microcystis*, *Synechococcus*

ORDINE: NOSTOCALES

Organismi che formano colonie filamentose, in grado di formare eterocisti e acinetti.

Generi più frequenti: *Anabaena*, *Anabaenopsis*, *Aphanizomenon*, *Gloetrichia*, *Lyngbya*, *Oscillatoria*, *Pseudoanabaena*, *Spirulina*, *Trichodesmium*

Le cianofitee o cianobatteri sono comunemente denominate alghe verdi-azzurre per il colore

dei loro pigmenti ben distinguibili dal verde giallo delle altre microalghe. I cianobatteri sono organismi procarioti che non possiedono compartimentazioni cellulari, tipo nucleo e plastidi racchiusi da membrana cellulare; la sostanza di riserva è costituita da granuli di poliglucosio e hanno unicamente clorofilla-*a*. Per le caratteristiche peculiari delle specie appartenenti a questo phylum e per la capacità azoto-fissatrice di alcune di esse, si ritiene che le Cianofite siano più affini ai batteri che non alle alghe vere e proprie. La classificazione tassonomica delle cianofite è tradizionalmente basata su indagine morfologica. Tuttavia, l'indagine molecolare rappresenta, in molti casi, l'approccio più risolutivo per identificare alcune specie di cianobatteri di dubbia classificazione.

Le due banche dati, AlgaeBase (<http://www.algaebase.org/>) e CyanoDB, includono l'aggiornamento dello status tassonomico dei cianobatteri insieme a sequenze molecolari, distribuzione geografica e dati bibliografici.

I cianobatteri possono colonizzare ambienti d'acqua dolce e marina e sono in grado di sopravvivere a temperature estreme, sia basse sia elevate. La loro lunga storia evolutiva di 2,5-3 miliardi di anni ha permesso di adattarsi a cambiamenti climatici, geochimici e antropici.

L'acqua dolce è comunque l'habitat prevalente e diverse specie sono in grado di diffondersi lungo la colonna d'acqua che domina l'epilimnio o strati d'acqua più profondi. I cianobatteri possiedono strutture capaci di schermare e disperdere la luce, come guaine calcificate o vacuoli gassosi che ne facilitano il galleggiamento e permettono all'organismo di regolare la sua posizione nella colonna d'acqua. Sono anche dotati di fototassi, per cui riescono oltre che a galleggiare, a dirigere la loro posizione in base alla condizione ottimale di radiazione solare.

La distribuzione delle specie cianobatteriche dipende da adattamenti evolutivi e tratti fenotipici. Due sono i morfotipi fondamentali per le cianofite: organizzazione coloniale con cellule disposte a formare filamenti singoli (per es. *Planktothrix*, *Oscillatoria*, *Anabaena*) o aggregati (*Aphanizomenon*); organizzazione coloniale in forma di cenobio (per es. *Microcystis*, *Aphanothece*, *Aphanocapsa*, *Merismopedia*).

Ai due morfotipi corrispondono proprietà ecofisiologiche distinte, che possono spiegarne la dominanza in determinate condizioni ambientali. Il morfotipo a cenobio è favorito da temperature superiori a 20°C e sensibile alle basse temperature, mentre specie tipiche del morfotipo filamentoso, come del genere *Planktothrix*, sono favorite dalle basse temperature (Reynolds, 1984). Il morfotipo filamentoso è adattato a crescere in condizioni di basse radiazioni luminose (Mur *et al.*, 1977), grazie alla loro ricchezza in carotenoidi e alla loro più estesa superficie, mentre il cenobio è meglio adattato a elevate radiazioni luminose (Zohary *et al.*, 1989). Poiché il morfotipo filamentoso è maggiormente vulnerabile alla fotoinibizione, è competitivamente avvantaggiato in acque torbide, con bassa radiazione (Reynolds *et al.*, 1997). L'organizzazione in cenobi è favorita in superficie, dove tali organismi tendono a formare pellicole grazie alla produzione di sostanze mucillaginose che permette anche una mobilità tipicamente batterica, la *gliding motility* che consiste nello scivolamento su tali sostanze. Ciò è anche un altro vantaggio competitivo, legato all'attenuazione della penetrazione della radiazione solare con conseguente diminuzione della crescita di altri gruppi algali (Van Liere *et al.*, 1982). La dominanza di un morfotipo è anche funzione della relazione tra la profondità di rimescolamento delle acque e profondità di penetrazione della radiazione solare. In generale, entrambi i morfotipi crescono

con successo in acque, dove la radiazione luminosa penetra a una profondità maggiore di quella di mescolamento, mentre quando lo spessore della zona eufotica è inferiore a quello dello strato rimescolato, il morfotipo filamentoso è avvantaggiato. Infine la loro resistenza alla predazione dello zooplankton, permette una minore richiesta di nutrienti conseguente alla diminuzione della biomassa algale, disponibili quindi in maggiore quantità anche per i cianobatteri (Haney, 1987).

Per la capacità di fissare l'azoto atmosferico, alcune specie di cianobatteri dominano in bacini eutrofici, dove l'elevata concentrazione di azoto è fattore limitante per la maggior parte delle altre alghe. I cianobatteri sono favoriti anche in condizioni in cui la principale fonte di azoto inorganico è azoto ammoniacale, che li rende competitivi in bacini oligotrofici a bassa alcalinità (Blomqvist *et al.*, 1994). La dominanza delle cianofite è anche basata sulla loro capacità di immagazzinare fosforo, così da acquisire riserve sufficienti a sostenere la loro crescita, anche per lunghi periodi (Pettersson *et al.*, 1993). La loro crescita è, quindi, competitivamente favorita in situazioni in cui il fosforo è in concentrazione limitante per altri gruppi di alghe. Inoltre, valori alti di pH e bassi di CO₂ favoriscono la crescita dei cianobatteri grazie a meccanismi metabolici che gli consentono di concentrare la CO₂ (Hyenstrand *et al.*, 1998). In particolari condizioni, quali alte concentrazioni di nutrienti, scarsa circolazione delle acque, alta temperatura e stratificazione termica tali alghe possono raggiungere elevati valori di densità numerica e di biomassa dando origine a "blooms" distribuiti nella zona eufotica o localizzati a livello superficiale e del metalimnio (Manganelli, 2015). L'aumento della biomassa algale comporta cambiamenti su composizione e struttura del plancton, consumo di ossigeno nell'ipolimnio per l'incremento dei processi di respirazione, riduzione dello spessore della zona eufotica e alterazioni di struttura di altre comunità. I cianobatteri filamentosi come *Planktothrix* e *Cylindrospermopsis*, così come i generi coloniali *Microcystis*, sono i più efficaci organismi formanti fioriture (bloom) algali negli *shallow lakes*.

Tossine cianobatteriche

Negli ultimi quaranta anni è stato riscontrato un incremento di specie algali produttrici di tossine in tutto il mondo sebbene non si abbiano precise conoscenze sulle cause. Alcune specie di cianobatteri inoltre producono tossine dannose per la componente animale, uomo compreso. La produzione di una particolare tossina non è necessariamente legata a un determinato genere; spesso, infatti, lo stesso gruppo produce più di un tipo di composto tossico. Inoltre la stessa specie cianobatterica può anche non essere associata a fioriture tossiche.

Le tossine più comuni sono classificate come neurotossine (anatoossina-a, anatoossina(s) e saxitossina), citotossina (o cilindrospermopsina) e microcistina (o nodularina). Le neurotossine agiscono bloccando il *signaling* neuronale, mentre la microcistina ha un'azione epatotossica, bloccando la fosfatasi epatica.

L'accumulo di tossine lungo la catena alimentare produce un effetto tanto più grave quanto più basso è il livello trofico interessato dall'accumulo.

La produzione di cianotossine tende ad aumentare durante la fase di crescita esponenziale del cianobatterio per diminuire gradualmente durante la fase stazionaria (Watanabe & Oishi, 1985). La massima quantità di tossine è prodotta in condizioni di luce e temperatura ottimali

per la crescita dei cianobatteri (Ressom *et al.*, 1994). Le specie estive mostrano una maggiore produzione di cianotossine a temperature comprese tra 18° e 25°C (Chorus & Bartram, 1999). La produzione di tossine può essere favorita da condizioni di stress ambientale e, per alcune specie, da basse intensità di luce e brevi fotoperiodi (Ressom *et al.*, 1994).

Le proprietà algicide delle cianotossine alterano i normali equilibri dei diversi livelli trofici; sebbene da una parte riducano la pressione selettiva della predazione da parte dello zooplankton, dall'altra causano uno sbilanciamento nella disponibilità di cibo che si ripercuote fino ai livelli più alti della catena alimentare. Inoltre, possono instaurarsi processi di biomagnificazione lungo l'intera catena alimentare, e soprattutto i molluschi, in virtù della loro proprietà filtratoria, rappresentano i principali accumulatori di tossine. Nei pesci, invece, le cianotossine provocano generalmente effetti indiretti, come l'anossia (Zaccaroni & Scaravelli, 2005). A livello sanitario le conseguenze negative sono legate alla capacità di tali cianobatteri di produrre tossine alle quali l'uomo può essere esposto attraverso varie vie (uso potabile, balneazione). Tuttavia, non tutte le cianofite sono tossiche per l'uomo, e i generi più comunemente associati a tossicità sono *Anabaena*, *Aphanizomenon*, *Cylindrospermopsis*, *Microcystis*, *Nodularia*, *Planktothrix*, *Oscillatoria* e *Schizothrix*.

Specie esotiche di cianobatteri presenti in Umbria

Cylindrospermopsis raciborskii

La specie di tipo "*Anabaena*" (= *Cylindrospermopsis*) *raciborskii* è stata osservata per la prima volta nell'isola di Java (Indonesia) nel 1899-1900 e identificata da Wołoszyńska nel 1912. In seguito è stata segnalata con vari nomi in quasi tutte le regioni tropicali, India, Filippine, Egitto, Giappone, Brasile, Cuba e Australia (Komárek e Komárková 2003). La prima descrizione di *C. raciborskii* nel continente africano probabilmente risale alla fine del XIX secolo e precede quella di Java (Huber-Pestalozzi, 1938). Sono state formulate diverse ipotesi sulla sua origine ed espansione. Padišák (1997) ha suggerito due centri di radiazione della specie, un centro principale nei laghi dell'Africa con conseguente espansione nelle regioni equatoriali, quali Indonesia e America centrale. Un secondo centro di radiazione potrebbe essere stato il continente australiano. Qui la specie avrebbe sviluppato caratteristiche che le hanno permesso di espandersi anche nei climi temperati. La diffusione dall'Australia ai climi temperati sarebbe avvenuta mediante due rotte: oceanica attraverso l'oceano Pacifico verso nord e sud dell'America e continentale che avrebbe portato la specie nell'Asia centrale e quindi all'Europa.

Tuttavia ancora oggi non è chiaro il processo di diffusione di questa specie in Europa. Dati ecologici fisiologici e genetici, supportano l'ipotesi che *C. raciborskii* si sia diffuso dall'Africa e dall'Australia all'Eurasia e alle Americhe. L'ipotesi contrastante è che la recente 'invasione' in Europa sia dovuta alla sua diffusione dai rifugi caldi all'interno del continente, il che sosterebbe l'affermazione che *C. raciborskii* sia nativo dell'Europa (Antunes *et al.*, 2015). Altra teoria sostiene che *C. raciborskii* sia sopravvissuto a diverse glaciazioni e cambiamenti climatici nel Pleistocene grazie alla formazione degli acineti; i recenti cambiamenti climatici e l'aumento dell'eutrofizzazione hanno promosso la sua diffusione in Europa e Americhe. I vettori d'introduzione sono un altro indicativo tassello del puzzle alloctono/endemico; se la rotta africana ha coinvolto il canale di Suez, l'espansione è stata causata dall'uomo e, di conseguenza, *C. racibor-*

skii dovrebbe essere classificato come alloctono in Europa. È altresì probabile che sia stato portato dall'Africa mediante la migrazione degli uccelli, un fenomeno naturale che conferirebbe lo status europeo nativo a questo cianobatterio (Antunes *et al.*, 2015).

La prima segnalazione della specie in Europa è nel lago Kastoria in Grecia (Skuja, 1937). A oggi è presente in gran parte delle zone temperate dell'Europa: Ungheria, Austria, Germania, Portogallo, Francia e Italia (Dokulil & Mayer, 1996; Krienitz & Hegewald, 1996; Couté *et al.*, 1997; Borics *et al.*, 2000; Briand *et al.*, 2002; Fastner *et al.*, 2003; Saker *et al.*, 2003). In Italia *C. raciborskii* è stata rinvenuta nel 1995 nel lago Trasimeno, nel 2002 nel lago di Albano e nel 2003 nel Lago di Cedrina in Sardegna (Manti *et al.*, 2005).

Le fioriture di *C. raciborskii* stanno diventando sempre più frequenti nei laghi tropicali e temperati a causa del comportamento invasivo della specie (Padisak, 1997). Le ipotesi proposte per l'espansione di questa specie nelle regioni temperate si basano su aumento della temperatura dell'acqua associata al cambiamento climatico, buona tolleranza al trasporto, plasticità della specie e presenza di ecotipi a diversa tolleranza ambientale (Bonilla *et al.*, 2012; Padisák, 1997; Padisák, 2016). In Italia, *C. raciborskii* è stato rinvenuto nel lago di Albano anche nei mesi autunnali negli anni in cui la temperatura dell'acqua raggiungeva 14.9°C (novembre 2007) e 16.1 °C (Novembre 2003), mostrando differenze con la popolazione presente nello stagno di El-Dowyrat in Egitto (Mohamed, 2007), dove *C. raciborskii* scompariva quando la temperatura dell'acqua scendeva al di sotto dei 17°C (Messineo *et al.*, 2008). Sebbene la temperatura ottimale dell'acqua per la specie sia indicata tra 25 e 35 °C, un elevato valore di biomassa è stato osservato anche nei laghi subtropicali a 19 °C (Everson *et al.*, 2011) o 11.2 °C (Fabre *et al.*, 2010; Bonilla *et al.*, 2012). E' quindi considerata una specie tropicale adattata anche a basse temperature (Chonudomkul *et al.*, 2004) e favorita dal progressivo riscaldamento delle acque dalla primavera all'estate (Briand *et al.*, 2004).

C. raciborskii è quindi tollerante a un'ampia gamma di climi dal tropicale al temperato (Bonilla *et al.*, 2012). Il timore della sua ampia diffusione è data dall'alto potenziale per la produzione di cilindrospermopsina (CYN) (St Amand, 2002), indipendente dall'intensità della radiazione solare (Garnett *et al.*, 2003) e saxitossina (Oshima *et al.*, 1995; Mugnai *et al.*, 2008). La cilindrospermopsina è un alcaloide che blocca la sintesi proteica, legandosi agli acidi nucleici quali DNA e RNA. Inibisce la sintesi del glutatione provocando severi danni cellulari. Un altro degli effetti è l'attivazione del Citocromo P-450 (CYP450), un meccanismo considerato di primaria importanza per la tossicità e per gli effetti genotossici e carcinogeni associati all'esposizione da tossina. La tossicità è dovuta al ponte idrossilico tra la guanidina tricyclica e l'idrossimetil uracile, con formazione di due diversi epimeri tossici, la cilindrospermopsina e la 7-epicylindrospermopsina. Inoltre ha un'alta solubilità in acqua grazie alla carica negativa del gruppo sulfidrilico e di quella positiva al gruppo guanidinico (Zaccaroni e Scaravelli, 2005). Il primo episodio di avvelenamento della popolazione umana è stato registrato a Palm Island (Australia) nel 1979 i cui sintomi clinici erano insufficienza renale ed epatica. In Europa la tossina è stata rilevata per la prima volta nel 2002 (Kiss *et al.*, 2002) e in Italia nel Lago di Albano 2004 (Manti *et al.*, 2005).

Presenza di *Cylindrospermopsis raciborskii* nel lago Trasimeno

Le costanti alte densità di popolazione di *C. raciborskii* nel Lago Trasimeno dall'estate 1995 sug-

geriscono una stabile colonizzazione di queste acque. Tracce di cilindrospermopsina sono state rilevate mediante analisi LC-MS/MS nel Trasimeno (Manti *et al.*, 2005). Non vi sono invece dati accertati relativi alla presenza di *C. raciborskii* in altri biotopi umbri. Il popolamento fitoplanctonico del Trasimeno presenta in generale instabilità della struttura, con fluttuazioni stagionali che variano di anno in anno. Nei primi anni '60 erano presenti cloroficee, criptoficee-dinoficee e bacillarioficee, mentre i cianobatteri filamentosi erano presenti in modesta quantità in estate. Dalla fine degli anni '60 agli anni '90 è aumentata l'importanza dei cianobatteri (*Phormidium* spp. e *Oscillatoria tenuis*), soprattutto, in estate. Dagli anni '90 che si assiste alla massima omogeneità ambientale con alcune classi che sono quasi del tutto scomparse, mentre è aumentata notevolmente la densità/litro algale dei cianobatteri. Essi sono presenti in tutte le stagioni seppure con specie diverse (*C. raciborskii*, *Plankthothrix agardhii*, *Leptolyngbya* sp., *Oscillatoria* sp., *Chroococcus dispersus*, *Mycrocistys aeruginosa*) e raggiungono il massimo di densità in estate (Elia *et al.*, 2012; Havens *et al.*, 2009).

Nel Lago Trasimeno si sono registrate importanti densità di popolazione anche di *Plankthothrix agardhii* (Funari *et al.*, 2008). È una specie filamentosa dell'ordine Oscillatoriales e famiglia Microcoleaceae. Il suo areale nativo è il Sudan (Reinhold 1937) e la Svezia (Skuja 1948). È una specie resiliente e resistente a scarsità di luce che può produrre microcistina (Henriksen, 1997) e anatoossine (Hawser *et al.*, 1990) ed è una delle più comuni specie formante bloom algali nei laghi temperati (Bonilla *et al.*, 2012). È presente in Italia anche nelle Marche, Lazio, Lombardia, Trentino, Veneto e Sicilia (Funari *et al.*, 2008).

Le cellule di *P. agardhii* formano tricomi solitari, diritti, di colore verde-azzurro, generalmente assottigliati nella parte terminale. Le cellule con una lunghezza compresa tra 3 e 4 μm , sono tra loro divise da setti leggermente compressi tra una cellula e l'altra. I vacuoli gassosi sono relativamente larghi e sparsi nella parte periferica della cellula (Funari *et al.*, 2008). La riproduzione è per frammentazione; per distacco a livello di cellule dette necrididi, gruppi di cellule chiamati ormogoni che separandosi dalla colonia danno origine a colonie strutturalmente e geneticamente identiche a quella madre. Tale specie è ricca di ficocianina, ha un'ampia distribuzione ed è presente soprattutto in corpi d'acqua poco profondi, mesotrofici e ipertrofici.

È favorita da bassa intensità luminosa, limitazione dei nutrienti che permettono ai filamenti di crescere e aggregarsi in superficie, la temperatura ottimale è compresa tra 10 e 30°C.

Le fioriture si osservano soprattutto in tarda estate (Funari *et al.*, 2008).

C. raciborskii e *P. agardhii* hanno tratti fenotipici simili, compresa la tolleranza al continuo mescolamento della colonna d'acqua, alta capacità di immagazzinare fosforo, regolazione della galleggiabilità e tolleranza all'ombra. Queste somiglianze si riflettono anche nella loro morfologia, indicando che possono essere funzionalmente equivalenti e avere successo nei laghi eutrofici. Tuttavia, *C. raciborskii* differisce da *P. agardhii* per una più alta esigenza di luce per la crescita e per la capacità di fissare azoto atmosferico (N₂) mediante eterocisti, come le altre Nostocales, conferendone così un vantaggio competitivo in ambienti poveri di azoto (Kruk *et al.*, 2010).

P. agardhii mostra una maggiore capacità competitiva rispetto *C. raciborskii* a bassi valori di temperatura e intensità di luce, che concorda con la sua ampia distribuzione nei laghi temperati torbidi. Ha anche alta capacità di spostarsi attivamente lungo la colonna d'acqua (buoyancy).

Intense fioriture di *C. raciborskii* si sono registrate anche in profondità nei mesi estivi del 2004

e 2005 e del 2006, per alcune condizioni favorevoli alla loro crescita, come più alti valori di temperatura dell'acqua e d'illuminazione associati a fenomeni eutrofici (Padula e Cingolani 2009). Per le condizioni di vento e per la continua circolazione delle acque, nel Trasimeno non si formano veri e propri ammassi superficiali di alghe e produzione di schiuma. Tuttavia gli alti valori di Chl-a indicano la presenza di un'elevata quantità di cianobatteri soprattutto nelle zone di centro lago. Nel luglio del 2008 si è verificata un'importante densità algale soprattutto al Centro Lago di alcune specie filamentose dell'ordine Oscillatoriales tra cui *C. raciborskii* (291×10^6 ind/l) mentre la specie filamentosa *P. agardhii* era assente. Nel Luglio e Settembre 2009 le densità di *C. raciborskii* (120×10^5) erano notevolmente più basse di quelle rinvenute nell'anno precedente e si è assistito a un'esplosione di densità di *P. agardhii* (608×10^5) (Elia *et al.*, 2012). Ambedue le specie sono state rinvenute anche nei campionamenti effettuati negli anni 2012-2014 nel Trasimeno. Sebbene le loro densità siano notevolmente più basse, rispetto agli anni 2008 e 2009, *C. raciborskii* e *P. agardhii* mostrano un trend in aumento, con le più alte densità numeriche e di valore percentuale nel 2014 (Tab. 1).

ind/l x 10 ⁵	Luglio-Novembre 2008	Luglio-Settembre 2009	Luglio-Novembre 2012	Luglio-Dicembre 2013	Agosto-Novembre 2014
<i>C. raciborskii</i>	1424	120	13	19	24,5
% nel fitoplancton	36%	2%	19%	16%	24%
<i>P. agardhii</i>	nd	608	4,16	4,75	7,9
% nel fitoplancton		7%	4%	7%	12%
nd=non determinata	Tab. 1. Valore medio di densità numerica di <i>C. raciborskii</i> e <i>P. agardhii</i> nel Lago Trasimeno				

DIATOMEAE

Le Diatomee (Divisione *Bacillariophyta*, Classe *Bacillariophyceae*) sono alghe brune, unicellulari, eucariotiche, generalmente delle dimensioni di pochi μm , che possono vivere isolate o formare colonie. Il colore bruno delle cellule è dato dalla presenza nei plastidi di pigmenti (β -carotene e varie xantofille, come la diatinoxantina, la diadinoxantina e la fucoxantina) che mascherano spesso il colore verde delle clorofille a e c in essi contenute. Caratteristica peculiare delle Diatomee è la parete cellulare, composta principalmente da silice amorfa idrata, detta frustulo. Il frustulo, costituito da due valve, racchiude la cellula come una scatola (ipovalva) e il suo coperchio (epivalva). Le Diatomee, quindi, quando osservate al microscopio, possono presentare due viste principali notevolmente diverse: la vista valvare, in cui viene osservata la superficie superiore o inferiore del frustulo; e la vista connettivale, in cui viene visto il fianco, in cui le due valve si sovrappongono tramite le bande intercalari o connettivali. La superficie delle valve è ricca di ornamentazioni, dette strie, la cui densità e disposizione sono caratteristiche di ciascuna specie, costituite da perforazioni più o meno complesse (pori e alveoli) o da fessure parallele (lineole). In alcune forme di Diatomee è presente anche il rafe, una fenditura longitudinale centrale di struttura complessa, che s'interrompe al centro della valva (il nodulo centrale), e ai lati del quale sono disposte le ornamentazioni. In alcune specie il rafe è invece eccentrico e decorre ininterrottamente lungo il bordo della valva, separato dal resto della cellula

e percorso da un canale (canal rafe) costituito da lamine perpendicolari (fibule) che si alternano agli spazi liberi (pori carenati). La presenza del rafe sembra essere correlata alla motilità delle cellule, che utilizzano per spostarsi la secrezione di sostanze mucillaginose attraverso la sua fessura. Le Diatomee si riproducono generalmente per via vegetativa ma, in casi particolari, anche per via sessuata (Della Bella *et al.*, 2006). La riproduzione vegetativa avviene per semplice divisione mitotica in cui ciascuna delle due cellule figlie eredita una delle due valve della cellula madre. La cellula figlia sintetizza sempre una nuova ipovalva indipendentemente dal tipo di valva (ipo- o epivalva) abbia ereditato. In questo modo la linea che eredita l'ipovalva avrà via via dimensioni sempre minori fino ad un valore critico minimo al di sotto del quale per ripristinare le dimensioni originarie si innesca la riproduzione sessuata. Tale riproduzione può assumere forme diverse in base al numero e al tipo di gameti prodotti (oogamia o isogamia) ma comunque lo zigote originatosi (auxospora) si accresce fino a raggiungere le dimensioni massime della specie, dopodiché sintetizza il frustulo definitivo. In base alla simmetria e morfologia del frustulo e alla disposizione delle ornamentazioni le Diatomee sono suddivise in due grandi gruppi: le Centriche (Ordine *Centrales*), a simmetria raggiata e le Pennate (ordine *Pennales*), a simmetria bilaterale. Le Centriche hanno un frustulo sempre privo di rafe, di forma circolare, ovale, triangolare o quadrata, sono tipicamente planctoniche, principalmente marine, poche sono d'acqua dolce. Le Pennate hanno un frustulo di forma ellittica, bastoncellare o a navetta, sono generalmente bentoniche e molte d'acqua dolce. Le forme in cui è presente il rafe appartengono al sottordine Raphidineae; quando esso è presente su entrambe le valve sono anche dette birafidee, mentre se si trova solo su una valva, monorafidee. Le forme in cui il rafe è del tutto assente appartengono al sottordine *Araphidineae* e sono caratterizzate da una semplice interruzione delle strie (pseudorafe). Le Diatomee, le bentoniche quanto le planctoniche, sono influenzate da numerose variabili fisico-chimiche, quali, innanzi tutto, la luce, essendo organismi fotosintetizzanti, la temperatura, il pH, la salinità e la velocità di corrente dell'acqua, ma anche le concentrazioni di ossigeno, di silice, di sostanza organica, di nutrienti ed eventualmente di metalli pesanti (Della Bella *et al.*, 2006).

Le comunità sono quindi capaci di rispondere efficacemente alle variazioni di questi fattori variando le specie che le compongono. Le diatomee rappresentano una delle principali componenti del fitoplancton e del fitobenthos che si sviluppano nei corpi d'acqua e presentano caratteristiche biologiche ed ecologiche che le rendono buoni indicatori biologici di qualità delle acque. Le Diatomee, come produttori primari, si trovano alla base della rete trofica, e risultano quindi molto sensibili alle variazioni dei parametri chimici e fisici delle acque, fornendo utili informazioni sullo stato del primo livello dell'ecosistema. Composizione e struttura delle comunità differiscono in funzione delle condizioni ambientali e della tipologia del corpo idrico: alcune specie mostrano una ampia valenza ecologica, molte altre sono invece estremamente esigenti e non tollerano grandi variazioni di alcuni parametri come la salinità e i nutrienti (Della Bella *et al.*, 2006; 2007).

Specie di Diatomee esotiche, tropicali o invasive presenti negli ecosistemi acquatici umbri

Didymosphenia geminata

Questa specie è nota per la sua capacità di formare fioriture macroscopiche e per la sua inva-

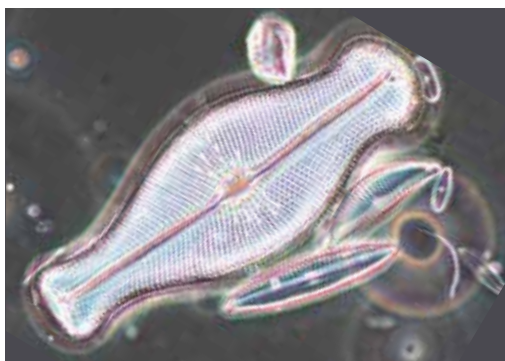


Figura 1
 Didymosphenia
 geminata (Lyngbye)
 Schmidt, 1899.
 Individuo ritrovato
 in Toscana.
 Foto di F. Cimoli

sività, in particolare nell'emisfero australe dove, in particolare in Nuova Zelanda, è considerata fortemente invasiva a partire dal 2004. È una specie di grandi dimensioni (può superare i 100 micron) e di facile riconoscimento al microscopio ottico (Fig. 1). Appartiene alla guild ecologica delle specie high profile (Falasco *et al.*, 2013). I fattori ambientali associati al successo nella colonizzazione degli ambienti acquatici includono l'elevata luminosità, pH basico, velocità di flusso regolare, portate stabili e la chimica dei nutrienti (Whitton *et al.*, 2009). *D. geminata* spesso, ma non sempre, prospera dove il fosforo organico è predominante, ed è probabile che i cambiamenti ambientali che aumentano l'importanza relativa della componente organica del fosforo favoriscano *D. geminata*. In natura, può essere trovata attaccata ai substrati come singole cellule senza peduncoli, oppure sotto forma di cellule peduncolate in colonie emisferiche che formano ampi tappeti che spesso raggiungono i 3 cm di spessore o più. I peduncoli sono di natura polisaccaridica e privi di clorofilla. L'areale di distribuzione originario di questa specie è limitato all'America e all'Europa settentrionali (per una review si veda Blanco & Ector, 2009). Le sue fioriture non rappresentano un rischio per la salute umana, in quanto l'alga non produce tossine, ma possono avere impatti considerevoli alterando gli equilibri degli ecosistemi fluviali che invade. Ci sono sufficienti registrazioni per indicare che *D. geminata* era diffusa almeno 150 anni fa in diversi paesi europei (Whitton *et al.*, 2009).

In Italia la sua presenza è stata evidenziata negli anni recenti soprattutto nella parte settentrionale, dove alcuni studi ne hanno registrato lo sviluppo massivo nel tratto iniziale del Po in provincia di Cuneo (Battezzatore *et al.*, 2009) e nell'Erro in provincia di Alessandria. La presenza della specie è inoltre diffusa in molti fiumi della Valle d'Aosta (Falasco *et al.*, 2013), in Provincia di Trento (Beltrami *et al.*, 2008a, b, c), nel fiume Oglio in Lombardia, in Liguria nel Fiume Bormida di Millesimo, Provincia di Savona (Battezzatore, comm. pers.) e nel fiume Natisone in Friuli Venezia Giulia (Zorza & Honsell, 2008).

Per quanto riguarda il centro Italia, ci sono dati storici della sua presenza nel lago di Bracciano, vicino Roma (Lanzi, 1882). In Umbria, ne è stato registrato in passato un solo ritrovamento nel Fiume Tevere, in località Pistino, Citerna (Tab. 1; Mancini *et al.*, 2008), e mai più segnalata finora. Recentemente ne è stata segnalata invece la presenza in Toscana nel Torrente Pescia presso la località Ponte Buggianese, in provincia di Pistoia (ARPATnews, 2016). Alla luce dei dati storici riguardanti i primi ritrovamenti di *D. geminata* in Italia risalenti al 1880 (Brun, 1880; Lanzi, 1882; Bonardi, 1888), la definizione di *D. geminata* come specie non indigena per l'Italia do-



Figura 2
Dyadesmis confervacea Kützing
 1844 var. *confervacea*.
 Individuo ritrovato
 nel fiume Paglia, Umbria.
 Foto di S. Bracchi e V. Della Bella

vrebbe probabilmente essere riconsiderata. Tuttavia, se osserviamo la recente distribuzione di questa specie nel nostro paese, possiamo affermare che il range di distribuzione di *D. geminata* è in espansione. Per alcuni autori la sua espansione può essere messa in relazione alla diffusione delle opere di regimazione dei corsi d'acqua che ne stabilizzano le portate (Whitton *et al.*, 2009; Falasco & Bona, 2013; Falasco *et al.*, 2013).

Dyadesmis confervacea

Questo taxon è considerato non nativo in Europa e proveniente da aree tropicali e subtropicali dove è abbondante nei corpi d'acqua ricchi di sostanza organica (Coste & Ector, 2000). Può essere considerato un eccellente indicatore di riscaldamento delle acque dei fiumi nelle nostre regioni temperate. Ormai la specie è distribuita in tutte o quasi tutte le regioni geografiche, presente in Africa, America del Sud e del Nord, Asia, Australia e Europa, e può essere considerata specie cosmopolita in quanto in grado di adattarsi a un gran numero di diverse condizioni ambientali e presente anche in numerose regioni temperate. In Europa è stata frequentemente osservata nel secolo scorso nelle serre dei giardini botanici in Gran Bretagna, Germania, nelle acque termali in Ungheria, in Slovacchia, e nelle acque di una centrale termica in Francia, dove è stata ritrovata con elevate abbondanze nel braccio della Senna che riceve le sue acque riscaldate (Coste & Ector, 2000). Successivamente segnalata anche nella Loira a valle della centrale nucleare, e in Bretagna, attualmente è diffusa in numerosi corsi d'acqua a sud della Loira. In Italia è stata segnalata in letteratura la sua presenza nella Palude di Torre Flavia in Provincia di Roma (Della Bella *et al.*, 2006; Della Bella *et al.*, 2007) e in Sardegna (Lai, 2012; ISPRA, 2014). In Umbria, è stata segnalata per la prima volta nel lago Trasimeno da Granetti (1984; Tab. 1). Nel resto della regione risulta attualmente poco abbondante e poco distribuita, è stata ritrovata solo in tre corsi d'acqua, Torrente Chiani, Sovara e Fiume Paglia (Fig. 2; Tab. 2) e sempre con pochi individui (abbondanza percentuale media < 5,5%; Della Bella *et al.*, 2017).

Reimeria uniseriata

È una specie di diatomea con un ampio spettro ecologico rispetto al contenuto di nutrienti e sostanza organica. La sua forma di crescita è solitaria e pedunculata, appartiene alla guild ecologica delle specie *low profile* ed è considerata una specie mobile (Falasco *et al.*, 2013, Falasco & Bona, 2013). La diffusione di questa specie, descritta per la prima volta in America meridionale (Sala *et*



Figura 3
Reimeria uniseriata Sala,
Guerrero e Ferrario 1993.
Individuo ritrovato nel
Fiume Tevere, Umbria.
Foto di V. Della Bella

al., 1993), potrebbe essere ad oggi ancora sottostimata perché erroneamente classificata come *R. sinuata*, specie molto simile, dalla quale differisce principalmente per le sue serie di strie uniseriate (una singola linea di areole). Probabilmente presente anche in Australia, e in Africa del Nord in Marocco (Coste & Ector, 2000). In Europa è stata segnalata in Francia principalmente nella parte meridionale (Coste & Ector, 2000), nel bacino del Danubio (Acs *et al.*, 2004, 2006) e in Portogallo (Novais, 2011). In Italia, è stata segnalata sia nella parte settentrionale, nel Parco Nazionale delle Dolomiti Bellunesi (Cantonati e Spitale, 2009), e nel tratto iniziale del Po (Battagazzore, 2009) sia in quelle centrale e meridionale (Della Bella *et al.*, 2012; Torrisi & Dell’Uomo, 2009). In Umbria la presenza della specie è ormai registrata in numerosi corsi d’acqua ma spesso con un’abbondanza relativa media bassa (< 4%), tranne che nel fiume Paglia dove ha raggiunto nel 2018 abbondanze eccezionalmente più elevate (26%; Tab.2). La sua presenza è stata inoltre registrata nel 2012 (Di Brizio *et al.*, 2014) e nel 2016 (dati Arpa Umbria in pubblicazione) anche nel lago Trasimeno (Monte del Lago, Castiglione del Lago, Tuoro, Porto di Panicarola; Tab.2)

Altre specie rare

Navicula jakovljevicii

Questa specie è stata inclusa tra i *taxa* definiti rari o esotici con distribuzione più o meno limitata da Coste & Ector (2000) in Francia dove è stata registrata dal 1991. E’ stata scoperta nella regione al confine tra Albania e Macedonia. Sono pochi i dati sulla sua distribuzione in Europa. Recentemente è stata registrata la sua presenza nella parte ungarica del Danubio e messa in relazione con l’introduzione della macrofita acquatica non nativa e invasiva *Elodea nuttallii* (B-Béres *et al.*, 2015). Specie molto rara in Umbria segnalata per la prima volta in Umbria nel 2012 nel lago di Piediluco (Di Brizio *et al.*, 2014) e nella popolazione diatomatica delle Fonti del Clitunno, ma non nella conta delle valve (Padula, 2012).

Navicula kotschyi

Taxon descritto in Ungheria nel 1860, frequente nelle acque termali di Budapest. Molto recentemente il materiale tipo di questa specie è stato trasferito al nuovo genere descritto *Dorofeyukea* (Kulikovskiy *et al.*, 2019).

Anche questa specie è molto rara in Umbria, registrata solo nel Torrente Ventia nel 2011 ed è stata anch’essa identificata nella popolazione diatomatica delle Fonti del Clitunno, ma non nella conta delle valve (Padula, 2012).

Tab. 2 Diatomee esotiche, tropicali o invasive trovate negli ecosistemi acquatici umbri negli anni 2004-2018. nd=non determinata

Specie	Corso d'acqua	Anno	N valve/totali %media	Lago	Anno	N valve/totali %media
<i>Dydimosphenia geminata</i>	F. Tevere	2004*	1/443 (0,22%)			
<i>Dyadesmis confervacea</i>	T. Chiani	2008***	22/400 (5,50%)	Trasimeno	1984**	nd
	F. Paglia	2008***	8/417 (1,92%)			
		2015***	11/414 (2,66%)			
	T. Sovara	2018***	1/402 (0,25%)			
<i>Reimeria uniseriata</i>	F. Maroggia	2011***	1/403 (0,25%)	Trasimeno	2012****	1/400 (0,25%)
		2013***	5/400 (1,25%)		2016*****	42/2022 (2,1%)
	F. Tevere	2011***	3/406 (0,74%)			
		2013***	11/838 (1,32%)			
		2015***	7/807 (0,87)			
		2015***	2/400 (0,50)			
		2015***	12/811 (1,48%)			
		2015***	7/815 (0,85%)			
		2015***	2/404 (0,50%)			
		2016***	6/820 (0,73%)			
		2018***	6/409 (1,47%)			
		2018***	13/809 (1,60%)			
		2018***	9/804 (1,12%)			
		2018	10/405 (2,47%)			
	F. Chiascio	2016***	6/801 (0,75%)			
		2014***	7/803 (0,87%)			
		2016***	2/809 (0,25%)			
		2013***	15/810 (1,84%)			
		2016***	7/400 (1,75%)			
	F. Paglia	2015***	8/414 (1,93%)			
		2016***	119/820 (14,4%)			
		2018***	215/828 (26,0%)			
		2018***	55/831 (6,62%)			
T. Caldognola	2015***	3/405 (0,25%)				
T. Rio di Capodacqua	2013***	2/812 (0,25%)				
T. Saonda	2013***	16/400 (4,00%)				
	2016***	1/413 (0,24%)				
	2017***	2/401 (0,50%)				
T. Vaschi	2016***	2/402 (0,50%)				
T. Fersinone	2014***	2/812 (0,25%)				

Specie	Corso d'acqua	Anno	N valve/totali %media	Lago	Anno	N valve/totali %media
<i>Reimeria uniseriata</i>	T. Genna	2014***	4/400 (1,00%)			
	F. Nera	2014***	4/812 (0,50%)			
		2017***	5/820 (0,6%)			
	T. Castellone	2017***	2/408 (0,49%)			
	F. Nestore	2014***	3/404 (0,74%)			
		2014***	1/422 (0,24%)			
	T. Puglia	2015***	3/400 (0,75%)			
	T. Sentino	2015***	2/400 (0,50%)			
	T. Sovara	2015***	7/811 (0,86%)			
		2018***	4/802 (0,50%)			
	F. Topino	2013***	10/803 (1,25%)			
		2017***	2/405 (0,49%)			
	F. Resina	2018***	1/401 (0,25%)			
	F. Romealla	2018***	4/404 (0,99%)			
		2018***	145/854 (16,9%)			
	F. Clitunno	2017***	2/400 (0,50%)			
<i>Navicula jakovljevicii</i>				Piediluco	2012****	2/424 (0,47%)
				Fonti del Clitunno	2011-2012 *****	nd
<i>Navicula kotschy</i>	T. Ventia	2011***	1/400 (0,25%)			
				Fonti del Clitunno	2011-2012 *****	nd

*Mancini *et al.*, 2008. / ** Granetti, 1984. / ***Dati della Rete Regionale di Monitoraggio (2008-2017) di Arpa Umbria (Charavgis *et al.*, 2013; Charavgis & Cingolani, 2014; Cingolani & Charavgis, 2017; 2018a, 2018b) / ****Di Brizio *et al.*, 2014. / ***** Dati ARPA UMBRIA in pubblicazione. / ***** Padula, 2012.
Per la discussione sulle Diatomee esotiche, tropicali o invasive desideriamo ringraziare Maurizio Battegazzore, Aldo Marchetto e Marco Cantonati.

Conclusioni

In conclusione si può affermare che le specie microalgali alloctone rinvenute in Umbria non rappresentino attualmente un rischio per la salute umana. Infatti, le cianofitiche *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, presenti nel lago Trasimeno nonostante siano potenzialmente tossiche e responsabili di fenomeni di proliferazione algale significativi (dopo i picchi di densità registrati negli anni 2008-2009 le due specie presentano negli ultimi anni un trend in aumento), non costituiscono un' emergenza sanitaria in quanto le analisi effettuate per

la ricerca di cilindrospermopsina, microcistina e anatoxina a, non hanno al momento evidenziato fenomeni di tossicità delle acque. Per quanto riguarda le specie microalgali bentoniche, le diatomee esotiche risultano attualmente poco abbondanti e poco distribuite negli ecosistemi acquatici umbri monitorati, ad eccezione della specie *Reimeria uniseriata* la cui presenza in Umbria è ormai registrata in numerosi corsi d'acqua e nel lago Trasimeno, anche se spesso con un'abbondanza generalmente bassa (tranne che nel fiume Paglia, dove ha raggiunto abbondanze eccezionalmente elevate). Recentemente è stata segnalata in Toscana la presenza della specie invasiva *Didymosphenia geminata*, attualmente non più presente in Umbria, il cui ritorno è comunque importante da monitorarne per la sua capacità di formare fioriture macroscopiche e per la sua invasività. Sebbene le sue fioriture non rappresentino un rischio per la salute umana, in quanto l'alga non produce tossine, esse possono però avere impatti considerevoli alterando gli equilibri degli ecosistemi fluviali che invade. Non va infatti trascurato l'impatto che sia le specie fitoplanctoniche che fitobentoniche non native hanno sull'ecosistema acquatico in generale. Queste specie, essendo più competitive rispetto ad altre specie algali provocano importanti cambiamenti sulla composizione in specie della comunità microalgale con riduzione della biodiversità e alterazione degli equilibri ecologici con ripercussioni sull'intera catena trofica degli ecosistemi lotici e lentici. Risulta pertanto fondamentale il monitoraggio di tali specie, utile a fornire indicazioni tecnico-scientifiche che rappresentano la base per proposte finalizzate al perseguimento della salvaguardia, tutela e miglioramento della qualità degli ecosistemi acquatici umbri.

Bibliografia

- Ács É, Szabó K, Tóth B, Kiss KT, 2004. Investigation of benthic algal communities, especially diatoms of some Hungarian streams in connection with reference conditions of the Water Framework Directives. *Acta Bot. Hung.* 46:255-277.
- Ács É, Szabó K, Kiss ÁK, Tóth B, Zárny G, Kiss KT, 2006. Investigation of epilithic algae on the river Danube from Germany to Hungary and the effect of a very dry year on the algae of the river Danube. *Arch. Hydrobiol. Suppl. Large rivers* 16:389-417.
- ARPATnews. Segnalazione in Toscana dell'alga invasiva *Didymosphenia geminata*. N072, 12 aprile 2016. Disponibile on line: <http://www.arpat.toscana.it/notizie/arpatnews/2016/072-16/072-16-segnalazione-in-toscana-dellalga-invasiva-didymosphenia-geminata>
- Battegazzore M., Lucadamo L. & L. Gallo, 2009. Diatoms in the SW Piedmont (N-Italy) biological river monitoring network, with particular attention to the possible expansion of distribution of the "invasive" species *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) Schmidt in Italy. *Atti XVII Convegno Gadio 2008: Un mondo che cambia: successioni ecologiche, invasioni biologiche ed alterazioni antropiche*. *Studi Trent. Sci. Nat.*, 86: 119-126. 2009.
- B- Béres V., Bacsi I., T-Krasznai E., Kokai Z., Buczko K., 2015. First report of *Navicula jakovljevicii* Hustedt (Bacillariophyta) from Hungary: distribution, comparative morphology and a related species. *Acta Bot. Croat.* 74 (2): 1-15,
- Beltrami ME, Blanco S, Ciutti F, Cappelletti C, Monauni C, Pozzi S, Rimet F, Ector L, 2008a. Distribution and ecology of *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt (Bacillariophyta) in Trentino watercourses (northern Italy). *Cryptog. Algal.* 29:141-160.
- Beltrami ME, Cappelletti C, Ciutti F, 2008b. *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt (Bacillariophyta) in the Danube basin: new data from the Drava river (northern Italy). *Plant Biosyst.* 142:126-129.
- Beltrami ME, Cappelletti C, Ciutti F, Hoffmann L, Ector L, 2008c. The diatom *Didymosphenia geminata*: distribution and mass occurrence in the Province of Trento (Northern Italy). *Verh. Int. Vereinigung Limnol.* 30:593-597.

- Blanco S, Ector L, 2009. Distribution, ecology and nuisance effects of the freshwater invasive diatom *Didymosphenia geminata* (Lyngbye) M. Schmidt: a literature review. *Nova Hedwigia* 88:347-422.
- Blomqvist P, Petterson A., Hyenstrand P, 1994. Ammonium-nitrogen: a key regulatory factor causing dominance of non-nitrogen fixing cyanobacteria in aquatic systems. *Arch. Hydrobiol.* 132, 141-164.
- Bonardi E, 1888. Premières recherches sur les diatomées de Vall'intelvi. *J. Microgr.* 12:303-382.
- Bonilla S., Aubriot L., Soares M.C.S., González-Piana M., Fabre A., Huszar V.L.M., Lüring M., Antoniadis D., Padisa 'k J., Kruk C., 2012. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? *FEMS Microbiol. Ecol.* 79, 594-607.
- Borics G., Grigorski I., Szabo S. and Padisák J., 2000. Phytoplankton associations under changing pattern of bottom-up vs. top-down control in a small hypertrophic fish pond in East Hungary. *Hydrobiol.* 424, 79-90.
- Briand J.F., Robillot C., Quiblier-Lloberas C., Humbert J.F. and Coute A., 2002. Environmental context of *Cylindrospermopsis raciborskii* (cyanobacteria) blooms in a shallow pond in France. *Water. Res.* 36, 3183-3192.
- Briand J.F., Leboulanger C., Humbert J.F., Bernard C. and Dufour P., 2004. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) invasion at mid-latitudes: selection, wide physiological tolerance, or global warming? *J. Phycol.* 40, 231-238.
- Brun J, 1880. Diatomées des Alpes et du Jura et de la région suisse et française des environs de Genève. Masson, Genève and Paris.
- Cantonati, M, Spitale D, 2009. The role of environmental variables in structuring epiphytic and epilithic diatom assemblages in springs and streams of the Dolomiti Bellunesi National Park (south-eastern Alps). *Fundam. Appl. Limnol. Arch. Hydrobiol.* 174:117-133.
- Charavgis F, Cingolani A., Ciccarelli E., Della Bella V., Todini B., 2013. Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici fluviali 2008-2012 ARPA Umbria. 168 pp.
- Charavgis F, Cingolani A., 2014. Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici lacustri 2008-2012 ARPA Umbria. 180 pp.
- Chonudomkul D., Yongmanitchai W., and Theeragool G., 2004. Morphology, genetic diversity, temperature tolerance and toxicity of *Cylindrospermopsis raciborski* (Nostocales, Cyanobacteria) strains from Thailand and Japan. *FEMS Microbiol. Ecol.* 48, 345-355.
- Chorus I., Bartram J., 1999. Toxic Cyanobacteria in Water. World Health Organisation, E & FN Spon, London.
- Cingolani A. & Charavgis F, 2017. Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici fluviali 2013-2015. ARPA Umbria. 68pp.
- Cingolani A. & Charavgis F, 2017. Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici lacustri 2013-2015. ARPA Umbria. 26 pp.
- Cingolani A. & Charavgis F, 2018a. Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici fluviali 2015-2017 . ARPA Umbria. 110 pp.
- Cingolani A. & Charavgis F., 2018b. Valutazione dello stato ecologico e chimico dei corpi idrici lacustri 2015-2017. ARPA Umbria. 26 pp.
- Couté A., Leitao M. and Martin C., 1997. Première observation du genre *Cylindrospermopsis* (Cyanophyceae, Nostocales) en France. *Cryptogam. Algol.* 18, 57-70.
- Coste M, Ector L, 2000. Diatomées invasives exotiques ou rares en France: principales observations effectuées au cours des dernières décennies. *Syst. Geogr. Pl.* 73:373-400.
- Della Bella V., Puccinelli C., Mancini L., 2006. Diatomées. In: Battisti C. (Ed), Biodiversità, gestione, conservazione di un'area umida del litorale laziale: la Palude di Torre Flavia. Provincia di Roma, Gangemi, 302 pp.
- Della Bella V, Marcheggiani S, Puccinelli C, Mancini L, 2007. Benthic diatom communities and their relationship to water variables in wetlands of central Italy. *Ann. Limnol.-Int. J. Lim.* 43:89- 99.
- Della Bella V., Pace G., Barile M, Zedde A., Puccinelli C., Ciadamidaro S., Danieli PP, Andreani P, Aulicino F.A., Belfiore C. & Mancini L., 2012. Benthic diatom assemblages and their response to human stress in small-sized volcanic-siliceous streams of central Italy. *Hydrobiologia* 695 (1): 207-222.
- Della Bella V., Padula R, Charavgis F, Cingolani A., Colangelo P., 2017. Mediterranean river biomonitoring in Central Italy: diatom biodiversity and characterization of communities. *Journal of Limnology* 76: 49-59. DOI: 10.4081/jlimnol.2016.1593
- Dokulil M.T. and Mayer J., 1996. Population dynamics and photosynthetic rates of a *Cylindrospermopsis*-*Limnolthrix* association in

- a highly eutrophic urban lake, Alte Donau, Vienna, Austria. *Algol. Stud.* 83, 179–195.
- Di Brizio, M., Padula R., Della Bella V., Crescentini I., Galli L., Bracchi S. & Rinaldi E., 2014. First application of the epiphytic and epilithic diatoms index (EPI-L) for the evaluation of lake ecological quality in Italy: a case study from Umbria (central Italy). 15th World Lake Conference. Lakes: the mirrors of the earth. Balancing ecosystem integrity and human wellbeing. 1-5 settembre 2014, Perugia, Italy
- Elia AC, Todini C, Di Brizio M, Taticchi MI. 2012. Struttura e composizione del popolamento fitoplanctonico del lago Trasimeno negli ultimi 50 anni. In: a cura di Martinelli Angiolo. Tutela ambientale del lago Trasimeno. p. 89-99, PERUGIA: Arpa Umbria, ISBN: 9788890592003.
- Falasco E. & Bona F., 2013. Recent findings regarding non-native or poorly known diatom *taxa* in north-western Italian rivers. *J. Limnol.* 72(1): 35-51. DOI: 10.4081/jlimnol.2013.e4
- Falasco E., Piano, Bona F., 2013. Guida al riconoscimento e all'ecologia delle principali diatomee fluviali dell'Italia nord occidentale. *Biologia Ambientale*: 27(1). Numero speciale. C.I.S.B.A Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, 287 pp.
- Fastner J., Heinze R., Humpage A.R., Mischke U., Eaglesham G.K. and Chorus I., 2003. *Cylindrospermopsis* in occurrence in two German lakes and preliminary assessment of toxicity and toxin production of *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanobacteria) isolates. *Toxicon*. 42, 3313–3321.
- Funari E., Scardala S. ed Testai E., 2008. Cianobatteri potenzialmente tossici: aspetti ecologici, metodologici e valutazione del rischio. *Rapporti ISTISAN* 08/6, 92.
- Garnett C, Shaw G, Moore D, Florian P, Moore M. 2003. Impact of climate change on toxic cyanobacterial (blue-green algal) blooms and algal toxin production in Queensland. Brisbane: National Research Centre of Environmental Toxicology (ENTOX); Granetti, B., 1984. Le diatomee del Lago Trasimeno: sistematica e ecologia *Riv. Idrobiol.* 23(1): 112 pp.
- Haney J.F., 1987. Field studies on zooplankton-cyanobacteria interactions. *N. Z. J. Mar. Freshwat. Res.* 21, 467-475.
- Havens K.E., A.C. Elia, MI Taticchi & Fulton III R.S., 2009. Zooplankton-phytoplankton relationships in shallow subtropical versus temperate lakes Apopka (Florida, USA) and Trasimeno (Umbria, Italy). *Hidrobiologia* 628, 165-175.
- Henriksen P, Carmichael W.W, An J., Moestrup O., 1997. Detection of an anatoxin-a(s)-like anticholinesterase in natural blooms and cultures of cyanobacteria/blue-green algae from Danish lakes and in the stomach contents of poisoned birds. *Toxicon*. 35, 901-13.
- Huber-Pestalozzi G., 1938. "Das Phytoplankton des Süßwassers. Systematik und Biologie," in *Die Binnengewässer*, 16, ed.G.Huber-Pestalozzi(Stuttgart: Schweizerbart'sche), 342.
- Hyenstrand P, Blomqvist P, Petterson A., 1998. Factors determining cyanobacterial success in aquatic systems – a literature review. *Arch. Hydrobiol. Ergeb. Limnol.* 51, 41-62.
- Kiss, T., Vehovszky, A., Hiripi, L., Kovacs, A., Voros, L., 2002. Membrane effect of toxins isolated from a cyanobacterium, *Cylindrospermopsis raciborskii*, on identified molluscan neurons. *Comp.Biochem.Physiol.* 131C, 167–176.
- Krienitz L. Hegewald E., 1996. Über das Vorkommen von wärme liebenden Blaualgenarten in einem nord deutschen Gewässer. *Lauterb. H* 26, 55–63.
- Kulikovskiy M., Maltsev Y., Andreeva S., Glushchenko A., Gusev E., 2019. Description of a new genus *Dorofeyukea* Ge. Nov. With remarks on phylogeny of the family Stauroneidaceae. *J. Phycol.* 55: 173.
- Lai G.G., Padedda B.M., Virdis T., Lugliè A., Sechi N., 2012. Applicazione degli Indici Diatomici EPI-D ed NNS' nel Bacino del Rio Mannu di Porto Torres (Sardegna Nord-Occidentale). *Biologia Ambientale*, 26 (1): 89-95, 2012.
- Lanzi M., 1882. Diatomee raccolte nel Lago di Bracciano. *Atti Acc. Pont. Nuovi Lincei*, vol. XXXV: 292-295.
- Leicone C., Coste M., Prygiel J., 1993. "OMNIDIA": software for taxonomy, calculation of diatom indices and inventories management. *Hydrobiologia*, 269/270, 509-513.
- ISPRA, 2014. Atlante delle diatomee bentoniche dei corpi d'acqua italiani. *Manuai e linee guida* 110/2014. Roma, 232 pp.
- Mancini L., Puccinelli C., Della Bella V., Marcheggiani S., Beltrami M. E., Cappelletti C. e Ciutti F. 2008. Freshwater diatoms of the Tiber River basin (Central Italy). 2nd Central European Diatom Meeting, Trento, 12-15 giugno 2008.
- Manti G., Mattei D., Messineo V., Melchiorre S., Bogianni S., Sechi N., Casiddu P., Lugliè A., Di Brizio M., Bruno, M., 2005. First report of *Cylindrospermopsis raciborskii* in Italy. *Harmful Algae News* 28, 8–9.
- Morabito G., 1997. Dinamica stagionale delle comunità algali e analisi microscopica del fitoplancton, 2, 3-18.

- Mur L.R., Gons H.J. & Van Liere L., 1977. Some experiments on the competition between green algae and blue-green bacteria in light-limited environments. *FEMS Microbiol. Letters*, 1, 335-338.
- Messineo V., Bogiatti S., Melchiorre S., Sechi N., Lugliè A., Casiddu P., Mariani M.A., Padedda B.M., Corcia A.D., Mazza R., Carloni E., Bruno M., 2009. Cyanobacterial toxins in Italian freshwaters. *Limnol.*, 39 (2), 95-106.
- Mohamed Z.A., 2007. First report of toxic *Cylindrospermopsis raciborskii* and *Raphidiopsis mediterranea* (Cyanoprokaryota) in Egyptian fresh waters. *FEMS Microbiol. Ecol.*, 59 (3), 749-61.
- Novais MH, 2011. Estudo das diatomáceas bênticas em sistemas lóticos de Portugal Continental. 2. PhD Thesis, Universidade de Évora: 50 pp.
- Omnidia, 2018. http://omnidia.free.fr/omnidia_english.htm [as at 21 August.2018].
- Oshima Y, 1995. Postcolumn derivatization Liquid Chromatographic method for Paralytic Shellfish Toxins. *JAOAC Int*; 78 (2):528-32. Orr PT, Jones GJ, Hunter RA, Berger.
- Padisák, J. 1997. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptive cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv Für Hydrobiologie Supplement band Monographische Beitrage*, 107: 563-593.
- Padula R., Cingolani L., 2009. Trend of Cyanobacteria Blooms in Trasimeno Lake (1992-2007), Atti XIX Congresso SITE, 131.
- Padula R., 2012. Le Acque delle Fonti del Clitunno. Studio della popolazione diatomica. 2011-2012. Arpa Umbria. 318 pp.
- Passy, S.I., 2007. Diatom ecological guilds display distinct and predictable behaviour along nutrient and disturbance gradients in running waters. *Aquatic Botany* 86, 171-178.
- Petterson K., Herlitz E., Istvanovics V., 1993. The role of *Gloetrichiae chinulata* in the transfer of phosphorus from sediments to water in Lake Erken. *Hydrobiol.* 253, 123-129.
- Prygiel J., Coste M., Bukowska J., 1999. Review of the major diatom-based techniques for the quality assessment of rivers. State of art in Europe. In: Prygiel J., Whitton B.A., Bukowska J. (Eds.). *Use of Algae for Monitoring Rivers*, 3: 122-127.
- Reynolds C., 1984. The ecology of freshwater phytoplankton. Cambridge Univ. Press, Cambridge and New York, 384.
- Ressom R., San Soerg F., Fitzgerald J., Turczynowicz L., El Saad O., Roder D., Maynard T. and Falconer I., 1994. Health Effects of Toxic Cyanobacteria (Blue-green Algae). National Health and Medical Research Council, Australian Government Publishing Service.
- Riato L., Della Bella V, Leira M, Taylor JC, Oberholster PJ, 2017. A diatom functional-based approach to assess changing environmental conditions in temporary depressional wetlands. *Ecological Indicators* 78: 205–213
- Sala S. E., Guerrero J.M., Ferrario M.E., 1993. Redefinition of *Reimeria sinuata* (Gregory) Kociolek e Stoermer and recognition of *Reimeria uni seriata* nov. Spec. *Diatom Research* 8(2): 439-446.
- Saker M.L., Nogueira I.C.G., Vasconcelos C.M., Neilan B.A., Eaglesham G. K. and Pereira P. 2003. First report and toxicological assessment of the cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* from Portuguese freshwaters. *Ecotoxicol. Environ. Saf.* 55, 243–250.
- Skuja H., 1937. Süß wasser algen aus Griechenland und Kleinasien. *Hedwigia* 77, 15–73.
- St. Amand A., 2002. *Cylindrospermopsis: an invasive toxic algae*. *LakeLine* 22, 36-8.
- Torrise MC, Dell'Uomo A, 2009. Diatomee bentoniche del corso superiore di alcuni fiumi centro-appenninici. *Studi Trent. Sci. Nat.* 84:139-151.
- Van Liere L. & Walsby A.E., 1982. Interactions of cyanobacteria with light. In the biology of cyanobacteria. N.G. Carr. & B.A. Whitton (Eds). Blackwell Oxford. Bot. Monographs 19, 9-45.
- Vannote, R.L., Minshall, G.W., Cummins, K.W., Sedell, J.R. & Cushing, C.E. (1980). River continuum concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37, 130-137.
- Watanabe M. F., Oishi S., Watanabe Y. and Watanabe M., 1986. Strong probability of lethal toxicity in the blue-green alga *Microcystis viridis* Lemmermann. *J. Phycol.* 22, 552–556.
- Whitton BA, Ellwood NTW, Kawecka B, 2009. Biology of the freshwater diatom *Didymosphenia*: a review. *Hydrobiologia* 630:1-37.
- Zaccaroni A., Scaravelli D. 2005. Toxicity of freshwater algal toxins to humans and animals. Chapter in NATO security through science series A: chemistry and biology, June 2008, Springer, 1-46

Zelinka M., Marvan P., 1961. Zur Präzisierung der biologischen Klassifikation der Reinheit fließender Gewässer. Arch. Hydrobiol., 57: 398-407.

Zohary T. & Robarts R.D., 1989. Diurnal mixed layers and the long-term dominance of *Microcystis aeruginosa*. J. Plankt. Res. 11, 25-48.

Zorza R, Honsell G, 2008. Studio delle diatomee bentoniche del fiume Natisone (Italia Nord-Orientale). In: Atti Museo Friulano di Scienze Naturali 30:73-88.

Dreissena polymorpha



CAPITOLO 5

Piante aliene invasive negli ambienti acquatici umbri

Daniela Gigante

Riassunto

Come nel caso degli altri gruppi tassonomici, le invasioni di piante aliene possono produrre importanti effetti sulla biodiversità, ad esempio attraverso l'occupazione di spazi e nicchie ecologiche e la competizione per le risorse (acqua, luce, nutrienti), danneggiando o escludendo del tutto la presenza di altre specie. Le piante vascolari rappresentano il gruppo tassonomico più investigato nel campo della biologia delle invasioni e l'Europa ha dedicato grande impegno al loro studio, riconoscendo l'importanza della conoscenza della biologia delle specie e il ruolo cruciale del monitoraggio per il rilevamento precoce dei fenomeni di invasione. Si è inoltre recentemente compreso che il concetto di invasività delle specie vegetali andrebbe integrato con quello di "invasibilità" delle comunità vegetali, poiché le diverse fitocenosi possono presentare un maggiore o minore grado di resistenza o resilienza. In tal senso gli ecosistemi acquatici e le relative comunità vegetali, fortemente soggetti a pressioni ambientali, sono ritenuti estremamente vulnerabili alle invasioni biologiche per peculiarità intrinseche e ambientali.

In questo capitolo viene fornita una panoramica sullo stato di diffusione delle piante aliene in Umbria, con un breve sguardo anche ad altri gruppi tassonomici vasti e scarsamente conosciuti (funghi e briofite).

La regione presenta un tasso di specie vascolari aliene di poco inferiore al 12%, ma di queste solo una piccola frazione (4,2%) viene ad oggi considerata invasiva, trattandosi per la grande maggioranza di entità casuali e solo in parte naturalizzate. Tra quelle ufficialmente dichiarate invasive, tre specie vegetali presentano un'ecologia legata agli ambienti umidi e acquatici: *Robinia pseudoacacia*, *Helianthus tuberosus* e *Arundo donax*. Entità acquatiche ritenute invasive a scala nazionale, quali *Azolla filiculoides*, *Elodea canadensis* o *Lemna minuta* non sembrano mostrare carattere di invasività a livello regionale. Altre aliene invasive legate in modo più o meno esclusivo agli ambienti umidi, quali *Bidens frondosus*, *Paspalum distichum*, *Solanum chenopodioides*, *Lindernia dubia*, *Amorpha fruticosa*, *Phyllostachys aurea* mostrano in Umbria un carattere di casualità. L'invasività di quest'ultima andrebbe probabilmente riconsiderata visto che questa specie, proprio come la robinia, mostra un forte potenziale di insediamento all'interno delle cenosi ripariali autoctone; dovrebbe quindi essere attentamente monitorata. Fortunatamente nella regione non è al momento nota alcu-

na delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale riportate nei Regolamenti UE 2016/1141, 2017/1263 e 2019/1262 (con l'unica eccezione di *Ailanthus altissima*, che tuttavia non è una specie legata agli ambienti umidi ma piuttosto agli habitat sinantropici molto disturbati). Tuttavia, il loro elevato potenziale di espansione nel mezzo acquatico e l'accertata presenza di alcune di esse in regioni limitrofe (Toscana, Marche e Lazio) rappresentano una seria minaccia per la biodiversità autoctona regionale. Tra le più frequenti cause di introduzione di piante aliene negli ambienti umidi si possono menzionare il commercio a scopo ornamentale (soprattutto per l'utilizzo negli acquari e nei laghetti), il trasporto e la diffusione attraverso l'acquacoltura e, nel caso di funghi parassiti/patogeni, anche ad opera di specie ospiti, oltre al trasporto accidentale. Va inoltre ricordato il potenziale trasporto, del tutto naturale, ad opera degli uccelli acquatici, che possono veicolare propaguli anche sulle lunghe distanze consentendo la colonizzazione di nuovi territori. Il costante monitoraggio degli ambienti di elezione delle aliene invasive acquatiche rappresenta a tutt'oggi il principale strumento di prevenzione del rischio di invasione e può consentire di rilevarne precocemente l'eventuale comparsa.

Piante aliene: alcuni concetti preliminari

La biologia delle invasioni si occupa di analizzare l'introduzione di organismi viventi, mediata (volontariamente o accidentalmente) dagli esseri umani, in aree al di fuori del loro areale potenziale, che è naturalmente definito dai meccanismi specifici di dispersione e dalle barriere biogeografiche (Richardson & Pyšek 2006). Si tratta di un fenomeno ampiamente riconosciuto come una importante componente dei cambiamenti ambientali globali, accanto ad altri più frequentemente nominati quali quello climatico (Vitousek *et al.* 1997). Le piante vascolari rappresentano il gruppo tassonomico più investigato nel campo della biologia delle invasioni e, dopo l'America del Nord, l'Europa è il continente che ha dedicato il maggiore sforzo investigativo allo studio delle piante invasive (Pyšek *et al.* 2009).

Lo sviluppo sempre maggiore di tali studi ha portato alla necessità di uniformare il linguaggio e di fondarlo su criteri biologici, ecologici e biogeografici (Richardson *et al.* 2000; Pyšek *et al.* 2004; Rejmánek *et al.* 2005); nel BOX 1 si riporta la terminologia di riferimento adottata nella recente letteratura dedicata alle specie vegetali aliene.

Va detto che l'attributo "invasiva" (analogamente a quello, largamente usato nel mondo agricolo, di "infestante") fa riferimento a una visione antropocentrica e richiama impropriamente concetti quali quelli di aggressione o intrusione, omettendo di ricordare il ruolo attivo e preminente svolto dalle popolazioni umane nell'incremento della mobilità e del potenziale di distribuzione delle altre specie, e nella conseguente alterazione degli equilibri ecosistemici. Va inoltre sottolineato che i fenomeni di dispersione, migrazione, colonizzazione, estinzione sono aspetti integranti della presenza di specie viventi sul nostro pianeta e costituiscono il motore stesso della biodiversità; divengono oggi oggetto di attenzione proprio perché parte di un quadro generale caratterizzato da forti squilibri ambientali a scala globale, prevalentemente di matrice antropogenica. Infatti, in tutte le fonti bibliografiche che definiscono le specie vegetali aliene si ribadisce il ruolo, deliberato o involontario, dell'essere umano nel favorirne la dispersione al di fuori del proprio areale naturale. In realtà fenomeni di trasporto di propaguli vegetali su lunga distanza avvengono anche per cause naturali, come ad esempio nel caso di semi adesi al

piumaggio di un uccello migratore. La distinzione tra fattori naturali e antropici non è quindi sempre netta, anche se chiaro e incontrovertibile è l'impulso esponenziale fornito dalla specie umana alla mobilità delle altre specie (sia vegetali che animali) a seguito della diffusione del commercio inter-continentale e dell'utilizzo di mezzi di trasporto su vasta scala, e incontestabile è il fatto che il tasso di introduzioni antropogeniche di nuovi *taxa* è cresciuto rispetto al passato di vari ordini di grandezza (Rejmánek *et al.* 2005).

Impatti delle piante aliene sulla biodiversità specifica e fitocenotica

Le invasioni di specie vegetali aliene possono produrre importanti effetti sulla biodiversità, soprattutto di tipo indiretto, attraverso l'occupazione di spazi e nicchie ecologiche, competendo con successo per risorse indispensabili quali acqua, luce e nutrienti e quindi danneggiando o escludendo del tutto la presenza di altre specie (Celesti-Grappo *et al.* 2010b). A livello ecosistemico possono generare forti alterazioni ambientali modificando la struttura e la fisionomia delle comunità vegetali e persino la geomorfologia, soprattutto nel caso delle cosiddette specie "trasformatrici" (BOX 1).

BOX 1. Terminologia di riferimento adottata per le specie vegetali

La terminologia qui riportata deriva principalmente dalle fonti più autorevoli a livello europeo (Richardson *et al.* 2000; Pyšek *et al.* 2004), recepite anche a scala nazionale (Celesti-Grappo *et al.* 2009, 2010a, 2010b).

- **“aliene”** (non native, alloctone, esotiche): specie vegetali la cui presenza in una determinata area è dovuta a un intervento umano, che sia intenzionale o involontario. Si riconoscono anche le “aliene dubbie”, ovvero quelle specie vegetali il cui status di nativa o introdotta rimane indefinito a causa di informazioni insufficienti. In base alla durata del periodo di residenza (ovvero del tempo trascorso dall'epoca in cui è avvenuta l'introduzione), si distinguono “Archeofite” (specie vegetali aliene introdotte in Europa prima della colonizzazione dell'America, per molti autori da considerare come parte della flora locale) e “Neofite” (specie vegetali aliene introdotte in Europa dopo tale data, che per convenzione si approssima all'anno 1500). In parte della letteratura italiana è stata utilizzata la parola “alloctona” (ad esempio in Celesti-Grappo *et al.*, 2010b), che è sinonimo di “aliena”.
- **“casuali”**: specie vegetali aliene che possono prosperare e addirittura occasionalmente riprodursi al di fuori delle colture, ma alla fine periscono perché non formano popolazioni che si auto-sostentano; la loro persistenza è possibile solo se si verificano ripetute introduzioni.
- **“naturalizzate”**: specie vegetali aliene che formano popolazioni in grado di auto-sostenersi per almeno 10 anni, senza intervento umano diretto, attraverso l'attecchimento di propaguli (semi o unità funzionali) capaci di crescita indipendente.
- **“invasive”**: specie vegetali aliene naturalizzate che si propagano / riproducono dando origine a generazioni fertili, spesso con popolazioni molto numerose e a notevoli distanze dai siti di origine, evidenziando quindi un marcato potenziale di diffusione (si considerano specie “localmente invasive” quelle per le quali sono stati osservati fenomeni di invasività limitatamente a poche stazioni). Tra le aliene naturalizzate invasive, vengono definite “trasformatrici” quelle specie che, attraverso l'invasione di un habitat, ne alterano le caratteristiche ecologiche su superfici di estensione non trascurabile.

Non tutte le specie introdotte al di fuori del proprio areale naturale, però, diventano invasive e producono effetti negativi; un esempio emblematico è rappresentato dalle “Archeofite” messicole, ovvero quelle piante giunte in Europa in tempi remotissimi accompagnando le colture di cereali e che, pur essendo di fatto aliene, rivestono oggi un grande significato storico-culturale e paesaggistico, oltre al fatto che subiscono fortissime pressioni dovute alle moderne tecniche di coltivazione intensiva e all’uso massiccio di diserbanti, che ne mettono seriamente a rischio la sopravvivenza (Tasinazzo 2009). Si ritiene che in realtà sia una minoranza di *taxa* quella che produce i maggiori danni agli ecosistemi (Richardson *et al.* 2000). È quindi di cruciale importanza lo sviluppo di conoscenze che consentano di individuare i fenomeni di invasione e identificare precocemente quelle specie che, per particolare potenziale riproduttivo e di dispersione, rappresentano un’ineffettiva minaccia per gli equilibri ecologici e persino socio-ambientali (Celesti-Grappo *et al.* 2010b), nonché quegli habitat che presentano una suscettibilità alle invasioni particolarmente elevata. Infatti, il concetto di invasività delle specie vegetali andrebbe integrato con quello di “invasibilità” delle comunità vegetali che subiscono l’invasione, e che possono presentare un maggiore o minore grado di resistenza o resilienza (Rejmánek *et al.* 2005; Richardson et Pyšek 2006).

Secondo uno studio europeo che ha indagato il tasso di aliene sul totale delle specie vegetali presenti all’interno di varie tipologie di habitat (Chytrý *et al.* 2009), i valori più elevati si correlano ai terreni agricoli, urbani e industriali, mentre valori inferiori vengono riferiti ai pascoli naturali e semi-naturali e alla maggior parte delle aree boschive; i livelli più bassi di invasione risultano associati alla vegetazione sclerofilla, alle brughiere e alle torbiere. Secondo Pyšek *et al.* (2009) sono proprio gli habitat antropogenici (aree industriali, terreni agricoli, parchi e giardini) a ospitare la maggior parte di aliene naturalizzate; le acque interne si collocano in quinta posizione, se si considerano solo le specie aliene di origine extra-europea. Dal punto di vista climatico, le zone di pianura a clima temperato dell’Europa centrale e settentrionale risultano le più interessate dalla presenza di specie vegetali aliene; la regione mediterranea, pur risultando meno invasa rispetto all’Europa temperata, mostra tassi elevati di aliene lungo le coste, nelle zone urbanizzate e nei sistemi agricoli intensamente sfruttati e sottoposti ad irrigazione (Chytrý *et al.* 2009). Rejmánek *et al.* (2005) mostrano come, rispetto al numero di specie aliene presenti all’interno di diverse tipologie di comunità vegetale, il tasso di specie effettivamente invasive possa essere molto variabile: con particolare riferimento alla componente di Neofite, le fitocenosi con un maggior livello di invasione sembrano concentrarsi negli ambienti forestali, dai boschi ripariali ai querceti e faggeti, con un picco nelle comunità a dominanza di *Robinia pseudoacacia* (scheda su *Robinia pseudoacacia*).

Secondo quanto indicato nel *Millenium Ecosystem Assessment* (2005) le zone umide rappresentano uno degli habitat maggiormente minacciati ed è previsto un aumento del loro livello di degrado nei prossimi decenni. Per peculiarità ecologiche intrinseche e per le condizioni di disturbo e di stress che spesso li caratterizzano, gli ecosistemi acquatici e le relative comunità vegetali sono ritenuti estremamente vulnerabili alle invasioni biologiche (Shea & Chesson 2002; Capers *et al.* 2007; Celesti-Grappo *et al.* 2010b). Per una migliore conservazione delle specie e delle comunità autoctone è quindi di vitale importanza l’adozione di appropriate misure di monitoraggio allo scopo di registrare precocemente la comparsa di entità aliene e prevenirne o

controllarne il rischio di invasione (Ceschin *et al.* 2016).

Le informazioni sulla suscettibilità all'invasione (invasibilità) e sull'effettivo livello di invasione di singoli habitat sono quindi fondamentali per la gestione e il controllo delle specie vegetali aliene (Pyšek *et al.* 2009). Proprio su questo tema particolarmente attuale è in corso una collaborazione tra l'Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale (ISPRA) e la Società Italiana di Scienza della Vegetazione (SISV), che ha tra le sue finalità la comprensione del ruolo delle specie vegetali aliene nelle comunità vegetali e l'analisi degli impatti sugli Habitat di All. I alla Direttiva 92/43/CEE in Italia (Box 2).

Le piante aliene in Italia

A livello europeo, un grande passo avanti nella conoscenza dello stato di diffusione delle piante aliene, della loro ecologia e delle modalità di invasione è stato compiuto con il progetto “*Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*” (DAISIE, www.europe-aliens.org), che ha preso in considerazione 3,749 piante aliene naturalizzate di cui 1.780 risultano aliene per l'intera Europa mentre le rimanenti sono considerate aliene solo in alcuni stati europei

BOX 2. Il contributo della SISV al “Programma di lavoro a supporto dell'implementazione del regolamento UE 1143/2014 sulle specie esotiche invasive”

a cura di: Lorenzo Lastrucci¹, Lucilla Carnevali², Roberto Venanzoni³

¹Università degli Studi di Firenze, Referente Scientifico della Convenzione per SISV; ²ISPRA;

³SISV e Università degli Studi di Perugia, DCBB.

Nel 2017 la Società Italiana di Scienza della Vegetazione (SISV) è stata chiamata a collaborare con l'ISPRA al “Programma di lavoro a supporto dell'implementazione del regolamento UE 1143/2014 sulle specie esotiche invasive” finanziato dal MATTM. Per tale progetto, che vede impegnate anche altre Società Scientifiche, SISV è stata coinvolta in modo particolare per quanto concerne la valutazione degli impatti e la raccolta di dati sui progetti di gestione a livello regionale relativamente alle specie vegetali aliene invasive registrate nella banca dati nazionale sulle specie aliene di ISPRA. Per questa attività SISV ha istituito un gruppo di coordinamento che ha inviato un formulario per la raccolta di informazioni ai soci interessati a partecipare al progetto. Attualmente più di 40 esperti hanno fornito le schede di valutazione, basate su dati di letteratura o *expert-assessment*, su un ampio numero di *taxa* (piante vascolari e briofite) per tutte le Regioni d'Italia.

I dati sui meccanismi e gli effetti di impatto e le modalità di gestione, sono stati raccolti ed organizzati seguendo le classificazioni adottate nel *Global Invasive Species Database (GISD)* - IUCN. Particolare attenzione è stata posta sulla presenza d'impatti da parte delle specie aliene su specifici Habitat comunitari di interesse conservazionistico ai sensi della Direttiva 92/43/CEE. Inoltre, grazie al contributo dell'ampio gruppo di lavoro, è in corso la raccolta di dati fitosociologici relativi alle comunità vegetali di vario rango descritte o riportate per l'Italia caratterizzate o differenziate da specie aliene. Queste informazioni potranno essere finalizzate a 1) realizzare una *check-list* delle fitocenosi aliene presenti in Italia; 2) mettere in evidenza l'esistenza di un notevole numero di comunità dominate da piante esotiche invasive; 3) individuare le comunità autoctone particolarmente vulnerabili al rischio di invasione da parte delle specie aliene.

(Pyšek *et al.* 2009). Questa esperienza ha permesso di implementare notevolmente lo stato delle conoscenze a livello nazionale anche per quei paesi che, come l'Italia, non possedevano una specifica produzione scientifica su questo tema. Tale impulso ha portato alla realizzazione dell'inventario delle specie vegetali alloctone presenti in Italia (Celesti-Grapow *et al.* 2010b), che riporta un elenco di 1.023 entità aliene, tra specie e sottospecie. Si tratta di un'opera di carattere nazionale che evidenzia lo status dei *taxa* trattati e la loro distribuzione alla scala regionale. Ciascuna entità è stata riferita a una delle tre tipologie principali: casuale, naturalizzata, invasiva, anche se a detta degli stessi autori si tratta di una categorizzazione transitoria, dato il carattere intrinsecamente dinamico dei fenomeni di dispersione, naturalizzazione, invasione (Celesti-Grapow *et al.* 2010b). Le entità vengono inoltre distinte in Archeofite e Neofite, in base all'epoca di introduzione, pur trattandosi anche in questo caso di un'indicazione fondata talora su informazioni insufficienti per un'attribuzione certa e definitiva. Più recentemente, è stata pubblicata una Checklist aggiornata della flora vascolare aliena in Italia (Galasso *et al.*

BOX 3. Stato delle conoscenze sui funghi alieni invasivi in Umbria

a cura di P. Angelini Università degli Studi di Perugia, DCBB

I funghi rappresentano il secondo gruppo più grande di eucarioti per numero di *taxa*, dopo gli insetti. La loro consistenza complessiva è stata stimata pari ad almeno 3,5-5,1 milioni di entità tassonomiche (O'Brien *et al.* 2005; Blackwell 2011) di cui meno del 10% risulta ad oggi descritto (Hawksworth 2001; Kirk *et al.* 2008). Pur trattandosi di una importantissima componente della biodiversità sulla Terra, il livello di conoscenza tassonomica di questo gruppo è tuttora piuttosto scarso e questo rende ardua l'attribuzione dello stato di aliena a una specie, fatto ulteriormente aggravato dalle scarse conoscenze su biogeografia e distribuzione attuale dei vari *taxa*. Si può quindi ipotizzare che la scarsa presenza di questo gruppo di organismi nelle banche dati di specie aliene invasive, limitata perlopiù a pochi esempi di organismi patogeni, sia riconducibile più alle limitate conoscenze che a un basso livello di invasività (Desprez-Loustau 2009). Liste di specie aliene contenenti anche riferimenti a entità fungine sono state pubblicate per pochi paesi europei, tra cui la Germania (Kreisel 2000), l'Austria (Essl & Rabitsch 2002), l'Inghilterra (Hill *et al.* 2005), la Norvegia (Gederaas *et al.* 2007) e la Francia (Desprez-Loustau *et al.* 2007). A livello europeo, Desprez-Loustau (2009) riporta una lista di 84 specie fungine considerate aliene per l'Europa, di cui 82 sono patogeni vegetali; l'Italia risulta tra i 4 paesi europei con il numero più elevato di specie fungine aliene, assieme a Francia, Regno Unito e Germania. Due specie di funghi alieni, patogeni su specie animali, sono noti per gli ambienti di acque interne in Europa: *Aphanomyces astaci* Schikora su specie di gamberi e *Batrachochytrium dendrobatidis* Longcore, Pessier & D.K. Nichols su anfibi, in entrambi i casi causa di forte declino delle popolazioni delle specie ospiti (Garner *et al.* 2005). Il primo è stato recentemente rinvenuto anche in Italia centrale, nelle acque del F. Trigno in Molise, su *Austroptomobius pallipes* (Cammà *et al.* 2010). Il secondo, segnalato per la prima volta in Italia da Stagni *et al.* (2004), è diffuso in tutta la penisola italiana ed è presente anche in Umbria, nelle acque del Lago Trasimeno (Simoncelli *et al.* 2005; Di Rosa *et al.* 2007); è agente della chitridiomicosi a danno di varie specie di anfibi tra cui *Bombina pachypus* e il complesso di *Pelophylax* kl. *esculentus* (Linnaeus, 1758) (Simoncelli *et al.* 2005; Canestrelli *et al.* 2013).

2018), dove il numero totale di specie alloctone presenti tra casuali, naturalizzate e invasive è pari a 1597. Va considerato che lo stato delle conoscenze sulle diverse specie non risulta omogeneo e talora non consente una chiara ricostruzione dei tempi e dei livelli di diffusione di una specie nel territorio considerato, come conseguenza della frammentarietà che purtroppo ancora caratterizza le conoscenze floristiche in Italia (Scoppola & Blasi 2005). Le informazioni qui riportate riguardano prevalentemente le specie vegetali vascolari; lo stato delle conoscenze sull'invasione da parte di specie aliene appartenenti ad altri gruppi tassonomici risulta piuttosto lacunoso a livello europeo. Alghe, funghi, briofite (muschi, epatiche e licheni) sono spesso scarsamente rappresentati o assenti nelle banche dati di specie aliene e la situazione italiana non fa eccezione; a scala regionale l'attenzione su questi gruppi tassonomici è molto recente. Le informazioni disponibili su questi gruppi, con specifico riferimento al territorio dell'Umbria, sono riportate nei BOX 3 e 4.

BOX 4. Stato delle conoscenze sulle briofite aliene invasive in Umbria

a cura di S. Poponessi, Università degli Studi di Perugia, DCBB.

Il termine “briofite” si riferisce a una macro-categoria di viventi comprendente un elevatissimo numero di organismi eterogenei, comunemente noti come muschi, epatiche e antocerote. Essi rivestono un ruolo potenzialmente molto rilevante nel discorso sulle aliene, a causa della forte capacità di diffusione naturale grazie alla presenza di spore; non essendo generalmente oggetto di utilizzo, nel loro caso l'introduzione deliberata è un evento poco frequente (Essl *et al.* 2011). Allo stesso tempo, però, si tratta di gruppi tassonomici storicamente meno investigati e meno monitorati rispetto alle piante superiori e quindi, come nel caso dei funghi, le conoscenze attuali non consentono di delineare un quadro completo per quanto riguarda eventuali fenomeni di invasività. Dati certi sulla diffusione di muschi al di fuori del proprio areale sono disponibili per pochissime specie, e la carenza di conoscenze è ancora più marcata per i licheni. A livello europeo sono state individuate 45 specie di muschi alieni, mentre nessun lichene viene ritenuto inequivocabilmente alieno in Europa, anche se alcuni vengono considerati “criptogenici”, ovvero con uno status (nativo o introdotto) che resta incerto a causa della carenza di informazioni (Essl & Lambdon 2009). Gli habitat maggiormente interessati dalle invasioni di briofite aliene sono quelli più disturbati quali giardini, muri e margini stradali, ma la presenza di briofite aliene interessa anche gli ambienti acquatici; gli ambienti di acqua dolce sono al quarto posto per tasso di invasione (Essl & Lambdon 2009). Un esempio emblematico di briofita aliena invasiva che in Umbria tende a insediarsi anche in habitat umidi è *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid., un muschio acrocarpo perenne che forma cespi compatti, verde-olivastrati o verde-dorati in superficie, brunastri inferiormente. Le piantine hanno dimensione varia, da 0,5 a 10 cm, comunque sempre abbastanza robuste. I fillidi sono lunghi circa 46 mm, lanceolati, terminanti con una lunga punta ialina spesso rilessa a 90°. Sporifica raramente, e le spore sono piccole (12-14 µm). *C. introflexus* è originario dell'emisfero australe (Lambdon 2009). È attualmente diffuso nell'emisfero meridionale, nella parte meridionale del S-America e in Africa e in alcune zone dell'Australia così come nelle isole del Pacifico, dell'Atlantico e dell'Oceano Indiano, dove è ritenuto nativo (Klinck 2010). In Europa è stato rinvenuto a partire dal 1941, nella parte meridionale della Gran Bretagna. Da qui si è successivamente diffuso in Irlanda e ha quindi continuato la sua espansione attraverso

L'Europa, dove attualmente è stato riconosciuto come specie aliena in 21 paesi (Essl & Lambdon 2009). È giunto in Italia nel 1956 ed è stato recentemente rinvenuto in Umbria nel contesto di studi floristici di habitat acquatici temporanei riferibili all'Habitat prioritario 3170* (Poponessi *et al.* 2016). Questa specie briofitica è inclusa tra le 100 peggiori aliene invasive in Europa (www.europe-aliens.org). Si tratta di una entità pioniera che predilige gli ambienti acidi, ma la sua tolleranza ecologica è ampia e i siti di crescita variano da regione a regione. In Umbria è stata rinvenuta su terreno umido prevalentemente acido dove si riproduce vegetativamente, tramite frammentazione di porzioni del caulide, più raramente con produzione di sporofito. *Campylopus introflexus* è nota per esercitare effetti negativi su altre specie (Hahn 2006). L'impatto che ha sulla flora autoctona riguarda prevalentemente le specie licheniche: è stato osservato come sia in grado di espandersi nel territorio occupato dai licheni, nella loro fase pioniera. Riesce a diffondersi molto rapidamente, sottraendo spazio alle altre specie. Non sono al momento noti metodi di prevenzione per questa specie a causa della scarsa disponibilità di dati; anche l'eradicazione è ritenuta poco praticabile a questo stadio di conoscenza (Klinck 2010). Inoltre si è osservato che talora gli interventi di eradicazione danneggiano le altre componenti di tali fragili ecosistemi (Ketner-Oostra & Sýkora 2000). Si ritiene opportuno un continuo controllo nel tempo della distribuzione di questa specie, al fine di monitorare la biodiversità degli habitat nei quali si insedia. A proposito di briofite aliene, può essere inoltre ricordata la piccola epatica flottante *Ricciocarpos natans* (L.) Corda, considerata aliena in 8 paesi del N-Europa dove è stata introdotta deliberatamente in conseguenze dell'impiego come ornamentale negli stagni da giardino e negli acquari (Essl & Lambdon 2009). Questa specie è presente in Umbria nelle acque della Palude di Colfiorito.

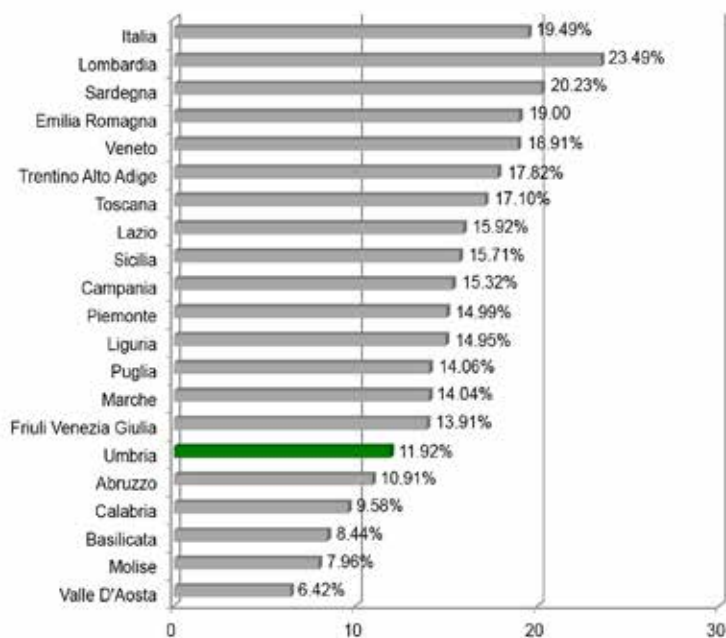


Figura 1
Percentuale di entità vascolari aliene rispetto al totale della flora nelle regioni e nelle provincie autonome italiane (fonte dati: Galasso *et al.* 2018).

Stato delle conoscenze sulle piante aliene in Umbria

Il primo contributo organico alla conoscenza della flora alloctona dell'Umbria è quello di Viegi *et al.* (2004) che riportano per la regione un totale di 142 entità esotiche. In seguito è stato pubblicato l'*Inventario della flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia* (Celesti-Grapow *et al.* 2010b), nel quale il numero di entità aliene presenti in Umbria veniva indicato pari a 202. Il più recente aggiornamento di tale dato (Galasso *et al.* 2018) riporta per la regione un totale di 286 *taxa* non autoctoni. Su tale base, considerato che la flora dell'Umbria ammonta attualmente a 2406 entità totali (Bartolucci *et al.* 2018), il tasso di aliene a livello regionale risulta essere pari all'11,92% (Fig. 1). La percentuale di aliene sul totale della flora regionale presenta valori piuttosto variabili nei diversi territori italiani; nella Fig. 1 è riportato un confronto numerico nel quale risulta evidente come la regione maggiormente interessata dal fenomeno delle invasioni sia la Lombardia, mentre valori minimi si registrano in Molise e Valle d'Aosta. L'alta concentrazione di aliene in una regione caratterizzata da alta densità di vie di comunicazione (strade, ferrovie, aeroporti) e da elevati livelli di urbanizzazione e industrializzazione testimonia a favore di un ruolo prominente svolto dal disturbo di origine antropica nella diffusione di tali entità, in analogia con quanto osservato anche a livello europeo (Pyšek *et al.* 2009). Con un tasso di presenza di aliene pari all'11,92% l'Umbria si attesta ben al di sotto della media italiana, che è pari al 19,49%. Delle 286 entità aliene indicate per l'Umbria solo 12, corrispondenti al 4,2% del totale, vengono considerate vere invasive. Come evidenziato nella Fig. 2, la grande maggioranza delle alloctone umbre viene al momento interpretata come casuale (66%), mentre circa un quarto (25%) si è naturalizzata pur non mostrando fenomeni di invasività. Dal punto di vista dell'epoca di introduzione (Fig. 3), l'Umbria mostra una maggiore presenza delle

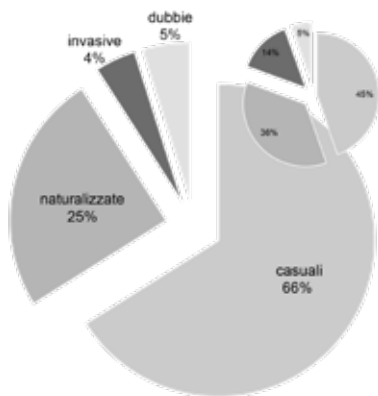


Figura 2
Ripartizione delle entità aliene note per l'Umbria nelle categorie: casuale, naturalizzata e invasiva; in alto a destra il dato relativo all'Italia (fonte dati: Galasso *et al.* 2018).

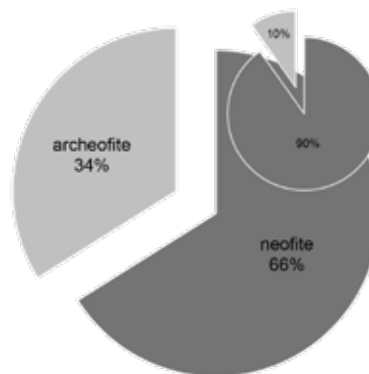


Figura 3
Ripartizione delle entità aliene note per l'Umbria nelle categorie: Archeofita (Archeo) e Neofita (Neo); in alto a destra il dato relativo all'Italia (fonte dati: Galasso *et al.* 2018)

specie di comparsa più recente (Neofite, con il 66%) rispetto alle cosiddette “piante antiche” (Archeofite, con il 34%). Il tasso di Archeofite è comunque ben maggiore del dato nazionale, che è pari al 10%. Come già sottolineato da Celesti-Grapow *et al.* (2010a), Umbria, Abruzzo, Molise e Basilicata (cui, in base ai dati recenti, vanno aggiunte le Marche) sono le uniche regioni che presentano un tasso di Archeofite maggiore del 25% sul totale delle specie alloctone.

Piante aliene e invasive negli ambienti acquatici dell’Umbria

Come sopra accennato, nella recente Checklist della flora vascolare aliena in Italia (Galasso *et al.* 2018), vengono indicate 12 entità invasive per l’Umbria: esse sono *Ailanthus altissima* (Mill.) Swingle, *Amaranthus deflexus* L., *A. retroflexus* L., *Artemisia verlotiorum* Lamotte, *Arundo donax* L., *Datura stramonium* L., *Erigeron bonariensis* L., *Erigeron canadensis* L., *Helianthus tuberosus* L., *Robinia pseudoacacia* L., *Senecio inaequidens* DC., *Xanthium italicum* Moretti. Per la maggior parte si tratta di neofite legate ad ambienti disturbati, quali margini stradali, ruderi, macerie, incolti, orti, confermando quindi il sopracitato pattern secondo cui sono proprio gli habitat antropogenici a subire maggiormente l’invasione delle aliene naturalizzate (Pyšek *et al.* 2009). Sono tre le specie considerate invasive in Umbria che presentano un’ecologia legata agli ambienti umidi: si tratta di *Robinia pseudoacacia*, *Helianthus tuberosus* e *Arundo donax* (Tab. 1). La robinia, inclusa tra le 100 peggiori aliene invasive in Europa (www.europe-aliens.org), è un’entità ormai ampiamente diffusa nella regione, dove ha occupato in molti casi lo spazio ecologico dei boschi ripariali, con particolare danno per l’habitat 92A0 dell’All. I alla Direttiva “Habitat” 92/43/EEC “Foreste a galleria di *Salix alba* e *Populus alba*” (Fig. 4; scheda su *Robinia pseudoacacia*). *Helianthus tuberosus* (Fig. 5), noto come *topinambur*, specie erbacea dalle vi-



Figura 4
Robinia pseudoacacia, aliena invasiva originaria del N-America (riconoscibile nella foto per i frutti bruni), invade frequentemente gli ambienti di sponda a danno delle formazioni ripariali arbustive e arboree (foto di Lorenzo Lastrucci)



Figura 5
I fiori appariscenti dell’aliena *Helianthus tuberosus* (topinambur), specie che tende ad invadere i margini umidi dei corsi d’acqua (foto di Aat Barendregt)

stose fioriture, tende ad invadere i margini umidi dei corsi d'acqua a danno degli habitat 3270 "Fiumi con argini melmosi con vegetazione del *Chenopodium rubri* p.p. e *Bidention* p.p." e 6430 "Bordure planiziali, montane e alpine di megafornie idrofile". *Arundo donax*, considerata una delle 100 peggiori aliene invasive al mondo (Lowe *et al.* 2000), in Europa è un'Archeofita che, pur prediligendo anche i suoli umidi, si localizza preferenzialmente in ambienti disturbati e prossimi a ruderi, margini stradali, orti; in tal senso non rappresenta una minaccia diretta per gli ambienti naturali né per gli habitat di All. I. A queste entità va aggiunta *Lemna minuta* Kunth, una piccola idrofita galleggiante di recente registrazione che a livello regionale mostra tendenze localmente invasive, ad esempio al Lago Trasimeno dove è stata osservata occupare lo spazio ecologico della congenere *Lemna minor* (Gigante *et al.* 2010a) invadendo talora l'Habitat di All. I 3150 "Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*". In altre regioni italiane le è stato attribuito lo status di invasiva (Celesti-Grappow *et al.* 2010b; Galasso *et al.* 2018; scheda su *Lemna minuta*). A tale proposito va ricordata anche un'altra lenticchia d'acqua esotica, di origine tropicale, in recente espansione in Italia, per ora assente dall'Umbria ma a rischio di comparsa: si tratta di *Lemna aequinoctialis* Welw., nota per Lombardia, Piemonte, Emilia Romagna, Veneto e Sardegna e ritenuta naturalizzata nelle prime tre regioni (Galasso *et al.* 2018). Nella Tab. 1 sono riportate anche le entità aliene ritenute non invasive per l'Umbria secondo Galasso *et al.* (2018) e legate agli ambienti acquatici. Tra queste, *Azolla filiculoides* e *Elodea canadensis* sono vere e proprie idrofite e si insediano in stagni, laghi, fossi, canali, acque stagnanti o lentamente fluenti, spesso ricche di nutrienti. *Azolla filiculoides*, piccola felce acquatica, è un esempio di specie aliena ritenuta naturalizzata in gran parte delle regioni italiane inclusa l'Umbria, benché a livello nazionale sia considerata invasiva (Galasso *et al.* 2018). La specie, nativa delle aree subtropicali e temperato-calde del continente americano, venne introdotta in Europa nel 1880 (West 1953), inizialmente in Francia, da dove si è poi rapidamente diffusa a quasi tutto il territorio europeo, soprattutto attraverso il commercio di specie per acquari ma anche trasportata dall'avifauna acquatica (Hussner 2010). La specie ha un suo potenziale economico in quanto è usata come fertilizzante e come fitodepuratore nel trattamento delle acque reflue. Può esercitare un effetto nocivo su altre specie e sugli habitat acquatici in quanto tende a formare densi strati che non lasciano passare la luce, analogamente a *Lemna minuta* (scheda su *Lemna minuta*). In Umbria è presente al Lago Trasimeno (Granetti 1965; Pedrotti & Orsomando 1982) dove però non mostra carattere di invasività, essendo anzi ormai divenuta piuttosto rara, come la maggior parte delle piccole idrofite galleggianti: esse infatti, anche a causa dei marcati fenomeni di scomparsa dei canneti (Gigante *et al.* 2011, 2013; Gigante & Venanzoni 2012; Lastrucci *et al.* 2017), non hanno più a disposizione i microhabitat dove tendono a rifugiarsi. Anche *Azolla filiculoides*, come *Lemna minuta*, può insediarsi all'interno delle comunità acquatiche dell'Habitat 3150.

Elodea canadensis, originaria del N-America e invasiva in Italia (Celesti-Grappow *et al.* 2009; Galasso *et al.* 2018), è presente al Lago Trasimeno e al Lago di Piediluco (Venanzoni & Gigante 2000). In Umbria è considerata naturalizzata non invasiva, ma in Lazio, Piemonte, Veneto e Friuli-Venezia Giulia le è stato attribuito lo status di invasiva (Celesti-Grappow *et al.* 2010b; Galasso *et al.* 2018) al pari di molti altri territori d'Europa. La specie è inclusa tra le 100 peggiori aliene invasive in Europa (www.europe-aliens.org). Comparsa in Irlanda nel 1936, introdotta

Specie	Status in Italia	Status in Umbria	Neo/Archeo	Ambiente	Forma biologica	Luogo di origine	Habitat di All. I interessati
<i>Arundo donax L.</i>	INV	INV	ARCHEO	margini stradali, ruderi, ambienti disturbati su suolo umido	G rhiz	Asia centrale	(6430)
<i>Helianthus tuberosus L.</i>	INV	INV	NEO	incolti, sponde	G bulb	N-America	3270, 6430
<i>Robinia pseudoacacia L.</i>	INV	INV	NEO	ambienti umidi e di versante, scarpate, incolti	P caesp	N-America	91E0, 92A0
<i>Amorpha fruticosa L.</i>	INV	NAT	NEO	greti e alvei fluviali	P caesp	N-America	91E0, 92A0
<i>Azolla filiculoides Lam.</i>	INV	NAT	NEO	stagni, laghi, fossi, canali; acque stagnanti o lentamente fluenti	I nat	C- e N-America	3150
<i>Elodea canadensis Michx.</i>	INV	NAT	NEO	stagni, laghi, fossi, canali; acque stagnanti o lentamente fluenti, ricche di nutrienti	I rad	N-America	3140, 3150 (3260)
<i>Paspalum distichum L.</i>	INV	NAT	NEO	fossi, ambienti inondati	G rhiz	C-America	3280, 3290
<i>Bidens frondosus L.</i>	INV	CAS	NEO	sponde in emersione, ambienti umidi ricchi di nutrienti	T scap	N-America	3270 (6430)
<i>Lemna minuta Kunth</i>	INV	CAS	NEO	stagni, laghi, fossi, canali; acque stagnanti o lentamente fluenti	I nat	America	3150
<i>Solanum chenopodioides Lam.</i>	INV	CAS	NEO	ambienti umidi disturbati e ricchi di nutrienti, macerie	T scap	S-America	3270 (6430)
<i>Lindernia dubia (L.) Pennell</i>	INV	CAS?	NEO	risaie, ambienti temporaneamente sommersi	T scap	N-America	3130

Tabella 1. Entità aliene invasive in Italia, ritenute invasive (INV), naturalizzate non invasive (NAT) o casuali (CAS) in l'Umbria, legate agli ambienti umidi in modo più o meno esclusivo; Neo = neofita, Archeo = archeofita (fonti delle informazioni: Celesti-Gradow et al. 2010b; Galasso et al. 2018; <http://www.europe-aliens.org>; www.nobanis.org; www.cabi.org/isc; www.actaplantarum.org).

come specie ornamentale negli acquari, si è quindi diffusa in numerosi paesi europei ed è attualmente considerata una specie fortemente invasiva in gran parte del mondo (Josefsson 2011; CABI 2017). Può diffondersi rapidamente grazie alla capacità di propagarsi per via vegetativa, e dare origine a densi strati monospecifici. In questi casi può rappresentare una minaccia per la vegetazione idrofittica riferibile agli habitat acquatici di All. I 3140 “Acque oligomesotrofe calcaree con vegetazione bentica di *Chara* spp”, 3150 e (in minor misura) 3260, “Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del *Ranunculus fluitantis* e *Callitriche-Batrachion*”.

Gli ambienti di orlo umido a megafornie rappresentano un habitat potenziale per un'altra aliena naturalizzata, *Solanum chenopodioides* (syn.: *Solanum sublobatum* Willd. ex Roem. et Schult.), rinvenuta per la prima volta in Umbria lungo le sponde del lago Trasimeno (Gigante et al. 2010b). La specie, invasiva in Italia, non viene riportata per l'Umbria da Celesti-Gradow et al. (2010b) ma compare in Galasso et al. (2018) come casuale; è indicata come naturalizzata, casuale o invasiva in diverse regioni d'Italia. Analogamente al *topinambur*, rappresenta una minaccia per gli habitat 3270 e 6430. *Amorpha fruticosa*, arbusto tipico di greti e alvei fluviali, viene indicata come specie naturalizzata non invasiva in Umbria, a differenza di numerose altre regioni italiane dove presenta carattere manifestamente invasivo (Celesti-Gradow et al. 2010b;

Galassi *et al.* 2018). In Umbria si è insediata in ambienti spondali in diverse località, ad esempio lungo il medio-basso corso del F. Tevere, dove è in espansione soprattutto all'interno dei saliceti a salice bianco e delle ontanete (Venanzoni e Gigante 2000), riferibili rispettivamente agli Habitat 92A0 e 91E0 "Foreste alluvionali di *Alnus glutinosa* e *Fraxinus excelsior*". La specie è presente anche in siti fortemente disturbati, ad esempio nei punti di ristagno idrico lungo le strade. Tra le aliene casuali di ambiente umido indicate per l'Umbria va annoverata anche *Bidens frondosus*, che però rappresenta un caso paradossale: pur essendo considerata invasiva in circa la metà delle regioni italiane, si tratta in realtà di una specie caratterizzante dell'Habitat di All. I 3270. Analoga considerazione va fatta per *Paspalum distichum* [Syn.: *P. paspalodes* (Michx.) Scribn.], aliena naturalizzata ritenuta invasiva in diverse regioni ma allo stesso tempo specie tipica di due Habitat di rilevanza comunitaria, il 3280 e il 3290 (rispettivamente "Fiumi mediterranei a flusso permanente con vegetazione dell'alleanza *Paspalo-Agrostidion* e con filari ripari di *Salix* e *Populus alba*" e "Fiumi mediterranei a flusso intermittente con il *Paspalo-Agrostidion*") entrambi presenti in Umbria. Questi esempi mettono in luce in modo emblematico la forte incertezza che talora caratterizza le conoscenze sull'origine e la distribuzione di alcune specie vegetali, rendendo difficoltosa una rigorosa interpretazione della dinamica e dei processi delle invasioni.

Merita di essere citata la presenza di bambù sfuggito ai giardini e insediatosi con vigore lungo fossi e corsi d'acqua in vari punti del territorio regionale. Non ci sono studi specifici in proposito ma con ogni probabilità le popolazioni umbre possono essere riferite al genere *Phyllostachys*, a cui afferiscono varie specie indicate per altre regioni d'Italia come aliene casuali (Celesti-Grapow *et al.* 2010b). In Umbria è nota la presenza di *P. aurea* Carrière ex Rivière & C. Rivière, interpretata come casuale a scala regionale e naturalizzata in Italia (Galasso *et al.* 2018). Il forte potenziale di propagazione vegetativa di questo gruppo di piante deve indurre alla cautela nella valutazione dei rischi legati alla loro coltivazione. Il bambù è attualmente alla ribalta come materiale utilizzabile per molteplici scopi, dalle biomasse alla bioedilizia, all'alimentazione e all'uso ornamentale, al punto da essere definito come "oro verde" (Moraca 2016), ma il rischio di invasione in conseguenza della spontaneizzazione di queste specie aliene per la flora italiana va tenuto nel debito conto quando si valutano costi e benefici della loro introduzione nelle colture. Infine, si menziona una specie aliena di ambienti spondali non indicata in Galasso *et al.* (2018) per la regione Umbria ma recentemente segnalata al lago di Corbara su suoli sabbiosi umidi (Lucchese 2017): si tratta di *Lindernia dubia*, specie invasiva in Piemonte, Lombardia e Veneto e naturalizzata in Emilia Romagna, Toscana, Lazio e Calabria. Secondo l'autore della segnalazione, la specie sembra in espansione lungo il Tevere (Lucchese 2017).

La "lista nera" delle piante aliene invasive in Italia e la situazione in Umbria

Nel 2014 è stato pubblicato il "Regolamento UE n. 1143/2014", recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive in Europa. Due anni dopo, nel 2016, è stato pubblicato il "Regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 della Commissione del 13 luglio 2016", che riporta in allegato una lista ufficiale di 37 specie esotiche invasive di rilevanza unionale, in applicazione del regolamento UE n. 1143/2014. Al suo interno sono elencate 14 specie vegetali, delle quali solo alcune presentano un'ecologia legata

agli ambienti umidi. Tale lista è stata in seguito aggiornata e integrata con la pubblicazione del “Regolamento di esecuzione (UE) 2017/1263 della Commissione del 12 luglio 2017”, che aggiunge 12 nuove entità, di cui 9 specie vegetali, all’elenco delle esotiche invasive di rilevanza unionale istituito dal Regolamento UE 2016/1141. Un ulteriore aggiornamento di tale lista è stato pubblicato più recentemente con il “Regolamento di esecuzione (UE) 2019/1262 della commissione del 25 luglio 2019 che modifica il regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 per aggiornare l’elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale”, che aggiunge 17 specie (di cui 13 piante) e porta a 36 il numero complessivo di piante aliene invasive presenti in Europa, di cui 20 in Italia. Anche in questo caso, solo alcune sono legate agli ambienti acquatici. Queste piante presentano un grado di invasività molto elevato, essendo in grado di colonizzare ampie aree e causare impatti rilevanti, come nel caso di *Myriophyllum aquaticum* che tende a sviluppare rapidamente densi strati monospecifici soffocando le altre specie (Fig. 6). Nessuna di queste entità risulta al momento presente in Umbria, sulla base della letteratura esistente e delle osservazioni personali (con l’unica eccezione di *Ailanthus altissima*, che tuttavia non è una specie legata agli ambienti umidi ma piuttosto agli habitat sinantropici molto disturbati). Tuttavia, il loro elevato potenziale di espansione nel mezzo acquatico rappresenta una seria minaccia per la flora autoctona regionale, ulteriormente aggravata dal fatto che molte di queste specie sono state recentemente rinvenute in regioni limitrofe all’Umbria, quali la Toscana, le Marche e il Lazio. Nella Tab. 2 si riporta l’elenco di tali entità aliene invasive degli habitat acquatici, con l’indicazione delle regioni di presenza a livello italiano. Va sottolineato che una delle entità elencate nei suddetti regolamenti, *Ludwigia grandiflora* (Michx.) Greuter et Burdet, erroneamente indicata per la Lombardia, risulta assente dall’Italia mentre è nota la presenza di un’altra aliena dello stesso genere, *L. hexapetala* (Hook. & Arn.) Zardini, H.Y. Gu & P.H. Raven, segnalata in Lombardia, Veneto ed Emilia-Romagna (Galasso *et al.* 2018).

Tra le più frequenti cause di introduzione di specie aliene negli ambienti umidi, si possono ricordare, oltre a quelle accidentali, il commercio a scopo ornamentale (soprattutto per l’utilizzo negli acquari e nei laghetti), il trasporto e la diffusione attraverso l’acquacoltura, nel caso di funghi parassiti/patogeni anche il trasporto ad opera di specie ospiti. Va sottolineato che nel trasporto delle specie acquatiche al di fuori del proprio areale nativo un ruolo di rilievo può essere svolto dagli uccelli acquatici che, anche sulle lunghe distanze (come nel caso degli uccelli migratori), possono veicolare semi e frammenti vegetativi che fungono da propaguli e consentono la colonizzazione di nuovi territori. In Umbria, le aree maggiormente suscettibili



Figura 6
Densa colonizzazione dell’aliena *Myriophyllum aquaticum*, specie elencata nel Reg. 2017/1263, in un canale interpodereale in Toscana (foto di Lorenzo Lastrucci)

Specie	Regioni italiane di presenza	Forma biologica	Luogo di origine	Normativa di riferimento	Habitat di All. I pot. minacciati
<i>Alternanthera philoxeroides</i> (Mart.) Griseb.	TOS, LAZ	I rad	S-America	Reg. 2017/1263	3130, 3140, 3150
<i>Eichhornia crassipes</i> (Mart.) Solms	LOM, VEN, FVG, EMR, TOS, LAZ, CAM, SIC, SAR	I nat	C-America	Reg. 2016/1141	3140, 3150
<i>Elodea nuttalli</i> (Planch.) H. St. John	PIE, LOM, TAA, VEN, FVG, EMR	I rad	N-America	Reg. 2017/1263	3140, 3150 (3260)
<i>Gymnocoronis spilanthoides</i> (D. Don ex Hook. & Arn.) DC.	LOM	He	C-America	Reg. 2019/1262	3140, 3150
<i>Hydrocotyle ranunculoides</i> L. f.	TOS, LAZ, CAM, SAR (PUG incerta, CAL e SIC (non più ritrovata))	G rhiz/I rad	C- e N-America	Reg. 2016/1141	3130, 3140, 3150
<i>Lagarosiphon major</i> (Ridl.) Moss	PIE, LOM, TAA, VEN	I rad	Africa	Reg. 2016/1141	3140, 3150, 3260
<i>Ludwigia peploides</i> (Kunth) P.H. Rave <small>(in Italia è presente la subsp. <i>montevidensis</i> (Spreng.) P.H. Raven)</small>	PIE, LOM, VEN, EMR, TOS, LAZ	H caesp	America	Reg. 2016/1141	3130, 3140, 3150
<i>Myriophyllum aquaticum</i> (Vell.) Verdc.	PIE, LOM, VEN, EMR, TOS, LAZ, MAR, CAM (FVG da confermare)	I rad	S-America	Reg. 2016/1141	3130, 3140, 3150
<i>Salvinia adnata</i> Desv. (syn.: <i>Salvinia molesta</i> D.S. Mitch.)	TOS, LAZ, SAR	I nat	S-America Brasile	Reg. 2019/1262	3140, 3150

Tabella 2. Specie aliene invasive legate all'ambiente acquatico presenti in Italia, incluse nei Reg. 2016/1141, Reg. 2017/1263 e nel recente Reg. UE 2019/1262; nessuna di queste specie risulta attualmente presente in Umbria ma si tratta di entità a forte rischio di comparsa. Sono indicate le regioni di presenza in Italia (fonti delle informazioni: Pignatti 1982, 2017-2019; <http://www.europe-aliens.org>; www.nobanis.org; www.cabi.org/isc; fonte per la distribuzione regionale: www.actaplantarum.org, Portale della Flora d'Italia 2019).

all'invasione di piante acquatiche aliene sono anche le più vulnerabili alle alterazioni ambientali e quelle che più profondamente hanno subito le conseguenze dello sfruttamento intensivo del territorio; tra queste certamente il lago Trasimeno spicca per fragilità e stato di conservazione critico (Venanzoni & Gigante 2000; Venanzoni *et al.* 2006; Gigante *et al.* 2013). Il costante monitoraggio degli ambienti di elezione delle aliene acquatiche a forte invasività, finalizzato a rilevarne precocemente l'eventuale comparsa, rappresenta il principale strumento di prevenzione del rischio di invasione.

Comunità vegetali acquatiche in Umbria interessate dall'invasione di piante aliene

Le specie aliene tendono a insediarsi all'interno di comunità vegetali e habitat diversi in base alle proprie esigenze ecologiche. In alcuni casi esse possono avere un ruolo strutturalmente o fisionomicamente di rilievo, come specie dominante o diagnostica. Qui di seguito si riportano alcuni casi più significativi per la regione Umbria.

Le neofite legnose *Amorpha fruticosa* e *Robinia pseudoacacia* sono state spesso osservate all'interno delle varie comunità riparie a dominanza di salici riferibili alle associazioni *Salicetum incano-purpureae* Sillinger 1933, *Salicetum triandrae* (Malcuit 1929) Noirfalise 1955, *Salicetum albae* Issler 1926, tutte inquadrare nell'alleanza *Salicion elaeagni* Aichinger 1933, ordine *Salicetalia purpureae* Moor 1958 e classe *Salicetea purpureae* Moor 1958.

Azolla filiculoides e *Lemna minuta* sono tipicamente rinvenibili all'interno delle comunità a piccole idrofite flottanti delle associazioni *Ceratophyllo-Azolletum filiculoidis* Nedelcu 1967,

Lemnetum minoris Soó 1927, *Lemno minoris-Spirodeletum polyrhizae* Koch 1954, *Lemnetum minuto-gibbae* Liberman Cruz, Pedrotti & Venanzoni 1988, *Lemnetum gibbae* Miyawaki & J. Tüxen 1960, *Salvinio natantis-Spirodeletum polyrhizae* Slavnić 1956, presenti al Lago Trasimeno e tutte riferibili all'alleanza *Lemnion minoris* de Bolós et Masclans 1955, ordine *Lemnetalia minoris* de Bolós et Masclans 1955, classe *Lemnetea* de Bolós et Masclans 1955 (Landucci *et al.* 2011). È stata anche descritta una comunità a dominanza di *Lemna minuta*, non osservata in Umbria, denominata *Azollo fliculoidis-Lemnetum minuscolae* Felzines et Loiseau 1991, anch'essa inquadrata nell'alleanza *Lemnion minoris* (Pellizzari & Piccoli 2001; Piccoli & Pellizzari 2003; Pellizzari *et al.* 2005).

Bidens frondosa è specie frequente, diagnostica e talora dominante all'interno dell'associazione *Bidenti-Polygonetum mitis* T. Tüxen 1979, corrispondente a vegetazione annuale erbacea di taglia medio-alta che si sviluppa sui substrati fangosi in emersione naturalmente ricchi di nutrienti, riferita all'alleanza *Bidention tripartiti* Nordhagen 1940 em. R.Tx. in Poli et J. Tx. 1960, ordine *Bidentetalia tripartiti* Br.-Bl. et R. Tx. ex Klika et Hadac 1944, classe *Bidentetea tripartiti* R. Tx., Lohmeyer et Preising ex von Rochow 1951 (Venanzoni & Gigante 2000).

Helianthus tuberosus è specie dominante e diagnostica dell'associazione *Helianthetum tuberosi* (Moor 1958) Oberd. 1967, descritta in Romania, dell'alleanza *Calystegion sepium* Tüxen ex Oberdorfer 1957 nom. mut. propos. Rivas-Martínez *et al.* 2002, ordine *Calystegietaalia sepium* Tüxen ex Mucina 1993 nom. mut. propos. Rivas-Martínez *et al.* 2002, classe *Filipendulo ulmariae-Convolutea sepium* Géhu & Géhu-Franck 1987. Si tratta di comunità vegetali subnitrofile e igrofile.

Bibliografia

- Bartolucci F., Peruzzi L., Galasso G., Albano A., Alessandrini A., *et al.*, 2018. An updated checklist of the vascular flora native to Italy, *Plant Biosystems*, 152(2): 179-303.
- Blackwell M., 2011. The fungi: 1, 2, 3... 5.1 million species? *Am. J. Bot.*, 98(3): 426-438.
- CABI, 2017. *Elodea canadensis* (Canadian pondweed). In: *Invasive Species Compendium*. Wallingford, UK: CAB International. <https://www.cabi.org/isc/datasheet/20759> [accessed on 1/10/2017]
- Cammà C., Ferri N., Zezza D., Marcacci M., Paolini A., Ricchiuti L., Lelli R., 2010. Confirmation of crayfish plague in Italy: detection of *Aphanomyces astaci* in white clawed crayfish. *Dis. Aquat. Org.*, 89: 265-268.
- Canestrelli D., Zampiglia M., Nascetti G., 2013. Widespread occurrence of *Batrachochytrium dendrobatidis* in contemporary and historical samples of the endangered *Bombina pachypus* along the Italian Peninsula. *PLoS ONE* 8(5): e63349.
- Capers R.S., Selsky R., Bugbee G.J., White J.C., 2007. Aquatic plant community invasibility and scale-dependent patterns in native and invasive species richness. *Ecology*, 88: 3135-3143.
- Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P. V., Assini S., Banfi E., Barni E., Bovio M., Brundu G., Cagiotti M.R., Camarda I., Carli E., Conti F., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., Lucchese F., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Vidali M., Viegi L., Villani M.C., T. Wilhalm., Blasi C., 2010a. Non-native flora of Italy: Species distribution and threats. *Plant Bios.*, 144(1): 12-28.
- Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Banfi E., Bernardo L., Bovio M., Brundu G., Cagiotti M.R., Camarda I., Carli E., Conti F., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., La Valva V., Lucchese F., Marchiori S., Mazzola P., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Siniscalco C., Villani M. C., Viegi L., Wilhalm T., Blasi C. (Eds.), 2009. Inventory of the non-native flora of Italy. *Plant Biosystem*, 143 (2): 386-430.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Carli E., Blasi C. (Eds.), 2010b. *Flora vascolare alloctona e invasiva delle regioni d'Italia*. Casa Editrice Università La Sapienza, Roma. 208 pp.
- Ceschin S., Della Bella V., Piccari F., Abati S., 2016a. Colonization dynamics of the alien macrophyte *Lemna minuta* Kunth: a case

- study from a semi-natural pond in Appia Antica Regional Park (Rome, Italy). *Fundam. Appl. Limnol.*, 188(2): 93-101.
- Chytrý M., Pyšek P., Wild J., Pino J., Maskell L.C., Vilà M., 2009. European map of alien plant invasions based on the quantitative assessment across habitats. *Diversity Distrib.*, 15: 98-107.
- Conti F, Abbate G, Alessandrini A, Blasi C. (Eds.), 2005. An annotated checklist of Italian vascular flora, Roma, Italy. Palombi Editore.
- Desprez-Loustau M.-L., 2009. Alien Fungi of Europe. In: DAISIE. Handbook of alien species in Europe: 15-28. Springer. Dordrecht, Netherlands. 399 pp.
- Desprez-Loustau M.L., Robin C., Buée M., Courtecuisse R., Garbaye J., Suffert F., Sache I., Rizzo D., 2007. The fungal dimension of biological invasions. *Trends Ecol. Evol.* 22: 472-480.
- Di Rosa I., Simoncelli F., Fagotti A., Pascolini R., 2007. The proximate cause of frog declines? *Nature* 447: 7144.
- Essl F., Lambdon P.W., 2009. Alien Bryophytes and Lichens of Europe. In: DAISIE. Handbook of alien species in Europe: 29-41. Springer. Dordrecht, Netherlands. 399 pp.
- Essl F., Lambdon P.W., Rabitsch W., 2011. Bryophytes and lichens. In: Simberloff D., Rejmanek M. (Eds.) *Encyclopedia of Biological Invasions*: 81-84. 792 pp.
- Essl F., Rabitsch W. (Eds.), 2002. *Neobiota in Österreich*. Umweltbundesamt, Wien.
- Galasso G., Conti F., Peruzzi L., Ardenghi N.M.G., Banfi E., *et al.*, 2018. An updated checklist of the vascular flora alien to Italy. *Plant Biosystems*, 152(3). doi: 10.1080/11263504.2018.1441197.
- Garner T.W.J., Walker S., Bosch J., Hyatt A.D., Cunningham A.A., Fisher M.C., 2005. Chytrid fungus in Europe. *Emerg. Infect. Dis.*, 11: 1639-1641.
- Gederaas L., Salvesen I., og Viken Å. (Eds.), 2007. Norsk svarteliste 2007 – Økologiske risikovurderinger av fremmede arter. 2007 Norwegian black list – Ecological risk analysis of alien species. Artsdatabanken, Norway.
- Gigante D., Landucci F., Fe' G., Venanzoni R., 2010a. Notulae alla Flora esotica d'Italia: 32. *Lemna minuta* Kunth. +UMB. *Inf. Bot. Ital.*, 42(1): 387-388.
- Gigante D., Landucci F., Venanzoni R., 2010b. Notulae alla Flora esotica d'Italia: 33. *Solanum chenopodioides* Lam. +UMB. *Inf. Bot. Ital.*, 42(1): 388.
- Gigante D., Landucci F., Venanzoni R., 2013. The reed die-back syndrome and its implications for floristic and vegetational traits of *Phragmites australis*. *Plant Sociology*, 50(1): 3-16.
- Gigante D., Venanzoni R., 2012. Il declino della popolazione di *Phragmites australis* al Lago Trasimeno. In: Martinelli A. (a cura), *Tutela Ambientale del lago Trasimeno*: 109-120. Libri/A.R.P.A. Umbria.
- Gigante D., Venanzoni R., Zuccarello V. 2011. Reed die-back in southern Europe? A case study from Central Italy. *Comptes Rendus Biologies*, 334 (4): 327-336.
- Granetti B., 1965. La flora e la vegetazione del Lago Trasimeno. Parte 2: La vegetazione idrofittica sommersa e natante. *Rivista idrobiol.*, 4(3): 155-183.
- Hahn D., 2006. Neophyten der ostfriesischen Inseln. *Schr-R Nationalpark Niedersächs Wattenmeer*, 9: 1-175.
- Hassel K., Söderstöm L., 2005. The expansion of the alien mosses *Orthodontium lineare* and *Campylopus introflexus* in Britain and continental Europe. *Journal of the Hattori Botanical Laboratory*, 97: 183-193.
- Hawksworth D.L., 2001. The magnitude of fungal diversity: the 1.5 million species estimate revisited. *Mycol. Res.* 105: 1422-1432.
- Hill M., Baker R., Broad G., Chandler P.J., Copp G.H., Ellis J., Jones D., Hoyland C., Laing I., Longshaw M., Moore N., Parrott D., Pearman D., Preston C., Smith R.M., Waters R., 2005. Audit of non-native species in England. *English Nature Research Reports*, 662, Peterborough.
- Hussner A., 2010. NOBANIS - Invasive Alien Species Fact Sheet - *Azolla filiculoides*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org [accessed on 10/09/2017]
- Josefsson M., 2011. NOBANIS - Invasive Species Fact Sheet - *Elodea canadensis*, *Elodea nuttallii* and *Elodea callitrichoides*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org [accessed on 10/09/2017]
- Ketner-Oostra R., Sýkora K.V., 2000. Vegetation succession and lichen diversity on dry coastal calcium-poor dunes and the impact of management experiments. *J. Coastal Cons.* 6: 191-206.

- Kirk P.M., Cannon P.F., Minter D.W., Stalpers J.A. 2008. Dictionary of the Fungi, 10th ed. CABI, Wallingford, UK.
- Klinck J., 2010. NOBANIS – Invasive Alien Species Fact Sheet – *Campylopus introflexus*. From: Online Database of the European Network on Invasive Alien Species - NOBANIS www.nobanis.org, accessed on 10/09/2017.
- Kreisel H., 2000. Ephemere und eingebürgerte Pilze in Deutschland. In: NABU, Ratgeber Neobiota: 73-77.
- Lambdon P.W., 2009. *Campylopus introflexus* (Hedw.) Brid., heath star moss (Dicranaceae, Bryophyta). In: DAISIE. Handbook of alien species in Europe: 344. Springer. Dordrecht, Netherlands. 399 pp.
- Landucci F., Gigante D., Venanzoni R., 2011. An application of the Cocktail method for the classification of the hydrophytic vegetation at Lake Trasimeno (Central Italy). *Fitosociologia*, 48(2): 3-22.
- Lastrucci L., Lazzaro L., Coppi A., Foggi B., Ferranti F., Venanzoni R., Cerri M., Ferri V., Gigante D., Reale L., 2017. Demographic and macro-morphological evidence for common reed dieback in central Italy. *Plant Ecology & Diversity*, 10(2-3): 241-251.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M., 2000. 100 of the World's Worst Invasive Alien Species. A selection from the Global Invasive Species Database. ISSG. 12 pp. [disponibile al sito www.iucngisd.org/gisd/pdf/100English.pdf]
- Lucchese F., 2017. Atlante della Flora Alloctona del Lazio: Cartografia, Ecologia e Biogeografia. Vol. 1: Parte generale e Flora Alloctona. Regione Lazio, Direzione Ambiente e Sistemi Naturali, Roma. 352 pp.
- Millenium Ecosystem Assessment, 2005. Ecosystems and human well-being: wetlands and water. Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC. 68 pp.
- Moraca S., 2016. Perché ora tutti investono nel bambù. Wired. [available at <https://www.wired.it/economia/business/2016/12/14/il-bambu-oro-verde-o-bolla-speculativa>]
- O'Brien, B.L., Parrent J.L., Jackson J.A., Moncalvo J.M., Vilgalys R. 2005. Fungal community analysis by large-scale sequencing of environmental samples. *Appl. Environ Microbiol* 71: 5544-5550.
- Pedrotti F., Orsomando E., 1982. Flore et végétation du lac Trasimène. Guide-Itinéraire, Excursion Internationale de Phytosociologie en Italie centrale (2-11 juillet 1982). Centro stampa Univ., Camerino: 469-478.
- Pellizzari M., Piccoli F., 2001. La vegetazione dei corpi idrici del Bosco della Mesola (Delta del Po). *Quaderni Staz. Ecol. Civ. Mus. St. Nat. Ferrara*, 13: 7-24.
- Pellizzari M., Piubello F., Fogli S., 2005. Aspetti vegetazionali del biotopo "Brusà-Vallette" (Cerea-Verona) e proposte per la conservazione degli habitat. *Quad. Staz. Ecol. civ. Mus. St. nat. Ferrara*, 15: 23-51.
- Piccoli F., Pellizzari M., 2003. Note ecologiche sulle comunità pleustofitiche a *Lemna minuta* H., B. et K. nel Parco Regionale del Delta del Po. *Mus. Reg. Sci. Nat. Torino*: 221-230.
- Pignatti S., 1982. Flora d'Italia. 3 Voll. Edagricole, Bologna.
- Pignatti S., 2017-2019. Flora d'Italia, 3 Voll., ed. 2. Edagricole-New Business Media, Milano, 1064 pp.
- Poponessi S., Aleffi M., Gigante D. & Venanzoni R., 2016. Updates on the bryophyte flora of the lowland woods and temporary ponds west of Lake Trasimeno (Central Italy). *Fl. Medit.* 26 pp: 151-162.
- Portale della Flora d'Italia, 2019. [available at <http://dryades.units.it/floritaly>, accessed on 20/09/2019).
- Pyšek P., Lambdon P.W., Arianoutsou M., Kühn I., Pino J., Winter M., 2009. Alien Vascular Plants of Europe. In: DAISIE. Handbook of alien species in Europe: 43-61. Springer. Dordrecht, Netherlands. 399 pp.
- Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G.L., Williamson M., Kirschner J., 2004. Alien plants in checklists and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53: 131-143.
- Rejmánek M., Richardson D.M., Pyšek P., 2005. Plant invasion and invasibility of plant communities. In: Van Der Maarel E. (Ed.) *Vegetation Ecology*: 332-355. Blackwell Science Ltd. 395 pp.
- Richardson D.M., Pyšek P., 2006. Plant invasions: merging the concepts of species invasiveness and community invasibility. *Progress in Physical Geography* 30(3): 409-431.
- Richardson D.M., Pyšek P., Rejmánek M., Barbour M.G., Panetta F.D., West C.J., 2000. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. *Diversity and Distributions*, 6: 93-107.
- Saccardo P.A., 1909. Cronologia della flora italiana. EdAgricole (Padova) Bologna.

- Scoppola A., Blasi C. (Eds.), 2005. Stato delle conoscenze sulla Flora vascolare d'Italia. Min. Amb. Tut. Terr., DPN, Università della Tuscia. Palombi Editori. 253 pp.
- Shea K., Chesson P., 2002. Community ecology theory as a framework for biological invasions. *Trends in Ecology and Evolution*, 17: 170-176.
- Simoncelli F., Fagotti A., Dall'Olio R., Vagnetti D., Pascolini R., *et al.*, 2005. Evidence of *Batrachochytrium dendrobatidis* infection in water frogs of the *Rana esculenta* complex in central Italy. *EcoHealth*, 2: 307-312.
- Stagni G., Dall'Olio R., Fusini U., Mazzotti S., Scoccianti C., Serra A., 2004. Declining populations of apennine yellow-bellied toad *Bombina pachypus* in the Northern Apennines (Italy): is *Batrachochytrium dendrobatidis* the main cause? *Italian Journal of Zoology*, 71(S2): 151-154.
- Tasinazzo S., 2009. La flora dei campi di frumento e orzo del Veneto. Veneto Agricoltura, Montecchio Precalcino (VI). 189 pp.
- Venanzoni R., Gigante D., 2000. Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria (Italia). *Fitosociologia*, 37 (2): 13-63.
- Venanzoni R., Gigante D., Montagnoli L., Frattegiani M. (Eds.), 2006. Habitat e Specie della Direttiva 92/43/CEE ed altri aspetti di rilevanza naturalistica al Lago Trasimeno. Perugia. AP&elle, 96 pp.
- Viegi L., Vangelisti R., D'Eugenio M.L., Rizzo A.M., 2004. Contributo alla conoscenza della flora esotica d'Italia: le specie presenti in Umbria. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat. Pisa, Mem. Ser. B*, 110 (2003): 163-188.
- Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Rejmanek M., Westbrooks R., 1997. Introduced species: a significant component of human-caused global change. *New Zealand J. Ecol* 21: 1-16.
- West R.G., 1953. The occurrence of *Azolla* in British interglacial deposits. *New Phytologist* 52: 267-272.

Astacus leptodactylus



CAPITOLO 6

Dal monitoraggio delle macrofite un contributo sulla diffusione delle specie vegetali alloctone negli ambienti acquatici umbri

Elisabetta Ciccarelli, Barbara Todini, Tisza Lancioni

Riassunto

Con il presente lavoro si vogliono fornire alcune informazioni sulla diffusione di specie vegetali esotiche nei corpi idrici umbri, utilizzando come base conoscitiva i dati raccolti nell'ambito del monitoraggio delle macrofite per la definizione dello stato ecologico secondo la Direttiva Quadro per le Acque 2000/60/CE. Le liste floristiche esaminate evidenziano la presenza di una quota piuttosto ridotta di specie vegetali esotiche (3%), che si sono insediate negli habitat acquatici, in seguito all'introduzione dal continente asiatico e dall'America: *Arundo donax* L., *Elodea canadensis* Michx., *Paspalum distichum* L., *Lemna minuta* Kunth, *Bidens frondosa* L.. La loro distribuzione sul reticolo idrografico regionale è piuttosto ampia, in quanto colonizzano ben 32 dei 46 corpi idrici monitorati, caratterizzati da ecosistemi soggetti a pressioni antropiche; infatti il 69% presenta uno stato ecologico sufficiente/scarso, al di sotto, quindi, dello stato buono fissato come obiettivo qualitativo da raggiungere in base alla Direttiva per le acque.

Introduzione

Il monitoraggio della flora acquatica, quale strumento di valutazione dello stato ecologico dei corpi idrici, introdotto dalla Direttiva Quadro per le Acque 2000/60/CE, ha rappresentato un importante passo in avanti rispetto alle conoscenze pregresse relative alle fitocenosi vegetazionali presenti sul territorio nazionale e al loro stato di conservazione (Minciardi *et.al.*, 2003; Ceschin e Salerno, 2008; Mezzotero *et. al.* 2009; Minciardi *et.al.* , 2009; Bolpagni *et.al.* 2011; Bolpagni *et al.*, 2012). L'attuale normativa sulle acque ha impresso, infatti, una netta svolta per ciò che riguarda la valutazione della biodiversità e della funzionalità degli ecosistemi acquatici. Lo stato ecologico delle acque, attualmente, è definito sulla base della distanza delle comunità biologiche rinvenute rispetto a quelle che sarebbero presenti in condizioni di "naturalità"; non si parla più, pertanto, solo di qualità dell'acqua, ma di integrità ecosistemica complessiva. La Direttiva sulle acque, oltre a definire un obiettivo qualitativo per i corpi idrici superficiali, prevede l'istituzione di un Registro delle aree protette, che comprenda tutte quelle zone, di ciascun Distretto idrografico, alle quali deve essere attribuita una protezione speciale, al fine di tutelare e conservare gli habitat e le specie, che dipendono direttamente dall'ambiente acquatico.

L'obbligatorietà normativa del rilevamento della vegetazione acquatica, ha imposto pertanto, ormai da diversi anni, la messa in campo di professionisti specializzati, che determinano sistematicamente, secondo una metodologia condivisa a livello europeo, la composizione e la copertura delle macrofite presenti nel reticolo superficiale umbro (Lazzerini *et al.*, 2010; Ciccarelli *et al.*, 2010, 2011, 2013). Dall'analisi delle liste floristiche, prodotte per il calcolo degli indici utili alla classificazione della qualità degli ambienti acquatici, si possono trarre importanti indicazioni sul fenomeno delle invasioni biologiche nelle acque interne. Tale problematica, emersa già dalla seconda metà dell'Ottocento, con l'avvento della "globalizzazione", è divenuta di notevole interesse, in quanto l'incremento del numero di specie, animali e vegetali, non indigene o alloctone (note anche come "esotiche"; "aliene" o "neofite"), assume valore esponenziale, grazie anche ai cambiamenti climatici, che hanno ampliato l'areale di distribuzione di alcune di esse (Vitousek *et al.*, 1997; Rejmánek *et al.*, 2005; Pyšek e Richardson, 2006; Pyšek e Richardson, 2010; Bolpagni e Paduano, 2014). Si definisce alloctona (xenofita o esotica) una specie o sottospecie che è stata introdotta dall'uomo volontariamente o accidentalmente in un territorio diverso dalla sua area di origine. Tali specie si distinguono, sulla base del grado di naturalizzazione, in casuali (specie alloctone che si riproducono spontaneamente, ma non formano popolamenti stabili e vengono mantenute solamente attraverso l'apporto di nuovi propaguli), naturalizzate (specie alloctone che formano popolamenti stabili senza bisogno di apporto di propaguli) e invasive (specie naturalizzate che, pur essendo a distanza dal proprio areale d'origine, sono in grado di diffondersi velocemente, rappresentando, quindi, una delle principali cause di riduzione del livello di biodiversità in numerosi ecosistemi) (Pyšek *et al.*, 2004; Celesti-Grapow *et al.*, 2009a, 2009b; Celesti-Grapow *et al.*, 2010). Moltissime di queste specie, introdotte accidentalmente, o per precise esigenze di produzione agricola o forestale, o per incrementare le possibilità di scelta di specie di interesse ornamentale e orticolo, quando diventano invasive, costituiscono una minaccia per l'integrità del nostro ambiente, in quanto sono in grado di sostituire completamente alcune specie indigene e possono causare danni ecologici, sanitari ed economici (Rejmánek *et al.*, 2005; Landucci e Gigante, 2010; Carpanelli e Valecic, 2016). Gli ambienti fluviali, sia acquatici che ripari, risultano particolarmente vulnerabili all'invasione di entità vegetali alloctone, anche invasive, soprattutto in presenza di un importante disturbo antropico. Vi sono, infatti, specie che ricoprono rapidamente e in maniera estensiva i substrati colonizzati, fino a dominare la comunità biologica ed alterare completamente la funzionalità dell'ecosistema fluviale (Celesti-Grapow *et al.*, 2009b ; Celesti-Grapow *et al.*, 2010). Anche se i sistemi di classificazione della qualità dei corpi idrici, applicati a livello nazionale, non prevedono ancora una valutazione del grado di contaminazione biologica da parte delle specie alloctone, l'interesse scientifico e normativo a livello europeo su tale tematica, in quest'ultimi anni, è sicuramente accresciuto (DAISIE, 2009; Genovesi e Shine C., 2004), come dimostra l'emanazione di regolamenti atti a prevenire e gestire l'introduzione di specie aliene invasive (Regolamento (UE) n. 1143/2014). Alla luce di tutto ciò, crediamo che le informazioni derivanti dall'elaborazione del consistente data-set relativo alle macrofite dei corpi idrici umbri costituiscano un valido strumento per implementare le conoscenze sulla diffusione di specie esotiche vegetali nelle acque interne e per individuare strategie gestionali mirate alla salvaguardia della biodiversità degli ecosistemi acquatici, considerando che le

alloctone, soprattutto quelle invasive, potrebbero facilmente entrare in competizione con specie autoctone di particolare valore fitogeografico (Cagiotti *et al.*, 2010). Nella nostra regione i corpi idrici monitorati che risultano inseriti nella Rete Regionale Natura 2000, in quanto ricadono o rappresentano essi stessi Siti di Interesse Comunitario (SIC) e/o Zone di protezione Speciale (ZPS), istituiti in base alle Direttive Habitat (Direttiva 92/43/CEE) e Uccelli (Direttiva 79/409/CEE), risultano numerosi (Torrente Argentina, Torrente Campiano, Torrente Sentino, Fiume Vigi, Fiume Nestore, Fiume Timia, Fiume Topino, Fiume Clitunno, Fiume Tescio, Fiume Tevere, Fiume Sordo, Fiume Corno, Fiume Nera, Fosso Castellone, Torrente Serra, lago di Piediluco, lago Trasimeno) e presentano entità floristiche la cui tutela impone tempestive misure di conservazione degli habitat acquatici a loro associati (Orsomando *et al.*, 2004; Gigante, 2017).

Materiale e metodi

Le macrofite acquatiche comprendono numerosi *taxa* vegetali, che hanno in comune le dimensioni macroscopiche. La Direttiva 2000/60/CE, recepita dal D. Lgs. 152/06, ha inserito la comunità macrofita tra gli elementi di qualità biologica per la definizione dello stato di qualità delle acque superficiali ed ha introdotto la necessità di adottare metodologie di valutazione fondate sulla misura della distanza della comunità rilevata nel sito di indagine, rispetto alla comunità di riferimento, in assenza, cioè di “disturbo antropico”. I criteri per la definizione dello stato ecologico, in base a valori di riferimento per gli Indici calcolati con i dati quali-quantitativi della comunità macrofita, risultano formalizzati nel D.M. 260/2010. Le indagini sulle comunità macrofite, condotte nel periodo dal 2008 al 2015, hanno interessato 46 corpi idrici della Rete di monitoraggio delle acque superficiali dell’Umbria. I rilevamenti sono stati attuati secondo i Protocolli riportati nei Metodi biologici per le acque (APAT, 2007a, 2007b; ISPRA, 2014).



Figura 1
Siti di monitoraggio della comunità macrofita individuati sui corsi d'acqua.

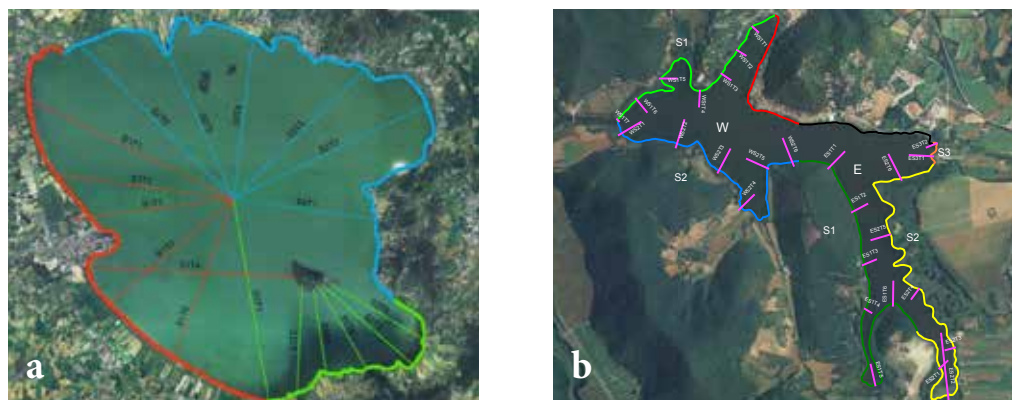


Figura 2
Corpi idrici, siti e transetti individuati nel lago Trasimeno (a) e nel Lago di Piediluco (b) per il monitoraggio della comunità macrofittica.

Nei 43 corsi d'acqua guadabili presi in considerazione (Fig.1) sono stati eseguiti due campionamenti annuali per ogni stazione, nel periodo compreso tra la tarda primavera e inizio autunno. Il metodo, applicato per il monitoraggio delle macrofite, prevede sia la valutazione della copertura complessiva della comunità macrofittica (fanerogame, briofite, pteridofite e macroalghe), rispetto alla superficie dell'alveo bagnato, (si fa riferimento ad un tratto di almeno 100 m di lunghezza, omogeneo e rappresentativo dell'intero corso), sia l'identificazione dei singoli *taxa* e la stima della loro copertura percentuale, rispetto all'intera comunità rinvenuta (APAT, 2007a; ISPRA, 2014). Complessivamente, nel periodo preso in considerazione, sono stati analizzati 142 campioni. Sul lago Trasimeno e di Piediluco è stato eseguito solo un campionamento annuale, nella stagione estiva del 2010. Il protocollo di campionamento per il monitoraggio delle macrofite (idrofite, pteridofite, briofite e alghe macroscopiche) degli ambienti lacustri prevede l'identificazione dei diversi *taxa* e la stima della loro frequenza di rilevamento a diverse profondità, lungo transetti definiti in fase preliminare, nell'ambito di siti floristicamente omogenei (APAT, 2007b). In particolare, per il lago Trasimeno, in base alle caratteristiche geolitologiche e vegetazionali, sono stati monitorati 3 siti: Sito 1 – area ovest fra Borghetto e la scesa delle Colonne, Sito 2 – area nord-est fra Borghetto e S. Feliciano, Sito 3 – area sud fra Isola Polvese, S. Feliciano e la scesa delle Colonne (Fig. 2). Per il lago di Piediluco, distinto in due corpi idrici indicati con W e E, sono stati indagati 5 siti: Sito WS1 – sponda nordoccidentale fra Medio Nera e Velino e WS2 – sponda meridionale fra Velino e Punta Eco, Sito ES1 – sponda occidentale fra Punta Eco e Braccio Capolozza, ES2 – sponda orientale fino al Braccio Cornello, ES3 – sponda orientale, seminaturale, presso il Rio Fuscello (Fig.2b). I dati analizzati si riferiscono a 952 rilevamenti così ripartiti: 392 su 98 punti distribuiti da riva fino alla profondità di 4,70 m nel lago Trasimeno; 560 su 140 punti distribuiti da riva fino ad una profondità di 9 m nel lago di Piediluco. Per il riconoscimento degli organismi vegetali si è fatto riferimento ai seguenti manuali: Granetti, 1965a,1965b; Bourrelly, 1968, Bourrelly, 1970; Pignatti, 1982; Orsomando e Catorci 1991; John *et al.*, 2002; Molses, 2003; Wirth *et al.*, 2004; Smith, 1999, 2004; Cortini Pedrotti, 2001, 2006; Casas *et al.*, 2006; Aleffi, 2008; Bazzichelli e Abdelahad, 2009.

Risultati

Il monitoraggio delle macrofite eseguito secondo le metodologie mirate alla definizione dello stato ecologico, ha permesso la determinazione di 161 *taxa*, di cui: 84 fanerogame (52%), 39 briofite (24%), 34 macroalghe (21%) e 4 pteridofite (3%), che caratterizzano gli habitat lotici e lentici presenti nei 46 corpi idrici della Rete Regionale di monitoraggio delle acque interne. L'esame delle liste floristiche ha evidenziato la presenza di 5 specie alloctone appartenenti al gruppo delle fanerogame (*Arundo donax* L., *Elodea canadensis* Michx., *Paspalum distichum* L., *Lemna minuta* Kunth, *Bidens frondosa* L.), che rappresentano una percentuale piuttosto ridotta (3%) rispetto ai *taxa* identificati. In base ai dati esaminati, i corpi idrici interessati dalla presenza di *taxa* di macrofite alloctone sono 32 (70%), 31 corsi d'acqua e il lago di Piediluco. Nonostante non siano state applicate metodologie specifiche per rilevamenti di biodiversità mirati al censimento di specie vegetali aliene, questo primo approccio ricognitivo evidenzia l'ampia diffusione di tali componenti vegetali sul reticolo idrografico regionale. La maggior parte delle acque superficiali interessate dalla presenza di macrofite alloctone risultano classificate, in base ai dati di monitoraggio dell'ultimo triennio (2013-2015), in stato ecologico sufficiente/scarso (22 corpi idrici pari al 69%), mentre 9 dei 14 corpi idrici (64%), che non sembrano aver subito colonizzazioni da parte di questi *taxa*, hanno raggiunto l'obiettivo qualitativo fissato dalla Direttiva 2000/60 (stato buono/elevato). La pressione derivante dall'introduzione di esotiche, allo stato attuale, sembra interessare prevalentemente siti già sottoposti a forti alterazioni antropiche. Nessuna delle specie rinvenute ha valenza unionale, cioè non risulta compresa nella lista del Regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 recepito con il D.Lgs. 230/2017. Per le specie invasive inserite in tale elenco è espressamente previsto prevenire nuove introduzioni o un'ulteriore diffusione nel territorio dell'Unione, promuovendo sistemi di allerta precoce, di eradicazione rapida alle prime segnalazioni e divieti di commercio. Tali azioni vanno gestite in modo adeguato alle circostanze specifiche degli Stati membri interessati, all'interno di un programma di gestione nazionale. Per ogni specie alloctona, riscontrata nelle acque superficiali del reticolo regionale, in occasione del monitoraggio delle macrofite, viene di seguito riportata una dettagliata descrizione delle principali caratteristiche acquisite da fonti bibliografiche, a cui sono state aggiunte informazioni relative alla frequenza di ritrovamento e alla diffusione nel reticolo idrografico regionale monitorato.

Arundo donax L. (Canna comune) è una pianta erbacea perenne, cosmopolita, simile ad una canna di bambù, con fusti eretti, robusti e cilindrici, alti fino a 5 m. Specie eliofila e assai termofila, in condizioni favorevoli tende a formare densi canneti che colonizzano i terreni umidi dell'ambiente ripariale, degli argini dei corsi d'acqua, soprattutto quelli canalizzati, ma anche dei margini dei campi coltivati. Originaria del Continente asiatico, viene coltivata da millenni nelle regioni mediterranee, dove ora è completamente naturalizzata ed è stata inserita nell'elenco delle 100 specie esotiche invasive più dannose al mondo (Lowe *et al.*, 2000; Gruppo di Lavoro Specie Esotiche della Regione Piemonte, 2013.). Si diffonde attraverso frammenti di rizomi per via vegetativa, soprattutto in ambienti antropizzati ed è caratterizzata da una rapida crescita. Entra in competizione con la flora autoctona, interferisce con il controllo delle inondazioni ed,

essendo altamente infiammabile, aumenta la probabilità della diffusione degli incendi nell'ambiente ripariale. Dopo l'incendio i rizomi riescono a germogliare rapidamente e favoriscono l'insediamento di comunità vegetali monospecifiche di *A. donax* a danno della vegetazione spondale autoctona. La presenza di estese macchie di canna comune lungo le rive può anche portare alla riduzione dell'ombreggiamento sull'habitat acquatico, con il conseguente aumento della temperatura dell'acqua, la diminuzione della concentrazione di ossigeno e la riduzione della diversità biologica dell'intero habitat fluviale. In Umbria è segnalata fin dal 1886 da diversi autori (Cicconi, 1895; Granetti, 1965a, 1965b; Bencivenga e Granetti, 1976; Orsomando e Pedrotti 1977; Pignatti, 1982; Viegi *et al.*, 2003). Benché la diffusione di *A. donax* nell'habitat ripariale sia molto ampia su tutto il reticolo regionale, ne abbiamo fatto segnalazione in 9 rilievi in 5 corsi d'acqua (F. Clitunno, F. Paglia, F. Topino, T. Caina, T. Romealla), cioè in quei casi in cui i canneti risultavano estendersi fino all'alveo bagnato sottoposto ad indagine.

***Bidens frondosa* L.** (Forbicina pedunculata) è un'erbacea annuale appartenente alla famiglia delle Asteraceae. Si tratta di una specie esotica invasiva che si è spostata dal Nord America al vecchio continente, in seguito ad introduzioni per uso ornamentale e per le sue proprietà medicinali (Danuso *et al.*, 2012). In Umbria è considerata una specie alloctona casuale (Viegi *et al.*, 2003). *Bidens frondosa* non rappresenta una componente vegetale prettamente acquatica, infatti non risulta inserita nella lista di *taxa* utilizzati per il calcolo dell'Indice macrofitico (IBMR), a cui si fa riferimento per la definizione dello stato di qualità dei corsi d'acqua, ma è una specie pioniera molto diffusa negli ambienti umidi e di greto soggetti ad inondazioni temporanee e piuttosto degradati. (Vasilyeva e Papchenkov, 2011; Wei ChunQiang *et al.*, 2016).

E' stata riscontrata in ben 65 campionamenti, nei tratti inondati di 21 corsi d'acqua (70% dei siti di monitoraggio): T. Anguillara, F. Chiascio, F. Clitunno, F. Nera, F. Nestore, F. Paglia, F. Teverone, F. Tevere, T. L'Aia, T. Caina, T. Romealla, T. Fersinone, T. Marroggia, T. Assino, T. Puglia, T. Caldognola, F. Timia, T. Seano, T. Soara, T. Carpina, F. Topino. Numerosi studi rivelano che può interferire con le specie native di *Bidens* (*B. tripartita* in primis) (Danuso *et al.*, 2012) e dare luogo ad ibridizzazioni.

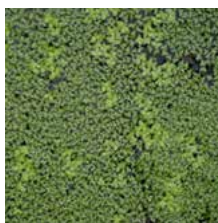
***Elodea canadensis* Michx.** (Peste d'acqua comune) è un' idrofita radicata sommersa, appartenente alla famiglia delle Hydrocharitaceae, che popola acque correnti, canali, stagni, laghi ed è in grado di svilupparsi anche in acque profonde, torbide e ricche di nutrienti. Nativa delle



Arundo donax L.



Elodea canadensis Michx



Lemna minuta Kunth



Paspalum distichum L.

Foto di E. Ciccarelli, B. Todini, T. Lancioni

regioni temperate del Nord America, è stata introdotta nella seconda metà del 1800 negli orti botanici come pianta ornamentale degli acquari e laghetti artificiali. Negli anni '50 diventa comunissima nella pianura lombardo-piemontese ed attualmente è indicata come specie esotica invasiva che si è naturalizzata nell'Italia centrale (Gruppo di Lavoro Specie Esotiche della Regione Piemonte, 2013). Forma fitti popolamenti monospecifici che si riproducono e perpetuano autonomamente, tramite propagazione vegetativa. Le popolazioni presenti in Europa sono costituite, infatti, solo da individui femminili (riproduzione asessuata) (Pignatti, 1982). Mostra un'elevata velocità di diffusione e capacità di colonizzazione attraverso piccole parti della pianta che vengono trasportate dalle acque correnti. Può avere in generale un impatto negativo sul funzionamento dell'ecosistema acquatico, in quanto la particolare efficacia di questa specie nell'appropriarsi dei nutrienti e dello spazio determinano una competizione con idrofite sommerse autoctone. L'eccessivo sviluppo di questa specie può impedire il normale deflusso dell'acqua con il rischio di esondazioni ed anche influenzare negativamente le attività ricreative (Bowmer *et al.*, 1995). In Umbria è stata reperita in 7 campioni prelevati nel tratto terminale del F. Nera, nel torrente L'Aia e nel lago di Piediluco. La presenza di *E. canadensis* è stata segnalata anche nel lago Trasimeno (Cicioni, 1895; Venanzoni e Gigante, 2000; Viegi *et al.*, 2003), benché non sia stata poi riconfermata nei successivi rilievi eseguiti dal 2005 al 2010 (Cecchetti e Lazzerini, 2007; Lazzerini *et al.*, 2010; Ciccarelli *et al.*, 2013).

***Lemna minuta* Kunth** è un'idrofita natante che predilige acque lente di pozze, stagni, bracci morti (Banfi e Galasso, 2010), mesotrofiche-eutrofiche, da mediamente a totalmente ombreggiate, scarsamente ossigenate (Ceschin *et al.*, 2016). Si tratta di una specie alloctona invasiva di recente introduzione, nativa delle aree temperate e subtropicali dell'America. Attualmente risulta ampiamente diffusa in Europa (Felzines e Loiseau, 1990), si propaga quasi esclusivamente per via vegetativa e grazie all'elevato tasso di crescita forma densi lamineti che riducono la luminosità e la concentrazione di ossigeno nella colonna d'acqua (Janes *et al.*, 1996). Nei siti di ritrovamento condivide l'habitat con le altre Lemnaceae, in particolare con l'autoctona *L. minor*, con la quale può entrare in competizione e alla quale si può sostituire (Iamónico *et al.*, 2010a, 2010b; Iamónico *et al.*, 2011; Iamónico *et al.*, 2012; Marrone e Naselli-Flores, 2011). Segnalata in Umbria per la prima volta nel lago Trasimeno è risultata presente in tale sito solo sporadicamente (Gigante *et al.* 2010; Landucci *et al.* 2011). Nel monitoraggio condotto dagli operatori di ARPA Umbria è stata riscontrata in 8 rilevamenti su 4 stazioni di monitoraggio (F. Clitunno, F. Nera, F. Teverone, F. Topino).

***Paspalum distichum* L.** (Panico acquatico) è un'erbacea ruderale perenne, segnalata in Umbria come naturalizzata (Pignatti, 1982; Viegi *et al.*, 2003). Originaria del continente americano, ha una spiccata capacità di modificare gli ecosistemi, formando tappeti monospecifici in paludi salmastre ed estuari, alterando così la composizione della comunità autoctona (Banfi e Galasso, 2015). Tale infestante risulta compresa nella lista delle specie esotiche dell'Umbria fin dal 1958, in quanto rilevata nell'area del Trasimeno (Viegi *et al.*, 2003; Cecchetti e Lazzerini, 2007). Durante il monitoraggio delle macrofite la sua presenza è stata segnalata, nel corso di 9 campionamenti, in 7 stazioni (T. Anguillara, F. Chiascio, F. Topino, F. Tevere, T. Puglia, T. Seano).

Conclusioni

Le informazioni floristiche e vegetazionali, raccolte dal 2008 fino ad oggi, nell'ambito del monitoraggio dello stato di qualità dei corpi idrici superficiali, pur non essendo esaustive, rappresentano a nostro avviso un importante contributo per la valutazione della diffusione della vegetazione esotica negli ambienti acquatici dell'Umbria. Gli aspetti più interessanti evidenziati dai dati raccolti riguardano il modesto numero di entità floristiche aliene comprese nelle liste delle macrofite e l'ampia distribuzione nel reticolo fluviale regionale della specie erbacea invasiva *Bidens frondosa* L., presente nei tratti inondata del 70% dei siti monitorati.

Le due specie esotiche invasive, *Eloдея canadensis* Michx. e *Lemna minuta* Kunth, caratterizzate entrambe da un'elevata velocità di diffusione e colonizzazione degli habitat acquatici, dove possono entrare in diretta competizione con entità autoctone che hanno simili esigenze ecologiche, risultano attualmente distribuite in un numero limitato dei corpi idrici monitorati. Per quanto riguarda i canneti invasivi di *Arundo donax* L. e i popolamenti dell'erbacea infestante *Paspalum distichum* L., segnalati in fase di monitoraggio solo nei corsi d'acqua dove si estendevano fino all'alveo bagnato, presentano una diffusione nell'habitat di greto sicuramente molto più ampia su tutto il reticolo regionale. Emerge che la pressione derivante dall'introduzione di specie esotiche, non rilevata dagli indici macrofitici applicati in fase di classificazione delle acque, sembra interessare allo stato attuale prevalentemente corpi idrici con uno stato ecologico sufficiente/scadente sottoposti ad alterazioni antropiche ed idromorfologiche che ne favoriscono l'insediamento. C'è da sottolineare, inoltre, che importanti corpi idrici regionali (F. Tevere, F. Nera, F. Nestore, F. Topino, F. Chiascio, L. Piediluco), interessati dalla colonizzazione di specie esotiche, ricadono in aree designate per la protezione degli habitat e delle specie (Direttiva 2000/60, Direttiva 92/43/CEE); tale situazione rafforza la necessità di mettere in atto, nell'ambito dei Piani di gestione dei Bacini idrografici, azioni di risanamento e tutela degli ecosistemi acquatici e di riqualificazione delle sponde fluviali, che non possono non tener conto del contenimento delle specie aliene, ai fini della salvaguardia della biodiversità territoriale.

Concludendo, si pone l'attenzione sulla necessità di implementare, nell'ambito del monitoraggio degli ambienti fluviali e lacustri, metodologie standardizzate di definire il grado di contaminazione biologica da parte di specie non indigene, nonché di istituire una banca dati comune, che produca un quadro aggiornato a livello nazionale, propedeutico all'elaborazione di un Piano di gestione delle specie alloctone invasive per tutto il territorio nazionale. Ad oggi, infatti, a livello legislativo, la problematica risulta, affrontata in modo molto frammentario e solo da alcune regioni.

Bibliografia

Aleffi, M., 2008. *Biologia ed ecologia delle briofite* - Ed. Antonio Delfino, Roma, 448 pp.

APAT, 2007a. *Protocollo di campionamento ed analisi per le macrofite delle acque correnti*. Metodi Biologici per le acque. Parte I. Manuali e Linee Guida APAT, Roma, 20 pp.

APAT, 2007b. *Protocollo di campionamento di macrofite acquatiche in ambiente lacustre*. Metodi Biologici per le acque. Parte I. Manuali e Linee Guida APAT, Roma, 16 pp.

Banfi E., Galasso G., 2010. *La flora esotica lombarda*. Museo di Storia Naturale di Milano. Milano, 274 pp.

- Banfi E., Galasso G., 2015. *Paspalum* (Poaceae), *aggiornamento alla flora italiana*. In: *Approfondimenti floristici e sistematici sulla flora d'Italia*. Orto botanico di Roma, La Sapienza Università di Roma, 20-21 novembre 2015. Società Botanica Italiana, Gruppo per la Floristica, Sistematica ed Evoluzione, Firenze, 41–42 : 67 pp.
- Bazzichelli G., Abdelahad N., 2009. *Flora analitica delle Caroficee*. Università degli Studi di Roma La Sapienza, Roma, 73 pp.
- Bencivenga M., Granetti B., 1976. *La flora e la vegetazione dei terreni acidi di pianura situati nel bacino del Lago Trasimeno*. Parte I: Flora Ann. Fac. Agr. Univ. Perugia, 31:541-568.
- Bolpagni R., Paduano L., 2014. *Tendenze evolutive della vegetazione annuale dei depositi fluviali in Italia settentrionale: ruolo delle specie alloctone e prime evidenze sugli effetti locali del global change*. *Biologia Ambientale*, 28: 49-58.
- Bolpagni R., Laini A., Racchetti E., Bartoli M., Viaroli P., 2012. *Analisi delle comunità a macrofite del fiume Oglio sublacuale: prime evidenze per una loro valutazione eco-funzionale*. *Biologia Ambientale*, 26 (1): 29-37.
- Bolpagni R., Scotti A., Viaroli P., 2011. *Composizione e struttura delle comunità vegetali bentoniche in sistemi lacustri soggetti a regolazione artificiale del livello idrometrico*. *Biologia Ambientale*, 25 (2): 47-54.
- Bourrelly P., 1968. *Les algues d'eau douce*. Tome II: *Les algues jaunes et brunes Chrysophycées, Phéophycées, Xanthophycées et Diatomées*. Éditions Boubée et Cie, Paris, 517 pp.
- Bourrelly P., 1970. *Les algues d'eau douce*. Tome III. *Les algues bleues et rouges, les Eugléniens, Péridiniens et Cryptomonadines..* Éditions Boubée et Cie, Paris, 606 pp.
- Bowmer KH, Jacobs SWL, Sainty GR, 1995. *Identification, Biology and Management of Elodea canadensis, Hydrocharitaceae*. *Journal of Aquatic Plant Management* 33:13-19.
- Cagiotti M.R., Landucci F., Mariangeli F., Bodesmo M., Ranfa A., 2010. Umbria. In: Celesti - Grapow L., Pretto F., Carli E., Blasi C., 2010. *Flora vascolare alloctona e invasive delle regioni d'Italia*. Casa editrice Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- Carpanelli A. e Valecic M. 2016. *Specie vegetali esotiche invasive in Friuli Venezia Giulia, riconoscimento e possibili misure di contenimento* - Regione autonoma Friuli Venezia Giulia 96 pp.
- Casas C., Brugués M., Cros R.M., Sérgio C., 2006. *Handbook of mosses of the Iberian peninsula and the Balearic island*. Institut d'estudis Catalans, Barcelona, 349 pp.
- Cecchetti A., Ficola M., Lazzzerini G., Pedini A., Segantini F., 2005. *Vegetazione, habitat di interesse comunitario, uso del suolo del Parco del Lago Trasimeno*. Parco del Lago Trasimeno, Regione Umbria, 132 pp.
- Cecchetti A., Lazzzerini G., 2007. *La vegetazione idrofitica del Lago Trasimeno – Campagna di monitoraggio 2007*. Parco del Lago Trasimeno, Regione Umbria.
- Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Assini S., Banfi E., Barni E., Bovio M., Brundu G., Cagiotti M.R., Camarda I., Carli E., Conti F., Del Guacchio E., Domina G., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., Lucchese F., Medagli P., Passalacqua N.G., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Vidali M., Villani M.C., Viegi L., Wilhalm T. e Blasi C. 2010. Non-native flora of Italy: species distribution and threats. *Plant Biosystems*, 144(1): 12-28.
- Celesti-Grapow L., Alessandrini A., Arrigoni P.V., Banfi E., Bernardo L., Boviom., Brundu G., Cagiotti M., Camarda I., Carli E., Conti F., Fascetti S., Galasso G., Gubellini L., Lavalva V., Lucchese F., Marchiori S., Mazzola P., Peccenini S., Poldini L., Pretto F., Prosser F., Siniscalco C., Villani M.C., Viegi L., Wilhalm T. e Blasi C. 2009a. The inventory of the nonnative flora of Italy. *Plant Biosystems* 143 (2): 386-430.
- Celesti-Grapow L., Pretto F., Brundu G., Carli E., Blasi C., 2009b. *Le invasioni di specie vegetali in Italia*. Contributo tematico alla Strategia Nazionale per la Biodiversità. MATTM, Soc. Bot. It., Centro Ric. Interuniv' Biodiversità, Fitosociologia ed Ecologia del Paesaggio, Univ. La Sapienza Roma. Ed. Palombi & Partner, Roma, 36 pp.
- Celesti - Grapow L., Pretto F., Carli E., Blasi C., 2010. *Flora vascolare alloctona e invasive delle regioni d'Italia*. Casa editrice Università La Sapienza, Roma, 208 pp.
- Ceschin S., Leacche I., Pascucci S., Abati S., 2016. Morphological study of *Lemna minuta* Kunth, an alien species often mistaken for the native *L. minor* L. (Araceae). *Aquatic Botany*, 131: 51-56.
- Ceschin S., Salerno G., 2008. La vegetazione del basso corso del Fiume Tevere e dei suoi affluenti (Lazio, Italia). *Fitosociologia* vol. 45 (1): 39-74.
- Ciccarelli E., Notargiacomo T., Charavgis F., Cingolani L., 2010. L'utilizzo delle macrofite per il controllo della qualità dei corsi d'acqua umbri: applicabilità e problemi. *Macrofite e Ambiente. EURAC Book* , 58 (3), 133-143.

- Ciccarelli E., Lancioni T., Todini B., 2013. *Dallo studio delle macrofite come bioindicatori un importante contributo alle conoscenze sulla biodiversità in Umbria*. Atti XX III Congresso Nazionale della Società italiana di ecologia. Ancona 16-18 settembre 2013. Abstract: 128.
- Ciccarelli E., Todini B., Lazzarini G., 2011. Characterization of Trasimeno aquatic vegetation. *Atti del 20th International Workshop European Vegetation Survey*, Roma 6-9 Aprile 2011 (Italy). Abstract: 140.
- Cicioni G., 1895. *La flora del Trasimeno: osservazioni generali*. Tipografia Santucci, Perugia.
- Cortini Pedrotti C., 2001. *Flora dei muschi d'Italia*. – Antonio Delfino Editore, I parte: 1-817.
- Cortini Pedrotti C., 2006. *Flora dei muschi d'Italia*. Antonio Delfino Editore, II parte: 819-1235.
- DAISIE, 2009. *Handbook of alien species in Europe*. Springer, 400 pp.
- Danuso F., Zanin G., Sartorato I., 2012. A modelling approach for evaluating phenology and adaptation of two congeneric weeds (*Bidens frondosa* and *Bidens tripartita*). *Ecological Modelling*, 243, 9 pp.
- Felzines, J.C., Loiseau J.E., 1990. *Lemna minuscula* et *Azolla filiculoides* dans les vallées de la Loire moyenne et du Bas-Allier. *Le monde des Plantes* 441: 6-9.
- Genovesi P., Shine C., 2004. *European Strategy on Invasive Alien Species*. Nature and environment, n. 137. Council of Europe publishing, Strasbourg, 67 pp.
- Gigante D., 2017. *Habitat a rischio. La prima lista rossa europea*. Rivista Micron, ARPA Umbria, 36: 37-40.
- Gigante D., Landucci F., Fé G., Venanzoni R., 2010. Notula 32. *Lemna minuta* L. (Lemnaceae). Notula alla flora esotica d'Italia, 2 (22-37), Inform. Bot. Ital., 42: 387-388.
- Granetti B., 1965a. La flora e la vegetazione del Lago Trasimeno. Parte I: La vegetazione litoranea. *Riv. Idrobiol.* 4 (3): 115-153.
- Granetti B., 1965b. La flora e la vegetazione del Lago Trasimeno. Parte II: La vegetazione idrofitica sommersa e natante. *Riv. Idrobiol.* 4 (3): 155-183.
- Iamónico D., Iberite M., Abati S., Abbate G., 2010a — *Lemna minuta* e *L. valdiviana* (Araceae): note tassonomiche e morfologiche. In: Peccenini S., Domina G. e Salmeri C. (eds.), *La biodiversità vegetale in Italia: aggiornamenti sui gruppi critici della flora vascolare, comunicazioni*. — Società Botanica Italiana, Firenze.
- Iamónico D., Abati S., Iberite M., 2010b. *Lemna minuta* Kunth (Araceae) nel Lazio (Italia centrale): note morfologiche e osservazioni sui caratteri d'invasività. I Convegno Natura Mediterraneo “Le specie aliene del Mediterraneo”, 20-21 marzo 2010. Paliano. www.naturamediterraneo.com/primoconvegno NM.
- Iamónico D., Lucarini D., Iberite M., 2011. Notula 78. *Lemna minuta* Kunth (Araceae). Notulae alla flora esotica d'Italia: 4. *Inf. Bot. Ital.*, 43 (1): 148pp.
- Iamónico D., Rota F., Iberite M., 2012. Sulla presenza di alcune specie del genere *Lemna* L. (Araceae) in Piemonte (Italia nord-occidentale). *Rivista piemontese di Storia naturale*, 33: 3-11.
- ISPRA, 2014. *Metodi Biologici per le acque superficiali interne*. Manuali e linee guida 110/2014, 20pp.
- Janes R., Eaton J.W., Hardwick K., 1996. The effects of floating mats of *Azolla filiculoides* Lam. and *Lemna minuta* Kunth on the growth of submerged macrophytes. *Hydrobiologia* 340: 23-26.
- John D.M., Brook A.J., Whitton B.A., 2002. *The Freshwater Algal Flora of the British Isles: An Identification Guide to Freshwater and Terrestrial Algae*. Edited by David M. John, Brian A. Whitton, and Alan J. Brook. Cambridge University Press, Cambridge, 702 pp.
- Landucci F., Gigante D., 2010. La flora esotica dell'Umbria. Una reale minaccia per la biodiversità? Contributo al Workshop “*Specie aliene in Umbria...biodiversità a rischio?*”, Passignano sul Trasimeno, Centro di Educazione Ambientale Panta Rei, Sabato 22 maggio 2010, 2pp.
- Landucci F., Gigante D., Venanzoni R., 2011. An application of the Cocktail method for the classification of the hydrophytic vegetation at Lake Trasimeno (Central Italy). *Fitosociologia*, 48 (2): 3-22.
- Lazzarini G., Todini B., Ciccarelli E., 2010. Prime valutazioni ecologiche sulle macrofite del Trasimeno, *Atti del Convegno organizzato da ARPA Umbria a Castiglione del Lago* PG 1-2 dicembre 2010, 100-108.
- Lowe S., Browne M., Boudjelas S., De Poorter M., 2000. *100 of the World's Worst Invasive Alien Species selection from the Global Invasive Species Database*. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12pp. First published as special lift-out in *Aliens* 12, December

2000. Updated and reprinted version: November 2004.

Marrone F, Naselli-Flores L., 2011. Primo reperto di una lenticchia d'acqua alloctona in Sicilia: *Lemna minuta* Kunth (Araceae Lemnoideae). *Naturalista sicil.*, S. IV, XXXV (2), 179-235.

Mezzotero A., Minciardi M.R., Spada C.D., Lucadamo L., Gallo L., De Filippis A., 2009. Prima caratterizzazione e valutazione delle comunità a macrofite acquatiche nei corsi d'acqua della Provincia di Cosenza. - *Studi Trent.Sci.Nat.*, 86:1-6.

Minciardi M.R., Rossi G.L., Azzollini R. e Betta G., 2003. *Linee guida per il biomonitoraggio di corsi d'acqua in ambiente alpino*. ENEA, Provincia di Torino, Torino, 64 pp.

Minciardi M.R., Spada C.D., Rossi G.L., Angius R., Orrù G., Mancini L., Pace G., Marcheggiani S. e Puccinelli C., 2009. *Metodo per la valutazione e la classificazione dei corsi d'acqua utilizzando la comunità delle macrofite acquatiche*. RT/2009/23/ENEA. ENEA, Sezione Biol. Amb. e Cons. Nat., Saluggia Vercelli, Istit. Sup. Sanità, Dip. di ambiente e connessa prevenzione primaria, Roma: 37 pp.

Molses I., 2003. *Flora dels briòfits dels països catalans*. Institut d'estudis Catalans, Barcelona, 279 pp.

Orsomando E., Catorci A., 1991. *Carta della vegetazione del comprensorio Trasimeno*. Ed. Grafica l'Etruria, Cortona (AR).

Orsomando E., Pedrotti F., 1977. La Vegetazione nei comuni della dorsale appenninica umbra (Comprensori Nursino ed Eugubino). Estratto da "Le ricerche per la elaborazione del progetto pilota per la conservazione e vitalizzazione dei centri storici della dorsale appenninica umbra". C.R.U.R.E.S., Perugia, Sez. Ricerche Naturalistiche ed Ecologiche: 1-14.

Orsomando E., Ragni B., Segatori R., 2004. *Siti Natura 2000 in Umbria - Manuale per la conoscenza e l'uso*. Regione dell'Umbria, Università di Camerino, Università degli Studi di Perugia.

Pignatti S., 1982. *Flora d'Italia*. Voll. 1-3. Edagricole. Bologna.

Pyšek P., Richardson DM. 2006. The biogeography of naturalization in alien plants. *Journal of Biogeography* 33: 2040–2050.

Pyšek P., Richardson DM. 2010. Invasive species, environmental change and management, and health. *Annual Review of Environment and Resources* 35: 25–55.

Pyšek P., Richardson D.M., Rejmánek M., Webster G.L., Williamson M., Kirschner J., 2004. Alien plants in checklist and floras: towards better communication between taxonomists and ecologists. *Taxon* 53(1): 131-143.

Regione Piemonte, 2013. Deliberazione della Giunta Regionale 18 dicembre 2012, n. 46-5100. Identificazione degli elenchi (Black List) delle specie vegetali esotiche invasive del Piemonte e promozione di iniziative di informazione e sensibilizzazione.

Rejmánek M., Richardson D.M., Pyšek P., 2005. Plant invasion and invisibility of plant communities. In: Van Der Maarel E. (Ed.) *Vegetation Ecology*: 332-355. Blackwell Science Ltd. 395 pp.

Silvestri F., 1891. *Contributo allo studio della Flora Mevanate*. Tip. Guerra, Perugia.

Smith A.J.E., 1999. *The Liverworts of Britain & Ireland*. Cambridge University Press, 260 pp.

Smith A.J.E. - 2004 - *The Moss Flora of Britain & Ireland* - Cambridge University Press, 1012 pp.

Vasilyeva N. V., Papchenkov V. G. , 2011. Mechanisms of influence of invasive *Bidens frondosa* L. on indigenous *Bidens* species, *Russian Journal of Biological Invasions*, 2:81-85.

Venanzoni R., Gigante D., 2000. Contributo alla conoscenza della vegetazione degli ambienti umidi dell'Umbria (Italia). *Fitosociologia*, 37 (2): 13-63.

Viegi L. Vangelisti R., D'Eugenio M.L., Rizzo A.M., 2003. Contributo alla conoscenza della flora esotica d'Italia: le specie presenti in Umbria. *Atti Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., Serie B*, 110, 163-188.

Vitousek P.M., D'Antonio C.M., Loope L.L., Westbrooks R., 1997. Introduced species a significant component of human-caused global change. *New Zeland, J. Ecol.* 21:1-16.

Wei ChunQiang, Pan YuMei, 2016. Effects of nutrient on competition between invasive species *Bidens frondosa* and native congener *B. tripartita*. *Journal of Tropical and Subtropical Botany*, 24 (6): 609-616.

Wirth V., Düll R., Llimona X., Ros R.M., Werner O., 2004. *Guía de campo de los Líquenes, Musgos y hepáticas*. Ediciones Omega, 589 pp.

Trachemys scripta elegans



CAPITOLO 7

Invertebrati acquatici alloctoni dell'Umbria

Enzo Goretti, Matteo Pallottini, Gianandrea La Porta,
Valentina Della Bella

Riassunto

Negli ambienti dulcacquicoli, i maggiori rischi per la biodiversità sono dovuti soprattutto negli ultimi decenni all'invasione delle specie esotiche, all'inquinamento, all'alterazione dell'habitat. Tra le specie alloctone invasive, quelle di acque interne sono soggette ad una facile e rapida diffusione, mostrando attualmente un afflusso dinamico e in crescita.

Ancora più problematica è la condizione degli invertebrati acquatici alieni, che sono di difficile segnalazione sia per le piccole dimensioni che spesso li rendono elusivi sia per la carenza di specialisti tassonomi e di attività di monitoraggio. Le più importate specie di invertebrati acquatici alloctoni segnalati per l'Umbria sono il Celenterato Idrozoo *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880, l'Anellide Oligochete *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, i Molluschi Bivalvi *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 e *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834), i Molluschi Gasteropodi *Potamopyrgus antipodarum* J.E. Gray, 1843 e *Physella acuta* (Draparnaud, 1805), il Crostaceo Anfipode *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), i Crostacei Decapodi *Procambarus clarkii* Girard, 1852, *Orconectes limosus* Rafinesque, 1817, *Astacus leptodactylus*, Eschscholtz, 1823 e l'Insetto Dittero *Aedes albopictus* Skuse, 1894. La maggior parte degli invertebrati alloctoni presenti negli ecosistemi acquatici umbri proviene dalle regioni zoogeografiche paleartica, nearctica e orientale. Le vie di arrivo e le relative porte di ingresso in Umbria sono in relazione con l'attività antropica, e la tipologia di introduzione, che varia da specie a specie, spesso può essere considerata involontaria. In relazione al cambiamento climatico globalmente l'incremento maggiore di future invasioni si registrerà proprio per le specie di invertebrati acquatici e terrestri, e i modelli previsionali relativi alla diffusione degli alieni evidenziano Europa, Nord America, Australia e Nuova Zelanda quali principali aree critiche di future invasioni. Soltanto un'azione rapida di prevenzione e controllo delle invasioni permetterà di mitigare in modo efficace gli effetti del cambiamento climatico. Tutte le specie di invertebrati alieni possono avere un impatto negativo sulle biocenosi autoctone quando la consistenza delle loro popolazioni è considerevole, e in modo particolare quelle specie caratterizzate da un'elevata invasività (ad es. *D. polymorpha*, *D. villosus*, *P. clarkii*). Molto preoccupante è la colonizzazione della zanzara tigre (*Ae. albopictus*) in quanto potenziale vettore di virus per l'uomo (come ad esempio, Dengue, virus Chikungunya e West Nile) e dei due principali agenti della filariosi canina (*Dirofilaria immitis* e *Dirofilaria repens*). L'approfon-

dimento delle conoscenze sulle specie di invertebrati alieni invasivi rappresenta il primo passo verso lo sviluppo di programmi di gestione mirati alla prevenzione, controllo/contenimento e alla mitigazione degli impatti negativi da essi provocati. La diagnosi precoce rappresenta lo strumento migliore per evitare la diffusione di nuove specie aliene nel territorio regionale attraverso la predisposizione di sistemi di sorveglianza. Determinante può essere la partecipazione dei cittadini che possono contribuire ai monitoraggi svolti dai ricercatori (*citizen science*).

Introduzione

Gli ambienti di acque interne presentano un' elevata biodiversità (Hawksworth *et al.*, 1995) nonostante rappresentino una piccola porzione della superficie terrestre e una minima parte del volume delle acque presenti sulla terra (Fochetti, 2012). In Italia sono censite circa 5500 specie animali d'acqua dolce su un totale di circa 56.000 (Fochetti, 2012; Minelli *et al.*, 1993-1995; Stoch, 2003-2004), ossia circa il 10% della fauna. Inoltre, la fauna di acque interne è altamente specifica: possiamo stimare una percentuale di fauna endemica italiana d'acqua dolce superiore al 10% (Fochetti, 2012). Negli ambienti dulcacquicoli, i maggiori rischi per la biodiversità sono dovuti soprattutto all'inquinamento, all'alterazione dell'habitat che spesso si concretizza in una sua perdita, e negli ultimi decenni all'invasione delle specie esotiche tanto che negli ultimi 30 anni in Europa il numero di specie aliene (circa 11.000) è cresciuto del 76% mentre in Italia del 96%, (comunicati FISNA, 2016; ISPRA e LIFE ASAP, 2017). Pertanto le specie invasive esotiche rientrano tra le principali cause dell'estinzione delle specie autoctone, insieme ad altre cause, per circa il 54% e addirittura ne risultano l'unica causa per il 20% (Monaco *et al.*, 2014). L'impatto delle specie alloctone ha notevoli conseguenze sulla biodiversità, sulla sanità e sull'attività economica, e in particolare nei biotopi di acque interne sono notevoli i danni arrecati all'ambiente e alla biocenosi dal gambero rosso della Louisiana (*P. clarkii*), e dalla tartaruga palustre americana (*Trachemys scripta elegans*), le problematiche sanitarie dovute alla zanzara tigre e i danni economici prodotti dalla nutria e dalla cozza zebrata, che verranno affrontati più avanti in questo e altri capitoli del presente volume. Secondo la Banca Nazionale Specie Alloctone di ISPRA, l'aliodiversità in Italia ammonta a più di 3000 specie, introdotte anche volontariamente, di cui oltre il 15% invasive. In futuro, la crescente globalizzazione e i cambiamenti climatici comporteranno un incremento continuo della minaccia delle specie invasive. Tra le specie alloctone invasive, quelle di acque interne sono soggette ad una facile e rapida diffusione grazie alla continua connessione della rete idrografica, mostrando attualmente un afflusso dinamico e in crescita. Ancora più problematica è la condizione degli invertebrati acquatici alieni, che come tutti gli invertebrati, sono di norma di difficile segnalazione sia per le piccole dimensioni che spesso li rendono elusivi sia per la carenza di specialisti tassonomi e di attività di monitoraggio.

A livello globale gli invertebrati sono la componente dominante della fauna introdotta in ambiente acquatico, dove si verificano introduzioni soprattutto di Crostacei e Molluschi. A differenza di quanto avviene negli ambienti terrestri, gli Insetti, sono introdotti solo in sporadici casi, nonostante siano il gruppo dominante della macrofauna bentonica degli ambienti d'acque dolci (Ferrario *et al.*, 2017). La situazione in Europa si discosta da questa tendenza a causa della netta dominanza della componente ittica aliena introdotta nei corpi d'acqua, come conseguenza di rilascio di pesci per attività di pesca e di acquacoltura (per la fauna ittica vedi Lorenzoni *et al.* in questo Volume).

Elenco delle specie

Le più importanti specie di invertebrati acquatici alloctoni segnalati per l'Umbria sono il Celerenterato Idrozoa *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880, l'Anellide Oligochete *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892, i Molluschi Bivalvi *Dreissena polymorpha* Pallas, 1771 e *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834), i Molluschi Gasteropodi *Potamopyrgus antipodarum* J.E. Gray, 1843 e *Physella acuta* (Draparnaud, 1805), quest'ultima considerata per lungo tempo una nuova specie e non una specie aliena, il Crostaceo Anfipode *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), i Crostacei Decapodi *Procambarus clarkii* Girard, 1852, *Orconectes limosus* Rafinesque, 1817, *Astacus leptodactylus*, Eschscholtz, 1823 (Dörr *et al.*, sul Gambero Rosso della Louisiana e gli altri gamberi alloctoni in Umbria in questo Volume) e l'Insetto Dittero *Aedes albopictus* Skuse, 1894. Specifiche schede allegate in Appendice saranno dedicate ad un approfondimento delle specie aliene invasive di maggiore interesse, cioè inserite nella lista IUCN (International Union for Conservation of Nature) delle 100 peggiori specie alloctone invasive mondiali quali *Aedes albopictus*, *Procambarus clarkii* e *Dreissena polymorpha* e/o nella lista DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventory for Europe) delle 100 peggiori specie alloctone invasive europee quali *Dikerogammarus villosus* e/o nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale in applicazione del regolamento UE 1143/2014 (Regolamento di Esecuzione (UE) 2016/1141 del 13 luglio 2016), quali *Orconectes limosus*. Di seguito si riporta invece una breve descrizione delle altre specie aliene di invertebrati, ancora poco conosciute in Umbria.

Craspedacusta sowerbii

Phylum **Cnidaria**; Classe **Hydrozoa**; Ordine **Limnomedusae**; Famiglia **Olindiidae**

Caratteristiche biologiche: *Craspedacusta sowerbii* è la medusa d'acqua dolce più diffusa (Kramp, 1950; Jankowski *et al.*, 2008) tra le circa venti specie conosciute nel mondo (Jankowski, 2001). Il Fiume Yangtze in Cina (Kramp, 1950; Kramp, 1961) è il sito di provenienza della specie, che poi si è diffusa in molti habitat di acqua dolce nel mondo: corsi d'acqua, laghi e stagni, in particolare negli habitat meso-trofici ed eutrofici (Jankowski *et al.*, 2008; Acker e Muscat, 1976; Boothroyd *et al.*, 2002; Pennak, 1956; Silva e Roche, 2007; Jankowski *et al.*, 2008; Fritz *et al.*, 2009). La specie è considerata come invasore cosmopolita, presente nei climi temperati di tutti i continenti (Rayner, 1988; Dumont, 1994). *C. sowerbii* presenta un caratteristico dimorfismo: la forma polipo sessile e quella medusa natante, quest'ultima rappresenta la forma sessuale, presente di norma durante l'estate nelle regioni temperate (Silva e Roche, 2007). Inoltre mostra adattamenti specifici che favoriscono la dispersione (Bouillon e Boero, 2000) e diverse forme di riproduzione vegetativa (Fritz *et al.*, 2007).

Distribuzione e status in Umbria: La prima segnalazione nelle acque correnti italiane, è stata effettuata proprio in Umbria, in modo del tutto occasionale, nel F. Tevere a valle di Deruta, nel 1974 (Cianficconi *et al.*, 1974), mentre negli ambienti stagnanti d'Italia le segnalazioni risalgono al 1946 (Stefanelli, 1948). In Europa la specie è stata rinvenuta nel 1880 nei Royal Botanical Society's Gardens di Regent's Park a Londra (Lankester, 1880).

Branchiura sowerbyi

Phylum **Annelida**; Classe **Clitellata**; Ordine **Haplotaxida**; Famiglia **Naididae**

Caratteristiche biologiche: *Branchiura sowerbyi* è un oligochete acquatico termofilo, lungo da 38 a 185 mm, di colore da giallastro-rosa fino a rosso acceso. La specie è spesso associata ad acque poco profonde, stagnanti o a scorrimento lento (Timm, 1979; Paunović *et al.*, 2005; Raposo *et al.*, 2009). È facilmente riconoscibile per la presenza di branchie nella parte posteriore, più lunghe del diametro del corpo. Le branchie sono formate da filamenti individuali e il loro movimento ondulatorio crea un'intensa circolazione dell'acqua. Infatti, la specie vive con il capo infossato nel sedimento, mentre la parte posteriore viene fatta ondeggiare attivamente nello strato d'acqua prossimo ai sedimenti. La lunghezza, la velocità e la frequenza delle ondulazioni dei filamenti branchiali sono in relazione alla disponibilità dell'ossigeno disciolto in acqua (Ohtaka e Nishino, 1999; Carroll and Dorris, 1972; Paunović *et al.*, 2005). La presenza di questi lunghi filamenti branchiali posteriori rende questa specie facile da riconoscere rispetto a tutti gli altri oligocheti acquatici presenti in Europa (Brinkhurst e Jamieson, 1971).

B. sowerbyi è una specie originaria della regione Sino-Indiana (Grabowski e Jablonska, 2009). Attualmente è uno degli oligocheti d'acqua dolce più diffusi in Europa e Nord America. È conosciuto anche per il Sud-Est Asiatico, Sudafrica, Sudamerica, Isole Mauritius e Australia (Brinkhurst e Jamieson, 1971). In Europa si ritrova in 22 paesi (Giani, 2004). Le prime segnalazioni erano ristrette al Sud-Est Asiatico (Brinkhurst e Jamieson, 1971) e ai giardini botanici in Europa (Beddard, 1892). Questa specie è stata descritta infatti da esemplari presenti presso i Royal Botanical Society's Gardens di Regent's Park a Londra (UK).

Distribuzione e status in Umbria: l'inizio della colonizzazione in Umbria non è documentato. È noto che la specie risulta dominante nel lago Trasimeno, tuttavia è assente nel lago di Piediluco, probabilmente a causa delle basse temperature dell'acqua (Goretti *et al.*, 2014).

Sinanodonta woodiana

Phylum **Mollusca**; Classe **Bivalvia**; Ordine **Unionida**; Famiglia **Unionidae**

Caratteristiche biologiche: tra i molluschi d'acqua dolce introdotti in Italia è la specie che raggiunge le maggiori dimensioni, con una conchiglia di oltre 30 cm. La specie può vivere fino a 15 anni. La forma delle due valve può variare da tondeggianti a ovale allungata, con la porzione anteriore sempre più corta di quella posteriore, dove si trovano i sifoni. La superficie esterna della conchiglia presenta strie di accrescimento ed è di colore verde scuro-bruno. La superficie interna è bianco-rosato o azzurra, sulla quale sono evidenti le due impronte dei muscoli adduttori. Vive infossata nei sedimenti molli di acque lentiche (laghi, stagni, fiumi e canali a lento scorrimento) e fuoriesce parzialmente dalla conchiglia ventralmente solo con il piede, grosso e carnoso (Gherardi *et al.*, 2013). *S. woodiana* presenta sessi separati, dall'uovo fecondato si sviluppa una larva che permane 60-90 giorni nelle branchie della femmina fino a raggiungere uno stadio larvale detto *glochidium*, che entro pochi giorni dal rilascio andrà a parassitare (ectoparassita) le branchie di un pesce. La larva si nutre del tessuto branchiale dell'ospite fino a raggiungere lo stadio per iniziare una vita libera bentonica. Sono numerose le specie ittiche che riesce a parassitare facilitando così la sua diffusione. Da adulto si nutre di fitoplancton (Gherardi *et al.*, 2013). La specie è originaria dell'Asia orientale. L'areale di introduzione interessa numerosi paesi europei, quali Austria, Belgio, Bulgaria, Croazia, Francia, Germania, Grecia, Italia, Moldavia, Montenegro, Olanda, Polonia, Repubblica Ceca, Repubblica Slovacca, Romania, Russia, Serbia,

Slovenia, Spagna, Svezia, Ucraina e Ungheria (Gherardi *et al.*, 2013). Il periodo di introduzione in Italia risale al 1996 in Emilia-Romagna e Lazio (Cianfanelli *et al.* 2007). Accertata in otto regioni italiane nei bacini idrografici di Po, Adige, Piave, Reno, Arno e Tevere (Ercolini, 2015). Sono recenti la prima segnalazione per l'Italia meridionale (2007) (De Vico *et al.*, 2007) e nel lago di Garda (2009) (Cappelletti *et al.*, 2009). La specie possiede un'elevata capacità invasiva dovuta alla sua notevole capacità di adattamento a condizioni sfavorevoli, come le variazioni di temperatura, la mancanza d'ossigeno e la disidratazione.

Distribuzione e status in Umbria: L'inizio della colonizzazione in Umbria non è documentato, accertata la presenza nel lago Trasimeno (Froufe *et al.*, 2017).

Potamopyrgus antipodarum

Phylum **Mollusca**; Classe **Gastropoda**; Ordine **Littorinimorpha**; Famiglia **Tateidae**

Caratteristiche biologiche: *Potamopyrgus antipodarum*, è un gasteropode di piccole dimensioni, acquatico, la cui conchiglia allungata è formata da 5 o 6 spire destrorse. È spesso descritto come color corno o marrone da chiaro a scuro. È provvisto di un opercolo che ricopre l'apertura della conchiglia. La lunghezza media di *P. antipodarum* è di norma tra i 4 e i 6 mm nelle località di introduzione, ma può raggiungere i 12 mm nel suo *range* nativo (GISD, 2015). La specie è originaria della Nuova Zelanda dove si riproduce sia sessualmente che asessualmente, mentre le popolazioni non-native sono tutte partenogenetiche (Alonso e Castro-Díez, 2008; Gaino *et al.*, 2009). Ogni deposizione consiste di 20-120 uova per femmina, con una produzione media annuale di 230 individui (Alonso e Castro-Díez, 2008). Il bivalve si nutre di periphyton, diatomee e detriti sia animali che vegetali (Alonso e Castro-Díez, 2008; Brown *et al.*, 2008; Levri *et al.*, 2008). E' una specie estremamente tollerante, capace di vivere in condizioni acquatiche molto variegata. Colonizza una grande varietà di habitat comprendenti fiumi, laghi, torrenti, estuari, bacini di raccolta, lagune, canali, fossi e anche vasche di raccolta dell'acqua (Brown *et al.*, 2008).

I *range* di profondità riportati in letteratura vanno da 4 a 25 metri, fino a 45, ma nella maggior parte dei casi si rinviene nella zona litorale e a moderate profondità di circa 10 m (Cejka *et al.*, 2008; Zaranko *et al.*, 1997; Grigorovich *et al.*, 2003). *P. antipodarum* può vivere sul limo, sabbia, fango, cemento, vegetazione, ciottoli e ghiaia e tollera un ampio range di temperatura, salinità, condizioni trofiche, condizioni delle acque e velocità di corrente (Gaino *et al.*, 2008; Levri *et al.*, 2007). I suoi limiti termici superiori sono intorno ai 28°C e quelli inferiori sono intorno alla temperatura di congelamento. Si può riprodurre a salinità di 0-15 ppt e tollera fino a 30-35 ppt per brevi periodi (Cejka *et al.*, 2008). Può resistere a una moderata disidratazione e siccità per diversi giorni (Gaino *et al.*, 2008). *P. antipodarum* si può riprodurre durante tutto l'anno in condizioni favorevoli, ma la maggioranza degli eventi riproduttivi avviene in primavera ed estate. È stato segnalato in Italia per la prima volta nel 1961 (Berner, 1963). Sebbene le segnalazioni nelle acque interne italiane siano poche, la specie è piuttosto diffusa e spesso è un elemento predominante delle biocenosi. In poco più di 40 anni ha colonizzato tutte le regioni a eccezione della Sardegna (Favilli *et al.*, 1998; Bodon *et al.*, 2005)

Distribuzione e status in Umbria: L'inizio della colonizzazione in Umbria non è documentato, anche se la specie è stata segnalata con una popolazione abbondante per la prima volta durante

sopralluoghi per il monitoraggio della qualità delle acque del bacino del Fiume Tevere nell'autunno del 2006 (Gaino *et al.*, 2008).

Physella acuta

Phylum **Mollusca**; Classe **Gastropoda**; Ordine **Hygrophila**; Famiglia **Physidae**

Caratteristiche biologiche:

La conchiglia di *P. acuta* presenta un avvolgimento sinistrorso, può raggiungere i 17 mm di altezza e i 10 mm di diametro. La spira, conica, è formata da 5-6 avvolgimenti, l'ultimo dei quali, molto più sviluppato dei precedenti, costituisce i 2/3 dell'altezza della conchiglia. La superficie appare quasi liscia, lucida, di colore giallastro o corneo-fulvo; il guscio è poco spesso e lascia trasparire l'organismo caratterizzato da una colorazione di fondo verdastra con caratteristiche pezzature più chiare. Il mollusco ha un solo paio di tentacoli alla base dei quali sono presenti gli occhi, la parte inferiore del piede appare più chiara del resto del corpo (Gherardi *et al.*, 2013). La specie è ermafrodita, con un ciclo biologico che, a seconda delle latitudini, può essere praticamente continuo.

Gli individui depongono delle capsule ovigere, una sorta di sacchetto gelatinoso all'interno del quale si trovano dalle 40 alle 180 uova, dalle quali si liberano esemplari degli adulti in miniatura che iniziano la loro vita bentonica (Gherardi *et al.*, 2013). Principalmente erbivora, ma all'occasione anche detritivora. Presenta un'ampia valenza ecologica. Vive in acque lotiche e lentiche, sia in ambienti naturali che in aree fortemente antropizzate; tollera acque con inquinamenti chimici, organici, termici, anche elevati, ma la si trova ugualmente in habitat perfettamente conservati.

La specie è originaria del Nord America e una volta introdotta in Europa è divenuta il mollusco continentale alloctono più diffuso, con una presenza documentata in 30 diverse nazioni (Vinarski, 2017). Risulta essere la più antica introduzione di gasteropode acquatico per l'Italia (Cianfanelli e Bodon, 2014). La prima segnalazione risale al 1866, la specie fu trovata nei dintorni di Pisa, ma non essendo ancora noto il fenomeno delle invasioni biologiche, fu determinata come nuova entità e descritta con il nome di *Physa pisana* Issel, 1866 (Lori e Cianfanelli, 2007). In poco meno di 150 anni la specie ha colonizzato tutte le regioni italiane. È ormai così tanto diffusa e da così tanto tempo che è spesso considerata una sorta di taxon para-autoctono.

Distribuzione e status in Umbria: l'inizio della colonizzazione in Umbria non è documentato, anche se risulta essere abbondante e diffusa in tutta la regione.

Origini e cause dell'introduzione

La maggior parte degli invertebrati alloctoni presenti negli ecosistemi acquatici umbri provengono dalle regioni zoogeografiche paleartica, nearctica e orientale. Dall'Asia orientale provengono *C. sowerbii*, *B. sowerbyi*, *S. woodiana* e *Ae. albopictus*. Sempre da oriente ma della regione Ponto-Caspica sono originarie *D. polymorpha* e *D. villosus* e di quella del Mar Caspio *A. leptodactylus*. Dall'America settentrionale provengono *P. acuta*, *P. clarkii* e *O. limosus* e in ultimo dal continente australiano, Nuova Zelanda, proviene *P. antipodarum*. Le vie di arrivo e le relative porte di ingresso di invertebrati acquatici alieni invasivi in Umbria sono in relazione con l'attività antropica, anche se la tipologia di introduzione, di norma, può essere considerata

involontaria. Tuttavia, le specifiche modalità di propagazione variano da specie a specie. L'attività di astacicoltura ha comportato la diffusione nell'ambiente dei tre crostacei decapodi alieni (*P. clarkii*, *O. limosus* e *A. leptodactylus*) o per un rilascio accidentale o per fuga da cattività da questi siti di allevamento (queste cause sono affrontate in modo più approfondito da Dörr *et al.*, in questo stesso volume). Le specie invasive legate ai ripopolamenti ittici come *P. acuta*, *P. antipodarum* e *S. woodiana* devono la loro diffusione alle semine ittiche, *C. sowerbii* al commercio di pesci per acquariofilia, *B. sowerbyi* al trasporto di piante o al commercio di pesci per acquacoltura (Paunovic *et al.*, 2005). I ripopolamenti ittici non adeguatamente controllati spesso hanno infatti comportato l'inserimento di queste specie nei biotopi, come l'immissione di esemplari parassitati dal *glochidium* di *S. woodiana* (Douđa *et al.*, 2012). Il metodo di dispersione di *P. antipodarum* a lungo raggio più frequente è quello attraverso le acque di zavorra delle imbarcazioni (Alonso e Castro-Díez, 2008). *D. polymorpha* è stata principalmente introdotta mediante l'incrostazione su scafi di imbarcazioni che provenivano da zone già colonizzate, mentre *D. villosus* deve la sua diffusione soprattutto all'attuazione di canali artificiali di collegamento tra bacini imbriferi, un tempo isolati, anche se il suo *pathway* in Umbria è ancora in corso di approfondimento (Catasti *et al.*, 2017). Infine, il dittero ematofago *Ae. albopictus*, importante dal punto di vista sanitario e veterinario è stato diffuso soprattutto dall'attività del commercio di pneumatici usati.

Impatti sulla biodiversità e sugli ecosistemi, sugli aspetti socio-economici e sanitari

In Umbria, per le specie meno conosciute e con limitate informazioni in merito alla loro distribuzione come *C. sowerbii*, *B. sowerbyi*, *S. woodiana*, *P. acuta* e *P. antipodarum* si può ipotizzare un impatto negativo sulla biocenosi quando la consistenza delle loro popolazioni è considerevole. Gli impatti sugli ecosistemi di *C. sowerbii* possono essere significativi solo in caso di popolazioni numerose. In questo caso la specie può influenzare le reti alimentari acquatiche nutrendosi di una percentuale considerevole di plancton (Davis 1955; Jankowski e Ratte 2000; Boothroyd *et al.*, 2002). *P. acuta* è documentata come la prima specie invasiva di gasteropode introdotta in Europa nel 1800. Si tratta di uno tra i più diffusi alieni che è entrata in competizione con la specie autoctona *P. fontinalis*, riducendone le popolazioni, in alcuni biotopi, fino all'estinzione. Nelle collezioni storiche fino all'inizio del '900 sono conservati solo campioni di *P. fontinalis*, mentre i ritrovamenti negli ultimi cento anni sono progressivamente diminuiti con la progressiva espansione di *P. acuta* (Gherardi *et al.*, 2013). *S. woodiana* entra in competizione soprattutto con le specie autoctone dei generi *Unio* e *Anodonta*. Infatti numerosi studi dimostrano la competizione con gli Unionidi autoctoni già minacciati da inquinamento, eccessivo prelievo idrico e cementificazione delle sponde; in particolare, la specie rappresenta una minaccia per *A. anatina* causandone, nei casi di sintopia, una forte riduzione demografica fino alla completa estinzione (Fabbri e Landi, 1999; Cianfanelli e Bodon, 2014). *B. sowerbyi* presenta una consistente popolazione nella zona centrale del Lago Trasimeno, risultando il taxon più numeroso di Oligocheti Naididi, pari a circa il 35% di tutta la comunità a macroinvertebrati (Goretti *et al.*, 2014). La presenza di questa specie può influenzare la catena trofica dell'ecosistema (Paunovic *et al.*, 2005) e può avere un impatto nell'ambiente dal momento che scava continuamente delle gallerie con profondità fino a 20 cm. *B. sowerbyi* può fungere da ospite

per alcuni parassiti di pesci, come i Mixozoi *Thelohanellus nikolskii*, *T. hovorkai* e *Sphaerospora renicola* (Paunović *et al.*, 2005).

P. antipodarum, specie ovovivipara e partenogenetica, può presentare alte densità di popolazione nei corsi d'acqua colonizzati. Molto impattante per i biotopi di acque interne è invece la colonizzazione in Umbria del gambero rosso della Louisiana (*P. clarkii*) che sta causando, attraverso la sua azione distruttiva sulle idrofite e l'intensa attività di scavo, un drastico cambiamento ambientale, della comunità e delle reti trofiche, in particolare al lago Trasimeno (Mancinelli *et al.*, sulla rete trofica del lago Trasimeno in questo Volume), dove attualmente è anche una fonte di reddito per i pescatori, che ne controllano la popolazione con le catture durante l'attività di pesca. Insieme agli altri gamberi alloctoni (*O. limosus* e *A. leptodactylus*) il gambero rosso rappresenta un pericolo per il gambero autoctono *Austropotamobius pallipes* le cui popolazioni sono considerate "in pericolo di estinzione" (endangered) secondo la classificazione IUCN (Füreder *et al.* 2010). Anche la competizione con gli altri gamberi alloctoni e la potenziale trasmissione indiretta di malattie come la peste del gambero (veicolata dalle spore dell'afanomicete *Aphanomyces astaci*) da cui i gamberi nordamericani sono relativamente immuni, rappresentano ulteriori fattori di rischio per la sopravvivenza del gambero autoctono. Rispetto ai Crostacei Decapodi, *P. clarkii* esercita una forte competizione anche rispetto al granchio di fiume *Potamon fluviatile* (Herbst, 1785), attualmente considerato "quasi minacciato" (near threatened) secondo la classificazione IUCN (Cumberlidge, 2008; Dörr *et al.*, in questo Volume). Le due specie invasive, *D. polymorpha* e *D. villosus*, segnalate per la prima volta al lago Trasimeno rispettivamente nel 1999 e 2017, sono state caratterizzate fin da subito da un'elevata invasività. Questo nonostante il fatto che la segnalazione di una specie esotica, di norma, avvenga con notevole ritardo rispetto alla sua introduzione. La consistente popolazione naturalizzata di *D. polymorpha* provoca danni e costi economici dovuti soprattutto all'azione incrostante del bivalve. Il recente arrivo al lago Trasimeno del gammaride *D. villosus* ha già comportato una sua diffusione in tutta la conca lacustre e una forte riduzione (fino ad una probabile scomparsa) del gammaride autoctono *Echinogammarus veneris* (Heller, 1865) (Catasti *et al.*, 2017). In ultimo, molto preoccupante è la colonizzazione della zanzara tigre (*Ae. albopictus*) molto aggressiva e attiva all'aperto durante le ore diurne. La specie è stata segnalata in Italia nel 1990 e rilevata in Umbria dopo il 2000. A seconda delle condizioni ambientali, praticamente ogni manufatto in grado di contenere piccole raccolte d'acqua (dai sottovasi ai copertoni d'auto lasciati all'aperto), può diventare un potenziale focolaio larvale, sostituendo le originali cavità formati nel tronco degli alberi. La zanzara tigre è un potenziale vettore di virus esotici per l'uomo, come il virus Dengue e di virus indigeni presenti nel bacino del Mediterraneo quali per esempio i virus Chikungunya e West Nile. In campo veterinario questa specie contribuisce alla diffusione di *Dirofilaria immitis* e *Dirofilaria repens*, i due principali agenti della filariosi canina (vedi Gobbi, in questo Volume).

Effetti dei cambiamenti climatici

Gli invertebrati sono molto sensibili nel rispondere ai cambiamenti climatici e per molte specie i loro adattamenti di risposta sono ben documentati nei diversi ecosistemi (Bale *et al.*, 2002; Walther *et al.*, 2002; Parmesan e Yohe, 2003; Zvereva e Kozlov, 2006; Durance e Ormerod,

2007). Queste risposte includono cambiamenti nella distribuzione geografica, modificazioni della dimensione delle popolazioni, alterazioni della fenologia, delle taglie corporee e del comportamento, insieme ai cambiamenti del loro patrimonio genetico (Parmesan, 2006). Inoltre, gli effetti del cambiamento della temperatura sugli invertebrati acquatici sono generalmente associati anche all'alterazione della qualità dell'acqua e, per i sistemi di acqua corrente, anche alle variazioni del deflusso superficiale. Sono noti per esempio i processi di acidificazione dei corsi d'acqua che portano a una riduzione delle abbondanze di alcune specie di macroinvertebrati che contribuiscono in maniera rilevante al processamento e demolizione della materia organica vegetale, un processo ecosistemico basilare per il funzionamento degli ecosistemi acquatici (Simon *et al.*, 2009). L'invasione di organismi alloctoni che competano con queste specie potrebbe rappresentare in questo caso una concreta minaccia al funzionamento dei naturali processi di autodepurazione delle acque. Al contrario, è stato accertato che altri organismi come *D. polymorpha* che esercitano una forte azione di filtrazione delle acque sono in grado di alterare le catene trofiche dei biotopi colonizzati e modificare in modo significativo anche il livello di trasparenza delle acque.

Quindi, oltre ad essere particolarmente sensibili ai cambiamenti climatici, gli invertebrati contribuiscono in maniera rilevante anche al funzionamento dei servizi ecosistemici (Prather, 2013). Valutare e quantificare gli effetti che gli invertebrati alieni stanno generando nel contesto regionale alla sostenibilità dei servizi ecosistemici locali non è semplice. I percorsi diretti e indiretti attraverso i quali gli invertebrati possono influenzare questi servizi e il modo con cui il cambiamento climatico a sua volta incide alterando le comunità di invertebrati non sono stati ancora sufficientemente investigati e chiariti e rappresentano pertanto una sfida per la ricerca scientifica. Pochi studi hanno finora analizzato il problema e spesso si sono concentrati solo sull'indagine degli effetti diretti, spesso ignorando gli effetti indiretti derivanti dalle interazioni che si innescano nelle reti trofiche (Traill *et al.*, 2010). I modelli previsionali relativi alla diffusione degli alieni basati sugli effetti derivanti dal cambiamento del clima e dell'uso del suolo evidenziano chiaramente nell'Europa, Nord America, Australia e Nuova Zelanda, le principali aree critiche (hot-spot) di future invasioni (Bellard *et al.*, 2013). In aggiunta, è previsto che globalmente il numero di alieni invasivi si concentrerà maggiormente nell'emisfero settentrionale e che, tra tutti i gruppi zoologici, l'incremento maggiore si registrerà per le specie di invertebrati acquatici e terrestri, in virtù delle loro notevoli capacità di adattamento. Soltanto un'azione rapida di prevenzione e controllo delle invasioni permetterà quindi di mitigare in modo efficace gli effetti dei cambiamenti climatici.

Possibili azioni di controllo e prevenzione nuove introduzioni

L'approfondimento delle conoscenze sulle specie di invertebrati alieni invasivi rappresenta il primo passo verso lo sviluppo di programmi di gestione mirati alla prevenzione, controllo/contenimento e alla mitigazione degli effetti negativi da essi prodotti sulle specie autoctone, nonché sulla struttura e sulle funzioni di un ecosistema. La conoscenza dell'ecologia delle specie e dei pattern di invasione consente, inoltre, di prevedere gli scenari futuri (*horizon scanning*) e di individuare le soluzioni più efficaci per la gestione del problema.

La prima fase di insediamento risulta essere determinante, in quanto le popolazioni sono an-

cora numericamente ridotte e localizzate. In tal caso è possibile procedere alla totale rimozione degli individui, con una probabilità di successo piuttosto elevata. Le popolazioni neo insediate, costituite da nuclei di sparuti individui, sono tuttavia anche quelle di più difficile individuazione ed è per questo motivo che è importante avviare programmi per la diagnosi precoce e pianificare azioni di eradicazione. Se le specie raggiungono volumi di popolazioni tali da renderne impossibile l'eradicazione, è necessario avviare un piano di controllo. Parallelamente, la diagnosi precoce rappresenta il migliore strumento per evitare la diffusione di nuove specie aliene nel territorio regionale attraverso la predisposizione di sistemi di sorveglianza, che permettano di segnalare nuovi individui nelle prime fasi di colonizzazione e di attuare misure di contrasto al loro insediamento. Determinante può essere la partecipazione dei cittadini che, tramite l'uso di piattaforme informatiche mirate alla segnalazione di nuove specie, possono contribuire ai monitoraggi svolti dai ricercatori (*citizen science*). In questo contesto, le azioni di informazione e sensibilizzazione dell'opinione pubblica sono da considerarsi sempre prioritarie. L'approccio regolamentativo spesso non è sufficiente, e occorre la comprensione e il supporto di tutti i settori della società (vedi in questo volume Genovesi & Carnevali). È essenziale infatti incoraggiare l'adozione di buone pratiche e di comportamenti responsabili e di tipo volontario. La Strategia Europea per la gestione delle specie aliene invasive evidenzia la necessità di trovare un equilibrio tra strumenti normativi e strumenti volontari, al fine di affrontare le principali vie di introduzione o comportamenti a rischio. I codici di condotta volontari sono considerati fondamentali in quanto strumenti flessibili che possono essere proposti ai portatori di interesse con il sostegno di enti pubblici, ONG, federazioni di settori e, gruppi di utenti. Il Consiglio d'Europa ha per questa ragione sviluppato una serie di codici di condotta e linee guida che coprono i principali ambiti potenzialmente responsabili dell'introduzione delle specie aliene (ad es. caccia, pesca sportiva, florovivaismo, animali di compagnia, ecc.). Riguardo gli invertebrati acquatici, in particolar modo difficili da eliminare e per le quali si rende necessario attuare misure di controllo e prevenzione, i codici di condotta volontari e le azioni di biosicurezza possono fornire un contributo concreto nella prevenzione alla diffusione e nella gestione delle specie aliene presenti negli ambienti acquatici umbri.

Lacune conoscitive più importanti dal punto di vista scientifico e gestionale

In generale, le invasioni di invertebrati alieni sono ancora un fenomeno poco conosciuto che richiede senz'altro una maggiore attenzione. La scarsità di informazioni, in particolare, riguarda gli impatti causati dall'introduzione di invertebrati alieni. Nonostante la loro rilevanza quantitativa nel panorama delle invasioni biologiche, gli invertebrati, a causa delle loro dimensioni generalmente ridotte, vengono raramente riconosciuti come potenzialmente dannosi. Ad eccezione di alcune specie di particolare interesse, quali ad esempio, *D. villosus*, *D. polymorpha*, e *P. clarkii*, le conoscenze sugli impatti sfortunatamente risultano al momento ancora scarse (Ferrario *et al.*, 2017). Altri aspetti senz'altro da approfondire dal punto di vista scientifico riguardano i *pathways* (le vie di introduzione), le metodologie e le tecniche di eradicazione, e soprattutto, di controllo degli invertebrati acquatici alieni. Il fenomeno di invasione in ambiente acquatico è purtroppo spesso un processo irreversibile, in quanto l'eradicazione delle specie aliene è estremamente difficile, se non impossibile. A livello europeo, la direttiva finalizzata alla valutazione della qualità

degli ambienti acquatici superficiali, la Water Framework Directive 2000/60/EC, non menziona in modo esplicito la valutazione della presenza e abbondanza delle specie non autoctone. Per la sua implementazione, gli Stati membri e la comunità scientifica europea hanno sviluppato numerosi metodi di valutazione dello stato ecologico delle acque, basati sui bioindicatori raccomandati per ciascuna tipologia di corpo idrico, ma solo in pochi casi la componente aliena è presa in considerazione nella valutazione. Per migliorare la gestione della problematica occorre inoltre aumentare la consapevolezza della società, e approfondire gli studi sugli impatti causati dalle specie aliene di invertebrati anche dal punto vista economico, quantificando gli effetti sui servizi ecosistemici (Ferrario *et al.*, 2017).



1 - *Dreissena polymorpha*
foto di G. La Porta



2 - *Craspedacusta sowerbii*
foto di M. Morpurgo



3 - *Dikerogammarus villosus*
foto di M. Morpurgo



4 - *Sinanodonta woodiana*
foto di M. Morpurgo



5 - *Aedes albopictus*
foto di G. La Porta

Bibliografia

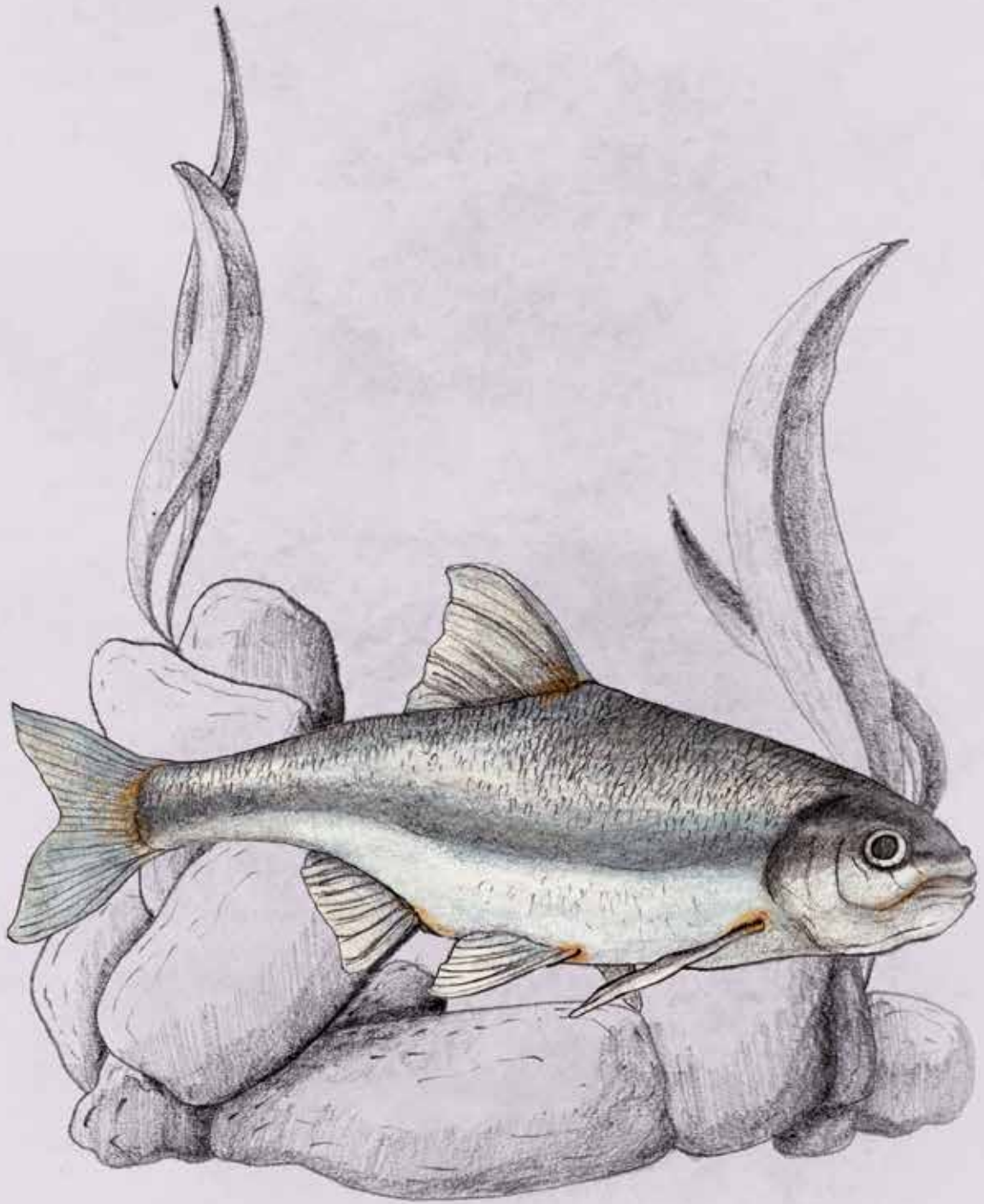
- Acker T.S., Muscat A.M., 1976. The ecology of *Craspedacusta sowerbii* Lankester, a freshwater hydrozoan. *American Midland Naturalist* 95: 323-336.
- Alonso A. e Castro-Díez P., 2008. What explains the invading success of the aquatic mud snail *Potamopyrgus antipodarum* (Hydrobiidae, Mollusca)? *Hydrobiologia* 614(1): 107-116.
- Bale J.S., Masters G.J., Hodkinson I.D., Awmack C., Bezemer T.M., Brown V.K., Butterfield J., Buse A., Coulson J.C., Farrar J., Good J.E.G., Harrington R., Hartley S., Jones T.H., Lindroth R.L., Press M.C., Symrnioudis I., Watt A.D., Whittaker J.B., 2002. Herbivory in global climate change research: direct effects of rising temperature on insect herbivores. *Global Change Biology* 8: 1-16.
- Beddard F.E., 1892. A new branchiate Oligochaete (*Branchiura sowerbyi*). *Quarterly Journal of Microscopical Science* 33: 325-341.
- Bellard C., Thuiller W., Leroy B., Genovesi P., Bakkenes M., Courchamp F., 2013. Will climate change promote future invasions? *Global Change Biology* 19: 3740-3748.
- Berner L., 1963. Sur l'invasion de la France par *Potamopyrgus jenkinsi* (Smith). *Archiv für Molluskenkunde* 92: 19-29.
- Bodon M., Cianfanelli S., Manganelli G., Pezzoli E., Giusti F., 2005. Gastropoda Prosobranchia ed Heterobranchia Heterostropha. In: Checklist e distribuzione della fauna italiana. Ruffo S., Stoch F., editori. *Memorie del Museo Civico di Storia Naturale di Verona*, 2.°serie, Sezione Scienze della Vita 16, Verona, Italy. pp. 79-81.
- Boothroyd I.K.G., Etheredge M.K., Green J.D., 2002. Spatial distribution, size structure, and prey of *Craspedacusta sowerbyi* Lankester in a shallow New Zealand lake. *Hydrobiologia* 468: 23-32.
- Bouillon J., Boero F., 2000. The hydrozoa: a new classification in the light of old knowledge. *Thalassia Salentina* 24: 3-45.
- Brinkhurst R.O., Jamieson B.G.M., 1971. *Aquatic Oligochaeta of the world*. Oliver and Boyd editori, Edimburgo. pp. 860.
- Brown K.M., Lang B., Perez K.E., 2008. The conservation ecology of North American pleurocerid and hydrobiid gastropods. *Journal of the North American Benthological Society*. 27(2): 484-495.
- Cumberlidge, N. 2008. *Potamon fluviatile*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2008: e.T134293A3933275. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2008.RLTS.T134293A3933275.en>. Downloaded on 26 February 2019.
- Cappelletti C., Cianfanelli S., Beltrami M.E., Ciutti F., 2009. *Sinanodonta woodiana* (Lea, 1834) (Bivalvia: Unionidae): a new non-indigenous species in Lake Garda (Italy). *Aquatic Invasions* 4(4): 685-688.
- Carroll J.H., Dorris T.C., 1972. The Life History of *Branchiura sowerbyi*. *American Midland Naturalist* 87(2): 413-422.
- Catasti M., Della Bella V., Maria Di Giulio A., Goretti E., Morpurgo M., Pallottini M., Tricarico E., 2017. Un nuovo alieno in Umbria: il "gamberetto killer" del lago Trasimeno. *Micron, ARPA UMBRIA* 37:16-19.
- Čejka T., Dvořák L., Košel V., 2008. Present distribution of *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) (Mollusca: Gastropoda) in the Slovak Republic. *Malacologica Bohemoslovaca* 7:21-25.
- Cianfanelli S., Bodon M., 2014. I Molluschi alloctoni del Lazio. In: *Alieni: La minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio*. A cura di Monaco A. Palombi Editori, Roma. pp. 98-115.
- Cianfanelli S., Lori E., Bodon M., 2007. Non-indigenous freshwater molluscs and their distribution in Italy. In: *Biological invader in inland waters: profiles, distribution, and threats*. Gherardi F., editore. Springer, Dordrecht. Chapter 5, pp. 103-121.
- Cianficconi F., Pirisinu Q., Tucciarelli F., 1974. Sulla presenza di micromeduse di *Craspedacusta sowerbyi* Lank nel tratto umbro del fiume Tevere. *Rivista di Idrobiologia* 13(2/3): 377-386.
- Davis C.C., 1955. Notes on the food of *Craspedacusta sowerbii* in Crystal Lake, Ravenna, Ohio. *Ecology* 36: 364-366.
- De Vico G., Maio N., Castagnolo L., 2007. Prima segnalazione di *Anodonta* (*Sinanodonta*) *woodiana* (Lea, 1834) (Mollusca: Bivalvia: Unionidae) per il Sud Italia. *Notiziario Società Italiana Malacologia* 25(1-4): 23-25.
- Douda K., Vrtilek M., Slavík O., Reichard M., 2012. The role of host specificity in explaining the invasion success of the freshwater mussel *Anodonta woodiana* in Europe. *Biological Invasions* 14(1): 127-137.
- Dumont H.J., 1994. The distribution and ecology of the fresh- and brackish-water medusae of the world. *Hydrobiologia* 272: 1-12.
- Durance I., Ormerod S.J., 2007. Climate change effects on upland stream macroinvertebrates over a 25-year period. *Global Change Biology* 13: 942-957.

- 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.
- Fabbri R., Landi L., 1999. Nuove segnalazioni di molluschi, crostacei e pesci esotici in Emilia-Romagna e prima segnalazioni 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.
- Favilli L., Manganelli G., Bodon M., 1998. Distribution of *Potamopyrgus antipodarum* (Gray, 1843) in Italy and in Corsica (Proso-branchia: Hydrobiidae). *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*. 139(1): 23-44.
- Ferrario J., Cardeccia A., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., 2017. Invertebrati non indigeni in ambienti marini, di transizione e d'acqua dolce. *Biologia Ambientale* 31:137-145.
- Fochetti R., 2012. Italian freshwater biodiversity: status, threats and hints for its conservation, *Italian Journal of Zoology* 79(1): 2-8.
- FISNA, 2016. Comunicato "Le specie aliene in Italia: emergenze e ri-emergenze per Ambiente e Salute". Sapienza Università di Roma. Roma, 23 Febbraio 2016.
- Fritz G.B., Pfannkuchen M., Reuner A., Schill R.O., Brummer F., 2009. *Craspedacusta sowerbii*, Lankester 1880 – population dispersal analysis using COI and ITS sequences. *Journal of Limnology* 68: 46-52.
- Fritz G.D., Schill R.O., Pfannkuchen M., Brummer F., 2007. The freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* Lankester, 1880 (Limnomedusa: Olindiidae) in Germany, with a brief note on its nomenclature. *Journal of Limnology* 66: 54-59.
- Froufe E., Lopes-Lima M., Riccardi N., Zaccara S., Vanetti I., Lajtner J., Teixeira A., Varandas S., Prié V., Zieritz A., Sousa R., Bogan A.E., 2017. Lifting the curtain on the freshwater mussel diversity of the Italian Peninsula and Croatian Adriatic coast. *Biodiversity Conservation* 26(14): 3255-3274.
- Füreder, L., Gherardi, F., Holdich, D., Reynolds, J., Sibley, P. & Souty-Grosset, C. 2010. *Austropotamobius pallipes*. *The IUCN Red List of Threatened Species* 2010: e.T2430A9438817. <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-3.RLTS.T2430A9438817.en>. Downloaded on 26 February 2019.
- Gaino E., Scoccia F., Lancioni T., Ludovisi A., 2008. The invader mudsnail *Potamopyrgus antipodarum* in the Tiber River basin (Central Italy). *Italian Journal of Zoology* 75(3): 253-261.
- Gaino E., Scoccia F., Lancioni T., Ludovisi A., 2009. Invasive molluscs in Umbrian inland waters: ecological and reproductive aspects. *Studi Trentini di Scienze Naturali* 86: 99-104.
- Gherardi F., Aquiloni L., Cianfanelli S., Tricarico E., 2013. Le specie aliene dei laghi italiani. In: I macroinvertebrati dei laghi - tassonomia, ecologia e metodi di studio. Lencioni V., Boggero A., Marziali L., Rossaro B., editori. *Quaderni del Museo delle Scienze*, 6/1, Trento, pp. 65-110.
- Giani N., 2004. Fauna Europaea: Tubificidae. In: Fauna Europaea: Oligochaeta. Timm T., editore. Fauna Europaea version 1.1, <http://www.faunaeur.org>
- Global Invasive Species Database (GISD) 2015. Species profile *Potamopyrgus antipodarum*. Available from: <http://www.iucngisd.org/gisd/species.php?sc=449>
- Goretto E., Marcucci C., Di Veroli A., Fabrizi A., Gaino E., 2014. The tubificids (Annelida, Oligochaeta) of Lake Trasimeno and Lake Piediluco in Central Italy, with a study of SEM morphology of some species. *Turkish Journal of Zoology* 38: 334-341.
- Grabowski M., Jabłońska A., 2009. First records of *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) in Greece. *Aquatic Invasions* 4(2): 365-367.
- Grigorovich I.A., Korniushev A.V., Gray D.K., Duggan I.C., Colautti R.I., MacIsaac H.J., 2003. Lake Superior: An invasion coldspot? *Hydrobiologia* 499:191-210.
- Hawksworth D.L., (Ed) 1995. Biodiversity. Measurement and estimation. The Royal Society. Chapman & Hall, UK.
- Jankowski T., 2001. The freshwater medusae of the world: A taxonomic and systematic literature study with some remarks on other inland water jellyfish. *Hydrobiologia* 462: 91-113.
- Jankowski T., Collins A.G., Campbell R., 2008. Global diversity of inland water cnidarians. *Hydrobiologia* 595: 35-40.
- Jankowski T., Ratte H.T., 2000. On the influence of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbii* on the zooplankton community. *Verhandlungen Internationale Vereinigung für Theoretische und Angewandte Limnologie* 27: 1-4.
- Kramp P.L., 1950. Freshwater medusae in China. *Proceedings of the Zoological Society of London* 120: 165-184.

- Kramp P.L., 1961. Synopsis of the Medusae of the world. Order Limnomedusae. Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom 40: 213-236.
- Lankester E.R., 1880. On a new jelly-fish of the order Tracheomedusae, living in fresh water. Nature 22: 147-148, 190-191, 241.
- Levri E.P., Jacoby, Warren, 2008. The invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) found in streams of the Lake Ontario Watershed. Journal of the Pennsylvania Academy of Science. 82(1). AUG 2008. 7-11.
- Levri E.P., Kelly A.A., Love E., 2007. The invasive New Zealand mud snail (*Potamopyrgus antipodarum*) in Lake Erie. Journal of Great Lakes Research. 33(1): 1-6.
- LIFE ASAP (Alien Species Awareness Program), 2017. Comunicato disponibile al link: <https://www.lifeasap.eu/file/comunicati/comunicato%20di%20lancio.pdf>
- Lori E. e Cianfanelli S., 2007. Studio sulla presenza e distribuzione di Molluschi terrestri e d'acqua dolce alieni nel territorio della Provincia di Pistoia. Relazione finale. Museo di Storia Naturale dell'Università degli Studi di Firenze.
- Minelli A., Ruffo S., La Posta S., editori, 1993-1995. Checklist delle specie della fauna italiana. Bologna: Calderini, fascicoli 1-110.
- Monaco A., Sposimo P., Piazzini A., Genovesi P., 2014. La fauna alloctona del Lazio: uno sguardo di sintesi. In: Alieni: La minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio. A cura di Monaco A. Palombi Editori, Roma. pp. 18-29.
- Ohtaka A., Nishino M., 1999. Studies on the aquatic oligochaete fauna in Lake Biwa, Central Japan. II. Records and taxonomic remarks of nine species. Hydrobiologia 406: 33-47.
- Parnes C., 2006. Ecological and evolutionary responses to recent climate change. Annual Review of Ecology, Evolution and Systematics 37: 637-669.
- Parnes C., Yohe G., 2003. A globally coherent fingerprint of climate change impacts across natural systems. Nature 421: 37-42.
- Paunović M., Miljanović B., Simić V., Cakić P., Djikanović V., Jakovčević Todorović D., Stojanović B., Veljković A., 2005. Distribution of non-indigenous tubificid worm *Branchiura sowerbyi* (Beddard, 1892) in Serbia. Biotechnology & Biotechnological Equipment 3: 91-97.
- Pennak R.W., 1956. The fresh-water jellyfish *Craspedacusta* in Colorado with some remarks on its ecology and morphological degeneration. Transactions of the American Microscopical Society 75: 324-331.
- Prather C.M., Pelini S.L., Laws A., Rivest E., Woltz M., Bloch C.P., Del Toro I., Ho C.K., Kominoski J., Newbold T.A.S., Parsons S., Joern A., 2013. Invertebrates, ecosystem services and climate change. Biological Reviews 88: 327-348.
- Raposeiro P.M., Ramos J.C., Costa A.C., 2009. First record of *Branchiura sowerbyi* Beddard, 1892 (Oligochaeta: Tubificidae) in Azores. Aquatic Invasions 4(3): 487-490.
- Rayner N., 1988. First record of *Craspedacusta sowerbyi* Lankester (Cnidaria: Limnomedusae) from Africa. Hydrobiologia 162: 73-77.
- Silva W.M., Roche K.F., 2007. Occurrence of the freshwater jellyfish *Craspedacusta sowerbyi* (Lankester, 1880) (Hydrozoa, Limnomedusae) in a calcareous lake in Mato Frosse do Sul, Brazil Biota. Neotropica 7: 227-229.
- Simon K.S., Simon M.A., Benfield E.F., 2009. Variation in ecosystem function in appalachian streams along an acidity gradient. Ecological Applications 19: 1147-1160.
- Stefanelli A., 1948. Una medusa d'acqua dolce del genere *Craspedacusta* sviluppatasi in una vasca dell'Istituto. Boll. Zool. Torino 15: 41-45.
- Stoch F., editore, 2003-2004. Checklist of the species of the Italian fauna. On-line version 2.0. <http://checklist.faunaitalia.it>
- Timm T., 1979. Distribution of aquatic oligochaetes. In: Aquatic oligochaete biology. Brinkhurst R.O., Cook D.G., editori. Plenum Press, New York. pp. 55-78.
- Trails L.W., Lim M.L.M., Sodhi N.S., Bradshaw C.J.A., 2010. Mechanisms driving change: altered species interactions and ecosystem function through global warming. Journal of Animal Ecology 79: 937-947.
- Vinarski M.V., 2017. The history of an invasion: phases of the explosive spread of the physid snail *Physella acuta* through Europe, Transcaucasia and Central Asia. Biological Invasions 19:1299-1314.
- Walther G.R., Post E., Convey P., Menzel A., Parmesan C., Beebee T.J.C., Fromentin J.M., Hoegh-Guldberg O., Bairlein F., 2002. Ecological responses to recent climate change. Nature 416: 389-395.
- Zaranko D.T., Farara D.G., Thompson F.G., 1997. Another exotic mollusc in the Laurentian Great Lakes: The New Zealand Native *Potamopyrgus antipodarum* (Gray 1843) (Gastropoda, Hydrobiidae). Canadian Journal of Fisheries & Aquatic Sciences. 54(4): 809-814.
- Zvereva E.L., Kozlov M.V., 2006. Consequences of simultaneous elevation of carbon dioxide and temperature for plant herbivore interactions: a metaanalysis. Global Change Biology 12: 26-34.



Telestes muticellus



CAPITOLO 8

Il gambero rosso della Louisiana e gli altri gamberi alloctoni in Umbria

Ambrosius Josef Martin Dörr, Melissa Scoparo, Barbara Caldaroni, Gabriele Magara, Antonia Concetta Elia

Riassunto

Le specie di gambero d'acqua dolce aliene presenti sul territorio umbro sono tre: il gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* con undici popolazioni, il gambero americano comune *Orconectes limosus* con due e il gambero turco *Astacus leptodactylus* con una. *P. clarkii* è la specie invasiva in maggiore espansione ed è ormai ben acclimatata nei laghi Trasimeno, Piediluco, Corbara, Alviano e Pietrafitta e in almeno sei corsi d'acqua.

Questa specie inoltre ha già raggiunto, quasi sicuramente con l'aiuto dell'uomo, il Fiume Vigi, unico corso d'acqua in Umbria dove esiste ancora una continuità con la popolazione del gambero autoctono *Austropotamobius pallipes* del Torrente Argentina. Prima del 1999 nessuna popolazione di gambero d'acqua dolce alloctono era stata segnalata per l'Umbria. Nel 2000 il gambero rosso si era già ben acclimatato nel lago Trasimeno e lo dimostrano gli ottimi valori degli indici di condizione, la lunghezza teorica massima del cefalotorace e l'elevata velocità di accrescimento per ambedue i sessi. *P. clarkii* può raggiungere i 5 anni di età. Pur essendo una specie che predilige acque temperate, nel Trasimeno compie la muta a tutte le temperature e spesso a quelle basse. L'incubazione delle uova pleopodali e l'accrescimento dei giovani avvengono a temperature comprese tra 5°C e 17°C, indicando che la specie potrebbe potenzialmente accrescersi e riprodursi anche negli ambienti freschi dei corsi d'acqua montani, dove sono collocate le popolazioni residue di *A. pallipes*. Inoltre, per il lago Trasimeno, esiste la concreta possibilità di una competizione interspecifica tra *P. clarkii* e i due decapodi autoctoni come il granchio di fiume *Potamon fluviatile* e il gamberetto *Palaemonetes antennarius*. Analisi fungine effettuate sull'esoscheletro del gambero della Louisiana hanno rivelato un'elevata diversità di specie; 33 taxa per 20 generi. È stata riscontrata anche la presenza di colonie batteriche nel 58% degli individui. L'oomicete *Aphanomyces astaci*, responsabile della famigerata peste del gambero, non è mai stato riscontrato. *Phoma glomerata* invece, una specie fungina mai segnalata prima per le acque dolci in Italia e potenzialmente patogena per la flora, la fauna e l'uomo, rappresenta la specie dominante, che è stata riscontrata durante tutto l'anno di campionamento sul 67.4% del campione di gambero rosso. I taxa fungini potenzialmente pericolosi per la salute dell'uomo e degli animali sono: *Acremonium kiliense*, *Aspergillus candidus*, *Aspergillus fumigatus*, *Aspergillus terreus*, *Aureobasidium pullulans*, *Fusarium dimerum*, *Fusarium oxy-*

sporum, *Fusarium verticillioides*, *Paecilomyces lilacinus*, e *Penicillium chrysogenum*. Le specie microfungine fitopatogene riscontrate suscitano preoccupazione, se si considera che questo invasore è già ritenuto un vero e proprio “flagello” per il danno causato ad argini, sistemi di irrigazione e germinelli. *P. clarkii* può spostarsi inoltre anche diversi chilometri al giorno sulla terra ferma e di conseguenza la possibilità di diffusione di patologie da parte di questa specie potrebbe rappresentare un ulteriore elemento negativo legato alla sua presenza sul territorio. Data la mancanza di competitori, l'elevata fertilità, la plasticità del suo ciclo riproduttivo e la possibilità di resistere a estreme condizioni ambientali, la sua completa eradicazione dagli ambienti colonizzati sembra impossibile. Per di più *P. clarkii* è spesso venduto vivo nelle pescherie, agli acquariofili e ai bambini durante le fiere di paese e questa prassi potrebbe favorire ulteriormente la sua diffusione essendo estremamente resistente all'essiccamento, al maneggiamento e al trasporto. Pertanto, essendo anche portatore di patogeni, l'utilizzo di questa risorsa deve essere attentamente valutata anche in termini di rischi per la salute umana e per quanto riguarda la sicurezza nella manipolazione. In futuro, la continua riduzione delle popolazioni umbre del gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* potrebbe essere attribuita anche alla presenza e alle interazioni, dirette ed indirette, con il gambero rosso, ben acclimatato nei maggiori laghi umbri e in espansione in tutta la regione.

Presenza e distribuzione delle specie di gamberi alloctoni in Umbria

Le specie di gambero d'acqua dolce aliene presenti sul territorio umbro sono tre; il gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii* con almeno undici popolazioni, il gambero americano comune *Orconectes limosus* con due e il gambero turco *Astacus leptodactylus* con una. *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) o gambero comune americano è stato introdotto in Italia già nel 1860. È molto simile per aspetto e dimensione al gambero autoctono, ma è una specie più aggressiva, resistente e feconda. Le sue dimensioni massime sono 12 cm di lunghezza per un peso di 40 g. L'alimentazione è onnivora. La maturità sessuale avviene al secondo anno e raramente supera i 4 anni di vita. La specie ha un rapido ritmo di accrescimento e scarse esigenze da un punto di vista ambientale. Probabilmente è giunto nel lago di Piediluco dal lago del Salto situato più a monte dove era sintopico con il gambero turco *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823 species complex. Il gambero turco, specie europea, è stato introdotto in Italia all'inizio degli anni ottanta, in acquacultura, per colmare la domanda culinaria di gamberi d'acqua dolci. È il gambero di dimensioni maggiori rispetto a quelli presenti in Umbria. Può raggiungere 20 cm di lunghezza per un peso di 200 g. I maschi maturano sessualmente al secondo anno e le femmine al quarto. Onnivoro, può superare i 5 anni di vita. Robusto, tollera bene forti carichi inquinanti, basse concentrazioni di ossigeno disciolto ed elevati scarti termici stagionali. La fecondità e la velocità di accrescimento sono più elevate di *A. pallipes*. Resiste discretamente alle malattie, ma non alla peste dei gamberi. Infine, come ultimo arrivato nel lago di Piediluco, probabilmente dal vicino lago di Ventina, è il gambero rosso della Louisiana. *P. clarkii* che è stato segnalato per la prima volta nel lago Trasimeno nel 1999, qualche anno dopo nel lago di Piediluco e nel Fiume Tevere. Da circa 10 anni è presente nei maggiori laghi umbri. Desto preoccupazione il ritrovamento di un esemplare di colore blu sul torrente Sciola, un affluente del Fiume Chiascio, scappato probabilmente da un allevamento nelle vicinanze. (Figura 1, vedi schede in Appendice del Volume). *P.*

clarkii è la specie invasiva in maggiore espansione ed è ormai ben acclimatata nei laghi Trasimeno, Piediluco, Corbara, Alviano e Pietrafitta e in almeno sei corsi d'acqua. Inoltre questa specie ha già raggiunto, quasi sicuramente con l'aiuto dell'uomo, il Fiume Vigi, unico corso d'acqua in Umbria dove esiste ancora una continuità con la popolazione del gambero autoctono *A. pallipes* del Torrente Argentina. I risultati relativi allo studio delle popolazioni indigene e non presenti attualmente in Umbria, indicano una rarefazione delle popolazioni autoctone tutt'ora in atto, e contemporaneamente un'invasione delle popolazioni di *P. clarkii*. (Figura 1).

Il gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii*

Il gambero rosso della Louisiana *P. clarkii*, conosciuto anche come gambero delle paludi o con il più enfatizzato appellativo di “gambero killer”, è un crostaceo decapode della famiglia Cambaridae originario del centro-sud degli Stati Uniti e del nord-est del Messico. Esso è stato introdotto volontariamente in quasi tutti gli ambienti di acqua dolce del mondo, ad eccezione dell'Australia e dell'Antartico (Hobbs *et al.*, 1989). Sebbene questa specie sia in grado di attuare efficaci mezzi di dispersione, la sua diffusione è stata favorita dall'attività dell'uomo, che per anni l'ha esportato permettendogli di superare le barriere naturali. Una conseguenza negativa è la profonda alterazione della composizione delle comunità preesistenti per lo stabilirsi di rapporti di competizione per le risorse trofiche e spaziali, per la predazione di uova, giovani o adulti di specie indigene e per il trasporto di parassiti e agenti patogeni da parte degli invasori. La specie aliena *P. clarkii* è stata indicata come uno di questi pericolosi invasori, soprattutto per le sue caratteristiche ecologiche e biologiche, nonché per la sua estrema aggressività, ragione per la quale è il decapode d'acqua dolce più diffuso al mondo. Esiste quindi la concreta possibilità di un impatto negativo su tutte le comunità preesistenti in Umbria e dunque anche sulle

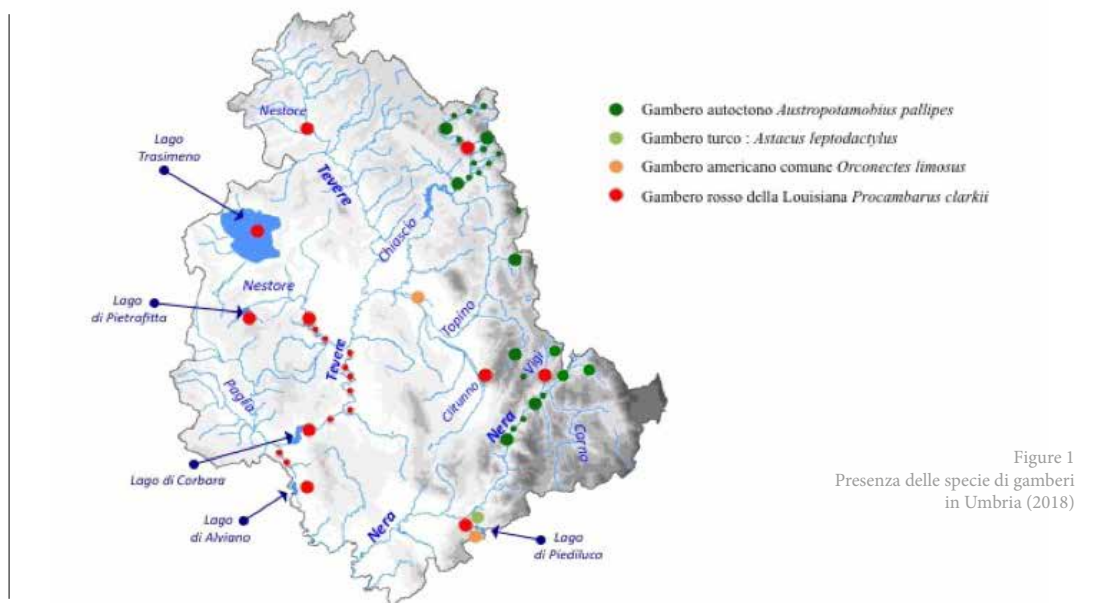


Figure 1
Presenza delle specie di gamberi
in Umbria (2018)

residue popolazioni del gambero di fiume *Austropotamobius pallipes* ma anche sulle altre due specie di decapodi autoctoni, il granchio di fiume e il gamberetto. Per il lago Trasimeno, non può essere esclusa una competizione interspecifica tra il gambero rosso e i decapodi autoctoni *Potamon fluviatile* (Herbst 1785) e *Palaemonetes antennarius* (Milne Edwards, 1837). Quest'ultima specie rappresenta un anello fondamentale nella rete trofica del lago, costituendo l'alimento preferito di molte specie ittiche, anche d'interesse commerciale (Traversetti *et al.*, 2016). Nessun gambero d'acqua dolce, autoctono o alloctono, era presente nel lago Trasimeno fino al 1999, anche se rarissime catture di *P. clarkii* vennero segnalate dai pescatori locali a partire dalla fine degli anni '80 del secolo scorso (Dörr *et al.*, 2001).

Storia dell'invasione in Europa e in Italia

Da sempre l'uomo utilizza i gamberi d'acqua dolce come fonte primaria di proteine animali. I gamberi erano apprezzati come alimento sia durante l'impero romano sia durante il medioevo, quando gli alchimisti assegnavano a questi animali "misteriosi" il segreto della trasmutazione. Oggi questi crostacei sono considerati un genere alimentare di lusso in diversi paesi del mondo. In particolare, una stima (in difetto) fornita dalla *Food and Agricultural Organisation* nel 1989, mostrò come la domanda mondiale di gamberi d'acqua dolce tra gli anni 1986-89 fu di 42-56000 t/anno, soprattutto per i mercati di USA, Australia, Kenya, Turchia ed Europa (Holdich, 1993). Negli Stati Uniti, si stima che nel solo stato della Louisiana siano stati venduti oltre 45.000.000.000 esemplari di gambero rosso all'anno nell'ultimo decennio. La richiesta di specie non particolarmente esigenti, adatte all'acquacoltura in allevamenti intensivi o semi-intensivi, è supportata quindi da forti ragioni economiche. Per quanto riguarda l'Europa, la prima introduzione, a fini commerciali, avvenne nel giugno 1973 nella provincia spagnola di Badajoz (Hasburgo-Lorena, 1986) attraverso un'importazione significativa (500 kg) proveniente dalla Louisiana. Una volta colonizzata la Spagna, la specie si è diffusa in tutta l'Europa centro-occidentale (Portogallo, Francia, Svizzera, Germania, Olanda, Inghilterra e Cipro). Lo scopo delle prime introduzioni, sostenute e incoraggiate sia dalle istituzioni locali sia dalla comunità scientifica, era duplice: da una parte, le ovvie ragioni economiche legate all'immissione, che fu effettuata soprattutto in aree povere in cui si voleva svilupparne il commercio; dall'altra, si pensò erroneamente che *P. clarkii* sarebbe andato a occupare la nicchia trofica lasciata vuota dalle specie autoctone *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet, 1858) e *Astacus astacus* (Linnaeus, 1758) che in Europa avevano subito un declino generale, dovuto alla pesca intensiva, alla perdita di habitat e al diffondersi di una micosi conosciuta come "peste del gambero". Si può affermare, quindi, che il potenziale di questa specie, quale invasore di successo, venne enormemente sottovalutato.

Nel corso di tre decenni *P. clarkii* si è diffuso ed è diventato dominante in gran parte dell'Europa e della regione mediterranea. Le prime introduzioni risalgono al 1989 (Delmastro, 1992) nell'Italia settentrionale, dove la specie si è poi diffusa in numerosi laghi e corsi d'acqua dalla Pianura Padana. A oggi è stato segnalato in Trentino, Lombardia, Piemonte, Liguria, Veneto, Friuli Venezia Giulia ed Emilia Romagna. Nell'Italia centrale, la specie è presente in Toscana, Umbria, Marche, Abruzzo e Lazio. Nell'Italia meridionale e insulare la specie è presente in Basilicata, nel lago Tarsia in provincia di Cosenza in Calabria, nelle province di Trapani in Sicilia e di Sassari e Cagliari in Sardegna.

Caratteristiche ecologiche

P. clarkii è il gambero d'acqua dolce più diffuso al mondo, essendo dotato di straordinaria valenza ecologica. Questo decapode è, infatti, in grado di colonizzare la maggior parte degli ambienti d'acqua dolce e salmastra, prediligendo i corpi idrici a lento scorrimento o stagnanti e i bacini eutrofici, caratterizzati da scarsa ossigenazione e da forti variazioni di temperatura (Dörr *et al.*, 2006). Può sopravvivere in questi ambienti ipossici grazie alla capacità di utilizzare ossigeno atmosferico per i processi respiratori. L'r-strategia è alla base del suo successo.

Sono definite specie r-strategie quelle che, occupando ambienti estremamente instabili, sono soggette a pressioni selettive legate alla limitatezza delle risorse (spazio, cibo, ecc.) e impiegano gran parte della loro energia nella riproduzione. *P. clarkii* ne mostra, infatti, le caratteristiche, quali maturità sessuale precoce a tre mesi, rapido tasso di crescita ed elevato investimento nella riproduzione. È una tra le più prolifiche specie di gambero (700-750 uova/femmina) ed è in grado di riprodursi durante tutto l'anno. *P. clarkii* è capace di colonizzare un'ampia varietà di ambienti, in quanto sembrerebbe essere in grado di produrre popolazioni adatte e specifiche ad ogni habitat (Dörr & Scalici, 2013). Inoltre, il rilascio dei giovani individui dopo la schiusa da parte delle femmine può essere progressivo e durare anche un mese; ciò significa che il rilascio dell'ultimo giovane potrebbe coincidere con la seconda o terza muta della prima schiusa (Figura 2) (Gutiérrez-Yurrita & Montes, 1999).

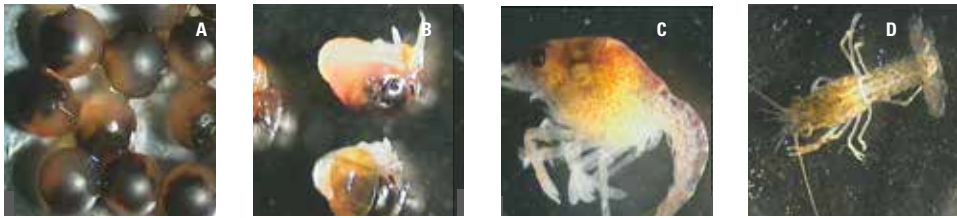


Figura 2
Uova pleopodali di *P. clarkii* prima della schiusa (A) e durante (B), giovanili di stadi diversi (C) e (D) raccolti sotto l'addome della stessa femmina. Foto di A.J.M. Dörr.

Impatto del gambero rosso della Louisiana sul sistema socio-economico, sugli ecosistemi e aspetti sanitari legati alla specie

Alcune ripercussioni economiche e sociali devono essere prese in considerazione riguardo l'introduzione di *P. clarkii* in Europa. Sebbene in alcune aree l'allevamento e la pesca di *P. clarkii* rappresentino una temporanea fonte di guadagno, nella maggior parte dei casi i danni superano di gran lunga gli utili. Innanzitutto, la presenza del gambero può causare un decremento significativo delle comunità di vertebrati e invertebrati e può influenzare negativamente le attività economiche legate a pesca e agricoltura (Geiger *et al.*, 2005). Negli anni ottanta il Consorzio Pesca ed Acquicoltura del Trasimeno prese in considerazione la sua introduzione per ampliare la pesca professionale con un prodotto di pregio. Tale intervento non è stato effettuato per evitare potenziali problemi ecologici al lago. La buona qualità delle sue carni ne ha comunque consentita la diffusione per opera dell'uomo. Dall'inizio del 2000 la popolazione del gambero

rosso della Louisiana nel lago Trasimeno è rapidamente aumentata, fino a diventare oggetto di pesca professionale per poi essere venduto nei mercati locali. Oggi *P. clarkii* è parte integrante della gastronomia lacustre, ed è il piatto forte della sagra del pesce sfilettato di Sant'Arcangelo e viene spesso servito di venerdì alla mensa degli studenti dell'Università degli Studi di Perugia. Attualmente è venduto anche fuori provincia dalle cooperative dei pescatori professionali del lago. Il gambero è stato bene accolto dalla parte dei consumatori che lo hanno fatto diventare una fonte di reddito aggiuntivo per i pescatori del lago e il suo prelievo su larga scala è sicuramente il metodo migliore per contenerne la popolazione del lago (Natali, 2010).

La pesca, sia ricreativa che professionale, nonché l'allevamento di questo gambero è in rapido aumento ed è in espansione in tutto il mondo, grazie al suo alto rendimento economico, ragione per la quale sono necessari futuri studi riguardanti lo stato sanitario di questa specie. Inoltre questo crostaceo è venduto agli acquariofili e ai bambini durante le feste e fiere di paese al posto dei pesci rossi perché ancora più resistenti alla manipolazione. La sua comparsa in ambienti naturali ed artificiali è in relazione all'iniziativa di privati che, entrati in possesso di esemplari vivi, e un volta stancatosene, li hanno poi liberati in ambienti acquatici. Questa usanza potrebbe favorire ulteriormente la sua diffusione.

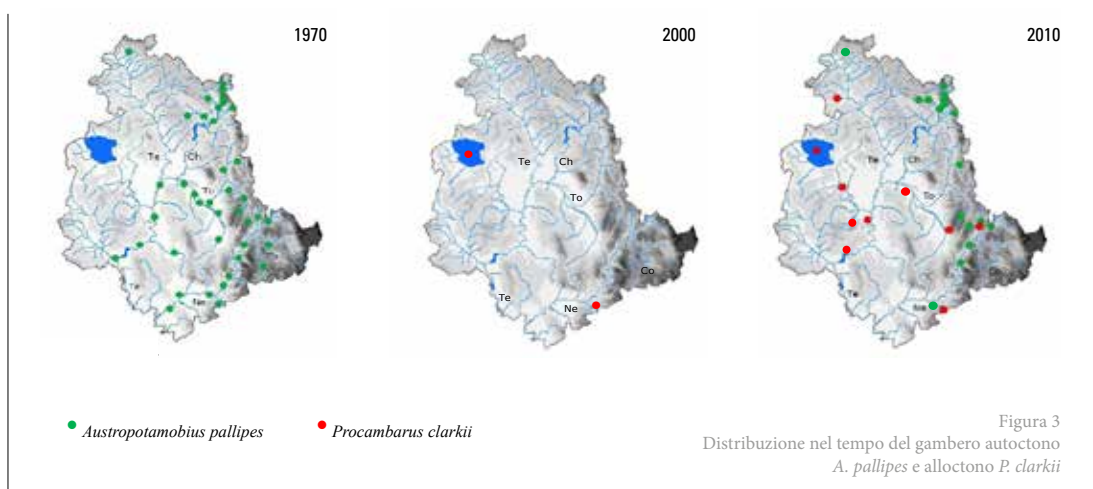
Impatto sugli ecosistemi

Le invasioni biologiche causano gravi perdite di biodiversità in tutto il mondo e hanno forti ripercussioni in particolare su ecosistemi vulnerabili, come quelli d'acqua dolce (Garcia-Berthou *et al.*, 2005). *Procambarus clarkii* è un predatore onnivoro, opportunista nonché consumatore generalista estremamente attivo di giorno e di notte. La suddetta specie s'inserisce nella rete trofica (Mancinelli *et al.*, 2018) agendo da specie *keystone* causando un decremento significativo della biomassa e della ricchezza delle specie situate ai livelli trofici inferiori (Renai & Gherardi, 2004). In generale, esercita una pressione predatoria alla quale le specie native spesso non sono adattate. Gli invertebrati acquatici, principalmente artropodi e gasteropodi, sono tra le principali prede animali. La dieta comprende anche uova e larve di anfibi. L'impatto sulle specie ittiche presenti negli ecosistemi colonizzati rimane ancora da indagare nel dettaglio, ma s'ipotizza che la predazione venga esercitata principalmente dagli individui di gambero adulto su uova e avannotti. Gli effetti negativi più evidenti riguardano le specie di macrofite acquatiche sommerse e semi-sommerse.

Negli ambienti mediterranei *P. clarkii* è stato più volte citato come responsabile della scomparsa di alcune specie vegetali del sud dell'Europa (Geiger *et al.*, 2005). Questa specie è inoltre riconosciuta a livello internazionale come un vero e proprio "flagello delle risaie", sia perché si nutre di semi e germogli, sia per il suo comportamento fossorio che danneggia argini e sistemi d'irrigazione, causandone spesso il crollo (Correia, 2003).

Impatto di *P. clarkii* sulla specie autoctona *Austropotamobius pallipes*

A. pallipes, il gambero di fiume autoctono italiano, è stata classificata come una specie "in pericolo" dall'*International Union for Conservation of Nature and Natural Resources* (IUCN, Füreder *et al.*, 2010) e tutelata dalla "Direttiva Habitat" 92/43/CEE. In Umbria le presenze attuali del gambero nativo sono limitate quasi esclusivamente ai tratti montani dei corsi d'acqua non inte-



ressati dall' antropizzazione e riguardano maggior parte il versante umbro della catena appenninica umbro-marchigiana (Monte Cucco). Le poche popolazioni sono frazionate con l'unica eccezione rappresentata dal complesso del Fiume Vigi, del Torrente Argentina e del Fosso delle Rote/ Molino nella località di Sellano dove esiste una condizione di connessione diretta con *P. clarkii*. L'invasione di *P. clarkii*, iniziata dal 1999 nel Lago Trasimeno (Dörr *et al.*, 2001), sembra inarrestabile e la sua odierna distribuzione è preoccupante, essendo già entrata in contatto con *A. pallipes* nel Fiume Vigi e avendo sostituito la popolazione del gambero autoctono del Fiume Clitunno (Figura 3).

Impatti sanitari

I problemi legati alla coesistenza delle due specie in uno stesso ambiente non riguardano solo il rapporto di predazione o di competizione per le risorse alimentari e per quelle territoriali, ma anche la possibilità di trasmissione di malattie e parassiti. Le specie alloctone sono potenziali importatori e vettori di malattie e parassiti dal loro luogo di provenienza a quello d'inserimento e possono trasmetterle agli organismi autoctoni. Uno dei principali fattori di rischio è la presenza di flora microfungina sulla cuticola di *P. clarkii*, in quanto potenzialmente patogena per la flora e la fauna autoctona.

La patologia più pericolosa e dannosa è la "Peste del gambero" il cui agente patogeno è l'oomicete *Aphanomyces astaci* Schikora (1906). Le specie Nord Americane come *Procambarus clarkii*, *Pacifastacus leniusculus* e *Orconectes limosus* sono ben adattate alla presenza di *A. astaci*, manifestando l'infezione solo a livello subclinico (latente, benigna o cronica). Pur non sviluppando la malattia, possono comunque agire da portatori sani, diffondendo le zoospore nell'ambiente e conseguentemente raggiungere la cuticola dei nuovi ospiti. Le specie di gamberi europee sono, invece, suscettibili all'infezione e presentano una melanizzazione più lenta perché il sistema immunitario dei gamberi non è in grado di reagire prontamente. In passato, il gambero rosso ha causato l'estinzione di varie popolazioni locali di *A. pallipes* e *Astacus astacus* in Europa, contribuendo a

diffondere questa grave patologia, l'aphanomycosi, letale per le specie indigene europee. I gamberi infetti non sopravvivono e la mortalità raggiunge il 100% in poche settimane dall'esposizione (Alderman *et al.*, 1987). Contro questa terribile patologia non esiste tuttora rimedio o antidoto. Non è solo l'aphanomycosi che infierisce negativamente sulle popolazioni residue del gambero nativo ma anche *Fusarium oxysporum* Schldl. (1824) che causa affezioni alle branchie dei crostacei, inducendo melanizzazione acuta. La presenza di ferite superficiali ne può favorire la penetrazione nel tegumento. Altre importanti patologie che colpiscono i crostacei sono principalmente dovute a *Fusarium solani* (Mart.) Sacc. (1881), *Fusarium tabacinum* (J.F.H. Beyma) e *Fusarium melanochlorum* (Casp.) Sacc. (1886). La melanizzazione dell'esoscheletro comunemente nota come "burn spot disease" o ruggine del gambero è il sintomo più frequentemente visibile e impedisce ai crostacei di compiere la muta e, dunque, di crescere. Nel lago Trasimeno, analisi effettuate sull'esoscheletro di 86 esemplari di *P. clarkii* nell'arco di un anno solare hanno rivelato un'elevata diversità di specie fungine; 33 taxa per 20 generi. L'Oomicete patogeno *Aphanomyces astaci* non è mai stato riscontrato. *Phoma glomerata*, nuova specie per le acque dolci italiane (Dörr *et al.*, 2011), rappresentava la specie dominante, riscontrata nel 67.4% degli individui. La presenza di *P. glomerata* è stata rilevata in tutti i mesi di campionamento. Questo potrebbe significare che la sua presenza sulla cuticola non sia semplicemente conseguente all'ambiente con cui esso viene a contatto, ma che vi possa essere un'associazione con il gambero. *Phoma glomerata* è riportata come specie ubiquitaria, isolata da un centinaio di ospiti vegetali (White & Morgan-Jones, 1987). Purtroppo, *Phoma glomerata* è coinvolta anche in diverse patologie a carattere micotico negli animali e nell'uomo, dove il patogeno colpisce le estremità degli arti e gli organi riproduttivi. *Cladosporium cladosporioides*, *Penicillium sp.* e *Fusarium sp.* sono stati riscontrati con una frequenza relativamente alta. *Fusarium sp.* risulta dannoso per le piante ed è agente causale di importanti patologie a livello mondiale (Domsch & Gams, 1980), ma è anche spesso associato a patologie della fauna ittica e può causare effetti negativi sulla pesca alieutica e professionale, un'importante attività produttiva del lago Trasimeno. Date le abitudini fossorie di *P. clarkii*, sono stati ritrovati *Acremonium kiliense*, *Aspergillus terreus*, *Fusarium dimerum*, *Fusarium oxysporum* e *Rhizopus stolonifer*, specie tipiche nel suolo. È, invece, inattesa l'osservazione di microfunghi strettamente associati alla vegetazione: *Aureobasidium pullulans* è segnalato quale saprotrofo di materiale vegetale, mentre *Microdochium bolleyi* è strettamente associato a particolari vegetali, quali radici di 121 graminacee. Sono inoltre state riscontrate alcune specie interessanti, in quanto poco comuni (in generale e in ambiente acquatico) o perché segnalate come dannose per la flora e la fauna, nonché per la salute umana e riportati nell'Atlas of Clinical Fungi (de Hoog *et al.*, 2000). Fanno parte di questi le seguenti specie microfugine identificate sulla cuticola del gambero rosso del lago Trasimeno: *Acremonium kiliense*, *Aspergillus candidus*, *Aspergillus fumigatus*, *Aspergillus terreus*, *Aureobasidium pullulans*, *Fusarium dimerum*, *Fusarium oxysporum*, *Fusarium verticillioides*, *Paecilomyces lilacinus* e *Penicillium chrysogenum*. Un'elevata presenza di colonie batteriche è stata riscontrata nel 58% degli individui e merita attenzione il fatto che anche i batteri possono essere pericolosi. Infatti, come riportato da Anda *et al.* (2001), sono stati registrati due episodi di tularemia umana in Spagna, causata da *Francisella tularensis* che ha colpito 585 pazienti, venuti a contatto con questo patogeno pescando o manipolando esemplari di *P. clarkii*.

Eradicazione, contenimento e controllo

L'eradicazione di popolazioni di gamberi alieni è a oggi rara e può essere svolta con successo solo se l'ambiente di diffusione è molto limitato spazialmente. Per la maggior parte delle popolazioni già insediate sul territorio, l'unica opzione attuabile ed economicamente conveniente è quella di adottare una politica di contenimento o di controllo utilizzando strumenti di mitigazione che riescano a ridurre la loro densità a livelli molto bassi. In realtà si tratta della raccolta o dell'eliminazione di una frazione più o meno ampia di una popolazione in modo continuativo riducendo così l'impatto negativo. Tra i metodi comunemente utilizzati per contenere numericamente popolazioni di *P. clarkii* sono riportati: il controllo meccanico, chimico e biologico inclusa la sterilizzazione dei maschi. Il controllo meccanico, cioè la rimozione fisica da un ambiente di popolazioni di crostacei confinate effettuata seguendo il principio "catturare più che puoi", è una strategia di contenimento che può portare a discreti risultati solo, se condotta per un periodo di tempo prolungato, con notevoli costi ed un alto impiego di manodopera. In Nord America, il controllo dei crostacei alloctoni è stato effettuato con trappole di diversa struttura e dimensioni munite da svariati tipi di esche alimentari.

I metodi di lotta biologica tradizionali comprendono l'immissione di specie ittiche predatrici autoctone, ma hanno prodotto solo scarsi risultati nel contenimento delle popolazioni di *P. clarkii* in Italia (Aquiloni *et al.*, 2010).

Le anguille, i persici e il luccio sono efficaci predatori di gamberi, anche se tendenzialmente predano solo individui di piccola o media taglia.

L'anguilla, invece, esercita anche un effetto indiretto sul gambero rosso disturbandolo nei rifugi e riducendo la sua attività trofica (Aquiloni *et al.*, 2010). Il controllo biologico può essere eseguito anche mediante l'uso di esche con feromoni sessuali, che attraendo i maschi nel periodo riproduttivo, potrebbero accrescere il successo di trappolaggio. Un ulteriore metodo per contenere la specie indesiderata è la *Sterile Male Release Technique* (SMRT) che consiste nella sterilizzazione dei maschi, senza causare importanti modificazioni del comportamento sessuale, e il loro successivo rilascio in natura. La metodologia è sicura per l'ambiente in quanto viene effettuata solo sulla specie presa in considerazione e senza modificare gli equilibri dell'ecosistema: la tecnica non è molto costosa e non richiede tempi lunghi di esecuzione. Un ulteriore metodo di controllo è quello chimico con biocidi come gli organofosfati (aldrin), piretroidi e il rotenone che sono potenzialmente molto efficaci per contenere ed addirittura eradicare la specie, ma spesso mancano di specificità rischiando di eliminare anche gli invertebrati autoctoni. È inoltre probabile che queste sostanze si possano bioaccumulare nella rete trofica. Nonostante i risultati contrastanti raggiunti con i metodi sopra elencati, un approccio integrato delle diverse tecniche appare la strategia migliore per raggiungere un discreto successo nel ridimensionare le popolazioni di *Procambarus clarkii*. In realtà la migliore strategia per contrastare la diffusione e dispersione di questa specie invasiva è impedire il suo accesso al territorio prevenendo il suo arrivo. In effetti, il costo della prevenzione da un'invasione di crostacei alloctoni è irrisorio se comparato con qualsiasi altra misura adottata quando essi si sono già acclimatati (Vander Zanden *et al.*, 2010). È importante capire la via d'ingresso della specie invasiva sul territorio (analisi dei "pathway"). In DAISIE (*Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe*) è presente una lista che indica le principali vie d'ingresso per le specie acquati-

che alloctone e, tra queste, le più importanti per *P. clarkii* sono: acquacoltura, pesca sportiva e professionale e scopo ornamentale nell'acquariofilia. In acquacoltura la specie introdotta viene stabulata in impianti per scopi commerciali, il che non esclude però la possibilità di fughe dall'allevamento, permettendo ad essa di arrivare via canali a corsi d'acqua, stagni e laghi. La pesca sportiva e professionale è un altro veicolo di dispersione poiché le specie introdotte vengono utilizzate come cibo o esche vive per pesci. Lo scopo ornamentale per l'acquariofilia è tra le principali cause della diffusione delle specie di gamberi d'acqua dolce che vengono importate da tutto il mondo anche in associazione ad altro materiale vivo. La vendita a scopo ornamentale è prassi comune in tutta Europa (Chucholl, 2012) e, sebbene *P. clarkii* rientri tra le 100 specie invasive più pericolose, veniva comunemente venduto o fornito nella maggior parte dei negozi per animali da compagnia a prezzi accessibili (meno di 10 euro l'uno). In Umbria il gambero rosso veniva venduto fino a poco tempo fa alla fiera dei morti al posto del pesciolino rosso perché più resistente alla manipolazione da parte dei bambini o di persone non esperte. Una percentuale degli esemplari acquistati, e soprattutto la loro numerosa prole, viene prima o poi rilasciata in natura dove può acclimarsi e dopo pochissimo tempo divenire invasiva (Aquiloni *et. al.*, 2014). *P. clarkii*, così come anche *Orconectes limosus*, è stato inserito nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale del Regolamento UE n. 1143/2014 adottato dal Regolamento di esecuzione 2016/1141 che prevede l'attuazione di misure efficienti per prevenirne nuove introduzioni o un'ulteriore diffusione nel territorio dell'Unione; promuovere il rilevamento precoce e l'eradicazione rapida delle specie, e gestirle, anche attraverso la pesca, la caccia, la cattura o qualsiasi altro tipo di raccolta per il consumo o l'esportazione.

Ringraziamenti

Gli autori ringraziano Striglio Stefano per il contributo garfico.

Bibliografia

- Alderman D.J., Polglase J.L. 1986. *Aphanomyces astaci*: isolation and culture. *Journal of Fish Diseases* 9: 367-379.
- Anda P., Segura del Pozo J., Díaz García J. M. Escudero R., García Peña F. J., López Velasco M. C., Sellek R. E., Jiménez Chillarón M. R., Sánchez Serrano L.P., Martínez Navarro J. F. 2001. Waterborne Outbreak of Tularemia Associated with Crayfish Fishing. *Emerging Infectious Diseases* 7(3): 575-582.
- Aquiloni L., Brusconi S., Cecchinelli E., Tricarico E., Mazza G., Paglianti A., Gherardi F. 2010. Biological control of invasive populations of crayfish: the European eel (*Anguilla Anguilla*) as a predator of *Procambarus clarkii*. *Biological Invasions* 12 (11): 3817-24.
- Aquiloni L., Giovannelli F., Mazza G., Inghilesi A. F., Scapini F. 2014. Gli impatti prodotti dal gambero invasivo e le principali vie d'ingresso della specie in Friuli Venezia Giulia. In: "RARITY. Eradicazione del gambero rosso della Louisiana e protezione dei gamberi di fiume del Friuli Venezia Giulia". Progetto RARITY, Life10 NAT/IT/000239, pp. 144.
- Chucholl C. 2012. Invaders for sale; trade and determinants of introduction of ornamental freshwater crayfish. *Biological Invasions*. Correia A.M. 2003. Food choice by the introduced crayfish *Procambarus clarkii*. *Annales Zoologici Fennici* 40:517-528.
- de Hoog G.S., Guarro J., Gené J., Figueras M.J. 2000. Atlas of clinical fungi, 2nd ed. Centraalbureau voor Schimmelcultures, Utrecht, The Nether Netherlands, pp. 1126.
- Delmastro M. 1992. Sull'acclimatazione del gambero della Louisiana *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) nelle acque dolci italiane. *Pianura - Supplemento di Provincia Nuova*, N 4/1992: 5-10.

- Domsch K.H., Gams W. 1980. Compendium of soil fungi. Academic Press, London, pp. 859.
- 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 Idrologia* 40: 2-3
- Dörr A.J.M., La Porta G., Pedicillo G., M. Lorenzoni (2006). *Procambarus clarkii* (Girard, 1852) in Lake Trasimeno: biology and ecology. *BFPP Bull Français de La Pêche et de la Protection des Milieux Aquatiques*, 380-381, 1155-1168.
- Dörr A.J.M., Rodolfi M., Scalici M., Elia A.C., Garzoli L., Picco A.M. 2011. *Phoma glomerata*, a potential new threat to Italian inland waters. *Journal for Nature Conservation* 19: 370-373.
- Dörr A.J.M., M. Scalici M. 2013. Revisiting reproduction and population structure and dynamics of *Procambarus clarkii* eight years after its introduction into Lake Trasimeno (Central Italy). *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 408, 10-16
- 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. Downloaded on 29 January 2018
- Garcia-Berthou E. 2005. Introduction pathways and establishment rates of invasive aquatic species in Europe. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 62: 453-463.
- Geiger W., Alcorlo P., Baltanas A., Montes C. 2005. Impact of an introduced crustacean on the trophic webs of Mediterranean wetlands. *Biological Invasion* 7: 49-73.
- Gutiérrez-Yurrita P., Montes C., 1999. Bioenergetics and phenology of reproduction of the introduced red swamp crayfish, *Procambarus clarkii*, in Doñana National Park, Spain, and implications for species management. *Freshwater Biology* 42:561-574.
- Hasburgo-Lorena A.S., 1986. The status of the *Procambarus clarkii* population in Spain. *Freshwater Crayfish* 6:131-136.
- Hobbs H.H., Jess J.P., Huner J.V., 1989. A review of global crayfish introductions with particular emphasis on two north American species (Decapoda, Cambaridae). *Crustaceana* 56:299-316.
- Holdich D.M., 1993. A review of astaciculture: Freshwater crayfish farming. *Aquatic Living Resources* 6:307-317.
- Mancinelli G., Papadia P., Ludovisi A., Migoni D., Bardelli R., Fanizzi F. P., Vizzini S., 2018. Beyond the mean: A comparison of trace- and macroelement correlation profiles of two lacustrine populations of the crayfish *Procambarus clarkii*. *Science of the Total Environment* 624 (2018) 1455–1466
- Natali M., 2010 *Levoluzione della fauna ittica del lago Trasimeno*. www.bibliocastiglione.it.
- Regolamento di esecuzione (UE) 2016/1141 della commissione del 13 luglio 2016 che adotta un elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale in applicazione del regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio
- Renai B., Gherardi F. 2004. Predatory efficiency of crayfish: comparison between indigenous and non-indigenous species. *Biological Invasions* 6:89-99.
- Traversetti L., Dörr A.J.M., Scalici M. 2016. The freshwater grass shrimp *Palaemonetes antennarius* in the diet of fish in Lake Bracciano (Central Italy) *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems* 417, 7.
- Vander Zanden M. J., Ansen G. J. A., Higgins S. N., Kornis M. S. 2010. A pound of prevention, plus a pound of cure: early detection and eradication of invasive species in the Laurentian Great Lake. *Journal of Great Lakes Research* 36: 199-205.
- White J.F.Jr., Morgan-Jones G. 1987. Studies in the genus *Phoma*. VII. Concerning *Phoma glomerata*. *Mycotaxon* 28:437-445.

Balearica regulorum



CAPITOLO 9

Caratterizzazione funzionale delle specie aliene nella rete trofica del lago Trasimeno

Giorgio Mancinelli, Enzo Goretti, Salvatrice Vizzini, Matteo Pallottini, Alessandro Ludovisi

Riassunto

Tramite l'utilizzo degli isotopi stabili del carbonio e dell'azoto, è stata condotta un'analisi delle caratteristiche della rete trofica estiva e invernale della zona litorale del lago Trasimeno. A tale scopo, sono stati campionati *taxa* rappresentativi di tutti i livelli trofici (i.e., risorse basali, consumatori primari, predatori primari, e predatori terminali), per i quali è stata determinata la concentrazione degli isotopi del carbonio e azoto. Particolare attenzione è stata dedicata alle specie aliene di vertebrati e invertebrati acquatici introdotte nei decenni passati, al fine di valutare il loro potenziale impatto sulla comunità acquatica e sulle dinamiche ecosistemiche. Per il gambero della Louisiana *Procambarus clarkii*, specie particolarmente invasiva e impattante è stata inoltre condotta un'analisi dettagliata della variabilità intra-specifica della nicchia isotopica. I risultati preliminari dell'analisi indicano che, sia in inverno che in estate, le diverse specie aliene sono caratterizzate da un ampio spettro funzionale. Esse sono infatti distribuite a diversi livelli della rete alimentare, da quello dei consumatori primari (come il bivalve *Dreissena polymorpha*) a quelli intermedi (caratterizzati dal carassio *Carassius auratus*) a quelli terminali, dove il persico sole *Lepomis gibbosus*, il persico trota *Micropterus salmoides* ed il pesce gatto *Ameiurus melas* occupano posizioni trofiche sostanzialmente coincidenti con i predatori autoctoni, quali il luccio *Esox cisalpinus*. Ciò lascia presupporre fenomeni competitivi e di predazione intra-corporazione il cui impatto funzionale sull'ecosistema del bacino è al momento poco esplorato.

Le analisi condotte su *P. clarkii* hanno evidenziato un'elevata variabilità intra-specifica in entrambe le stagioni. In particolare, è stato evidenziato come, in funzione della mole corporea e del diverso stadio di sviluppo ontogenetico, la specie possa occupare un'ampia gamma di posizioni trofiche all'interno della rete alimentare, variando in maniera sostanziale il proprio grado di onnivoria e accedendo a diverse risorse basali. Ciò suggerisce che essa possa determinare un impatto multiplo e diversificato sul sistema lacustre.

Lo studio è concluso da una generale valutazione sull'importanza di colmare le carenze conoscitive relative agli impatti delle specie invasive sulla struttura e funzionalità delle reti trofiche acquatiche, sul contributo in tal senso offerto dalle tecniche isotopiche e sulle implicazioni di tali studi per lo sviluppo di adeguate attività gestionali.

Introduzione

Negli ultimi 20 anni, l'uso degli isotopi stabili (*stable isotope analysis*, SIA in seguito) si è progressivamente affermato come un metodo utile e particolarmente efficace in ecologia trofica (Fry 2006; Michener & Lajtha 2008). L'analisi della dieta e l'identificazione delle risorse che contribuiscono maggiormente al budget energetico di una specie, delle variazioni ontogenetiche nelle strategie alimentari, così come dei mutamenti nell'habitus trofico in seguito a fenomeni di migrazione e movimento a largo raggio, sono alcuni esempi delle tematiche alle quali la SIA ha dato un contributo significativo (Martínez del Río *et al.* 2009).

In particolare, la SIA si è rapidamente dimostrata efficace per l'analisi delle reti trofiche (Post 2002a). I tessuti animali sono costruiti con atomi della risorsa che essi assimilano e, pertanto, riflettono la composizione isotopica della dieta (DeNiro & Epstein 1978; Vander Zanden & Rasmussen 2001). In ecologia trofica l'interesse maggiore è rivolto agli isotopi di due elementi chimici, carbonio e azoto. Le firme isotopiche di C ($d^{13}C$) e di N ($d^{15}N$) infatti possono rivelare interazioni complesse e tracciare flussi di energia e materia (Post 2002b).

Il $d^{15}N$ è utile nella stima del livello trofico poiché i consumatori dimostrano un arricchimento dell'isotopo più pesante dell'azoto, dell'ordine del 3-4‰ rispetto alla risorsa consumata. Il $d^{13}C$, d'altra parte, presenta delle variazioni minime durante gli scambi trofici lungo le reti, e perciò è convenzionalmente utilizzato per tracciare le risorse basali (ovvero le risorse alla base della o delle catene trofiche di cui è parte un organismo, ovvero produttori primari e/o detrito) da cui un organismo ha principalmente assimilato carbonio. Quest'ambito concettuale è stato recentemente integrato nella teoria della nicchia ecologica, considerando che i valori (e la loro variabilità) di $d^{15}N$ e $d^{13}C$ possano essere rappresentativi della nicchia trofica di una specie ("nicchia isotopica" in Bearhop *et al.* 2004).

Il presente lavoro si basa su questi principi, e ha avuto come obiettivo primario quello di condurre uno studio isotopico della struttura della rete trofica caratterizzante l'ambiente costiero del lago Trasimeno, e di come questa vari stagionalmente. Uno sforzo è stato fatto per includere alcune delle specie animali aliene di recente introduzione nel bacino, sia di invertebrati, quali il bivalve *Dreissena polymorpha* ed gambero rosso della Louisiana *Procambarus clarkii*, che di vertebrati quali il carassio *Carassius auratus*, il persico sole *Lepomis gibbosus*, il persico trota *Micropterus salmoides*, ed il pesce gatto *Ameiurus melas*. Tali specie, tutte di origine Nord-Americana con l'eccezione di *D. polymorpha* e *C. auratus* (originari dell'Europa centrale e dell'Asia orientale, rispettivamente), sono state introdotte nei decenni passati nel lago Trasimeno, e risultano ormai stabilmente insediate con popolazioni numericamente consistenti. Nonostante ciò, sono disponibili scarse informazioni circa il loro ruolo funzionale nella rete alimentare dell'ecosistema che li ospita ed è praticamente inesplorato il loro impatto ecologico su specie native e, in generale, sull'intero ecosistema lacustre. Nel presente studio, particolare attenzione è stata dedicata a *Procambarus clarkii*, specie inclusa nella lista delle specie invasive dalla Comunità Europea (EU 2016) per la quale è stata condotta un'analisi dettagliata della variabilità inter-individuale della nicchia isotopica.

Materiali e metodi

L'analisi isotopica è stata condotta su un totale di 593 campioni prelevati nella fascia ripariale

sommersa prospiciente alla località di Sant’Arcangelo nell’estate del 2015 e nell’inverno 2016. I campioni prelevati coprono uno spettro trofico che va dalle principali risorse basali agli organismi all’apice della rete trofica lacustre (vedi tabella 1):- risorse basali (57 campioni): produttori primari (fitoplancton, alghe epilitiche, epiphyton, macrofite acquatiche e materiale fogliare deiscende di *Phragmites australis*) e materia organica sedimentaria - consumatori primari e predatori (zooplancton, macroinvertebrati e ittiofauna: 536 campioni):

I campioni di seston fitoplanctonico sono stati preparati filtrando 20 l d’acqua superficiale con filtro di vetro GF/C (maglia 1.2 mm) e successiva essiccazione a 60° per 48h (Caroni *et al.*, 2010). I campioni di zooplancton sono stati preparati filtrando 1 m³ d’acqua superficiale con

Codice	Taxon	Estate	Inverno	Posizione trofica
1	Chara sp.			1
2	Fitoplancton			1
3	Myriophyllum spicatum (L.)			1
4	Phragmites australis [(Cav.) Trin. ex Steudel]			1
5	Potamogeton pectinatus (L.)			1
6	SOM			1
7	Alghe verdi filamentose non identificate			1
8	Epiphyton di <i>V. spiralis</i>			1
9	Vallisneria spiralis (L.)			1
10	Anodonta spp.			2
11	Asellus aquaticus (L.)			2
12	Branchiura sowerbyi (Beddard)*			2
13	Chironomus plumosus (L.)			2
14	Dreissena polymorpha (Pallas)			2
15	Echinogammarus sp.			2
16	Oligochaeta non identificati			2
17	Palaemonetes antennarius (Milne Edwards)			2
18	Physella acuta (Draparnaud)*			2
19	Zooplancton			2
20	Atherina boyeri (Risso)*			3
21	Carassius auratus (L.)			3
22	Cyprinus carpio (L.)*			3
23	Erpobdella octoculata (L.)			3
24	Lepomis gibbosus (L.)			3
25	Leuciscus cephalus (L.)			3
26	Odonata (stadi larvali non identificati)			3
27	Procambarus clarkii (Girard)			3
28	Scardinius erythrophthalmus (L.)			3
29	Tinca tinca (L.)			3
30	Ameiurus melas (Rafinesque)			4
31	Anguilla anguilla (L.)			4
32	Esox cisalpinus (Bianco & Delmastro)			4
33	Micropterus salmoides (Lacépède)			4
34	Perca fluviatilis (L.)*			4

Tabella 1- Lista dei *taxa* componenti la rete trofica del lago Trasimeno analizzati in estate ed in inverno. Per ciascuno di essi è indicata la posizione trofica presunta dalla natura del taxon e da fonti bibliografiche; la numerazione corrisponde a: 1 = risorse basali, ovvero taxa che sono esclusivamente predati; 2 = consumatori primari: *taxa* che consumano le risorse basali e che sono a loro volta soggetti a predazione; 3 = predatori primari: *taxa* che predano sui livelli trofici inferiori e che sono a loro volta predati; in questo gruppo sono compresi gli onnivori; 4 = predatori terminali, ovvero *taxa* con un habitus trofico piscivoro per i quali è prevista una posizione apicale nelle rete alimentare. Sono riportate in grassetto le specie aliene di recente introduzione; con un asterisco sono indicate le specie di antica introduzione (i.e., antecedente agli anni '20 del secolo scorso) che non vengono trattate come aliene nel presente studio. I codici numerici dei *taxa* si riferiscono a quelli utilizzati in Figura 1.

setaccio 50 mm e successiva essiccazione a 60° per 48h Visconti & Manca, 2001).

La materia organica sedimentaria (SOM nel prosieguo del lavoro) è stata raccolta a mano prelevando aliquote di sedimento superficiale; le piante acquatiche sono state campionate asportando frammenti di apici fogliari, mentre le alghe filamentose epilittiche e l'epiphyton sono stati raschiati rispettivamente dal substrato roccioso e dalla pagina fogliare delle piante. Il detrito fogliare della cannuccia palustre *Phragmites australis* - comune lungo la fascia ripariale del sito di campionamento - è stato raccolto a mano da accumuli naturali lungo le sponde. I macroinvertebrati bentonici sono stati campionati secondo la metodica descritta in Goretti *et al.* (2014). Gli esemplari di *Procambarus clarkii* e l'ittiofauna sono stati reperiti da pescatori professionisti nel giorno stesso della loro cattura. Tutto il materiale campionato è stato conservato in contenitori refrigerati e trasferito in laboratorio. Tutti i campioni sono stati congelati; successivamente, sono stati essiccati e polverizzati in un mulino meccanico. Nel caso di *P. clarkii* e dell'ittiofauna, per ciascun individuo sono stati sottoposti ad essiccazione subcampioni di tessuto muscolare caudale (nel caso del gambero) e dorsale (nel caso dell'ittiofauna). I campioni di sedimento sono stati sottoposti ad essiccazione previa acidificazione per rimuovere i carbonati, questi ultimi in grado di influenzare la firma isotopica del carbonio della SOM. I campioni trattati sono stati analizzati tramite analizzatore elementare (Thermo Scientific Delta Plus XP) accoppiato a spettrometro di massa (Thermo Scientific Flash EA 1112). La composizione isotopica è stata espressa in ‰ con l'unità "δ":

dove R_{Campione} e R_{Standard} rappresentano i rapporti nelle concentrazioni dell'isotopo pesante e leggero nel campione e in uno standard di riferimento (PeeDee Belemnite per il C e azoto atmosferico per l'N). Infine, per entrambe le stagioni di campionamento sono stati costruiti diagrammi isotopici, con le firme isotopiche del carbonio e dell'azoto (espresse come $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$) dei diversi componenti della rete alimentare poste in ascissa ed in ordinata, rispettivamente, in un riferimento cartesiano.

Risultati

Nella figura 1 sono riportati i diagrammi isotopici delle rete alimentare del lago Trasimeno determinati in estate ed in inverno con i valori medi (\pm la deviazione standard) dei *taxa* analizzati. Questi sono differenziati in funzione dell'appartenenza a diversi livelli trofici (identificati in tabella 1). Indipendentemente dalla stagione di campionamento, risultano chiari alcuni aspetti. L'analisi degli isotopi stabili permette una rappresentazione efficace della struttura della rete trofica. I *taxa* sono caratterizzati da una chiara distribuzione lungo l'asse delle ordinate per livelli trofici. In effetti, passando dalle risorse basali ai predatori terminali si osserva un aumento progressivo dei valori di $\delta^{15}\text{N}$: in estate (Fig. 1A), i valori medi aumentano da 4.8‰ (risorse basali, livello trofico 1), a 7.2‰ (consumatori primari), fino a 9.9‰ e 10.9‰ per i predatori primari e terminali, rispettivamente. Un'eccezione sembra essere rappresentata dal chironomide *Chironomus plumosus*, caratterizzato da un valore di $\delta^{15}\text{N}$ inferiore alla SOM. I valori di $\delta^{13}\text{C}$ significativamente impoveriti dell'isotopo più pesante suggeriscono che un contributo considerevole alla dieta di *C. plumosus* possa essere fornito dalla comunità microbica metanotrofica così come indicato in altri casi (Kelly *et al.* 2004; Jones *et al.* 2008).

Ciò potrebbe spiegare anche il valore di $\delta^{15}\text{N}$ inferiore a quanto determinato per la SOM. Degno di nota il fatto che nella stagione invernale *C. plumosus* ha una firma isotopica, in relazione alla SOM, totalmente compatibile con quanto presumibile dal suo habitus trofico (Fig. 1B).

Per quanto riguarda i valori di $\delta^{13}\text{C}$ - che in generale riflettono in maniera conservativa le sorgenti di carbonio - si rileva un'elevata coerenza delle firme isotopiche dei livelli trofici superiori con i valori di $\delta^{13}\text{C}$ delle risorse basali, ovvero SOM, fitoplancton, alghe filamentose, e detrito fogliare di *Phragmites australis*. Ciò indica, come tutte queste risorse contribuiscano in maniera importante al flusso di carbonio lungo la catena alimentare. D'altra parte, le macrofite dominanti il sito di campionamento (i.e., *Chara* sp., *Vallisneria spiralis*, *Potamogeton pectinarius*, e *Myriophyllum spicatum*) hanno mostrato valori di $\delta^{13}\text{C}$ considerevolmente arricchiti (Fig. 1A), scarsamente consistenti con quanto determinato per invertebrati e vertebrati. Ciò suggerisce in prima istanza (si veda oltre) come queste risorse costituiscano una limitata sorgente di energia e carbonio per la rete alimentare, almeno in estate.

In inverno (Fig. 1B), i valori di $\delta^{13}\text{C}$ della SOM si mostrano arricchiti rispetto alla stagione estiva, suggerendo come le macrofite, incorsa la senescenza autunnale, abbiano fornito un contributo significativo in termini di detrito vegetale ai sedimenti superficiali del sito in studio. In generale, si osserva una chiara separazione - in termini di valori medi del $\delta^{15}\text{N}$ e $\delta^{13}\text{C}$ - tra i diversi gruppi trofici, maggiore di quanto osservato in estate.

In particolare, i consumatori primari, rappresentati da crostacei anfipodi ed isopodi (i.e., *Echinogammarus* sp. ed *Asellus aquaticus*), molluschi (il gasteropode *Physella acuta* e i bivalvi *Anodonta* sp. e *Dreissena polymorpha*) e dal gambero *Procambarus clarkii* si sono differenziati chiaramente dai predatori primari (rappresentati, tra gli altri, oltre che dall'irudineo *Erpobdella octoculata* da un assemblaggio di specie ittiche onnivore comprendenti il cavedano *Leuciscus cephalus*, la scardola *Scardinius erythrophthalmus*, il carassio *Carassius auratus*).

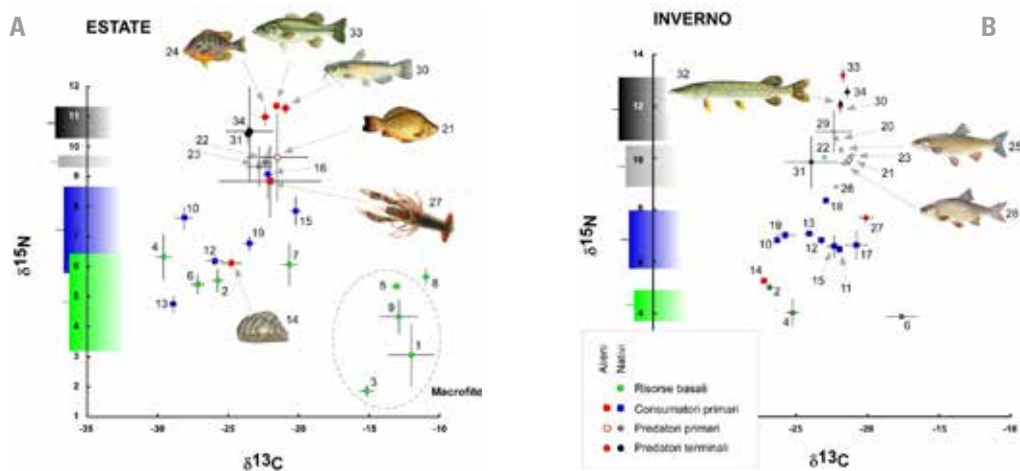


Figura 1 - Diagramma isotopico della rete trofica del Lago Trasimeno in estate (A) ed in inverno (B): per ogni taxon analizzato, vengono riportati i valori medi (\pm 1SD) delle firme isotopiche del carbonio ($\delta^{13}\text{C}$, ‰) in ascissa e dell'azoto ($\delta^{15}\text{N}$, ‰) in ordinata. Inoltre, in ordinata i campi colorati identificano il valore medio di $\delta^{15}\text{N}$ di ogni gruppo trofico \pm 1SD. I codici numerici utilizzati in entrambi i diagrammi si riferiscono a quelli riportati in Tabella 1.

Inoltre, le diverse specie, sia di invertebrati che di vertebrati, hanno mostrato una più chiara differenziazione reciproca, con un grado di sovrapposizione dovuto alla variabilità interindividuale generalmente minore.

La rete del Trasimeno sta sperimentando un fenomeno di invasione “diffusa” con le specie aliene oggetto del presente studio che si distribuiscono lungo quattro livelli trofici differenti. Ciò avviene indipendentemente dalla stagione; in estate, il livello trofico terminale è occupato esclusivamente da specie aliene, ovvero il persico trota *Micropterus salmoides*, il pesce gatto *Ameiurus melas*, ed in minor misura il persico sole *Lepomis gibbosus*. Degno di nota il fatto che le due ultime specie, per le quali è nota in letteratura una dieta basata su invertebrati bentonici, si collocano praticamente allo stesso livello di *M. salmoides*, piscivoro. Ciò lascia presupporre che almeno in estate sia *L. gibbosus* che in particolare *A. melas* possano essere caratterizzati da una dieta almeno parzialmente ittiofaga. Per il pesce gatto si hanno conferme in letteratura (Leunda *et al.* 2008; Ruiz-Navarro *et al.* 2015), mentre per *L. gibbosus* la piscivoria è considerata di secondaria importanza in una dieta quasi totalmente focalizzata sugli invertebrati (Godinho *et al.* 1997; García-Berthou & Moreno-Amich 2000; Vila-Gispert *et al.* 2007). Ulteriori studi, almeno per quest’ultima specie, sono necessari per avere dati più chiari. Sta di fatto che le tre specie, sebbene per gradi diversi, sono indicate come in grado di impattare su altre specie ittiche di interesse commerciale, per esempio predandone gli stadi giovanili. Il livello trofico dei predatori primari è caratterizzato dall’onnivoro *Carassius auratus*, che mostra un’elevata variabilità inter-individuale (suggerita dalla considerevole deviazione standard stimata sia sui valori di $d^{13}C$ che di $d^{15}N$). ciò lascia presupporre un’elevata plasticità trofica, ed in ultima analisi la possibilità di influenzare l’abbondanza di diverse componenti animali del sistema bentonico. Nel livello dei consumatori primari si distingue il bivalve *Dreissena polymorpha*. La firma isotopica di questa specie è coerente con quanto determinato per il fitoplancton, indicando una stretta dipendenza trofica.

È interessante notare come l’altro bivalve campionato, l’unionide *Anodonta* sp., mostri valori di $d^{13}C$ e $d^{15}N$ nettamente differenti da *D. polymorpha*; tale differenziazione viene confermata anche in inverno (Fig. 1B). Ciò suggerisce che le due specie di bivalvi filtratori sfruttino la componente fitoplanctonica in maniera diversa, ripartendola per esempio su base dimensionale (si veda al riguardo conclusioni simili ottenute nel confronto di *D. polymorpha* con l’unionide *Unio tumidus* da Makhutova *et al.* 2013). Il gambero *Procambarus clarkii* è caratterizzato da un’elevata variabilità inter-individuale (si veda al paragrafo successivo). In inverno, *M. salmoides* risulta il predatore terminale, con una posizione trofica nettamente superiore rispetto al luccio *Esox cisalpinus*, quest’ultimo con valori di $d^{13}C$ e $d^{15}N$ praticamente coincidenti con *A. melas*. Ciò lascia presupporre per *E. cisalpinus* una condizione di considerevole pressione, contemporaneamente attuata dalla predazione di *M. salmoides* e dalla competizione con *A. melas* (Lorenzoni *et al.* 2002). Nel livello trofico inferiore *C. auratus* mostra una minor variabilità intraspecifica rispetto all’estate, ma d’altra parte si colloca nel diagramma isotopico in stretta relazione con specie native quali il cavedano *L. cephalus* e la scardola *S. erythrophthalmus*, indicando quindi una stretta sovrapposizione nello sfruttamento delle risorse trofiche. Come ultimo aspetto degno di nota, è da rilevare come in questa sede sia stata posta particolare enfasi su specie aliene di recente introduzione dal Nord America o dall’Europa centrale.

In realtà, il pool di specie introdotte nel lago Trasimeno è ben più ampio: il gasteropode *Physella acuta* è stato originariamente introdotto dal Nord America (Dillon *et al.* 2002), mentre alcune specie ittiche, quali il persico reale *Perca fluviatilis*, la carpa *Cyprinus carpio*, o il latticino *Atherina boyeri* pur avendo un areale di distribuzione che comprende l'Italia non erano presenti nell'ittiofauna nativa del Trasimeno, e sono state a loro volta introdotte. Inoltre, altre specie ittiche aliene quali *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel) non sono state analizzate nel presente studio e quindi, sebbene per esse si abbiano notizie di impatti negativi negli ecosistemi invasivi (Britton *et al.* 2010), ulteriori studi saranno necessari (comprendenti o meno l'utilizzo degli isotopi stabili) per la caratterizzazione del loro ruolo funzionale.

iii) Da quanto riportato al punto i), in prima istanza le macrofite contribuiscono scarsamente al flusso di energia e nutrienti lungo la catena alimentare del lago Trasimeno, se non in forma indiretta come detrito vegetale in inverno. In realtà, l'analisi dettagliata della variabilità inter-individuale nel gambero *Procambarus clarkii* mostra un quadro più articolato. In estate, *P. clarkii* è stato caratterizzato da valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ altamente eterogenei (Fig. 2A). In particolare, la firma isotopica dell'azoto è variata in un range compreso tra 6.5‰ e 10.2‰. Le firme isotopiche del carbonio hanno mostrato un pattern inverso, con valori minimi di -27.7‰, coerenti con i valori di $\delta^{13}\text{C}$ caratterizzanti la SOM ed il detrito fogliare di *Phragmites australis*, e massimi di -14.7‰, consistenti con le firme isotopiche delle macrofite acquatiche. Ciò indica chiaramente come la popolazione di *P. clarkii* sia in grado di estrarre carbonio da tutto lo spettro di risorse basali disponibili nel sistema bentonico litorale, comprese le macrofite, realtà che una semplice analisi dei valori medi non avrebbe lasciato presagire. In inverno, tale condizione è meno evidente (in parte suggerita dalla minore deviazione standard del dato medio riportato in Fig. 1B). In questa stagione le firme isotopiche dell'azoto e del carbonio hanno mostrato una considerevole variabilità con valori di $\delta^{13}\text{C}$ compresi tra -26.7‰ e -14.2‰ e valori di $\delta^{15}\text{N}$ compresi tra 5.2‰ e 10.1‰ (Fig. 2B).

L'elevata variabilità intraspecifica delle firme isotopiche osservata in entrambi le stagioni in *P. clarkii* suggerisce un fenomeno di "invasione funzionale" realizzata a più livelli della rete trofica, indicando quindi un impatto diffuso e multiplo sulla struttura e dinamica della rete stessa.

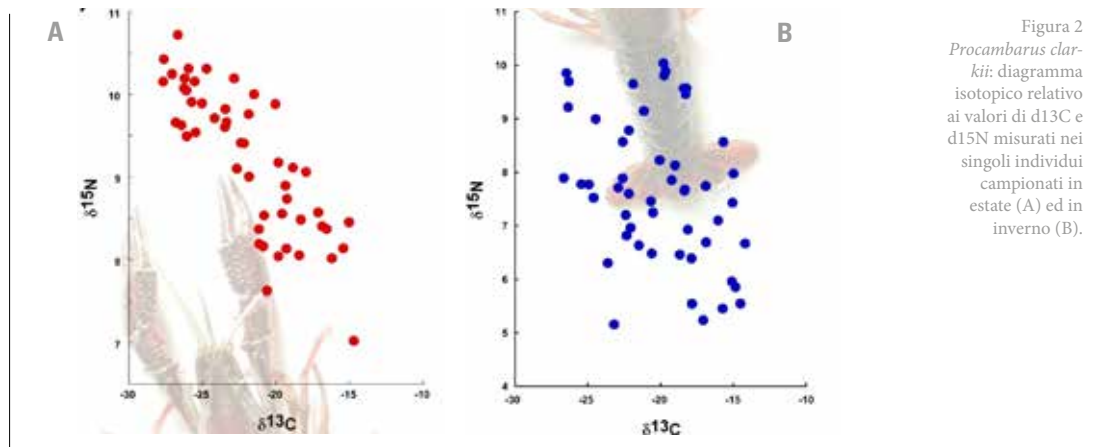


Figura 2
Procambarus clarkii: diagramma isotopico relativo ai valori di $\delta^{13}\text{C}$ e $\delta^{15}\text{N}$ misurati nei singoli individui campionati in estate (A) ed in inverno (B).

Conclusioni

Le analisi condotte tramite gli isotopi stabili hanno fornito un quadro preliminare della struttura della rete alimentare del lago Trasimeno, e della sua variabilità su base stagionale. Inoltre, tale approccio ha permesso una prima verifica del ruolo funzionale svolto dalle specie aliene introdotte nel bacino stesso, e del loro rapporto con le specie native. Tale tipo di informazione è del tutto originale nello specifico del lago Trasimeno, ma riflette anche una generale lacuna che affligge la totalità dei bacini lacustri di grandi dimensioni dell'Italia centrale. Sia il lago di Bolsena, che di Bracciano e Vico forniscono importanti servizi ecosistemici collegati con lo sfruttamento di specie ittiche di interesse commerciale. Pressioni di origine antropica legate al sovrasfruttamento, o all'inquinamento, minacciano tali risorse, per le quali lo specifico ruolo funzionale nell'ambito della rete alimentare caratterizzante i bacini rimane un aspetto ancora inesplorato. Inoltre, in tutti i bacini introduzioni di specie aliene sia di invertebrati che di vertebrati si sono succedute nei decenni passati, e per esse è a tutt'oggi mancante una quantificazione dell'impatto ecologico esercitato sugli ambienti invasivi. In particolare, popolazioni di *Procambarus clarkii* sono al momento stabilizzate in tutti i laghi sopracitati, e date le direttive comunitarie, sarebbe a questo punto necessario una stima attendibile del ruolo ecologico rivestito dalla specie, al fine di sviluppare efficaci politiche di monitoraggio, mitigazione, e anche di eradicazione. D'altra parte, le informazioni qui presentate per il lago Trasimeno chiaramente indicano come future azioni di controllo e monitoraggio degli impatti delle specie aliene debbano necessariamente superare ottiche specificatamente incentrate sulle singole specie aliene, invasive o meno, ed utilizzare un approccio multi-specifico che tenga conto delle introduzioni multiple, e delle possibili interazioni che si stabiliscono con le comunità native. Come già indicato per gli ambienti marini costieri (Mancinelli & Vizzini 2015), metodiche basate sull'analisi degli isotopi stabili a scala di intera rete trofica possono costituire un utile strumento di valutazione quantitativa e supporto ai processi decisionali connessi con il monitoraggio ambientale.

Ringraziamenti

Il presente studio è parte del progetto "Tratti bio-ecologici chiave in una specie invasiva: *Procambarus clarkii*", sostenuto dal Fondo d'Ateneo per la Ricerca di base 2014 ed erogato dal Dipartimento di Chimica, Biologia e Biotecnologie dell'Università degli Studi di Perugia.

Il Dr M. Lorenzoni è ringraziato per l'aiuto nel reperimento di campioni di fauna ittica e per i preziosi suggerimenti.

Bibliografia

- Bearhop, S., Adams, C.E., Waldron, S., Fuller, R.A. & Macleod, H., 2004. Determining trophic niche width: a novel approach using stable isotope analysis. *Journal of Animal Ecology*, 73, 1007–1012.
- Britton, J.R., Davies, G.D., Harrod, C., 2010. Trophic interactions and consequent impacts of the invasive fish *Pseudorasbora parva* in a native aquatic foodweb: a field investigation in the UK. *Biological Invasions* 12, 1533-1542.
- Caroni, R., Free, G., Visconti, A., Manca, M., 2010. Phytoplankton functional traits and seston stable isotope analysis signature: a functional-based approach in a deep, subalpine lake, Lake Maggiore. *J. Limnol.*, 71: 84-94.

- DeNiro, M.J., Epstein, S., 1978. Influence of diet on the distribution of carbon isotopes in animals. *Geochimica et Cosmochimica Acta* 42, 495-506.
- Dillon, R.T., Wethington, A.R., Rhett, J.M., Smith, T.P., 2002. Populations of the European freshwater pulmonate *Physa acuta* are not reproductively isolated from American *Physa heterostropha* or *Physa integra*. *Invertebrate Biology* 121, 226-234.
- EU, 2016. Commission implementing regulation (EU) 2016/1141 of 13 July 2016 adopting a list of invasive alien species of Union concern pursuant to Regulation (EU) No 1143/2014 of the European Parliament and of the Council. *Official Journal of the European Union* L 189, 4-8.
- Fry, B., 2006. *Stable Isotope Ecology*. New York: Springer Verlag
- García-Berthou, E., Moreno-Amich, R., 2000. Food of introduced pumpkinseed sunfish: ontogenetic diet shift and seasonal variation. *Journal of Fish Biology* 57, 29-40.
- Godinho, F., Ferreira, M.T., Cortes, R.V., 1997. The environmental basis of diet variation in pumpkinseed sunfish, *Lepomis gibbosus*, and largemouth bass, *Micropterus salmoides*, along an Iberian river basin. *Environmental Biology of Fishes* 50, 105-115.
- Goretti, E., Marcucci, C., Di Veroli, A., Fabrizi, A., Gaino, E., 2014. The tubificids (Annelida, Oligochaeta) of Lake Trasimeno and Lake Piediluco in Central Italy, with a study of SEM morphology of some species. *Turkish Journal of Zoology* 38, 334-341.
- Jones, R.I., Carter, C.E., Kelly, A., Ward, S., Kelly, D.J., Grey, J., 2008. Widespread contribution of methane-cycle bacteria to the diets of lake profundal chironomid larvae. *Ecology* 89, 857-864.
- Kelly, A., Jones, R.I., Grey, J., 2004. Stable isotope analysis provides fresh insights into dietary separation between *Chironomus anthracinus* and *C. plumosus*. *Journal of the North American Benthological Society* 23, 287-296.
- Leunda, P.M., Oscoz, J., Elvira, B., Agorreta, A., Perea, S., Miranda, R., 2008. Feeding habits of the exotic black bullhead *Ameiurus melas* (Rafinesque) in the Iberian Peninsula: first evidence of direct predation on native fish species. *Journal of Fish Biology* 73, 96-114.
- Lorenzoni, M., Corboli, M., Dórr, A.J.M., Giovanazzo, G., Selvi, S., Mearelli, M., 2002. Diets of *Micropterus salmoides* Lac. and *Esox lucius* L. in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) and their diet overlap. *Bulletin francais de la peche et de la pisciculture*, 537-547.
- Makhtova, O.N., Protasov, A.A., Gladyshev, M.I., Sylaieva, A.A., Sushchik, N.N., Morozovskaya, I.A., Kalachova, G.S., 2013. Feeding spectra of bivalve mollusks *Unio* and *Dreissena* from Kanevskoe Reservoir, Ukraine: are they food competitors or not? *Zoological Studies* 52, 56.
- Martinez del Rio, C., Wolf, N., Carleton, S.A., Gannes, L.Z., 2009. Isotopic ecology ten years after a call for more laboratory experiments. *Biological Reviews* 84, 91-111.
- Michener, R., Lajtha, K., 2008. *Stable Isotopes in Ecology and Environmental Science*. Oxford: Blackwell Publishing
- Post, D.M., 2002a. The long and short of food-chain length. *Trends in Ecology & Evolution* 17, 269-277.
- Post, D.M., 2002b. Using stable isotopes to estimate trophic position: models, methods, and assumptions. *Ecology* 83, 703-718.
- Ruiz-Navarro, A., Britton, J.R., Jackson, M.C., Davies, G.D., Sheath, D., 2015. Reproductive ecology and diet of a persistent *Ameiurus melas* (Rafinesque, 1820) population in the UK. *Journal of Applied Ichthyology* 31, 201-203.
- Vander Zanden, M.J., Rasmussen, J.B., 2001. Variation in $\delta^{15}\text{N}$ and $\delta^{13}\text{C}$ trophic fractionation: implications for aquatic food web studies. *Limnology and Oceanography* 46, 2061-2066.
- Vila-Gispert, A., Fox, M.G., Zamora, L., Moreno-Amich, R., 2007. Morphological variation in pumpkinseed *Lepomis gibbosus* introduced into Iberian lakes and reservoirs; adaptations to habitat type and diet? *Journal of Fish Biology* 71, 163-181.
- Visconti, A., Manca, M., 2011. Seasonal changes in the $\delta^{13}\text{C}$ and $\delta^{15}\text{N}$ of the Lago Maggiore pelagic food web. *J. Limnol* 70: 263-271.

Carassius auratus



CAPITOLO 10

La fauna ittica aliena in Umbria

Massimo Lorenzoni, Antonella Carosi, Lucia Ghetti

Riassunto

Il bacino del fiume Tevere riveste particolare importanza per la conservazione della biodiversità ittica in Italia, grazie alla presenza di numerose specie endemiche con areale limitato e quindi maggiormente esposte al rischio di estinzione. Le specie endemiche più rappresentative di questa area sono: la trota mediterranea *Salmo cettii* Rafinesque, 1810, il barbo tiberino *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839, la rovella *Sarmarutilus rubilio* (Bonaparte, 1837), il vairone *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837), il ghiozzo di ruscello *Padogobius nigricans* (Canestrini, 1867) e il cavedano etrusco *Squalius lucumonis* (Bianco, 1982).

L'introduzione di specie ittiche aliene rappresenta uno dei più importanti fattori di minaccia per la conservazione delle specie indigene, in quanto può causarne l'estinzione e quindi portare alla riduzione della biodiversità nativa.

La principale fonte dei dati per valutare la diffusione delle specie ittiche in Umbria è rappresentata dalla Carta Ittica Regionale, uno strumento tecnico realizzato sulla base di un accurato e approfondito studio sull'ittiofauna e sulle dinamiche ambientali che caratterizzano gli ecosistemi acquatici. Nei corpi idrici del bacino umbro del fiume Tevere sono presenti in totale 38 specie esotiche, che rappresentano il 77.10% delle specie totali. Di queste, 10 risultano transfaunate, cioè provenienti da altri bacini italiani, mentre le restanti 27 sono trapiantate e provengono da bacini esteri. Nella maggior parte dei casi, soprattutto in tempi recenti, le introduzioni appaiono conseguenti alla pratica dei ripopolamenti non autorizzati a favore della pesca sportiva. I dati raccolti nell'ambito della Carta Ittica hanno consentito di analizzare i pattern di diffusione delle specie esotiche e di valutare gli impatti sulle comunità ittiche native. Alcune specie esotiche recentemente introdotte da bacini esteri, come la pseudorasbora *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842), il barbo del Danubio *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) e il carassio dorato *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758) hanno manifestato una particolare invasività grazie all'ampia valenza ecologica, l'elevata prolificità e la capacità di diversificare lo spettro alimentare, rappresentando una seria minaccia per le specie native, con le quali spesso si innescano fenomeni di esclusione competitiva. Nel caso dell'introduzione della trota atlantica *Salmo trutta* Linnaeus, 1758 e del barbo del Danubio, all'interazione competitiva con le specie autoctone si sommano gli effetti negativi dovuti all'ibridazione introgressiva con conseguente inquinamento genetico delle popolazioni native.

Particolare attenzione desta il fenomeno delle transfaunazioni, cioè delle introduzioni nel bacino del Tevere di specie ittiche provenienti da altri distretti ittio-geografici italiani, come il ghiozzo padano *Padogobius bonelli* (Bonaparte, 1846) e la lasca *Protochondrostoma genei* (Bonaparte, 1839); in questo caso le specie aliene provengono da corsi d'acqua con caratteristiche ambientali simili e ciò rende più facile la loro rapida naturalizzazione che può andare a discapito delle specie native.

Le informazioni riguardanti la presenza, distribuzione, abbondanza, biologia ed ecologia delle specie ittiche alloctone sono di fondamentale importanza per l'adozione di opportune misure gestionali volte a limitare la loro ulteriore espansione nei corpi idrici umbri o a prevenire l'introduzione di altre specie aliene. Le stesse informazioni inoltre, possono essere utilizzate per valutare i rischi ecologici connessi alle invasioni, con riferimento ai protocolli di Risk Assessment disponibili in letteratura.

Introduzione

Il bacino del fiume Tevere riveste particolare importanza per la conservazione della biodiversità ittica, grazie alla presenza di numerose specie endemiche con areale limitato (Kottelat & Freyhof, 2007; Lorenzoni *et al.*, 2006; Carosi *et al.*, 2015) e quindi maggiormente esposte al rischio di estinzione rispetto alle specie più ampiamente diffuse. In Italia si distinguono due distretti ittiogeografici che possono essere identificati sulla base dei processi di dispersione che hanno caratterizzato la fauna ittica nel corso delle passate ere geologiche, i più importanti dei quali sono avvenuti nel corso dell'ultima glaciazione: il distretto padano-veneto (Bianco, 1993) e il distretto italico-peninsulare (Zerunian, 2002) (Figura 1).

Il distretto italico-peninsulare in particolare è caratterizzato dalla presenza di una serie di specie ittiche con distribuzioni più o meno ampie che si sovrappongono in Umbria avendo come baricentro il bacino del fiume Tevere. Le specie endemiche più rappresentative di questa area sono: la trota mediterranea *Salmo cettii* Rafinesque, 1810, il barbo tiberino *Barbus tyberinus* Bonaparte, 1839, la rovella *Sarmarutilus rubilio* (Bonaparte, 1837), il vairone *Telestes muticellus* (Bonaparte, 1837), il ghiozzo di ruscello *Padogobius nigricans* (Canestrini, 1867) e il cavedano etrusco *Squalius lucumonis* (Bianco, 1982). Il range di distribuzione di queste ultime due specie è particolarmente ristretto e identifica una sottoripartizione del distretto italico-peninsulare: il distretto tosco-laziale (Lorenzoni *et al.*, 2014). Le specie elencate rivestono particolare interesse conservazionistico: il cavedano etrusco e la trota mediterranea *Salmo cettii* sono inseriti tra le specie a rischio critico di estinzione (CR=critical endangered) nella lista rossa dei Vertebrati Italiani (Rondinini *et al.*, 2013), mentre il barbo tiberino e il ghiozzo di ruscello sono classificati tra le specie vulnerabili (VU=vulnerable). Tutte sono anche inserite nell'allegato II della Direttiva 92/43/CEE (Direttiva "Habitat").

L'introduzione di specie ittiche aliene rappresenta uno dei principali fattori di minaccia per la loro conservazione, in quanto può causare l'estinzione delle specie endemiche e quindi portare alla riduzione della biodiversità nativa (Simberloff, 2010; Mejía-Mojica *et al.*, 2015; Smith *et al.*, 2015). Recenti studi condotti sugli ecosistemi acquatici dell'area mediterranea hanno dimostrato che l'introduzione di specie esotiche si ripercuote negativamente sulla composizione funzionale delle comunità ittiche (Marr *et al.*, 2013). Numerose ricerche condotte in particolare sulla fauna

ittica del bacino umbro del Tevere, basate sull'analisi dei dati raccolti nell'ambito della Carta Ittica Regionale, hanno dimostrato che alcune specie esotiche recentemente introdotte da bacini esteri, come la pseudorasbora *Pseudorasbora parva* (Temminck & Schlegel, 1842), il barbo del Danubio *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758) e il carassio dorato *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758), manifestano una particolare invasività e rappresentano una seria minaccia per le specie native, con le quali si innescano fenomeni di interazione competitiva per il cibo e il territorio. In particolare, attraverso l'utilizzo di indici di condizione corporea, è stato dimostrato che il vairone risulta una delle specie più sensibili alla presenza delle specie aliene (Giannetto *et al.*, 2012), mentre la pseudorasbora rappresenta una seria minaccia per rovello, barbo tiberino e cavedano comune *Squalius squalus* (Bonaparte, 1837) (Carosi *et al.*, 2016). Analisi più recenti evidenziano l'impatto fortemente negativo esercitato dalla presenza del barbo del Danubio sul barbo tiberino, causandone l'estinzione locale in due siti sul fiume Tevere e sul fiume Chiascio: in questo caso all'interazione competitiva che occorre tra le due specie si sommano gli effetti negativi dovuti all'ibridazione introgressiva con conseguente inquinamento genetico delle popolazioni native (Carosi *et al.*, 2006). L'ibridazione introgressiva è anche alla base dell'impatto negativo esercitato dalla trota atlantica *Salmo trutta* (Linnaeus, 1758) sulla trota mediterranea; sono infatti pochi i corsi d'acqua in cui si sono conservate popolazioni geneticamente integre, grazie all'assenza di ripopolamenti o alla inaccessibilità dei siti (Splendiani *et al.*, 2016); ancora non è disponibile una quadro ben definito della situazione in Umbria, ma analogamente alla situazione di altre realtà dell'Italia centrale (Caputo *et al.*, 2004,

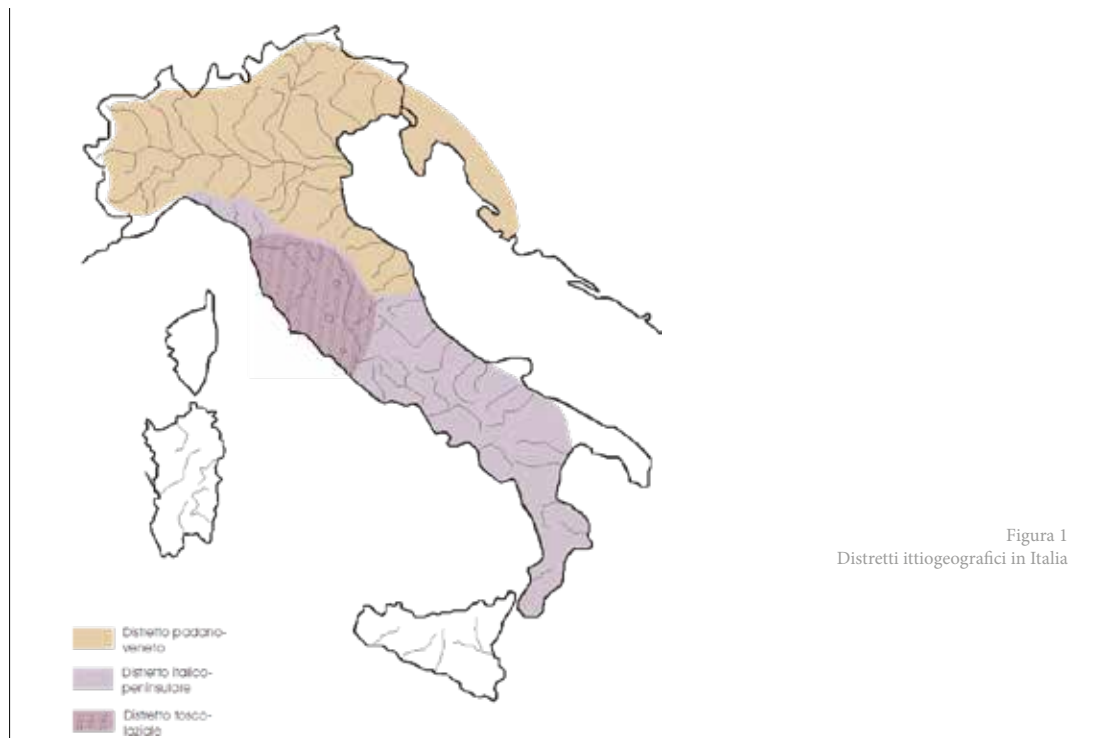


Figura 1
Distretti ittiogeografici in Italia

Splendiani *et al.*, 2013, Lorenzoni *et al.* 2019) si può supporre che nella maggior parte dei casi siano presenti popolazioni ibride con un grado di introgressione più o meno elevato.

Molte specie esotiche presentano delle caratteristiche ecologiche che ne determinano l'invasività, come la tolleranza alle condizioni ambientali avverse e l'elevata prolificità, che risultano particolarmente vantaggiose anche nei processi di invasione di ambienti lacustri o dei tratti medio-terminali dei corsi d'acqua, in cui il degrado ambientale è più pronunciato.

Un altro elemento a favore di molte specie aliene è il basso valore organolettico e lo scarso interesse commerciale che spesso le contraddistinguono, per cui non sono soggette a prelievo da parte dei pescatori sportivi e di professione. Un aspetto preoccupante da considerare nell'ambito dell'introduzione di specie acquatiche aliene in Umbria riguarda le transfaunazioni, cioè le introduzioni nel bacino del Tevere di specie ittiche provenienti dal distretto padano-veneto, come il ghiozzo padano *Padogobius bonelli* (Bonaparte, 1846) e la lasca *Protochondrostoma genei* (Bonaparte, 1839); in questo caso le specie aliene provengono da corsi d'acqua con caratteristiche ambientali simili e ciò rende più facile la loro rapida acclimatazione e naturalizzazione (vedi glossario). Le specie traslocate possono inserirsi nella comunità ittica preesistente senza causare grossi squilibri e occupando una nicchia ecologica vacante, come nel caso dell'alborella *Alburnus arborella* (Bonaparte, 1841), oppure competere per le risorse se nella comunità ittica originaria esistono specie dalle caratteristiche ecologiche simili. È questo il caso delle specie vicarianti, per le quali l'interazione può risultare particolarmente intensa fino a comportare il fenomeno dell'esclusione competitiva, come per il ghiozzo padano che nel bacino del Tevere rappresenta una seria minaccia per l'endemico ghiozzo di ruscello (Lorenzoni *et al.*, 1997; Pompei *et al.*, 2014; Carosi *et al.*, 2015) con il quale compete per il cibo (Pompei *et al.*, 2014) e per i siti riproduttivi (Pompei *et al.*, 2016). L'estinzione della rovella dal lago di Piediluco a causa dell'introduzione del triotto *Leucos aula* (Bonaparte, 1841), specie anch'essa proveniente come il ghiozzo padano dal distretto padano-veneto, rappresenta un altro caso eclatante di esclusione competitiva conseguente ad una transfaunazione.

Le informazioni inerenti alla presenza, distribuzione, abbondanza, biologia ed ecologia delle specie ittiche alloctone, sono di fondamentale importanza per l'adozione di opportune misure gestionali volte al loro contenimento o eradicazione e comunque per approntare piani di prevenzione nei confronti di una loro ulteriore espansione nei corpi idrici umbri. Inoltre, nell'ambito delle strategie gestionali che possono essere poste in atto per affrontare il problema delle invasioni, va sottolineata l'importanza di stilare delle liste di specie non-native presenti negli ambienti acquatici a livello regionale piuttosto che a scala nazionale, in quanto alcune specie transfaunate che risultano invasive in Umbria e quindi vanno contenute o eradicate, in realtà in altre regioni risultano endemiche e quindi necessitano di essere tutelate. La principale fonte dei dati utilizzata per la stesura del presente capitolo è rappresentata dalla Carta Ittica Regionale, uno strumento tecnico realizzato sulla base di un accurato e approfondito studio sull'ittiofauna e sulla conoscenza delle dinamiche ambientali che caratterizzano gli ecosistemi in cui la fauna ittica vive. Lo scopo principale della Carta Ittica, promossa e finanziata dalla Regione Umbria e svolta in collaborazione con l'Università degli Studi di Perugia e Arpa Umbria, riguarda la pianificazione e razionalizzazione degli interventi sulle comunità ittiche, ai fini della loro tutela e conservazione.

La Carta Ittica Regionale Umbria nasce nel 1989 e nel corso del tempo subisce vari livelli di miglioramento e aggiornamento dei dati ambientali, morfologici, idrologici e ittici raccolti sull'intera rete fluvio-lacustre regionale, suddivisa nei 5 bacini idrografici principali che la compongono: Chiascio-Topino, Nera, Nestore, Paglia e bacino residuo del Tevere.

Attualmente vengono monitorate 160 stazioni di campionamento dislocate su un totale di 84 corsi d'acqua. I campionamenti ittici vengono effettuati attraverso l'utilizzo della pesca elettrica, che rappresenta un metodo efficace e non invasivo in quanto permette il rilascio, al termine delle operazioni di campo, di tutti i pesci catturati nel loro ambiente naturale.

Elenco delle specie

Nei corpi idrici del bacino umbro del fiume Tevere sono presenti in totale 38 specie esotiche, che rappresentano il 77.10% delle specie totali (Tabella 1).

Di queste, 10 risultano transfauate, cioè provenienti da altri bacini italiani, mentre le restanti 27 sono trapiantate e provengono da bacini esteri. Ad eccezione di salmerino *Salvelinus fontinalis* (Mitchill, 1814), temolo *Thymallus thymallus* (Linnaeus, 1758), carpa erbivora *Ctenopharyngodon idellus* (Valenciennes, 1844) e trota iridea *Oncorhynchus mykiss* (Walbaum, 1792), per tutte le restanti specie è avvenuta la naturalizzazione, quindi si riproducono con successo e risultano presenti con popolazioni che si mantengono autonomamente.

La presenza del salmerino e del temolo è occasionale: nel primo caso si tratta di qualche esemplare fuggito da un allevamento, nel secondo caso la presenza della specie è dovuta a ripopolamenti effettuati a favore della pesca sportiva.

Anche la presenza della carpa erbivora è conseguente a ripopolamenti effettuati nel lago Trasimeno nel 1986. La trota iridea può essere considerata semi-naturalizzata, in quanto in alcuni siti sono presenti popolazioni stabili che si sostengono autonomamente (Lorenzoni *et al.*, 2010), anche se generalmente la specie è rappresentata da esemplari fuggiti da allevamenti. Nel tempo si assiste ad un progressivo aumento del numero di specie esotiche presenti nei corpi idrici umbri (Fig. 2). Il maggior incremento è avvenuto nel periodo 1998-2006 ed è probabilmente dovuto alle maggiori possibilità di circolazione delle merci che ha consentito l'introduzione di specie provenienti dai paesi dell'Europa orientale e da varie altre parti del mondo.

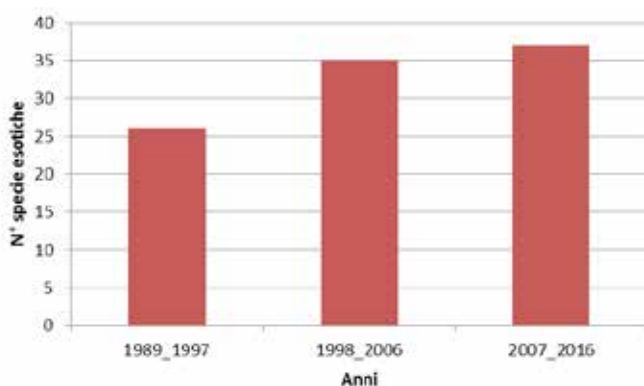


Figura 2
Andamento del numero di specie ittiche esotiche presenti in Umbria nel tempo.
Fonte dei dati: Carta Ittica Regionale (Lorenzoni *et al.*, 2010)

Grado di invasività

L'invasività delle specie ittiche esotiche è stata valutata in base ai seguenti criteri:

- 1) distribuzione più o meno estesa e rapidità con cui la specie espande il suo range al di fuori del proprio areale naturale;
- 2) impatto negativo sugli ambienti acquatici neo-colonizzati e sulle specie native.

Nel bacino del fiume Tevere sono state selezionate 8 specie ittiche che presentano le caratteristiche di invasività sopra descritte (evidenziate in verde nella tabella 1), per le quali sono state predisposte delle schede specifiche riportate in Appendice.

5 specie ittiche presenti in Umbria sono comprese nell'elenco delle 100 specie più invasive a livello globale (IUCN): carpa *Cyprinus carpio* (Linnaeus, 1758), gambusia *Gambusia holbrooki* (Girard, 1859), persico trota *Micropterus salmoides* (Lacepède, 1802), trota fario, trota iridea. Tra le 100 specie più pericolose presenti in Europa (progetto DAISIE) sono invece elencate il salmerino di fonte e la pseudorasbora; quest'ultima specie è compresa anche nell'elenco delle specie invasive contenuto nel Regolamento Unionale n° 1143/2014.

Nella maggior parte dei casi (pseudorasbora, barbo del Danubio *Barbus barbus*, carassio, gobione *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758), rutilo *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758), siluro *Silurus glanis* Linnaeus 1758) il meccanismo dell'espansione del range di distribuzione di queste specie invasive è quello denominato "stepping and stone diffusion" (Gozlan *et al.*, 2010; Carosi *et al.*, 2016, 2017, 2018), cioè le specie vengono introdotte simultaneamente dall'uomo in uno o pochi punti all'interno di un bacino, dai quali in seguito diffondono spontaneamente e rapidamente utilizzando le naturali connessioni della rete idrografica.

Per la maggior parte delle specie che vivono negli ambienti lotici, l'espansione verso valle è facilitata dalla presenza di una corrente unidirezionale, spesso sfruttata dagli stadi giovanili come naturale mezzo di dispersione.

Al contrario, la risalita verso monte è spesso ostacolata o impedita dall'esistenza di barriere naturali o artificiali che interrompono la continuità fluviale: l'importanza di tali barriere varia chiaramente in funzione della vagilità e delle dimensioni delle diverse specie ittiche.

Sulla base dell'analisi del pattern di invasione delle specie esotiche introdotte da maggior tempo, è possibile ipotizzare che anche le specie di più recente introduzione possano rapidamente estendere il proprio range secondo lo stesso meccanismo. Ad esempio l'aspio *Aspius aspius* (Linnaeus, 1758), recentemente introdotto nell'invaso di Corbara, dove la specie è ormai naturalizzata, potrebbe ulteriormente espandere il proprio range in un primo momento al tratto di fiume a valle dell'invaso e successivamente risalire il Tevere e i suoi affluenti principali. Un secondo punto di dispersione per la specie è rappresentato dall'invaso del Turano, da cui l'aspio potrebbe raggiungere il lago di Piediluco attraverso il suo immissario fiume Velino. Il lago di Piediluco è stato già oggetto di invasione da parte di numerose specie alloctone che, unitamente allo scadimento della qualità dell'acqua, hanno stravolto la composizione della comunità ittica in cui attualmente dominano specie esotiche limnofile di scarso interesse commerciale, come triotto, rutilo e acerina *Gymnocephalus cernua* (Linnaeus, 1758). L'acerina, in particolare, specie invasiva originaria dell'Europa e dell'Asia centro-settentrionale, è stata rilevata per la prima volta in Italia nel 1985 nel fiume Isonzo (Chiara, 1986); nel 1996 è comparsa nell'invaso di Corbara e nel lago di Piediluco (Carosi *et al.*, 1998), dove si

è rapidamente naturalizzata esercitando un forte impatto su una specie di elevato interesse commerciale e sportivo, il persico reale *Perca fluviatilis* Linnaeus, 1758 (Lorenzoni *et al.*, 2009; La Porta *et al.*, 2010), con cui compete per le risorse alimentari (Lorenzoni *et al.*, 2007). Un'altra specie altamente invasiva che colonizza principalmente le acque stagnanti è rappresentata dal persico trota; tale specie, proveniente dal Nord-America, è diffusa nell'invaso di Corbara e nel lago Trasimeno, dove esercita la sua azione negativa principalmente nei confronti dell'endemico luccio italo *Esox cisalpinus* Bianco e Delmastro, 2011, con cui è stata dimostrata un'ampia sovrapposizione dello spettro alimentare (Lorenzoni *et al.*, 2002).

La popolazione di luccio italo del lago Trasimeno ha subito negli ultimi anni un drastico declino, anche a causa della presenza di due altre specie esotiche invasive: il carassio dorato, la cui abitudine di alimentarsi smuovendo il fondo aumenta la torbidità delle acque (Crivelli, 1995) e limita quindi la possibilità di ricerca delle prede da parte del luccio (Lorenzoni *et al.*, 2010), e il luccio europeo *Esox lucius* Linnaeus, 1758, con cui la specie nativa si ibrida con conseguente perdita di variabilità genetica.

Le informazioni inerenti alla distribuzione, abbondanza, biologia e preferenze ecologiche delle specie esotiche possono essere utilizzate per valutare i rischi connessi alle invasioni e quindi approntare opportune misure gestionali, come nel caso dei cosiddetti protocolli di Risk Assessment.

Origini e cause dell'introduzione

La maggior parte dei ciprinidi transfaunati dal distretto padano-veneto (lasca, alborella, triotto) è stata introdotta involontariamente nel bacino del Tevere negli anni '60 (Sommani, 1967; Bianco e Ketmaier, 2001; Lorenzoni *et al.*, 2006) con i ripopolamenti effettuati utilizzando il cosiddetto "pesce bianco", cioè una *miscellanea* di pesci di varie specie, prevalentemente appartenenti alla famiglia dei ciprinidi, acquistati da allevamenti del nord Italia. Anche la savetta *Chondrostoma soetta* Bonaparte, 1840, il gobione, il ghiozzo padano e forse il cobite *Cobitis bilineata* Canestrini, 1865 sono stati introdotti negli anni '90 con ripopolamenti non autorizzati (Bianco, 1989; Lorenzoni *et al.*, 1997).

Nel caso del cobite non esiste però la certezza che si tratti di una specie veramente esotica per il bacino del Tevere, in quanto non tutti gli autori concordano su tale punto (Moretti e Gianotti, 1966; Bianco, 1993; Zerunian, 2002; Kottelat e Freyhof, 2007): tra le considerazioni di carattere zoogeografico che farebbero escludere l'ipotesi di una sua introduzione recente c'è la presenza delle specie in molti corsi d'acqua del reticolo secondario in cui difficilmente possono essere stati effettuati dei ripopolamenti. La diffusione di alcune di queste specie, come ad esempio l'alborella, è stata in seguito facilitata dal loro utilizzo come esca viva.

In altri casi le specie ittiche sono state immesse volontariamente dai pescatori attraverso dei ripopolamenti non autorizzati, come nel caso del persico trota, del barbo del Danubio, del barbo spagnolo *Luciobarbus graellsii* (Steindachner, 1866) e del siluro, in quanto tali specie risultano di particolare interesse per la pesca sportiva. La gambusia è stata invece introdotta negli anni '20 per la lotta biologica contro la zanzara anofele responsabile della malaria. L'introduzione della carpa è sicuramente la più antica: sembra infatti che la specie sia stata introdotta nel fiume Tevere già all'epoca dei Romani. Alcune specie utilizzate in acquacoltura,

come il salmerino di fonte e la trota iridea, possono essere fuggite dagli allevamenti e quindi avere colonizzato le acque libere, soprattutto se gli impianti sono collocati nelle vicinanze di un corso d'acqua. In alcuni casi le introduzioni sono avvenute volontariamente ad opera dell'uomo con lo scopo di favorire la presenza di specie di interesse per la pesca professionale, soprattutto negli ambienti lacustri; ad esempio il persico reale, la cui introduzione nei laghi umbri risale agli anni '20 (Mearelli *et al.*, 1990), mentre il lucioperca *Stizostedion lucioperca* (Linnaeus, 1758), specie ittica originaria dell'Europa dell'est, è stata introdotta nell'invaso di Corbara negli anni '60 ad opera del Centro Ittiogenico di Roma per incrementare la presenza di specie di interesse commerciale; infatti il lucioperca, pur essendo una specie alloctona invasiva, è molto apprezzato per la bontà delle sue carni ed è anche una specie ambita dai pescatori sportivi. Anche il coregone *Coregonus lavaretus* (Linnaeus, 1758) è stato introdotto nel lago di Piediluco con l'obiettivo di favorire la pesca professionale.

Effetti dei cambiamenti climatici

I cambiamenti climatici comportano un'alterazione delle caratteristiche ecologiche degli ambienti acquatici dell'area Mediterranea, soprattutto in termini di instabilità idrologica. Come conseguenza del riscaldamento globale è possibile prevedere nell'immediato futuro un'accentuazione dei periodi di magra dei corsi d'acqua e un progressivo scadimento della qualità dell'acqua. I risultati di un'analisi multivariata condotta utilizzando dati ambientali e ittici raccolti in 125 stazioni di campionamento dislocate in tutto il bacino del Tevere (Carta Ittica Regionale 2° livello e 1° e 2° aggiornamento) hanno dimostrato nei corsi d'acqua oggetto di indagine il graduale spostamento da valle verso monte di due specie endemiche tipiche della zona del barbo, il cavedano etrusco e il vairone (Carosi *et al.*, 2019 a). La stessa ricerca ha dimostrato che, nel caso di specie caratterizzate da limitata vagilità e scarsa capacità di superare ostacoli, come il ghiozzo di ruscello, tali spostamenti possono essere impediti dalla presenza di sbarramenti che interrompono la continuità fluviale. L'assenza di flussi idrici in concomitanza dei periodi di siccità può ulteriormente aumentare l'isolamento di queste specie con tolleranza termica limitata, peraltro già minacciate nei tratti fluviali situati più a valle dalla presenza delle numerose specie esotiche presenti e dai fenomeni di inquinamento. Occorre inoltre considerare la probabile creazione di nuovi invasi per fronteggiare le carenze idriche, che potrebbero rappresentare nuovi ambienti colonizzabili dalle specie aliene in gran parte limnofile (Lorenzoni *et al.*, 2014). Una ricerca condotta in collaborazione con il "Centro Cambiamenti Climatici e Biodiversità nei laghi e nelle aree umide" di Arpa Umbria ha dimostrato che le conseguenze del riscaldamento globale sul lago Trasimeno, in termini di aumento della temperatura e decremento di trasparenza e livelli idrometrici, sono particolarmente evidenti e influenzano la struttura e il funzionamento dell'intero ecosistema, con effetti negativi sulla comunità ittica. Tali effetti, combinati con l'esplosione demografica del carassio dorato, hanno contribuito al declino della popolazione di luccio italiano, peraltro già fortemente minacciato dalla riduzione delle aree idonee alla riproduzione e dalla competizione con altre specie ittiche predatrici aliene (Carosi *et al.*, 2019 b).

Impatti (3 livelli):

- Ecologico (biodiversità ed ecosistemi)

In Umbria sono presenti 7 specie endemiche elencate nella lista rossa dei vertebrati italiani della IUCN (Tab. 2), ciascuna delle quali è minacciata dalla presenza di specie esotiche. In particolare la presenza di una specie ittica invasiva può esercitare impatti negativi sulla biodiversità nativa attraverso i seguenti meccanismi:

- Scomparsa, contrazione del *range* di distribuzione o diminuzione delle abbondanze di specie native a causa della competizione per le risorse alimentari e per il territorio, che comprende le aree idonee per la deposizione delle uova e le zone di rifugio (es. fenomeni di esclusione competitiva tra specie aventi preferenze ecologiche simili, come ad es. triotto vs. rovela, persico trota vs. luccio italo, ghiozzo padano vs. ghiozzo di ruscello).
- Scomparsa, contrazione del *range* di distribuzione o diminuzione delle abbondanze a causa dell'attività predatoria, che può essere esercitata sulle uova o su individui di specie native (es. siluro e lucioperca).
- Perdita della variabilità genetica delle specie native a causa dell'ibridazione introgressiva con specie aliene congeneriche: es. *S. trutta* x *S. cettii*, *B. barbus* x *B. tyberinus*, *E. lucius* x *E. cisalpinus*).
- Scomparsa, contrazione del range di distribuzione o diminuzione delle abbondanze a causa dell'introduzione di agenti patogeni veicolati dalle specie ittiche alloctone come si è dimostrato essere avvenuto in Gran Bretagna a causa dell'introduzione della pseudorasbora, vettore di *Sphaerothecum destruens* agente patogeno di varie specie ittiche (Gozlan *et al.*, 2005).
- Riduzione della capacità di alimentarsi e delle attività riproduttive di specie native a causa di modificazioni delle caratteristiche ambientali (es. il carassio determina un aumento della torbidità che impedisce all'endemico luccio italo di avvistare le prede; la presenza della carpa erbivora determina una riduzione del canneto (di cui si ciba) con conseguente riduzione delle aree idonee per la riproduzione del luccio italo (Carosi *et al.*, 2019b).

- Socioeconomico

- In molti casi in cui l'invasione interessa un ambiente lacustre, la presenza della specie aliena può ripercuotersi negativamente sulle attività di pesca professionale, sia in quanto determina una riduzione delle abbondanze delle specie di maggiore interesse commerciale (es. acerina per il lago di Piediluco), sia in quanto ostacolano le operazioni di recupero delle reti (es. carassio nel lago Trasimeno) (Carosi *et al.*, 2019 b).

- Sanitario

- Le specie esotiche possono veicolare parassiti o altri agenti patogeni provenienti dai loro ambienti di origine che le specie native non sono in grado di contrastare (es. pseudorasbora).

Possibili azioni risolutive

- Prevenzione

L'educazione ambientale e la sensibilizzazione delle comunità giocano un ruolo decisivo nella prevenzione dell'introduzione delle specie esotiche. In questo contesto assume particolare rilievo la divulgazione delle informazioni disponibili sulle specie ittiche aliene presenti in Umbria, con particolare riferimento alla loro distribuzione, allo stato delle popolazioni in termini di abbondanza e struttura, agli impatti provocati sulle specie native e ai possibili interventi gestionali. E' soprattutto fondamentale la sensibilizzazione dei pescatori sportivi e professionali,

sia in quanto un esercizio corretto dell'attività di pesca è essenziale per la prevenzione delle introduzioni, sia al fine del loro coinvolgimento nel rilevamento precoce delle specie aliene per una rapida ed efficace eradicazione.

- Rapida individuazione

I programmi di contenimento o di eradicazione di una specie esotica sono più efficaci se attivati in una fase precoce dell'invasione, quando non è ancora avvenuta la naturalizzazione. Perciò è importante l'attivazione di programmi di sorveglianza continua sui corpi idrici, secondo quanto previsto dal Regolamento Europeo (UE) n. 1143/2014 recante disposizioni volte a prevenire e gestire l'introduzione e la diffusione delle specie esotiche invasive.

Controllo ed eradicazione

I programmi di eradicazione sono molto costosi e necessitano dell'impiego di molti operatori adeguatamente attrezzati. In effetti, a causa dei costi elevati e anche per il fatto che tali interventi spesso non si rivelano pienamente efficaci e non sono risolutivi, attualmente in Italia non si conoscono molti casi di eradicazione. Un esempio positivo di attività di eradicazione rientra nell'ambito delle attività concrete di conservazione svolte nell'ambito del progetto LIFE 12 NAT/IT/000940 TROTA volto al recupero della trota mediterranea nell'Appennino centrale. Tale attività, condotta attraverso l'utilizzo della pesca elettrica, ha riguardato l'eradicazione di 6 popolazioni atlantiche (individuate su base genetica) presenti in 4 corsi d'acqua ricadenti in territorio marchigiano. Le operazioni hanno portato alla pressoché totale rimozione della specie aliena mediante elettropesca in tutti i siti considerati, in cui sono in corso le attività di reintroduzione della trota nativa mediterranea: i risultati della ricerca hanno dimostrato che l'eradicazione può essere efficace a condizione che i corsi d'acqua siano di modeste dimensioni, i tratti da eradicare non troppo estesi e privi di zone inaccessibili e che la ricolonizzazione dei siti sia impedita dalla presenza di ostacoli alla diffusione naturale; il periodo migliore in cui concentrare gli sforzi si è dimostrato essere per la trota fario atlantica da maggio all'inizio del periodo riproduttivo (novembre-dicembre). Un recente studio ha dimostrato che le attività di eradicazione della trota atlantica sopra citate hanno avuto effetti positivi anche su un'altra specie di notevole interesse naturalistico, lo scazzone, che si è dimostrata vulnerabile nei confronti della specie aliena soprattutto a causa della predazione (Lorenzoni *et al.*, 2018).

Lacune conoscitive

Sulla base delle attuali conoscenze e dei dati a disposizione si possono individuare alcune lacune conoscitive da colmare con ulteriori studi di approfondimento relativamente alle specie esotiche:

Caratterizzazione genetica delle popolazioni di luccio italoico *Esox cisalpinus* in Umbria.

La specie endemica *Esox cisalpinus* è stata distinta solo di recente dall'esotico *Esox lucius*, quindi non si ha attualmente un quadro definito dello stato delle popolazioni native (Pompei *et al.*, 2017; Carosi *et al.*, 2019 b). Approfondire le conoscenze inerenti la distribuzione del luccio italoico in Umbria è fondamentale per formulare ipotesi gestionali di conservazione della specie nativa e contenimento della specie alloctona.

Caratterizzazione genetica delle popolazioni di *Barbus barbus* in Umbria.

Anche in questo caso è necessario condurre analisi genetiche sulle popolazioni per accertare il

grado di inquinamento genetico delle popolazioni native di barbo tiberino, causato dai fenomeni di ibridazione che avvengono tra le due specie.

Approfondimento delle caratteristiche biologiche ed ecologiche di tutte le specie alloctone.

Per poter approntare piani di contenimento o eradicazione è necessario acquisire conoscenze riguardanti soprattutto la biologia riproduttiva delle specie invasive, allo scopo di individuare il periodo in cui intervenire con efficacia.

Approfondimento delle conoscenze sulla selettività dei mezzi di cattura nei confronti delle diverse specie invasive (es. reti nelle acque stagnanti ed elettrostorditore nelle acque correnti) per stabilire le attrezzature da impiegarsi nell'ambito degli eventuali programmi di contenimento o eradicazione.

Tabella 1 Elenco delle specie ittiche alloctone presenti nei corpi idrici della Regione Umbria

Famiglia	Nome scientifico	Nome comune	Origine	Anno di introduzione in Umbria
Atherinidae	<i>Atherina boyeri</i> (Risso, 1810)	Latterino	Transfaunata	
Cyprinidae	<i>Alburnus arborella</i> (Bonaparte, 1841)	Alborella	Transfaunata	1960 (Lorenzoni <i>et al.</i> , 2006)
	<i>Abramis brama</i> (L., 1758)	Abramide	Trapiantata	2000 (dati non pubblicati)
	<i>Barbus barbus</i> (L., 1758)	Barbo del Danubio	Trapiantata	1998 (Mearelli <i>et al.</i> , 2000)
	<i>Blicca bjoerkna</i> (L., 1758)	Blicca	Trapiantata	2000 (dati non pubblicati)
	<i>Carassius auratus</i> (L., 1758)	Carassio	Trapiantata	1989 (Lorenzoni <i>et al.</i> , 2006)
	<i>Chondrostoma soetta</i> Bonaparte, 1840	Savetta	Transfaunata	1989 (Bianco, 1989)
	<i>Ctenopharyngodon idella</i> (Valenciennes, 1844)	Carpa erbivora	Trapiantata	1986 (Mearelli, 1990)
	<i>Cyprinus carpio</i> L., 1758	Carpa	Trapiantata	Epoca romana
	<i>Gobio gobio</i> (L., 1758)	Gobione	Trapiantata	1999 (dati non pubblicati)
	<i>Leuciscus aspius</i> (L., 1758)	Aspio	Trapiantata	
	<i>Leucos aula</i> Bonaparte, 1841	Triotto	Transfaunata	1960 (dati non pubblicati)
	<i>Luciobarbus graellsii</i> (Steindachner, 1866)	Barbo spagnolo	Trapiantata	2010 (Buonerba <i>et al.</i> , 2013)
	<i>Protochondrostoma genei</i> (Bonaparte, 1839)	Lasca	Transfaunata	1960 (Sommani, 1967)
	<i>Pseudorasbora parva</i> (Schlegel, 1842)	Pseudorasbora	Trapiantata	1994 (Lorenzoni <i>et al.</i> , 1997)
	<i>Rhodeus sericeus</i> (Pallas, 1776)	Rodeo	Trapiantata	2003 (dati non pubblicati)
	<i>Rutilus rutilus</i> (L., 1758)	Rutilo	Trapiantata	2004 (La Porta <i>et al.</i> , 2010)
	<i>Scardinius erythrophthalmus</i> L., 1758	Scardola europea	Trapiantata	
	<i>Scardinius hesperidicus</i> (Bonaparte, 1842)	Scardola padana	Trapiantata	1988 (Bianco, 1994)
	<i>Squalius cephalus</i>	Cavedano europeo		2011 (Carosi <i>et al.</i> , 2019)
Centrarchidae	<i>Lepomis gibbosus</i> (L., 1758) Persico sole (L., 1758)		Trapiantata	1926 (Mearelli, 1990)
	<i>Micropterus salmoides</i> Lacépède, 1802	Persico trota	Trapiantata	1989 (Bianco, 1989)
Cobitidae	<i>Cobitis bilineata</i> Canestrini 1865	Cobite	Transfaunata	1989 (Bianco, 1994)
Esocidae	<i>Esox lucius</i> L., 1758	Luccio europeo	Trapiantata	Secolo scorso
Gobiidae	<i>Knipowitschia panizzae</i> (Verga, 1841)	Ghiozzetto	Transfaunata	
	<i>Padogobius bonelli</i> (Bonaparte, 1846)	Ghiozzo padano	Transfaunata	1993 (Lorenzoni <i>et al.</i> , 1997)
	<i>Pomatoschistus canestrini</i> (Ninni, 1883)	Ghiozzo di Canestrini	Trapiantata	
Ictaluridae	<i>Ameiurus melas</i> (Rafinesque, 1820)	Pesce gatto	Trapiantata	1988 (Ghetti <i>et al.</i> , 2007)
Percidae	<i>Gymnocephalus cernua</i> (L., 1758)	Acerina	Trapiantata	2000 (dati non pubblicati)
	<i>Perca fluviatilis</i> L., 1758	Persico reale	Transfaunata	1920 (Mearelli <i>et al.</i> , 1990)
	<i>Stizostedion lucioperca</i> (L., 1758)	Lucioperca	Trapiantata	1964 (Sommani, 1967)
Poeciliidae	<i>Gambusia holbrooki</i> Girard, 1859	Gambusia	Trapiantata	1922 (Sommani, 1967)
Salmonidae	<i>Coregonus lavaretus</i> (L., 1758)	Coregone	Trapiantata	
	<i>Oncorhynchus mykiss</i> (Walbaum, 1792)	Trota iridea	Trapiantata	
	<i>Salmo trutta</i> L., 1758	Trota fario	Trapiantata	
	<i>Salvelinus fontinalis</i> (Mitchill, 1814)	Salmerino	Trapiantata	2006 (Lorenzoni <i>et al.</i> , 2010)
	<i>Thymallus thymallus</i> (L., 1758)	Temolo	Trapiantata	1967 (Sommani, 1967)
Siluridae	<i>Silurus glanis</i> L., 1758	Siluro	Trapiantata	2000 (dati non pubblicati)

Tabella 2 Elenco delle specie ittiche endemiche presenti in Umbria, categoria di rischio di estinzione secondo la IUCN e impatti dovuti alla presenza di specie aliene

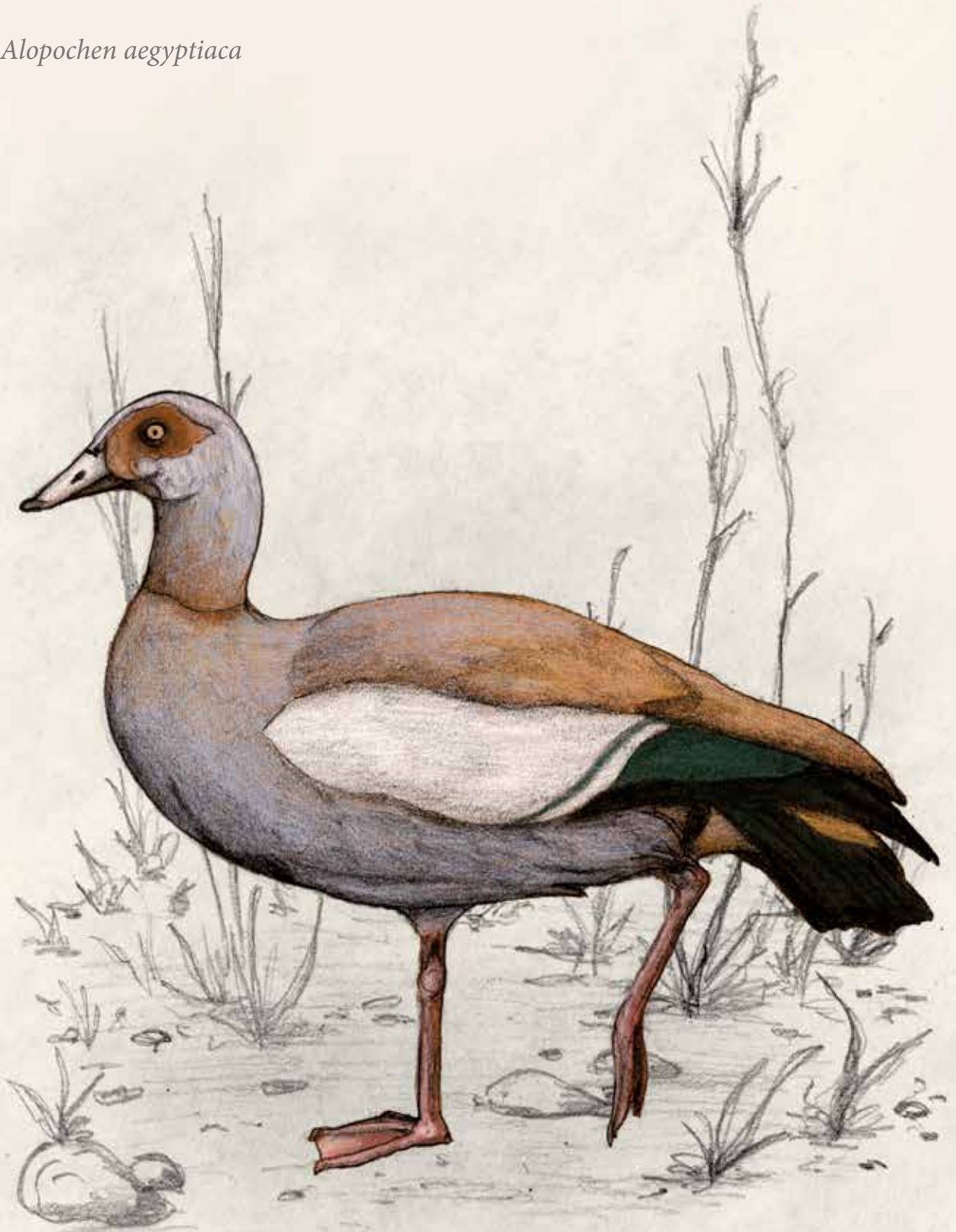
Specie	Categoria IUCN	Impatti
<i>Sarmarutilus rubilio</i>	Near threatened (NT)	Interazione competitiva per cibo e habitat con triotto, pseudorasbora, lasca
<i>Squalius lucmonis</i>	Critically endangered (CR)	Interazione competitiva per cibo e habitat con carassio
<i>Barbus tyberinus</i>	Vulnerable (VU)	Interazione competitiva per cibo e habitat e ibridazione introgressiva con Barbo del Danubio
<i>Padogobius nigricans</i>	Vulnerable (VU)	Interazione competitiva per cibo e habitat con ghiozzo padano
<i>Salmo cettii</i>	Critically endangered (CR)	Ibridazione introgressiva con la trota atlantica
<i>Telestes muticellus</i>	Least concern (LC)	Interazione competitiva per cibo e habitat con alborella, carassio, lasca, pseudorasbora, barbo del Danubio
<i>Esox cisalpinus</i>	Data deficient (DD)	Interazione competitiva per il cibo con il persico trota; ibridazione introgressiva con il luccio europeo; la torbidità dell'acqua causata dal carassio ostacola l'avvistamento delle prede

Bibliografia

- Bianco P.G., 1993. L'ittiofauna continentale dell'Appennino umbro-marchigiano, barriera semipermeabile allo scambio di componenti primarie tra gli opposti versanti dell'Italia centrale. *Biogeographia*, 17: 427-485.
- Bianco P.G., Ketmaier V., 2001. Anthropogenic changes in the freshwater fish fauna of Italy, with reference to the central region and *Barbus graellsii*, a newly established alien species of Iberian origin. *Journal of Fish Biology* 59 (A): 190-208.
- Caputo V, Giovanotti M, Nisi Cerioni P, Caniglia ML, Splendiani A. 2004. Genetic diversity of brown trout (*Salmo trutta* L., 1758) in central Italy. *Journal of Fish Biology* 65: 403-418.
- Carosi A., Ghetti L., Cauzillo C., Pompei L., Lorenzoni M., 2017. Occurrence and distribution of exotic fishes in the Tiber River basin (Umbria, central Italy). *Journal of Applied Ichthyology* 33:274-283. <https://doi.org/10.1111/jai.13302>.
- Carosi A., Ghetti L., Forconi A., Lorenzoni M., 2015. Fish community in the river Tiber basin (Umbria-Italy): temporal changes and possible threats to native biodiversity. *Knowledge and Management of Aquatic Ecosystems*. 416, 22.
- Carosi A., Ghetti L., Lorenzoni M., 2017. Invasive *Carassius* spp. in the Tiber River basin (Umbria, Central Italy): population status and possible interactions with native fish species. *Cybium*, 41 (1): 11-23.
- Carosi A., Ghetti L., La Porta G., Lorenzoni M. (2017). Ecological effects of the European barbel *Barbus barbus* (L., 1758) (Cyprinidae) invasion on native barbel populations in the Tiber River basin (Italy). *The European Zoological Journal*, 84: 420-435.
- Carosi A., Ghetti L., Padula R., Lorenzoni M. (2019)B. Potential effects of global climate change on fisheries in the Trasimeno Lake (Italy), with special reference to the goldfish *Carassius auratus* invasion and the endemic southern pike *Esox cisalpinus* decline. *Fisheries Management and Ecology*. DOI: 10.1111/fme.12318.
- Carosi A., Padula R., Ghetti L., Lorenzoni M. (2019a). Endemic freshwater fish range shifts related to global climate changes: a long-term study provides some observational evidence for the Mediterranean area. *Water*, 11, 2349. DOI:10.3390/w11112349.
- Carosi A., Ghetti L., Pompei L., Lorenzoni M. (2019 c). Prima segnalazione del Cavedano europeo *Squalius cephalus* (Linnaeus, 1758) nel bacino del fiume Tevere. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology* 5: 283-291.

- Ghetti L., Carosi A., Lorenzoni M., Pedicillo G., Dolciami R. 2007. L'introduzione delle specie esotiche nelle acque dolci. Litograf Editor, Città di Castello, 103 p.
- Giannetto D., Carosi A., Franchi E., Ghetti L., Pedicillo G., Pompei L., Lorenzoni M. 2012. Assessing the impact of non-native freshwater fishes on native species using relative weight. *Knowl. Manag. Aquatic Ecosyst.*, 404: 03.
- Gozlan R.E., St-Hilaire S., Feist S.W., Martin P., Kent M.L. 2005. Disease threat to European fish. *Nature*, Vol 435: 1046.
- Gozlan R.E., Andreou D., Asaeda T., Beyer K., Bouhadad R., Burnard D., Caiola N., Cakic P., Djikanovic V., Esmaeili H.R., Falka I., Golicher D., Harka A., Jeney G., Kováč V., Musil J., Nocita A., Povz M., Poulet N., Virbickas T., Wolter C., Tarkan A.S., Tricarico E., Trichkova T., Verreycken H., Witkowski A., Zhang C., Zweimueller I., Britton J.R., 2010. Pan-continental invasion of *Pseudorasbora parva*: towards a better understanding of freshwater fish invasions. *Fish and Fisheries*, 11: 315-340.
- Kottelat M., Freyhof J., 2007. *Handbook of European Freshwater Fishes*, Kottelat, Cornol, 646 p.
- La Porta G., Angeli V., Bicchi A., Carosi A., Pedicillo G., Viali P., Lorenzoni M. 2010. Variations in the fish community in lake Piediluco (Italy) caused by changes in the lake's trophic status and the introduction of alien species. *J. Appl. Ichtyol.* 26 (2): 53-59.
- Lorenzoni M., Barocco R., Carosi A., Giannetto D., Pompei L., 2014. La fauna ittica dei corsi d'acqua appenninici in relazione alle variazioni del regime delle deposizioni umide. *Biologia Ambientale*, 28 (2): 67-73.
- Lorenzoni M., Carosi A., Giovinazzo G., Mearelli M., 1997. Presenza e distribuzione di specie ittiche esotiche (Pisces: Osteichthyes) nel bacino del Fiume Tevere, dalle sorgenti alla confluenza con il Fiume Nera. *Atti Soc. It. Sci. Nat. Museo Civ. Stor. Nat.*, 137: 47-63.
- Lorenzoni M., Carosi A., Pedicillo G., Trusso A. 2007. A comparative study on the feeding competition of the European perch *Perca fluviatilis* L. and the ruffe *Gymnocephalus cernuus* (L.) in Lake Piediluco (Umbria, Italy). *Bull. Fr. Peche Piscic.* 385-386: 537-547.
- Lorenzoni M., Corboli M., Dörr A.J.M., Giovinazzo G., Selvi S., Mearelli M. 2002. Diets of *Micropterus salmoides* Lac. and *Esox lucius* L. in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) and their diet overlap. *Bull. Fr. Peche Piscic.* 387: 35-37.
- Lorenzoni M., Ghetti L., Carosi A., Dolciami R., 2010. *La fauna ittica e i corsi d'acqua dell'Umbria. Sintesi delle Carte Ittiche regionali dal 1986 al 2009*. Petrucci Editore, Perugia, 288 p.
- Lorenzoni M., Ghetti L., Pedicillo G., Carosi A., 2010. Analysis of the biological features of the goldfish *Carassius auratus auratus* in Lake Trasimeno (Umbria, Italy) with a view to drawing up plans for population control. *Folia Zoologica*, 59 (2): 142- 156.
- Lorenzoni M., Mearelli M., Ghetti L. 2006. Native and exotic fish species in the Tiber river watershed (Umbria-Italy) and their relationship to the longitudinal gradient. *Bull. Fr. Peche. Piscic.* 382: 19-44.
- Lorenzoni M., Pace R., Pedicillo G., Viali P., Carosi A., 2009. Growth, catches and reproductive biology of ruffe *Gymnocephalus cernuus* in Lake Piediluco (Umbria, Italy). *Folia Zool.* 58(4): 420-435.
- Lorenzoni M., Carosi A., Giovannotti M., La Porta G., Splendiani A., Caputo Barucchi V. (2018). Population status of the native *Cottus gobio* after removal of the alien *Salmo trutta*: a case-study in two Mediterranean streams (Italy). *Knowl. Manag. Aquat. Ecosyst.*, 419, 22. DOI: 10.1051/kmae/2018006.
- Lorenzoni M., Carosi A., Giovannotti M., La Porta G., Splendiani A., Caputo Barucchi V. (2019). Ecology and conservation of the Mediterranean trout in the central Apennines (Italy). *Journal of Limnology.* 178(1): 1-13 DOI: 10.4081/jlimnol.2018.1806.
- Moretti G.P., Gianotti F.S., 1966. *I pesci e la pesca nel lago Trasimeno*. Grafica Salvi, Perugia, 97 p.
- Pompei L., Giannetto D., Lorenzoni M. 2014. Feeding Ecology of *Padogobius nigricans* (Canestrini, 1867) and *P. bonelli* (Bonaparte, 1846) in Aggia River (Umbria, Italy) and Their Diet Overlap. *Hydrobiologia* 740: 101-113.
- Pompei L., Carosi A., Cauzillo C., Lorenzoni M. 2016. Investigation on the shelter occupancy by two Italian gobies, *Padogobius bonelli* and *P. nigricans* in streams of the upper River Tiber basin. *Atti XV Congresso AIAD*, Popoli, 21-23 ottobre.
- Pompei L., Pieracci D., Giannetto D., Carosi A., Cauzillo C., Dolciami R., Ghetti L., Lorenzoni M., 2017. Reproductive biology of Cisalpine pike (*Esox cisalpinus* Bianco & Delmastro, 2011) in Lake Trasimeno (Italy). *Journal of Applied Ichthyology* 33:225-229. DOI: 10.1111/jai.13294.
- Rondinini C., Battistoni A., Peronace V., Teofili C. (Compilers), 2013. Lista Rossa IUCN dei Vertebrati Italiani, Comitato Italiano IUCN e Ministero dell'Ambiente e del Mare, Roma, Italia, 54 p.
- Splendiani A., Ruggeri P., Giovannotti M., Caputo Barucchi V. 2013. Role of environmental factors in the spread of domestic trout in Mediterranean streams. *Freshwater Biology* 58: 2089-2101.
- Zerunian S., 2002. Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia. Edagricole, Bologna, 10, 220 p.

Alopochen aegyptiaca



CAPITOLO 11

Anfibi e Rettili alloctoni in Umbria

Cristiano Spilinga, Emi Petruzzi

Riassunto

Negli ultimi anni la detenzione di animali esotici ha subito un trend in continuo aumento favorendo la presenza anche in ambienti naturali seminaturali, a seguito di immissioni volontarie o involontarie, di numerose specie di Rettili e Anfibi. Pur non essendo stati condotti studi *ad hoc* è possibile affermare che oggi in Umbria siano presenti 7 *taxa* di origine esotica: la testuggine palustre americana dalle orecchie rosse (*Trachemys scripta elegans*) la testuggine palustre americana dalle orecchie gialle (*Trachemys scripta scripta*), la testuggine di Hermann orientale (*Testudo hermanni boettgeri*), la testuggine moresca (*Testudo graeca*), la testuggine marginata (*Testudo marginata*) e due specie di rana verde (*Pelophylax ridibundus* e *Pelophylax shquipericus*).

Tra queste quelle che presentano una maggiore problematicità sono le due testuggini palustri americane la cui presenza nel territorio regionale è di tipo puntiforme ma in grado di raggiungere, dove presente, anche importanti consistenze. Non sono ancora stati registrati fenomeni riproduttivi ma il continuo rilascio in natura di esemplari detenuti in cattività rappresenta una minaccia per la tutela di specie, habitat ed ecosistemi.

Introduzione

La commercializzazione per scopi terraristici, oltre che a fini alimentari, ha determinato la presenza nel nostro paese di specie alloctone di Anfibi e Rettili rilasciate in natura volontariamente o accidentalmente.

Si ritiene che il commercio degli animali da compagnia sia il principale canale di introduzione di Anfibi e Rettili a livello mondiale (Kraus, 2009).

La detenzione di animali esotici è divenuta una vera e propria moda, soprattutto negli ultimi anni, aprendo la strada all'introduzione di numerose specie alloctone (Monaco, 2014): la presenza in ambienti naturali e seminaturali in alcuni casi è rappresentata da episodi sporadici, legati a fughe accidentali, in altri casi è invece determinata da introduzioni volontarie, come per le piccole tartarughe acquatiche acquistate come animali da compagnia che, una volta divenute troppo grandi, vengono rilasciate con l'intento di donare la libertà ad un animale da sempre detenuto in cattività.

È il caso delle testuggini palustri americane (*Trachemys scripta ssp.*), le uniche ad oggi rinvenute in Umbria, ma anche quello di molte altre specie di testuggini, terrestri e acquatiche.

Le introduzioni non sono avvenute solo in epoca recente, basti pensare che gli studi genetici condotti hanno dimostrato che la testuggine moresca (*Testudo graeca*) e la testuggine marginata (*Testudo marginata*), oggi naturalizzate in Sardegna, siano state molto probabilmente introdotte nell'isola dall'uomo in epoca storica (Corti *et al.*, 2010).

Tali traslocazioni possono essere avvenute volontariamente o involontariamente per trasporto passivo a seguito degli scambi commerciali condotti dall'uomo in antichità.

Una nota speciale merita la presenza in Umbria del gecko comune (*Tarentola mauritanica*) e del gecko verrucoso (*Hemidactylus turcicus*). Si tratta infatti di specie presenti in Italia con popolazioni distribuite lungo le aree costiere che, in alcuni casi, si spingono nell'entroterra. La presenza in Umbria, con popolazioni anche importanti, ma distribuite in maniera puntiforme fa ipotizzare ad una introduzione operata, volontariamente o involontariamente, dall'uomo. Recenti analisi hanno portato ad avanzare l'ipotesi di un'origine delle popolazioni europee, provenienti anticamente dal Nord Africa, derivata da introduzioni operate in passato dall'uomo (Scalera *et al.*, 2014). Le due specie di gecko, considerando la loro presenza storica e l'assenza di impatti a loro legati, non sono oggetto di ulteriori approfondimenti nel presente lavoro.

Per quanto riguarda gli Anfibi, nonostante anche per questi, la detenzione a scopi terraristici rappresenti una delle principali motivazioni di introduzione in altri paesi, è da tenere presente che anche l'utilizzo a scopo alimentare è una delle cause alla base della commercializzazione di numerose specie di rane.

Un esempio è rappresentato dall'introduzione, anche in Italia, della rana toro (*Rana catesbeiana*), scelta per le notevoli dimensioni raggiunte e per la rapidità di accrescimento. La specie, presente in alcune regioni (Piemonte, Lombardia, Veneto, Friuli, Emilia Romagna, Toscana, Lazio e Campania) ed in alcuni casi naturalizzata, ad oggi non è stata rinvenuta in Umbria (Lanza *et al.*, 2007).

Stato delle conoscenze

La testuggine palustre dalle orecchie rosse (*Trachemys scripta elegans*) è la specie alloctona maggiormente presente in Umbria (Ragni *et al.*, 2006) dove ha trovato ambienti idonei alla sua presenza quali acque stagnanti, caratterizzate da substrato fangoso, molto ricche di vegetazione. In Umbria tali ambienti caratterizzano stagni e piccoli laghetti di origine artificiale ma anche le sponde del lago Trasimeno, del lago di Corbara e del lago di Alviano, così come le anse con debole corrente del Fiume Tevere (tra Perugia, Todi ed Orvieto), del Fiume Chiani (nei pressi di Olevole) e del Fiume Topino (nei pressi di Foligno). In tali siti è stata accertata la presenza della specie.

Anche la sottospecie dalle orecchie gialle (*Trachemys scripta scripta*) è segnalata nella regione con alcuni dati riferibili al lago Trasimeno ma, seppure ad oggi non sono noti altri dati, è ipotizzabile una presenza più diffusa su tutto il territorio regionale con un progressivo aumento legato alla cessata commercializzazione della sottospecie dalle orecchie rosse (Corti *et al.*, 2010). Le testuggini palustri americane (*Trachemys scripta ssp.*) nel nostro paese svernano sul fondo dei corpi idrici, nel fango, o interrate presso le sponde. In Umbria non sono mai stati accertati fenomeni riproduttivi in natura come invece è avvenuto in altre regioni italiane. Si ritiene

comunque che in Italia la sopravvivenza invernale dei giovani sia molto limitata tollerando difficilmente le basse temperature (Corti *et al.*, 2010). Nonostante questo la capillare presenza sul territorio, unitamente ai continui rilasci cui la specie può essere sottoposta, rappresenta una minaccia per gli ecosistemi interessati. Tra le testuggini palustri, tra il 2016 e il 2018, è stata segnalata anche la presenza accidentale di un individuo di *Maremys sp.* nel laghetto venatorio di S.Romano (Citerna), non più rinvenuto successivamente (Bencivenga II com. pers.)

Altre testuggini alloctone, questa volta terrestri, rinvenute nella regione, sono la testuggine di Hermann orientale (*Testudo hermanni boettgeri*), la testuggine moresca (*Testudo graeca*) e la testuggine marginata (*Testudo marginata*) (Petrineschi *et al.*, 2004). La sporadicità con cui tali specie sono state segnalate fa pensare ad azioni di introduzione da parte dell'uomo o a fughe accidentali di animali detenuti a scopi terraristici. Di fatto nessuna delle specie risulta naturalizzata nella regione pur essendo presenti habitat idonei, quali aree caratterizzate dalla presenza di macchia bassa o bosco, frammisti ad aree aperte utilizzate per il foraggiamento e la termoregolazione. Gli stessi ambienti sono utilizzati dalla testuggine di Hermann (*Testudo hermanni hermanni*), l'unica specie di testuggine terrestre autoctona presente in Italia.

Tra gli Anfibi è da segnalare invece la presenza nei pressi del Fiume Resina (Domenighetti *et al.*, 2013) di due specie aliene di rane verdi: *Pelophylax ridibundus* e *Pelophylax shquipericus*.

Per entrambe le specie alloctone si tratta della prima ed unica segnalazione in Umbria anche se, ad oggi, non è possibile escludere la presenza di altre specie del gruppo delle rane verdi nel territorio regionale. Non considerando le specie rinvenute accidentalmente, come nel caso dei due esemplari di pitone reale (*Python regius*) trovati in provincia di Terni nel 2001 e nel 2003, in Umbria sono presenti 7 *taxa* di origine alloctona: 2 testuggini palustri (*Trachemys scripta elegans* e *Trachemys scripta scripta*), 3 testuggini terrestri (*Testudo hermanni boettgeri*, *Testudo graeca* e *Testudo marginata*) e due specie di rana verde (*Pelophylax ridibundus* e *Pelophylax shquipericus*). L'erpetofauna autoctona dell'Umbria è rappresentata da 13 specie di Anfibi e 19 specie di Rettili (Ragni *et al.*, 2006). Nel complesso i *taxa* di origine alloctona presenti rispetto al numero totale di Anfibi e Rettili si attesta rispettivamente al 13,3% per gli Anfibi ed al 20,83% per i Rettili. Da mettere in evidenza come tra le specie autoctone per l'Umbria siano inserite anche il gecko comune (*Tarentola mauritanica*) ed il gecko verrucoso (*Hemidactylus turcicus*), specie presenti lungo le coste della penisola e per le quali è possibile ipotizzare una traslocazione in Umbria di origine antropica.

Origine e cause di introduzione

Le testuggini palustri americane (*Trachemys scripta ssp.*) hanno un areale che comprende le regioni meridionali, centrali e orientali degli Stati Uniti. *Trachemys scripta elegans* è presente negli Stati Uniti centrali e meridionali (Missisipi, dall'Illinois al Golfo del Messico), *Trachemys scripta scripta* dal sud della Virginia alla Florida settentrionale (Corti *et al.*, 2010). La principale causa di importazione in tutto il mondo è l'utilizzo delle testuggini palustri americane come animali da compagnia (*pet*) cui sono connessi fenomeni di abbandono in ambienti naturali o seminaturali. Situazione diversa è quella delle testuggini terrestri rinvenute in Umbria.

La testuggine moresca (*Testudo graeca*) è un'entità ad areale disgiunto, diffusa nell'Asia sud occidentale e nell'Europa meridionale ma anche nel Nord Africa. In Italia è presente in Sardegna

con popolazioni la cui origine è da ricercare in introduzioni operate dall'uomo in tempi storici o per dispersione passiva talassocora dall'Africa magrebina avvenuta in tempi storici (Corti *et al.*, 2010). Per la testuggine di Hermann sono note due sottospecie, quella orientale (*Testudo hermanni boettgeri*) presente nell'Europa orientale, nell'area dei Balcani, e quella occidentale, presente in Spagna, Francia ed Italia. In Italia sarebbero necessarie ulteriori indagini per verificare zone di introggressione tra le due sottospecie e se esiste, in alcune popolazioni, un apporto genetico di individui introdotti di origine alloctona (Corti *et al.*, 2010).

L'areale originale della testuggine marginata (*Testudo marginata*) è circoscritto alla Grecia, tra il Fiume Axios (Macedonia) e il Peloponneso. Si ritiene che le popolazioni sarde, presenti nella parte nord-orientale dell'isola, si siano originate a seguito di un'introduzione operata dall'uomo in tempi storici (Corti *et al.*, 2010).

Per tutte e tre le specie di testuggini terrestri è possibile ipotizzare un'introduzione in Umbria operata dall'uomo, si tratta infatti di segnalazioni puntiformi ed occasionali che fanno propendere per la presenza di individui scappati dai giardini in cui erano detenuti.

Per gli Anfibi, relativamente alle rane verdi, il genere *Pelophylax* racchiude numerose specie distribuite nelle acque dolci di tutto il paleartico occidentale. Numerosi *taxa* simili tra di loro hanno la capacità di ibridarsi in natura ponendo delle problematiche sulla determinazione e conservazione delle specie.

In Italia le uniche popolazioni autoctone di *Pelophylax ridibundus*, il cui areale è europeo centro-orientale, sono quelle della provincia di Trieste mentre popolazioni alloctone sono state segnalate sia nella stessa provincia di Trieste che in quella di Trento (Bressi, 2006). La segnalazione di *Pelophylax ridibundus* in Umbria è quindi la prima per il centro-sud Italia.

Relativamente a *Pelophylax shquipericus*, il cui areale di distribuzione è localizzato tra la Grecia e il Montenegro (Corti *et al.*, 2010), si tratta della prima segnalazione per l'intero territorio nazionale.

Impatti sulla biodiversità e sugli ecosistemi, sugli aspetti socio-economici e sanitari

Considerando gli impatti che la presenza di specie alloctone possono avere sia sulla biodiversità e sugli ecosistemi, sia sugli aspetti socio economici e sanitari, tra quelle rinvenute in Umbria quelle che presentano le maggiori problematiche sono *Trachemys scripta elegans* e *Trachemys scripta scripta*. La specie (*Trachemys scripta*) è inserita nella lista delle 100 specie peggiori alloctone invasive europee (DAISIE).

Pur non essendo ancora possibile stabilire il grado di naturalizzazione, la presenza capillare unitamente alla possibilità che vengano effettuati continui rilasci, desta una notevole preoccupazione per la salvaguardia della biodiversità negli ambienti in cui le due sottospecie sono presenti. L'impatto sugli ecosistemi acquatici e sulla loro biodiversità è stato oggetto di numerosi studi con evidenze sulle interazioni negative con le testuggini palustri autoctone entrando in competizione sia per le risorse trofiche che spaziali (Arvy & Servan, 1998; Cadi & Joly, 2000, 2003; Dupré, 1995) sia riguardo alla riproduzione in natura (Cadi *et al.*, 2004; Pérez-Santigosa *et al.*, 2008).

Trachemys scripta risulta inoltre una minaccia per altre specie autoctone quali Anfibi, Pesci, Molluschi e Crostacei a causa dell'attività di predazione che può essere esercitata su tali gruppi.

Oltre alle problematiche connesse alla salvaguardia della biodiversità e degli ecosistemi la presenza di *Trachemys scripta* rappresenta una fonte di rischio anche per la salute umana anche se, troppo spesso, si tende a sottovalutare i rischi sanitari connessi alla sua presenza.

In Spagna e Belgio diversi serotipi appartenenti a *Salmonella enterica enterica* ed a *Salmonella enterica salamae* sono stati isolati sia in testuggini autoctone che alloctone, tra cui anche sulla testuggine palustre americana dalle orecchie rosse e dalle orecchie gialle (Hidalgo-Vila *et al.*, 2008). Inoltre sono noti in letteratura (Hidalgo-Vila *et al.*, 2008) casi di infezioni sull'uomo (alcuni con grave patogenicità e gravi enteriti) degli stessi serotipi e riconducibili alla trasmissione da parte delle testuggini.

Negli Stati Uniti dal 1975 è stata vietata la vendita di esemplari inferiori ai 12 cm proprio per motivi sanitari: 300.000 casi di salmonellosi all'anno nei bambini sono stati attribuiti al contatto con *Trachemys scripta* (Ramsay *et al.*, 2007).

Relativamente agli Anfibi la presenza delle due specie alloctone di rana verde (*Pelophylax ridibundus* e *Pelophylax shquipericus*) potrebbe determinare fenomeni di inquinamento genetico del complesso autoctono *Rana bergeri/Rana klepton hispanica*, considerando la capacità di numerosi *taxa* simili tra di loro di ibridarsi in natura.



Figura 1 - *Pelophylax ridibundus*
foto di Dario Domeneghetti



Figura 2 - *Emys orbicularis*
foto di Dario Ottonello



Figura 3 - *Trachemys scripta elegans*
foto di Dario Ottonello

Relazione con il cambiamento climatico

I cambiamenti climatici possono avere una notevole influenza sulla presenza e distribuzione delle specie animali.

Specie autoctone italiane, ad esempio, il gecko comune (*Tarentola mauritanica*) ed il gecko verrucoso (*Hemidactylus turcicus*), distribuiti in origine lungo le coste della penisola, hanno dato origine a popolazioni vitali anche in Umbria, con particolare riferimento ai centri urbani dove trovano condizioni ottimali per vivere.

Anche le specie esotiche possono essere favorite dai cambiamenti climatici trovando ambienti ideali alla presenza anche al di fuori del loro areale di origine. In Umbria quelle che destano maggiore preoccupazione tra le specie alloctone presenti sono sicuramente *Trachemys scripta elegans* e la *Trachemys scripta scripta*.

In Europa *Trachemys scripta* è stata introdotta a partire dagli anni '70 in numerosi stati ma pare che fenomeni di riproduzione siano stati accertati solo in Spagna, Italia, Francia e Grecia. Studi condotti dimostrano che in Italia la specie riesce a sopravvivere anche in condizioni subottimali seppur alle attuali condizioni bioclimatiche non sia in grado di riprodursi (Ficetola *et al.*, 2009). La riproduzione in natura è stata accertata in pochi casi e il tasso di sopravvivenza dei giovani appare poco significativo. Alle condizioni attuali perciò il potenziale di espansione sul territorio nazionale appare limitato ma l'applicazione di modelli probabilistici prevedono un notevole incremento degli habitat idonei alla riproduzione in relazione alle previsioni climatiche a breve termine (Ficetola *et al.* 2009).

Possibili azioni di controllo e prevenzione di nuove introduzioni

Tra le azioni da intraprendere per arginare il problema gli interventi di sensibilizzazione rivestono sicuramente un ruolo importante. Hanno infatti il duplice obiettivo di prevenire l'immissione di ulteriori specie alloctone e, allo stesso tempo, responsabilizzare i detentori di specie esotiche, ma anche i commercianti, delle problematiche connesse agli abbandoni ed alle fughe degli animali da compagnia.

Anche dal punto di vista normativo è necessario promuovere la definizione di regolamenti e normative volte a scoraggiare l'immissione di specie alloctone.

A partire dal 1997 il commercio di *Trachemys scripta elegans* è stato limitato in Italia ed in Europa frenandone la diffusione. Nessuna limitazione è stata invece applicata al traffico di *Trachemys scripta scripta* la cui vendita è tutt'ora consentita. Ciò fa ipotizzare un progressivo aumento della presenza della testuggine palustre americana dalle orecchie gialle (Corti *et al.*, 2010).

Un passo importante nella regolamentazione della detenzione delle specie alloctone è stato compiuto con il Decreto Legislativo 230/2017 che al suo interno contiene le "Linee guida per la corretta detenzione degli animali da compagnia appartenenti a specie esotiche invasive (D. Lgs 230/2017, art. 27, comma 4) Appendice per la testuggine palustre americana, *Trachemys scripta*". Si rende inoltre necessario pianificare ed avviare progetti pilota di eradicazione in ambienti specifici, come ad esempio in biotopi dove si verificano situazioni di convivenza della testuggine palustre americana con la testuggine palustre europea o dove la presenza di specie esotiche potrebbe ancora essere limitata, come quelle di *Pelophylax ridibundus* e *Pelophylax shquipericus* in Umbria. Ad oggi, in conclusione, non si ha un quadro chiaro sulla biologia ed ecologia della specie in Italia, non avendo ad esempio, indicazioni certe sulla naturalizzazione della specie. Per poter pianificare interventi di gestione è quindi, in primo luogo, necessario intraprendere studi per poter definire la capacità degli individui rilasciati di dar luogo a popolazioni riproduttive autosufficienti.

Bibliografia

- Arvy C. & Servan J., 1998. Imminent competition between *Trachemys scripta* and *Emys orbicularis* in France. In: Fritz U., Joger U., Podlouky R. & Servan J. (eds); Proceeding of the EMYS Symposium Dresden 1996, *Mertensiella*, 10: 33-44.
- Bressi N., 2006. *Rana ridibunda* Pallas, 1771/*Rana kurtmuelleri* Gayda, 1940 (pp. 346-351). In: Sindaco R., Doria G., Razzetti E. & Berini F. (eds); Atlante degli Anfibi e dei Rettili d'Italia/Atlas of Italian Amphibians and Reptiles; Societas Herpetologica Italica, Edizioni Polistampa, Firenze, 792 pp.

- Cadi A. & Joly P., 2000. The introduction of the slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in Europe: competition for basking sites with the European pond turtle (*Emys orbicularis*). *Chelonii*, 2: 95-100.
- Cadi A. & Joly P., 2000. Competition for basking places between the endangered European pond turtle (*Emys orbicularis*) and the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*). *Canadian Journal of Zoology*, 81 (8): 1392-1398.
- Cadi A., Delmas V., Prevot-Julliard A. C., Joly P., Pieau C. & Girondot M., 2004. Successful reproduction of the introduced slider turtle (*Trachemys scripta elegans*) in the South of France. *Acquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 14: 237-246.
- Corti C., Capula M., Luiselli L., Razzetti E., Sindaco R., 2010. Fauna d'Italia. Reptilia. Calderini editore. 869 pp.
- DAISIE (2008). DAISIE. European Alien Species Gateway (www.europe-aliens.org)
- D. Lgs 230/2017. DECRETO LEGISLATIVO 15 dicembre 2017, n. 230. Adeguamento della normativa nazionale alle disposizioni del 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. GU n.24 del 30-1-2018
- Domenighetti D., Bruni G., Fasola M., Bellati A., 2013. Discovery of alien water frog (gen. *Pelophylax*) in Umbria, with first report of *P. shqipericus* for Italy. *Acta Herpetologica* 8(2): 171-176 pp.
- Dupré A., 1995. La tartue de Floride en France: un bilan de la situation actuelle (pp. 295-297). International Congress of Chelonian Conservation, Gonfaron (F), Soptom Edit, 344 pp.
- Ferri V. (a cura di), 2018. "Piano di controllo e gestione delle specie esotiche di testuggini palustri (*Trachemys scripta ssp*)" realizzato nell'ambito del LIFE GESTIRE 2020 - Azione A7 "Definizione della strategia di azione e degli interventi per il controllo e gestione delle specie alloctone".
- Hidalgo-Vila J., Diaz-Paniagua C., Pérez-Santigosa N., De Frutos-Escobar B. C. & Herrero-Herrero A., 2008. Salmonella in free-living exotic and native turtles and in pet exotic turtles from SW Spain. *Research in Veterinary Science*, 85: 449-452.
- Kraus F., 2009. Alien reptiles and amphibians: a scientific compendium and analysis. Springer Science and Business Media B. V., Dordrecht, Netherlands. 563 pp.
- Lanza B., Andreone F., Bologna M. A., Corti C., Razzetti E., 2007. Fauna d'Italia. Amphibia. Calderini editore. 537 pp.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare, 2018. Linee guida per la corretta detenzione degli animali da compagnia appartenenti a specie esotiche invasive (D.Lgs 230/2017, art. 27, comma 4) Appendice per la testuggine palustre americana, *Trachemys scripta*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare con il supporto di ISPRA in collaborazione con SHI. 5pp.
- Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare con il supporto di ISPRA in collaborazione con SHI Maggio 2018
- Monaco A. (a cura di), 2014. Alieni: la minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio. Palombi Editori, Roma, 2014, pp. 256.
- Pérez-Santigosa N., Diaz-Paniagua C. & Hildago-Vila J., 2008. The reproductive ecology of exotic *Trachemys scripta elegans* in an invaded area of Southern Europe. *Acquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystem*, 18: 1302-1310.
- Petrineschi M., Mandrici A., Ragni B., 2004. Ricognizione faunistica tramite il metodo dell'inchiesta per intervista diretta. Tesi di Laurea, Università degli Studi di Perugia.
- Ragni B., Di Muro G., Spilinga C., Mandrici A., Ghetti L., 2006. Anfibi e Rettili dell'Umbria. Distribuzione geografica ed ecologica. Petrucci Editore.
- Ramsay N. F., Abigayle Ng P.K., O'Riordan R. M. & Chou L. M., 2007. The red-eared slider (*Trachemys scripta elegans*) (pp. 161-174). In: Asia: a review. Biological invaders in inland waters: Profiles, distribution and threats. Springer, Netherlands.
- Scalera R & Montinaro G., 2014. Gli Anfibi e i Rettili alloctoni del Lazio. IN: Monaco A., (a cura di), 2014. Alieni: la minaccia delle specie alloctone per la biodiversità del Lazio. Palombi Editori, Roma, 2014, pp. 256.

Myocastor coypus



CAPITOLO 12

Taxa alloctoni dell'avifauna acquatica dell'Umbria

Stefano Laurenti, Andrea Maria Paci, Francesco Velatta

Riassunto

L'elenco regionale dei *taxa* alloctoni legati alle zone umide è stato estrapolato dalla *check-list* illustrata dell'avifauna umbra a cura di Laurenti e Paci (2017, 2018, 2019, in prep.), integrata con successive informazioni estratte dal Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria (Velatta *et al.*, 2019) o derivanti da osservazioni inedite verificate dagli Autori. Sono state considerate alloctone le specie che soddisfano contemporaneamente i seguenti requisiti: a) l'area di distribuzione naturale della specie (attuale o storica) non comprende l'Umbria, che è tutt'al più interessata dalla presenza di individui accidentali; b) sussiste la certezza o per lo meno la possibilità che almeno alcuni degli individui osservati in Umbria provengano da eventi di introduzione (comprese fughe dalla cattività) o siano individui in dispersione provenienti da aree extra-regionali dove la specie è acclimatata o naturalizzata; oppure il requisito c) la specie è naturalmente presente in Umbria in una determinata fase fenologica stagionale (per esempio come specie svernante o migratrice), ma in seguito ad eventi di introduzione (primaria o secondaria) ha finito per ampliare il suo periodo di presenza.

Nel caso degli Uccelli, non sempre è possibile stabilire con certezza se la comparsa di una specie in un'area dove normalmente non è presente dipenda da eventi naturali o non sia piuttosto frutto di una qualche azione di introduzione. Si tratta infatti di esseri dotati di elevata vagilità e molti di essi appartengono a specie migratrici, che ogni anno percorrono migliaia di chilometri per trasferirsi dalle aree di riproduzione a quelle di svernamento. L'avifauna acquatica "aliena" conosciuta oggi in Umbria rappresenta sicuramente una porzione non trascurabile del numero totale delle specie di uccelli acquatici inseriti nella *check-list* regionale: 25 specie su 143 censite, vale a dire il 17,4% del totale. Tuttavia, la maggior parte delle specie è stata osservata in maniera episodica, con individui che hanno sostato da un solo giorno a qualche mese, senza insediarsi stabilmente nel territorio regionale. Le uniche tre specie per le quali si può a ragione parlare di acclimatazione o addirittura di naturalizzazione sono *Porphyrio poliocephalus*, *Threskiornis aethiopicus* e *Cygnus olor*. La prima si è probabilmente riprodotta in natura sul lago Trasimeno per circa un decennio, ma è scomparsa da almeno trent'anni. La seconda è per ora presente stabilmente in un solo sito (lago di Alviano), con pochi individui non nidificanti. Il Cigno reale si è invece stabilito con successo in Umbria e la sua popolazione regionale appare decisamente

in espansione. A differenza dell'impatto causato dalla presenza di specie aliene invasive appartenenti ad altri gruppi tassonomici (ad es. pesci, mammiferi) sulle attività antropiche e sulla biodiversità regionali, la situazione relativa all'avifauna acquatica alloctona non sembra essere per ora in Umbria particolarmente allarmante, analogamente a quanto si registra a livello nazionale. I vari programmi di monitoraggio ornitologico, che ormai da trent'anni vengono condotti a vario titolo in tutta la regione, consentono di tenere sotto controllo situazioni potenzialmente a rischio e a segnalare per tempo l'insorgere di problematiche realmente critiche connesse alla presenza di specie ornitiche alloctone.

Introduzione

Prima di entrare nel merito di quali siano le specie di avifauna acquatica da considerare alloctone per l'Umbria, è necessaria una premessa per definire chiaramente due aspetti: quali uccelli appartengono alla categoria "avifauna acquatica"; cosa si intende per specie alloctona (altrimenti detta "esotica" o anche "aliena").

Per quanto riguarda il primo punto, seguendo il criterio adottato da Zenatello *et al.* (2014) sono uccelli acquatici quelli che appartengono alle seguenti famiglie: *Gaviidae*, *Podicipedidae*, *Pelecanidae*, *Phalacrocoracidae*, *Ardeidae*, *Ciconiidae*, *Threskiornithidae*, *Phoenicopteridae*, *Anatidae*, *Gruidae*, *Rallidae*, *Haematopodidae*, *Recurvirostridae*, *Burhinidae*, *Glareolidae*, *Charadriidae*, *Scolopacidae*, *Laridae*, *Sternidae*.

Per rispondere al secondo quesito, un utile riferimento è rappresentato dal "Documento sulle immissioni faunistiche" contenuto negli Atti del III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina (Spagnesi *et al.*, 1997), la cui terminologia è stata adottata anche da Andreotti *et al.* (2001) in una successiva pubblicazione riguardante l'argomento dei Mammiferi e degli Uccelli esotici in Italia e alla quale ci atterremo anche in questa breve trattazione.

Secondo queste fonti, per specie alloctona (o esotica) si intende una specie che non appartiene alla fauna originaria di una determinata area (nel nostro caso l'Umbria), ma che vi è giunta per l'intervento diretto (intenzionale o accidentale) dell'uomo. Tale intervento viene genericamente definito "introduzione¹" e se è stato compiuto intenzionalmente viene indicato con il termine di "traslocazione²".

Se la specie alloctona riesce ad insediarsi nell'area di introduzione con nuclei viventi allo stato naturale, la specie si definisce "acclimatata"; se dà poi origine a popolazioni in grado di auto-mantenersi nel tempo in virtù di una regolare attività riproduttiva, la specie si considera "naturalizzata". Alla categoria delle alloctone appartengono anche quelle specie che compaiono in un'area estranea a quelle di distribuzione naturale, non in seguito ad un intervento di introduzione operato direttamente dall'uomo, ma in seguito a fenomeni autonomi di dispersione originati da nuclei acclimatati o naturalizzati insediati in aree limitrofe (introduzione secondaria).

Si noti che, nel caso degli Uccelli, non sempre è possibile stabilire con certezza se la comparsa di una specie in un'area dove normalmente non è presente dipenda da eventi naturali o non sia piuttosto frutto di una qualche azione di introduzione. Si tratta infatti di esseri dotati di elevata capacità di spostamento (vagilità) e molti di essi appartengono a specie migratrici, che ogni anno percorrono migliaia di chilometri per trasferirsi dalle aree di riproduzione a quelle di svernamento. In queste situazioni, è possibile che alcuni individui divaghino dalle rotte abituali

della specie, vuoi per ragioni contingenti (per esempio eventi meteorici estremi), vuoi a causa di mutazioni che modificano i geni sotto il cui controllo è posta l'attività di migrazione³. Qualunque sia la causa, una specie può capitare per fenomeni del tutto naturali in un territorio dove la sua presenza costituisce un evento eccezionale, in questo caso viene definita "specie accidentale". È importante tenere ben presente la distinzione fra specie aliene e specie accidentali: mentre le prime compaiono in una determinata area per intervento dell'uomo, le seconde vi arrivano in modo del tutto autonomo, in seguito ad eventi naturali. Il problema, come si è detto, è che non sempre è agevole ricondurre una segnalazione all'una o all'altra categoria; per di più, per una stessa specie può accadere che alcuni degli individui segnalati siano di origine "naturale" (accidentali) ed altri invece introdotti.

In Italia, l'organismo deputato a far luce su questi aspetti è la Commissione Ornitologica Italiana (COI), formata da un ristretto numero di esperti ornitologi.

La COI svolge le seguenti attività:

- esamina le prime 10 segnalazioni di specie accidentali in Italia, con l'intento di verificare l'origine degli individui avvistati. In pratica, si tratta di distinguere, quando possibile, se si tratti di introduzioni primarie o secondarie, ovvero di individui erratici giunti per cause naturali; esamina le prime nidificazioni per l'Italia e quelle che non venivano più riscontrate successivamente al 1949;
- redige e aggiorna periodicamente una lista nazionale degli uccelli italiani, stilata in accordo con lo standard europeo proposto dall'*Association of European Records and Rarities Committees* (AERC).

Materiali e Metodi

L'elenco regionale dei *taxa* alloctoni legati alle zone umide è stato estrapolato dalla check-list illustrata dell'avifauna umbra (Laurenti & Paci 2017, 2018, 2019, in Prep.), integrata con successive informazioni estratte dal Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria (Velatta *et al.*, 2019) o derivanti da osservazioni inedite. L'ordine sistematico e la nomenclatura scientifica adottata seguono Clements *et al.* (2018, 2019) mentre per la nomenclatura in italiano ci si è riferiti a Fracasso *et al.* (2009) e a Baccetti *et al.* (2014). Sono state considerate alloctone le specie che soddisfano contemporaneamente i requisiti a) e b) di seguito esposti, oppure il requisito c): l'area di distribuzione⁴ naturale della specie (attuale o storica) non comprende l'Umbria, che è tutt'al più interessata dalla presenza di individui accidentali;

- sussiste la certezza o per lo meno la possibilità che almeno alcuni degli individui osservati in Umbria provengano da eventi di introduzione (comprese fughe dalla cattività) o siano individui in dispersione provenienti da aree extra-regionali dove la specie è acclimatata o naturalizzata;
- la specie è naturalmente presente in Umbria in una determinata fase fenologica stagionale (per esempio come specie svernante o migratrice), ma in seguito ad eventi di introduzione (primaria o secondaria) ha finito per ampliare il suo periodo di presenza. Nella lista non sono state inserite le segnalazioni relative a *Anatra muta* *Cairina moschata*, provenienti tutte dai pressi di fattorie, parchi pubblici o giardini e riferite a individui palesemente mantenuti allo stato domestico o semidomestico. Le forme domestiche rinselvatiche di specie autoctone (ci si riferisce in particolare alle forme domestiche del Germano reale *Anas platyrhynchos*) non sono state incluse tra

le specie più sotto trattate. La lista comprende anche *Ibis eremita* e *Anatra marmorizzata*, poiché ad oggi non vi sono prove definitive della loro effettiva presenza in Umbria in tempi storici, sia pure con individui di passo o erratici.

Elenco ragionato delle specie

Dendrocygna bicolor

Diffusa in diverse zone tropicali e sub-tropicali del mondo, dall'America centro-meridionale all'Asia meridionale, viene allevata a scopo ornamentale ed amatoriale. Sono note due recenti segnalazioni per l'Umbria, distanziate nel tempo ma probabilmente riferite ad uno stesso individuo: lago di Alviano (TR), 5 aprile e 9 settembre 2018 (Laurenti & Paci 2018 e 2019).

Anser indicus

Propria dell'Asia centrale, in Europa viene allevata per scopo amatoriale e ornamentale, con individui aufughi che hanno costituito nuclei ormai acclimatati nella parte centro-settentrionale del continente ed hanno fatto registrare eventi riproduttivi nell'ex Cecoslovacchia, Germania, Olanda, Gran Bretagna e Norvegia (Andreotti *et al.* 2001).

Due segnalazioni ufficiali per l'Umbria, riferite a singoli individui: lago di San Liberato (Narni, TR), 21-23 marzo 2010; Torricella (Magione, PG), 20 ottobre 2013.

Anser caerulescens

Propria delle zone circumpolari di America ed Asia, può capitare accidentalmente in Europa, Italia compresa (Brichetti & Fracasso 2015); è però anche allevata a scopo amatoriale e ornamentale in alcuni paesi dell'Europa centro-settentrionale, dove esistono popolazioni naturalizzate. L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce a due individui osservati presso il Lago di San Liberato (Narni, TR) dal 6 febbraio al 13 marzo 2010.

Anser cygnoides

Propria dell'Asia orientale, viene allevata a scopo alimentare e ornamentale.

L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce a due individui con caratteri propri della razza domestica definita "cinese" (Mezzatesta 1984) presenti, insieme ad altre tre *Anser* con segni inequivocabili di domesticazione, nel lago di S. Liberato (Narni, TR) dal mese di agosto 2016 fino al gennaio 2017.

Branta canadensis

Propria del Nord America e importata nel XVII secolo in Gran Bretagna a scopo ornamentale, presenta un areale distributivo oggi esteso a molti stati europei dove individui aufughi hanno costituito nuclei naturalizzati, anche di cospicua entità. In Italia la specie viene considerata acclimatata, con eventi di nidificazione per ora solo sporadici (Andreotti *et al.* 2001, Brichetti & Fracasso 2015). Per l'Umbria è conosciuta la vecchia segnalazione, solo recentemente validata dalla COI, di un esemplare catturato sul fiume Nestore presso Marsciano (PG) il 18 marzo 1973 (Brichetti & Fracasso 2003); più recentemente, dagli inizi di questo millennio, ripetute osservazioni di uno o due individui sono state effettuate presso i laghi di Alviano (TR) e San Liberato (Narni, TR).

Cygnus olor

Fino a tutto il XIX secolo, in Italia il Cigno reale era specie di comparsa irregolare, prevalentemente invernale. Si ritiene che le popolazioni attualmente nidificanti in Italia derivino senza eccezioni da immissioni effettuate direttamente in zone umide del territorio nazionale (per esempio nel Veneto e in Friuli Venezia Giulia) o da colonizzazioni spontanee da parte di individui provenienti da popolazioni naturalizzate presenti nei laghi d'Oltralpe (Andreotti, 2001; Ventolini, 2007). Si tratta quindi di una specie che, pur facendo parte dell'avifauna autoctona del nostro Paese, ha mutato il suo status fenologico in seguito ad interventi di immissione.

Per quanto riguarda l'Umbria, la presenza allo stato naturale della specie in tempi storici non è sufficientemente attestata. Sul lago Trasimeno, tracce della presenza di cigni (non è dato sapere di quale specie) si rinvennero nel breve trattato quattrocentesco dell'umanista Giannantonio Campano *Trasimene descriptio seu de felicitate Trasimene* (Campano 1992); molto più tardi, l'ornitologo Moltoni (1962) riferiva quanto segue: "Qualche Cigno e qualche Oca sono stati rinvenuti sporadicamente sul Lago, ma non avendo avute notizie precise non posso sapere a quali specie essi siano appartenuti". Il primo reperto della specie nel territorio umbro è costituito dall'esemplare naturalizzato donato da Ferdinando Cesaroni nel 1910 all'ex Museo di Storia Naturale di Perugia assieme ad un Pellicano comune *Pelecanus onocrotalus* (oggi conservati presso la Galleria di Storia Naturale a Casalina di Deruta), entrambi provenienti dalla Tenuta *Colle del Cardinale* (Perugia) dov'erano verosimilmente allevati a scopo ornamentale.

Nuclei allo stato semidomestico, derivanti ancora da immissioni a scopo ornamentale, erano segnalati solo a partire dagli ultimi decenni del 1900 in almeno due siti della Regione: le Fonti del Clitunno (nel Comune di Campello sul Clitunno) e il laghetto del parco urbano di Rignaldello (Città di Castello), dove la specie si è anche riprodotta. Individui allo stato selvatico sono comparsi nelle zone umide regionali intorno alla metà degli anni '80: per il lago Trasimeno si ha infatti notizia (riportata dalla stampa) della nidificazione di una coppia nel 1984; per questo stesso sito, successive prove di nidificazione sono state raccolte nelle stagioni riproduttive 2013, 2015, 2018 e 2019 (Osservatorio Faunistico della Regione Umbria, dati inediti).

In questa zona umida la consistenza della specie si è però sempre mantenuta su livelli relativamente bassi, toccando una punta massima di 25 individui nel luglio 2019. Anche nel lago di Alviano, la specie ha fatto le sue prime apparizioni alla metà degli anni '80, registrando successivamente un marcato incremento: da una media di 3 individui svernanti censiti nel quinquennio 1996-2000, si è passati a 20 nel 2001-2005 e quindi a 50 nel 2006-2010 (Zenatello *et al.*, 2014), fino un massimo di 164 osservati nel gennaio 2018 (Laurenti e collaboratori, dati inediti). La consistenza di questa popolazione svernante è tale che il sito è stato designato da ISPRA tra quelli di "importanza nazionale" per la specie, unico caso tra le zone umide dell'Italia peninsulare. Nel lago di Alviano il Cigno reale è ben rappresentato anche in periodo riproduttivo: a metà maggio 2016 erano presenti non meno di 53 individui adulti, molti dei quali seguiti dalla propria nidata; a fine giugno 2018 gli individui adulti erano saliti a 135 (Osservatorio Faunistico della Regione Umbria, dati inediti). Altri siti regionali in cui è stata registrata (anche solo occasionalmente) la presenza della specie sono i seguenti: lago di Pietrafitta (Piegara); Fiume Chiascio nel tratto urbano di Bastia Umbra (presenza di individui probabilmente immessi); Ansa degli Ornari sul Fiume Tevere (Perugia); Cave di Pontecuti presso il Fiume Tevere (Todi); lago di San

Liberato (nidificazione accertata nelle stagioni riproduttive 2014 , 2016 e 2019); lago di Recentino. Per ulteriori approfondimenti su *Cygnus olor* vedi scheda dedicata alla specie in questo Volume.

Cygnus atratus

Propria del continente australiano, venne importata in Europa alcuni secoli fa e allevata con successo per scopo ornamentale (Austin & Singer 1962); oggi, individui aufughi hanno costituito nuclei naturalizzati in alcuni paesi quali Inghilterra, Germania e Paesi Bassi ed altri, quantomeno acclimatati, in Slovenia e Italia (Andreotti *et al.* 2001; Brichetti & Fracasso 2015).

In Umbria è stato segnalato in tre siti: lago di San Liberato (Narni, TR), 23 febbraio - 6 aprile 2001 / gennaio 2008 / febbraio - giugno 2016 / settembre-novembre 2016 / gennaio-febbraio 2017 / primavera 2018-settembre 2019; Lago di Pietrafitta (PG), gennaio 2002 (2 individui); lago di Alviano (TR), ottobre-dicembre 2015 / gennaio 2016 (Laurenti & Paci, 2018 e 2019).

Alopochen aegyptiaca

Propria dell'Africa sub-sahariana, è stata importata in Gran Bretagna già nel XVII secolo ed oggi è largamente allevata in Europa, dove individui aufughi hanno costituito nuclei naturalizzati nelle Isole Britanniche, Paesi Bassi, Belgio e nuclei acclimatati in Francia, Germania e Italia (Andreotti *et al.* 2001, Brichetti & Fracasso 2015). Cinque siti di segnalazione in Umbria: San Giustino (PG), dicembre 1991; Montecorona (Umbertide, PG), luglio 2003 (2 individui); lago Trasimeno (PG), marzo, maggio, giugno 2008, gennaio e aprile 2009, gennaio 2017; lago di San Liberato (Narni, TR), 15 aprile 2011. 2 individui presso Foligno nel settembre 2019 (Laurenti & Paci, in prep; M. Greco, Com Pers)

Callonetta leucophrys

Propria del Sud America, viene altrove allevata per scopo amatoriale e ornamentale. Tre segnalazioni ufficiali per l'Umbria: lago di Alviano (TR), 19 giugno 2004; lago di San Liberato (Narni, TR), 19 ottobre 2013 / 2-3 settembre 2016.

Aix sponsa

Propria del Nord America, può capitare accidentalmente in Europa dov'è anche allevata a scopo amatoriale e ornamentale e dove individui aufughi hanno costituito piccoli nuclei nidificanti in Inghilterra e Germania (Andreotti *et al.* 2001). Per l'Umbria due sole e recenti osservazioni: un individuo nel Lago di Recentino (Narni, TR) dal giorno 1 al giorno 8 settembre 2016; una coppia, di cui il maschio con anello al tarso, in un laghetto agricolo in loc. Fiume (Città di Castello, PG) il 18 novembre 2016. Recentemente, dal 13 al 19 gennaio 2019, un esemplare ibridato con codone delle Bahamas *Anas bahamensis* ha sostato nel lago di Recentino (Narni, TR), associato ad alcuni germani reali (Laurenti & Paci, 2019):

Aix galericulata

Propria dell'Asia orientale, può capitare accidentalmente in Europa dov'è anche allevata a scopo amatoriale e ornamentale e dove individui aufughi hanno costituito nuclei naturalizzati o acclimatati in Gran Bretagna, Francia, Belgio, Paesi Bassi, Germania, Danimarca, Austria, Svizzera e Italia (Andreotti *et al.* 2001, Brichetti & Fracasso 2015). Cinque i siti di segnalazione ufficiali in

l'Umbria: Città di Castello (PG), prima metà anni Settanta del Novecento; San Lorenzo (Montone), maggio 1983; Terni, *ante* 1995; Colfiorito (Foligno), marzo 2006; Lago di San Liberato (Narni), gennaio 2011.

Anas rubripes

Propria del Nord America, può capitare accidentalmente in Europa dov'è anche allevata a scopo amatoriale e ornamentale. Per l'Umbria è conosciuta la cattura di un individuo presso Narni (TR) avvenuta il 3 gennaio 1991.

Anas erythrorhyncha

Propria dell'Africa sub-sahariana, viene allevata per scopo amatoriale e ornamentale. Le segnalazioni registrate più volte in Sicilia farebbero pensare ad una possibile espansione naturale del suo areale favorita dai mutamenti climatici in atto. L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce a un individuo osservato nel Lago di Alviano (TR) il 16 luglio 2005.

Marmaronetta angustirostris

La specie è distribuita in maniera frammentata dal Mediterraneo sud-occidentale, attraverso il Medio Oriente fino al Pakistan e all'India. Le popolazioni europee sono gravemente minacciate ed oggetto di progetti di reintroduzione. In Italia viene considerata specie migratrice, nidificante e svernante irregolare (Brichetti & Fracasso 2015). Segnalata fino al 2000 soltanto in modo occasionale e con un basso numero di individui, successivamente si è insediata spontaneamente in alcune zone umide siciliane dove ha cominciato a nidificare abbastanza regolarmente (Andreotti, 2007). Recenti segnalazioni in altre regioni italiane (Lombardia, Emilia, Marche, Lazio, Toscana, Puglia) sono probabilmente da attribuire al rilascio di soggetti allevati. L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce ad un individuo osservato presso il Lago di San Liberato (Narni, TR) nel luglio 2014.

Phoenicopterus chilensis

Propria del Sud America, viene allevata per scopo ornamentale anche in Europa, dove sono stati registrati casi di nidificazione di individui aufughi in Francia e Germania; pertanto alcune segnalazioni della specie effettuate in Italia potrebbero riferirsi effettivamente ad individui europei quantomeno acclimatati (Andreotti *et al.* 2001). L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce a un individuo rinvenuto a Città di Castello, sulle rive del fiume Tevere, nel gennaio 1985.

Phoeniconaias minor

Propria dell'Africa sub-sahariana, viene allevata altrove per scopo ornamentale. Sono noti casi di nidificazione in Spagna. L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce a un individuo osservato nel lago di Alviano dal 7 gennaio al 1 aprile 1990.

Porphyrio poliocephalus

Propria dell'Asia meridionale, viene generalmente allevata altrove a scopo amatoriale e ornamentale. In Italia, tra la fine degli anni Sessanta e la prima metà dei Settanta del Novecento ven-

nero effettuate immissioni a scopo ornamentale e/o venatorio in zone umide del Lazio, Emilia Romagna, Toscana e Umbria (Brichetti & Fracasso 2004, Paci 2013), con individui al tempo acclimatati o, relativamente alla popolazione laziale della Selva di Paliano (Frosinone) tutt'ora esistente, successivamente naturalizzati (Mori 2009-2010, Mori *et al.* 2011).

Per l'Umbria immissioni per scopo venatorio hanno riguardato il lago Trasimeno, dove la specie è vissuta per un certo periodo prima di scomparire completamente, comunque sicuramente non oltre il 1986. Successivamente a questa data orientativa, infatti, i monitoraggi annuali e le ricerche sistematiche sull'avifauna lacustre non ne hanno mai rilevato la presenza (Velatta 2002; Velatta *et al.* 2004, 2011).

Balearica regulorum

Propria dell'Africa sub-sahariana, viene allevata altrove a scopo amatoriale e ornamentale.

Le uniche due segnalazioni ufficiali nella regione si riferiscono a un individuo osservato nel lago di Alviano tra settembre 2002 e gennaio 2003 e ad un secondo rilevato presso Spello la mattina del 9 agosto 2019 (Laurenti & Paci, 2019)

Vanellus spinosus

Propria del Palearctico occidentale può capitare accidentalmente in Italia (Brichetti & Fracasso 2015), dov'è anche allevata a scopo amatoriale e ornamentale.

Le prime due segnalazioni ufficiali per l'Umbria (lago di Alviano, 15-23 marzo 1999, 18 giugno 1999; lago Trasimeno, 14 maggio, 10 luglio 1999), forse riferite ad uno stesso soggetto, sono state riconosciute effettivamente valide dalla Commissione Ornitologica Italiana; la terza, invece, effettuata presso il lago di Alviano tra il 24 luglio e il 13 agosto 2005, non è stata accettata dalla COI in quanto attribuibile ad individuo di dubbia provenienza.

Leptoptilos crumenifer

Propria dell'Africa sub-sahariana, viene allevata altrove per scopo ornamentale.

Tre segnalazioni ufficiali per l'Umbria, probabilmente riferite ad uno stesso individuo: Capodacqua (Foligno, PG), 2010; S.Eraclio (Foligno, PG), 2010; Pieve de' Sadi (Pietralunga, PG), 2010.

Mycteria ibis

Propria dell'Africa sub-sahariana, viene allevata altrove per scopo ornamentale.

L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce a un individuo rilevato presso il lago di Alviano nel 1995.

Pelecanus rufescens

Propria dell'Africa sub-sahariana, viene allevata altrove a scopo ornamentale. Individui probabilmente fuggiti da parchi o allevamenti sono stati osservati diverse volte in Europa, Italia compresa dove viene considerata da poco tempo specie accidentale (Andreotti *et al.* 2001, Brichetti & Fracasso 2015). Due segnalazioni ufficiali per l'Umbria: Lago di Alviano (TR), novembre 2001 (2 individui) / 21 dicembre 2002.

Threskiornis aethiopicus

Propria dell'Africa sub-sahariana e Vicino oriente, estinta in Egitto. Può capitare accidentalmente in Europa, dov'è anche allevata a scopo ornamentale e dove individui a fuggiti hanno costituito nuclei naturalizzati (soprattutto in Francia) o (come per l'Italia) quantomeno acclimatati (Andreotti *et al.* 2001, Scalera 2001, Brichetti & Fracasso 2015, Cordiner 2019). In Umbria sembrerebbe ormai stabilmente insediato sul lago di Alviano, dove è stato osservato per la prima volta il 3 agosto 2009; in questa zona umida oggi sembrerebbe presente tutto l'anno con pochi individui, senza che per ora siano stati osservati eventi riproduttivi. In altri tre siti la specie è stata osservata solo occasionalmente: Laghi di Faldo (Montone, PG), 6 aprile 2013; laghetto di San Romano (Citerna, PG), novembre 2017 (26 individui), 25 aprile 2018, 11 febbraio 2019; laghetti del Castellaccio (Cannara, PG), 5 marzo 2019 (Laurenti & Paci 2018 e 2019, M. Andreini, com. pers.).

Geronticus eremita

Propria del Paleartico occidentale, con popolazioni europee oggi estinte allo stato naturale, è oggetto di un progetto di reintroduzione basato su soggetti allevati negli zoo che⁶, tuttavia, non ha ancora fatto registrare nidificazioni in natura. Dieci segnalazioni ufficiali per l'Umbria: Città di Castello (PG), 1 settembre 2017; lago Trasimeno, 16 maggio 2009 / 10-17 agosto 2009 / 29 settembre 2009 / 27 maggio 2010 / 5 aprile 2012 / 25 marzo 2014; Lago di Alviano (TR), 12 maggio 2013 / 5-14 giugno 2018. Oggi la specie è presente in Umbria esclusivamente con individui di passaggio rilasciati nell'ambito del progetto sopra menzionato: recentemente, nel mese di giugno 2019, un individuo munito di GPS installato sul dorso è stato intercettato mentre attraversava il territorio umbro (Laurenti & Paci 2018 e 2019).

Platalea alba

Propria dell'Africa sub-sahariana, viene allevata altrove a scopo ornamentale. L'unica segnalazione ufficiale per l'Umbria si riferisce a un individuo osservato presso il lago di Alviano tra dicembre 1998 e il primo gennaio 1999.

Nella Tabella 1 viene riportato, per ciascuna delle specie sopra elencate, l'anno di presenza

Discussione e conclusioni

L'avifauna acquatica "aliena" conosciuta oggi in Umbria rappresenta sicuramente una porzione non trascurabile del numero totale delle specie di uccelli acquatici inseriti nella check-list regionale: 25 specie su 143 censite, vale a dire il 17,4% del totale. Due di esse (Oca egiziana e Ibis sacro) sono inserite nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale, stilato in applicazione del Regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio.

Tuttavia, la maggior parte delle specie è stata osservata in maniera episodica, con individui che hanno sostato da un solo giorno a qualche mese, senza insediarsi stabilmente nel territorio regionale. Una delle specie maggiormente segnalate, *Geronticus eremita*, transita in Umbria (a quanto pare con una certa regolarità) durante gli spostamenti stagionali fra l'Europa centrale e la Toscana, dove sverna; anche in questo caso la formazione in Umbria di una popolazione stabile, anche solo svernante, va considerata una eventualità molto remota.

Tabella 1 check-list dell'avifauna acquatica alloctona dell'Umbria (Laurenti & Paci 2017, 2018, 2019 e in prep.)

specie	Nome scientifico	Nome italiano	Anno di presenza
ANSERIFORMES			
Anatidae			
1	<i>Dendrocygna bicolor</i>	Dendrocigna fulva	2018
2	<i>Anser indicus</i>	Oca indiana	2010, 2013
3	<i>Anser caerulescens</i>	Oca delle nevi	2010
4	<i>Anser cygnoides</i>	Oca cigno	2016
5	<i>Branta canadensis</i>	Oca canadese maggiore	1973,2002,2010,2015,2016
6	<i>Cygnus olor</i>	Cigno reale	Nidificazione occasionale nel 1984, regolare dal 2013
7	<i>Cygnus atratus</i>	Cigno nero	2001,2002, 2008, 2015, 2016, 2017, 2018, 2019
8	<i>Alopochen aegyptiaca</i>	Oca egiziana	1991, 2003, 2009, 2011, 2017, 2019
9	<i>Callonetta leucophrys</i>	Alzavola spallerosse	2004, 2013, 2016
10	<i>Aix sponsa</i>	Anatra sposa	2016
11	<i>Aix galericulata</i>	Anatra mandarina	ante 1975, 1983, ante 1995, 2006, 2011
12	<i>Anas rubripes</i>	Anatra nera americana	1991
13	<i>Anas erythrorhyncha</i>	Alzavola beccorosso	2005
14	<i>Marmaronetta angustirostris</i>	Anatra marmorizzata	2014
PHOENICOPTERIFORMES			
Phoenicopteridae			
15	<i>Phoenicopus chilensis</i>	Fenicottero del Cile	1985
16	<i>Phoeniconaias minor</i>	Fenicottero minore	1990
GRUIFORMES			
Rallidae			
17	<i>Porphyrio poliocephalus</i>	Pollo sultano testagrigia	post 1965 - ante 1986
Gruidae			
18	<i>Balearica regulorum</i>	Gru coronata	2002, 2003, 2019
CHARADRIIFORMES			
Charadriidae			
19	<i>Vanellus spinosus</i>	Pavoncella armata	1999,2005
CICONIIFORMES			
Ciconiidae			
20	<i>Leptoptilos crumenifer</i>	Marabù	2010
21	<i>Mycteria ibis</i>	Tantalo africano	1995
PELECANIFORMES			
Pelecanidae			
22	<i>Pelecanus rufescens</i>	Pellicano rossiccio	2001, 2002
Threskiornithidae			
23	<i>Threskiornis aethiopicus</i>	Ibis sacro	Prima osservazione nel 2009, in probabile acclimatemento nel 2019
24	<i>Geronthicus eremita</i>	Ibis eremita	2009, 2010, 2013, 2014, 2018, 2019
25	<i>Platalea alba</i>	Spatola africana	1998, 1999

Estrapolazione dalla ceck-list dell'avifauna umbra (Laurenti & Paci 2017, 2018, 2019 e in prep.)

Le uniche tre specie per le quali si può a ragione parlare di acclimatemento o addirittura di naturalizzazione sono Pollo sultano testagrigia, Ibis sacro e Cigno reale. La prima si è probabilmente riprodotta in natura sul lago Trasimeno per circa un decennio, ma è scomparsa da almeno trent'anni. Il Cigno reale si è invece stabilito con successo in Umbria e la sua popolazione regionale appare decisamente in espansione.

È il caso di sottolineare come a questo Anatide sono stati spesso attribuiti effetti negativi anche importanti sulle biocenosi delle zone umide in cui si insedia (Andreotti *et al.*, 2001). Ventolini (2007) ha effettuato sull'argomento una approfondita ricerca bibliografica, dalla quale emergono soprattutto le seguenti problematiche:

- impatto sulle piante acquatiche e sugli habitat: il Cigno reale è specie strettamente fitofaga, che consuma ogni giorno circa 3,5 kg di vegetazione acquatica sommersa. La sua presenza in elevate concentrazioni può ridurre la densità delle macrofite acquatiche e modificare la composizione della fitocenosi;
- competizione trofica con altre specie di uccelli acquatici: lo spettro alimentare del Cigno reale si sovrappone ampiamente con quello di altre specie di uccelli acquatici fitofagi. La sua presenza ad alte densità può quindi determinare una minore disponibilità di alimento per le specie "concorrenti";
- le coppie riproduttive di Cigno reale possono essere estremamente aggressive non solo nei riguardi dei conspecifici, ma anche nei confronti di altri uccelli acquatici. Tuttavia nella maggioranza dei casi i cigni sembrano coesistere "pacificamente" con le altre specie.

Nelle zone umide ombre in cui la specie è presente, non sembra però essersi verificato (almeno al momento) nessuno dei tre impatti sopra descritti.

In conclusione, a differenza dell'impatto causato dalla presenza di alcuni Pesci (es. *Silurus glanis*, *Stizostedion lucioperca*, cfr. Ghetti *et al.* 2007) o Mammiferi (es. *Myocastor coypus*, cfr. Paci & Romano 2007) alieni sulle attività antropiche e sulla biodiversità regionali, la situazione relativa all'avifauna acquatica alloctona non sembra essere per ora in Umbria particolarmente allarmante, analogamente a quanto si registra a livello nazionale (Andreotti *et al.* 2001). D'altra parte, i vari programmi di monitoraggio ornitologico, che ormai da trent'anni vengono condotti a vario titolo in tutta la regione, aiutano a tenere sotto controllo situazioni potenzialmente a rischio e a segnalare per tempo l'insorgere di problematiche realmente critiche connesse alla presenza di specie ornitiche alloctone.

Continua invece a riproporsi l'annoso problema di non riuscire quasi mai ad attribuire uno status certo alle specie osservate: la frequente mancanza di anelli o di altri marker vistosi (cfr. Mc Gowan 2006), che andrebbero obbligatoriamente applicati a tutti gli individui presenti in allevamenti, a quelli tenuti in semi-cattività in parchi e giardini e a quelli rilasciati a seguito di reintroduzioni, impedisce di distinguere fra le presenze dovute a rilasci intenzionali o a fughe dalla cattività, dalle presenze collegabili ad "eventi naturali", quali l'arrivo di individui erratici provenienti da aree remote o di individui in dispersione originati da popolazioni naturalizzate insediate in aree limitrofe. È questo un forte limite, soprattutto perché inficia ogni tentativo di interpretare questi arrivi come conseguenza di mutamenti ambientali in atto, con particolare riguardo ai cambiamenti climatici.

Ringraziamenti

Hanno collaborato con dati e informazioni relative alle specie commentate: Mario Andreini, Angelo Barili, David Belia, Giampietro Chiodini, Luca Fabbri, Roberto Frustalupi, Raimondo Fugnoli, Sergio Gentili, Massimo Greco, Maura Macchiarini, Francesco Marsiglietti, Andrea Pagnotta, Leandro Raggiotti, Marina Rossanda, Marco Davide Rovati, Tony Taglioni, Luigi Toscano, Walter Villarini.

Note bibliografiche

¹Le “introduzioni” non vanno confuse con le “reintroduzioni”: queste consistono nel rilascio in una determinata area di individui appartenenti ad una specie ivi presente in tempi storici, ma la cui popolazione locale si è successivamente estinta. Gli interventi di reintroduzione rappresentano dunque dei tentativi (non sempre coronati da successo) finalizzati a riportare una specie in una parte della sua area di distribuzione dalla quale è scomparsa.

²È il caso di sottolineare come l'introduzione intenzionale di specie aliene, un tempo non soggetta a particolari restrizioni, sia oggi vietata dalla normativa vigente (art.12 comma del DPR 357/97, come modificato ed integrato dal DPR 120/03).

³A questo proposito, è il caso di ricordare che per numerose specie è stato dimostrato come la migrazione sia un comportamento innato (e non appreso dagli adulti per imitazione) e che parametri quali la direzione e la durata del volo hanno basi genetiche; ciò spiega come mai in molte specie i giovani nati siano in grado di compiere con successo la loro prima migrazione autunnale pur partendo dopo che gli adulti hanno già abbandonato le zone di riproduzione. In altre specie è invece vero l'esatto contrario: i giovani apprendono le rotte di migrazione seguendo gli adulti.

⁴Complesso dei territori costituito dalle aree di nidificazione, da quelle di svernamento e da quelle percorse dalle rotte di migrazione.

⁶ Si tratta del progetto comunitario “Reason for Hope”, coordinato dal Förderverein Waldrappteam austriaco (<http://waldrapp.eu>). Il progetto mira ad insediare delle colonie riproduttive viventi allo stato naturale in alcuni distretti mitteleuropei inclusi nell'areale storico della specie. Gli individui immessi, imprintati su esseri umani, vengono guidati nel corso della loro prima migrazione autunnale verso un'area di svernamento prescelta dai responsabili del progetto, situata nella Maremma grossetana. La rotta di migrazione viene appresa seguendo in volo i genitori adottivi imbarcati su velivoli superleggeri; le migrazioni successive avvengono poi spontaneamente, senza bisogno di alcuna assistenza.

Bibliografia

Andreotti A. (a cura di), 2007. *Piano d'azione nazionale per l'Anatra marmorizzata (Marmaronetta angustirostris)*. Quad. Cons. Natura, 23, Min. Ambiente – Ist. Naz. Fauna Selvatica.

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

Austin O.L. Jr., Singer A., 1962. *Uccelli del Mondo*. Mondadori-Western, Milano.

Baccetti N., Fracasso G., Gotti C., 2014. *La lista CISO-COI degli Uccelli italiani – Parte seconda: le specie naturalizzate (cat. C) e le categorie “di servizio” (cat. D, E, X)*. Avocetta 38: 1-21.

Brichetti P., Fracasso G., 2003. *Ornitologia Italiana, vol. 1. Gaviidae-Falconidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

Brichetti P., Fracasso G., 2004. *Ornitologia Italiana, vol. 2. Tetraonidae-Scolopacidae*. Alberto Perdisa Editore, Bologna.

Brichetti P., Fracasso G., 2015. *Check-list degli uccelli italiani aggiornata al 2014*. Rivista Italiana di Ornitologia 85 (1): 31-50.

Campano Giannantonio (1992). *Trasimeno felice* (testo e traduzioni di Cipriano Conti; introduzione e note di Ebe Pianta). Edizioni dell'Arquata, Foligno.

Clements J. F., Schulenberg T. S., Iliff M. J., Roberson D., Fredericks T. A., Sullivan B. L., Wood C. L., 2018. *The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2016*. Downloaded from <http://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>

Clements J. F., Schulenberg T. S., Iliff M. J., Roberson D., Fredericks T. A., Sullivan B. L., Wood C. L., 2019. *The eBird/Clements checklist of birds of the world: v2016*. Downloaded from <http://www.birds.cornell.edu/clementschecklist/download/>

Cordiner E., 2019. Ibis sacro *Threskiornis aethiopicus*. In: Velatta F, Magrini M, Lombardi G. (a cura di). Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria. Distribuzione regionale degli uccelli nidificanti e svernanti. Regione Umbria, Perugia, 518 pp.

Fracasso G., Baccetti N., Serra L., 2009. *La lista CISO-COI degli Uccelli italiani – Parte prima e liste A, B, e C.* Avocetta 33: 5-24.

Ghetti L., Carosi A., Lorenzoni M., Pedicillo G., Dolcianni R. (a cura di), 2007. *L'introduzione delle specie esotiche nelle acque dolci – Il caso del carassio dorato nel Lago Trasimeno*. Regione Umbria, Provincia di Perugia, Università degli Studi di Perugia.

Laurenti S., Paci A.M., 2017. *Avifauna dell'Umbria – rassegna illustrata (20° Check-list ornitologica regionale 1995-2015)*. Serie “I Quaderni dell'Osservatorio”, Volume speciale, Regione Umbria, Perugia.

- Laurenti S., Paci A.M., 2018. *Avifauna Umbra – Brevi note aggiornate all'agosto 2018*. U.D.I. 43: 95-99.
- Laurenti S., Paci A.M., 2019. *Avifauna Umbra – Brevi note aggiornate all'agosto 2019*. U.D.I. 44: 95-102.
- Laurenti S., Paci A.M., in prep. *Avifauna Umbra. Brevi note aggiornate all'agosto 2020*.
- Mc Gowan K.J., 2006. *Confusing Domestic Ducks (and Hybrids)*. Cayuga Bird Club Newsletter (February and March).
- Mezzatesta F., 1984. *Guida agli Uccelli d'Europa*. Arnoldo Mondadori Editore, Milano.
- Moltoni E., 1962. *Saggio sull'avifauna del Lago Trasimeno (Umbria)*. Riv. ital. Orn., 33 : 153-234.
- Mori E., 2009-2010. *La fauna alloctona nella Selva di Paliano (Frosinone): origine delle popolazioni, status attuale e ipotesi per la prevenzione degli impatti*. Master di II livello in Conservazione della Biodiversità animale: Aree Protette e Reti ecologiche. Università di Roma "La Sapienza", Facoltà di Scienze Matematiche, Fisiche e Naturali.
- Mori E., Monaco A., Sposimo P., Corbi F., 2011. *Trend monitoring and time evolution of alien taxon: the Grey-headed Swamphen (Porphyrio porphyrio poliocephalus) in Latium*. Poster, 72° UZI National Congress, Bologna 5-8 settembre 2011.
- Paci A.M., 2013. *Il Pollo sultano Porphyrio porphyrio in Umbria*. U.D.I. 38: 99-101.
- Paci A.M., Romano C., 2007. *The "Project Coypu" in the Province of Perugia (Umbria, central Italy)*. Atti del I° Convegno Internazionale di Fauna Problematica: conservazione e gestione. Montefiascone (VT), 8-9-giugno 2007: 21-22.
- Scalera R., 2001. *Invasioni biologiche. Le introduzioni di vertebrati in Italia: un problema tra conservazione e globalizzazione*. Collana Verde, 103. Corpo Forestale dello Stato. Ministero delle politiche Agricole e Forestali. Roma.
- Spagnesi M., Toso S., P. Genovesi (Eds.), 1997. *Documento sulle immissioni faunistiche*. In: Atti del III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina. Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XXVII: 897-905.
- Velatta F., 2002. *Atlante degli Uccelli nidificanti nel comprensorio del Trasimeno (1989-1998)*. I quaderni della Valle 2. Legambiente Umbria, Fondazione CARIFE, Provincia di Perugia.
- Velatta F., Magrini M., Lombardi G. (a cura di), 2019. *Secondo Atlante Ornitologico dell'Umbria. Distribuzione regionale degli uccelli nidificanti e svernanti*. Regione Umbria, Perugia, 518 pp.
- Velatta F., Montefameglio M., Muzzatti M., Chiappini M.M., 2011. *Qualità ornitologica delle sponde del Lago Trasimeno e andamenti di alcune specie di passeriformi di ambiente ripariale*. In: Velatta F., Gustin M., Chiappini M.M., Cucchia L.. Indagini ornitologiche nei parchi regionali di Colfiorito e del Lago Trasimeno. I quaderni dell'Osservatorio, vol. 5. Regione Umbria, Provincia di Perugia.
- Velatta F., Muzzatti M., Bencivenga G., Chiappini M.M., Romano C., Lancioni T., Lancioni H., Lombardi G., Montefameglio M., Cucchia L., Paci A.M., 2004. *Gli Uccelli del Trasimeno (Check-list 1987-2003)*. Provincia di Perugia, Legambiente Umbria.
- Ventolini N., 2007. *La Popolazione di Cigno reale della zona costiera del Friuli Venezia Giulia*. Università degli Studi di Trieste, Tesi di Dottorato in Metodologie di biomonitoraggio dell'alterazione ambientale.
- Zenatello M., Baccetti N., Borghesi F., 2014. *Risultati dei censimenti degli uccelli acquatici svernanti in Italia*. Distribuzione, stima e trend delle popolazioni nel 2001-2010. ISPRA, Serie Rapporti, 206/2014.

Pelophylax ridibundus



CAPITOLO 13

Mammiferi esotici delle zone umide dell'Umbria

Francesca Vercillo, Angela Gaggi, Dorian Grelli, Andrea Maria Paci, Francesco Velatta

Riassunto

In Umbria attualmente i Mammiferi esotici tipici degli ambienti acquatici sono rappresentati da due Roditori: il ratto delle chiaviche originario dell'Asia nord-orientale la cui diffusione in Europa risale all'età rinascimentale e la nutria originaria del Sud America ed importata in Europa nei primi decenni del 1900. Si tratta di due specie di grande successo ecologico, estremamente adattabili e caratterizzate da un notevole potenziale riproduttivo. La nutria è considerata una specie aliena invasiva di rilevanza unionale, rappresenta una seria minaccia per la biodiversità e costituisce un serio problema a livello socio-economico. Per tale motivo la Regione Umbria si è dotata di un Piano di controllo della specie attraverso la cattura di animali *in vivo* e successivo abbattimento ed anche tramite abbattimento diretto con arma da fuoco.

Il ratto delle chiaviche determina un notevole impatto sulla fauna sia domestica che selvatica e rappresenta una elevata minaccia per la nostra sicurezza igienico-sanitaria. Il controllo numerico di questa specie è attuato tramite molteplici attività: derattizzazione chimica, trappole, gestione dell'habitat, lotta biologica.

Introduzione

In Umbria i Mammiferi esotici tipici degli ambienti acquatici sono certamente meno numerosi rispetto ad altri gruppi faunistici, infatti ad oggi sono rappresentati soltanto da due Roditori: il ratto delle chiaviche *Rattus norvegicus* (Berkenhout 1769) (Figura 1) e la nutria *Myocastor coypus* (Molina 1782) (Figura 2). Si tratta di specie ben note all'uomo e verso le quali è stata intrapresa da tempo una dura e lunga attività di contenimento.

Biologia ed ecologia

La nutria è un Roditore di taglia media che presenta una dieta fitofaga, pertanto la sua alimentazione è quasi esclusivamente vegetale e caratterizzata da una nicchia trofica molto ampia, proprietà che le consente di sfruttare una vasta gamma di fitocenosi. Gli alimenti più utilizzati sono piante acquatiche, radici, foglie, tuberi e rizomi (Andreotti 2001).

Attraverso uno studio effettuato nel biennio '89-91 in Umbria, nello specifico lungo le sponde del lago Trasimeno e lungo i torrenti Tresa e Rio Maggiore, sono stati raccolti i primi dati sul-



Figura 1
Rattus norvegicus (foto di Armando Nappi - Museo di Storia Naturale di Morbegno, Sondrio).



Figura 2
Myocastor coypus (foto di Luca Convito - Servizio foreste, economia e territorio montano, Regione Umbria)

la biologia di questa specie nel nostro territorio regionale (Velatta e Ragni 1991). Dall'analisi di un campione costituito da 701 maschi e 668 femmine ottenuti nel corso di una campagna di contenimento della specie attuata dalla Provincia di Perugia, è stato possibile stabilire che entrambi i sessi raggiungono la maturità sessuale molto precocemente, ovvero fra il 2° ed il 9° mese di vita. Le femmine sono poliestre e l'ovulazione è indotta dalla copulazione (Cocchi & Riga 2001). Il periodo di gestazione medio è di 132 giorni, per cui le femmine possono teoricamente riprodursi quasi 3 volte all'anno (Cocchi & Riga 2001). In Umbria le nascite risultano distribuite nell'arco di tutto l'anno, con un numero di femmine adulte gravide che varia da un minimo pari al 56% (febbraio) a un massimo del 100% (maggio e agosto) (Velatta & Ragni 1991). È probabile che i tassi di fecondità siano influenzati dalle dimensioni della popolazione, poiché è stato notato che, in periodi corrispondenti di anni diversi, la percentuale di femmine gravide era maggiore in situazioni di bassa densità.

Questo meccanismo di "feed-back" rende conto delle difficoltà che si incontrano nel controllare efficacemente la specie: una volta sospeso il prelievo la nutria è infatti in grado di recuperare velocemente la propria consistenza originaria. In Umbria la produttività media di una femmina adulta è stata stimata intorno a 6,95 figli all'anno ed è stata riscontrata una debole diminuzione

della dimensione della figliata con il diminuire dell'età della femmina (Velatta & Ragni 1991).

La struttura della popolazione registrata nell'area di studio era caratterizzata da una larga base giovanile e da un numero decrescente di individui nelle classi d'età superiori. Per quanto riguarda il rapporto sessi si è osservato come esso variava in funzione dell'età: fra i giovani vi era un lieve ma significativo eccesso di maschi, mentre nel settore adulto della popolazione il numero delle femmine era invece quasi doppio rispetto a quello dei maschi. Tali caratteristiche della popolazione coincidono con quelle rilevate da altri autori in un'area di studio inglese (East Anglia) nella quale la nutria era sottoposta ad un intenso prelievo (Gosling *et alii* 1981; Gosling & Baker 1989). Il ratto delle chiaviche è un roditore onnivoro che può variare la propria dieta da granivora o frugivora a carnivora, fungendo sia da necrofago che da predatore, arrivando addirittura a forme di cannibalismo su conspecifici vecchi o malati. Funge, inoltre, da spazzino cibandosi sovente di rifiuti (Capizzi & Santini 2007, Cristaldi 2008).

Nell'areale d'origine la specie vive in zone di steppa distanti dagli insediamenti umani, mentre in Europa ha colonizzato una vasta gamma di ambienti preferendo contesti sinantropici, prediligendo quelli umidi quali fognature, canali, rive di corsi e corpi d'acqua, porti etc. La sua spiccata attitudine al commensalismo con l'uomo e il grande grado di adattamento l'ha inoltre portata a frequentare anche discariche, magazzini, negozi, fondi e cantine, fienili, coltivazioni, allevamenti zootecnici e così via, preferendo comunque sempre le parti basse degli edifici (Ieradi & Cristaldi 1995, Scalera 2001, Capizzi & Santini 2007, Cristaldi 2008).

Vive in colonie composte da vari gruppi familiari, di solito strutturati gerarchicamente (harem di femmine, maschi subordinati) che fanno capo ad un maschio dominante. La riproduzione può avvenire nell'intero arco dell'anno, con femmine mature intorno a 3 mesi, in grado di figliare almeno 5 volte nell'arco di un anno ed accoppiarsi di nuovo a parto avvenuto. La gestazione dura circa tre settimane e vengono partoriti in media 7-8 piccoli all'interno di nidi posti in gallerie scavate direttamente sul terreno, su argini e scarpate, più raramente costruiti in luoghi superficiali nascosti tra rocce o altri ripari (Scalera 2001, Capizzi & Santini 2007).

Origine dell'introduzione

La nutria è originaria del Sud America ed è stata importata in Europa, compresa l'Italia, nei primi decenni del 1900 a scopo di allevamento commerciale per la produzione di carne e pellicce. La fuoriuscita (più o meno accidentale) di animali dalle strutture di stabulazione è all'origine della formazione di popolazioni naturalizzate oggi ampiamente diffuse nel territorio italiano (Velatta 2016). Il ratto delle chiaviche è un micromammifero originario dell'Asia nord-orientale (Siberia sud-orientale, Cina settentrionale, isola giapponese di Hondo) la cui diffusione in Europa è riferita fin dall'età rinascimentale con una successiva esplosione demografica nel XVIII secolo, complici probabilmente la realizzazione delle reti fognarie delle grandi città, l'avvento della rivoluzione industriale e la conseguente intensificazione di scambi commerciali con l'Asia. È in questo periodo che si completa la sua propagazione in Italia (Santoanni 1993, Andreotti *et alii* 2001, Scalera 2001, Capizzi & Santini 2007, Nappi 2015).

Status e distribuzione attuale

Le due specie in oggetto presentano uno *status* differente nel territorio italiano. Nel caso della

nutria abbiamo una situazione chiara, infatti la comunità scientifica la considera senza dubbio una specie naturalizzata. Al contrario per il ratto delle chiaviche i pareri sono difformi e la situazione è tuttora dibattuta. In Italia attualmente questa specie è considerata parautoctona (Angelici 2010, Milana & Rocchi 2010) ovvero una specie animale che, pur non essendo originaria del territorio italiano, è giunta (per intervento diretto intenzionale o involontario dell'uomo) in un periodo storico antico (anteriormente al 1500 DC), oppure è stata introdotta e naturalizzata in altri paesi prima del 1500 DC e successivamente è arrivata in Italia attraverso fenomeni naturali di espansione dell'areale (AA. VV. 2005).

La nutria risulta presente in Umbria almeno dal 1956 (Velatta 1994) e attualmente, a causa della sua elevata capacità dispersiva, ha colonizzato gran parte del reticolo idrografico regionale sia alle quote planiziali che collinari, con rinvenimenti sporadici anche nell'area appenninica come ad esempio presso la Palude di Colfiorito (752 m s.l.m. nel Comune di Foligno) dove singoli individui sono stati ripetutamente osservati a partire dal 2013 (Velatta 2016).

Ad oggi la specie è segnalata in 34 Comuni della Provincia di Perugia (Assisi, Bastia Umbra, Bettona, Bevagna, Campello sul Clitunno, Cannara, Castiglione del Lago, Città della Pieve, Città di Castello, Collazzone, Corciano, Deruta, Foligno, Fratta Todina, Gualdo Cattaneo, Gualdo Tadino, Gubbio, Lisciano Niccone, Magione, Marsciano, Massa Martana, Monte Castello di Vibio, Montone, Panicale, Passignano sul Trasimeno, Perugia, Piegara, Spello, Spoleto, Todi, Torgiano, Tuoro sul Trasimeno, Umbertide, Valfabbrica) e in 19 Comuni della Provincia di Terni (Monteleone di Orvieto, Fabro, Parrano, Ficulle, Orvieto, Allerona, Castel Viscardo, Baschi, Guardea, Montecchio, Alviano, Attigliano, Giove, Penna in Teverina, Amelia, Narni, Stroncone, Otricoli, Terni) (Figura 3). Per quanto riguarda la distribuzione geografica del ratto delle chiaviche in Umbria, recenti dati presentano un indice di distribuzione comunale (IDC) pari a 0,22 (rinvenuto in 20 comuni sui 92 dell'Umbria), con escursione altimetrica all'interno di un *range* compreso tra i 59 metri del Lago di San Liberato (Narni, TR) e i 750 metri della Palude di Colfiorito (Foligno, PG) (Figura 4). Riguardo alla distribuzione ambientale, i monitoraggi effettuati hanno riscontrato la presenza della specie presso coltivazioni, in zone umide e soprattutto in aree urbanizzate con tessuto edificato continuo e discontinuo. Tuttavia, l'elevata percentuale di individui rinvenuti morti per impatto stradale non ha sicuramente consentito una valutazione attendibile della scelta dell'habitat (Gaggi & Paci 2014).

Sulla base di valutazioni effettuate con l'ausilio di dati derivanti da attività di derattizzazione professionale estesa su tutto il territorio regionale, risulterebbe che le sue popolazioni, a differenza di quelle del ratto nero (*Rattus rattus*), siano state ridimensionate negli anni, probabilmente come effetto di pratiche di gestione più attente dei rifiuti urbani e dei sistemi fognari (Gaggi & Paci 2014).

Grado di invasività

Quanto esposto finora su nutria e ratto delle chiaviche sta a dimostrare che si tratta di due specie di grande successo ecologico, estremamente adattabili, in grado (anche se in diversa misura) di vivere in diverse tipologie ambientali e con una nicchia trofica piuttosto ampia.

Entrambe sono caratterizzate da un notevole potenziale riproduttivo e da una scarsa rilevanza dei fattori di mortalità naturale. Nel caso della nutria, non esistono nelle zone umide del nostro

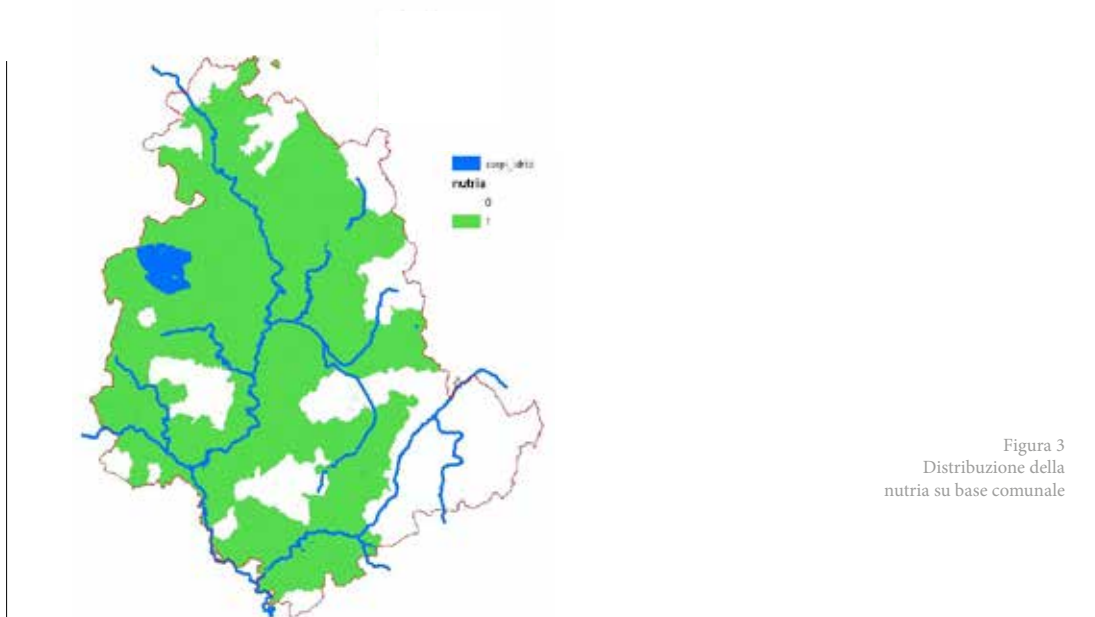


Figura 3
Distribuzione della
nutria su base comunale

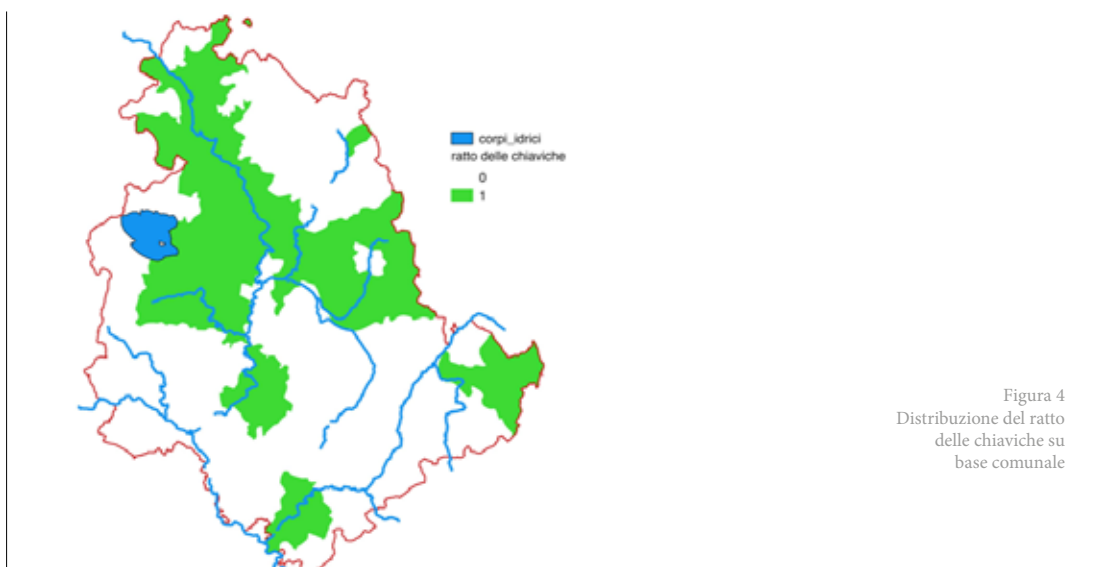


Figura 4
Distribuzione del ratto
delle chiaviche su
base comunale

paese specie di predatori che ne possano limitare efficacemente la popolazione e l'unico rilevante fattore di mortalità è costituito da inverni freddi con temperature al di sotto degli 0 gradi per periodi di tempo prolungati (Velatta 2016). Anche il ratto delle chiaviche gode del fatto di non avere troppi predatori, soprattutto in età adulta, a causa delle dimensioni e della notevole aggressività (Cristaldi 2008). Tutto questo fa sì che queste due specie presentino un grado di invasività elevato.

Impatto sulla biodiversità, socio-economico e sanitario

La nutria è considerata una specie aliena invasiva di rilevanza unionale (Regolamento UE n. 1143/2014 e Regolamento di esecuzione UE 1141/2016) e in questi anni ha dato prova di rappresentare una seria minaccia per la diversità biologica. Il fabbisogno alimentare si aggira su valori compresi fra 0,7 e 1,5 chilogrammi di materia vegetale al giorno (Cocchi & Riga 2001). Diversi studi hanno dimostrato che il pascolamento attuato dalle nutrie può provocare un deterioramento della vegetazione naturale dei biotopi umidi (Boorman & Fuller, 1981; D'Antoni *et alii*, 2002) ed è verosimile che questo tipo di impatto si sia verificato anche sul Lago Trasimeno, dove negli ultimi decenni si è osservata una drammatica regressione del canneto (Gigante *et alii* 2011). Tale riduzione delle formazioni elofitiche comporta inevitabilmente un impatto anche sulle zoocenosi che da esse dipendono, in particolare sull'avifauna.

La nutria è inoltre in grado di danneggiare le popolazioni ornitiche anche in maniera diretta, specialmente provocando lo schiacciamento e l'affondamento dei nidi. Tinarelli (2002), prendendo in esame 45 zone umide campione dell'Emilia Romagna, ha potuto verificare come tre specie di uccelli acquatici (Svasso maggiore *Podiceps cristatus*, Tuffetto *Tachybaptus ruficollis* e Mignattino piombato *Chlidonias hybrida*) abbiano preferito per la nidificazione i siti in cui la nutria era sottoposta a limitazione numerica.

La nutria ha un impatto anche a livello socio-economico: infatti la sua capacità di scavare gallerie e tane ipogee, con uno sviluppo lineare che può raggiungere diversi metri, può compromettere la tenuta delle arginature dei corsi d'acqua naturali, di canali di irrigazione e di scolo e di bacini artificiali, con particolare gravità in occasione delle piene. Inoltre, considerando che il suo spettro trofico comprende anche una percentuale più o meno importante di piante coltivate, è anche responsabile di asporti alle produzioni agricole. Nel triennio 2011-2013 l'ammontare dei danni registrati e attribuiti alla nutria in Umbria è stato il seguente: € 30.101,48 (pari all'1,8% del totale dei danni all'agricoltura registrati nello stesso periodo) in provincia di Perugia e € 2.425,88 (pari all'0,17% del totale dei danni all'agricoltura registrati nello stesso periodo) nel territorio provinciale di Terni (Velatta 2016). Il ratto delle chiaviche può determinare per predazione diretta un notevole impatto sulla fauna, sia vertebrati che invertebrati (Lever 1994). Particolarmente importante è la predazione di uova o nidiacei di uccelli marini o acquatici che nidificano a terra o sulla vegetazione flottante, con conseguente riduzione del loro successo riproduttivo (Møller 1983, Fasola & Canova 1996); questo impatto diventa particolarmente rilevante sulle isole, dove ha già determinato numerose estinzioni locali di *taxa* endemici (King 1985, Atkinson 1989, Lever 1994). Il ratto delle chiaviche può inoltre rappresentare una seria minaccia anche per l'economia agricola (es. danni a coltivazioni soprattutto di girasole e mais, o ad allevamenti di animali da cortile) e commerciale (es. distruzione e inquinamento di derrate alimentari all'interno di magazzini, mercati e poli industriali), per la sicurezza igienico-sanitaria (diffusione di pericolose malattie trasmissibili all'uomo tra cui leptospirosi, salmonellosi, toxoplasmosi), nonché per le zoocenosi locali (es. interazioni negative con altri piccoli Mammiferi) (Ieradi & Cristaldi 1995, Nieder *et alii* 1998, Capizzi & Santini 2007, Cristaldi 2008, Capizzi 2010). A riguardo di quest'ultimo aspetto, la condizione di sintopia con il rarissimo topolino delle risaie (*Micromys minutus*) riscontrata sulle sponde meridionali del Lago Trasimeno (PG) andrebbe, ad esempio, considerata attentamente in quanto potrebbe dar luogo ad eventi pre-

datori da parte di *Rattus norvegicus* ai danni della prima specie, estremamente localizzata solo in quest'ambito regionale dove il suo futuro risulta già gravemente compromesso dalla drastica regressione del fragmiteto lacustre. (Paci & Bertarelli 1999, Ragni & Chiappini 2000, Gaggi & Paci 2014).

Metodi di controllo e gestione

Il quadro normativo di riferimento per la gestione della nutria è rappresentato dall'art.2 della L. 157/92 come modificato con L. 221/2015 (art.7, comma 5 lett. a): «Le norme della presente legge [L. 157/92] non si applicano alle talpe, ai ratti, ai topi propriamente detti, alle nutrie, alle arvicole. In ogni caso, per le specie alloctone, comprese quelle di cui al periodo precedente, con esclusione delle specie individuate dal decreto del Ministro dell'ambiente e della tutela del territorio e del mare 19 gennaio 2015, pubblicato nella Gazzetta Ufficiale n. 31 del 7 febbraio 2015, la gestione è finalizzata all'eradicazione o comunque al controllo delle popolazioni; gli interventi di controllo o eradicazione sono realizzati come disposto dall'articolo 19».

In base a quanto esposto il controllo della nutria compete alle Regioni con la predisposizione di piani di intervento che devono essere sottoposti al parere di ISPRA. Tutti gli interventi devono essere attuati esclusivamente con metodi selettivi, pertanto è vietato l'uso di veleni e rodenticidi. In continuità con le attività precedenti svolte dalle Province, la Regione Umbria si è dotata di un proprio Piano di controllo della specie valevole fino al 31 dicembre 2017 (Determinazione Dirigenziale N. 9503 del 06/10/2016 Servizio Foreste, montagna, sistemi naturalistici, faunistica), che prevede il ricorso alle seguenti metodiche (Velatta 2016):

- cattura *in vivo* tramite gabbie-trappola e successiva soppressione. Questa metodica, oltre ad essere molto efficace, presenta un ridotto disturbo consentendone l'utilizzo in tutti i periodi dell'anno e in tutti i territori interessati dalla presenza di nutrie;
- abbattimento diretto con arma da fuoco, che può essere effettuato da soggetti in possesso dell'abilitazione all'esercizio venatorio e di licenza di porto di fucile ad uso caccia in corso di validità e autorizzazione nominativa rilasciata dal competente Servizio regionale. I periodi in cui è consentito l'abbattimento della nutria con arma da fuoco variano a seconda della tipologia di territorio interessata.

Per il ratto delle chiaviche le attività di derattizzazione sono regolamentate in Italia dalla legge n. 82/1994 "Disciplina delle attività di Pulizia, di Disinfezione, di Disinfestazione, di Derattizzazione e di Sanificazione" e dal D.M. n. 274/97 del Ministero dell'Industria, che stabilisce tutti i requisiti tecnico-professionali indispensabili per l'iscrizione delle aziende operatrici all'Albo Provinciale delle Imprese. Sistemi di prevenzione maggiormente adottati sono costituiti da barriere di vario tipo (es. particolari tecniche di costruzione o ristrutturazione degli edifici, soprattutto nelle campagne, per impedire l'entrata e il rifugio dei ratti negli edifici), controllo numerico tramite derattizzazione chimica (rodenticidi anticoagulanti e non anticoagulanti), trappole, gestione dell'habitat, prevenzione, controllo della fertilità, lotta biologica (Capizzi 2010). In Umbria, oltre alla convenzionale derattizzazione, altri fattori limitanti per la specie sono risultati l'investimento da parte di autoveicoli lungo la rete viaria (78,46%), seguito dalla predazione da parte del barbagianni (*Tyto alba*) (13,85%) riscontrata in prossimità di tre ambienti acquatici della provincia di Perugia (Lago Trasimeno, fiume Tevere, torrente Caina). Il

restante 4,62% dei casi di decesso sono attribuiti alle occasionali predazioni da parte di luccio (*Exos lucius*), di gatto domestico o sconosciute (Chiappini & Ragni 1998, Gaggi & Paci 2009, 2014). Anche la presenza della nutria (*Myocastor coypus*) potrebbe costituire un disturbo per il ratto delle chiaviche, come riscontrato nel corso delle campagne di contenimento di nutrie effettuate dalla Provincia di Perugia tra il 1994 e il 2002 nel Lago Trasimeno. In quelle occasioni, alle esplosioni demografiche del massiccio roditore corrispondeva infatti la scomparsa temporanea dei ratti, con improvvisi ritorni degli stessi una volta concluse le sessioni di trappolamento (Paci & Romano 2007 e inedito).

Relazione con il cambiamento climatico

Come già accennato la nutria presenta pochi fattori limitanti, uno dei quali è la bassa temperatura: il verificarsi di inverni freddi caratterizzati da lunghi periodi con temperature sotto lo zero rappresenta una delle maggiori cause di mortalità naturale della specie. Non a caso, in Umbria sono scarsissime le segnalazioni di questo Roditore nella fascia appenninica. Al contrario, le condizioni climatiche invernali tipiche delle aree pianiziali e collinari della regione non risultano sufficientemente rigide da incidere negativamente sulle condizioni fisiche della specie (Velatta 1994).

Se tuttavia i cambiamenti climatici in atto dovessero portare ad un'estremizzazione delle temperature stagionali (estati molto calde contrapposte ad inverni molto rigidi), si potrebbe determinare per la nutria una condizione meno vantaggiosa di quella attuale, per un aumento della mortalità invernale e una diminuzione della disponibilità di habitat in estate in seguito al prosciugamento temporaneo dei corpi idrici minori.

Secondo Amori *et alii* (2008) gli ambienti mediterranei antropizzati privilegiano al massimo la presenza simpatica di specie sinantropiche (*Rattus* spp., *Mus* spp.), soprattutto in ambienti aperti. A seguito dei cambiamenti climatici in atto in senso termofilo, in Italia potrebbe aumentare ulteriormente la diffusione dei ratti, anche in seguito all'incremento delle popolazioni di topolini del genere *Mus* che rappresentano un'importante risorsa alimentare per *R. norvegicus*.

Altri Mammiferi esotici e minacce future per l'Umbria

Sebbene ad oggi il visone americano (*Neovison vison* Schreber, 1777) non sia mai stato segnalato in Umbria, le popolazioni delle regioni limitrofe potrebbero espandersi e, nei prossimi anni, colonizzare anche il territorio umbro. Attualmente la specie è diffusa per lo più nel Nord-Est Italia, ma alcune popolazioni selvatiche sono state osservate in Sardegna, Lazio e nella parte più meridionale dell'Emilia Romagna (Jordan *et alii* 2012).

Uno studio scientifico ha previsto che il numero di visoni italiani potrebbe raggiungere le 4000 unità nei prossimi 15 anni e che una popolazione potrebbe insediarsi proprio a cavallo fra Umbria e Toscana. Inoltre, lo stesso modello impiegato nello studio ha previsto che la popolazione presente in questo momento nel Sud dell'Emilia Romagna si espanderà a tal punto da arrivare a pochi chilometri dal confine umbro (Jordan *et alii* 2012).

Il visone americano è un Mustelide semiacquatico originario del Nord America, introdotto nel territorio italiano e in altre parti del mondo a partire dagli anni '50 per lo sfruttamento della sua pelliccia. A causa di ripetute fughe o liberazioni dagli allevamenti, già a partire negli anni

ottanta sono stati osservati i primi individui rinselvatichiti nelle regioni del Nord Italia (Lapini 1991). La specie è attualmente considerata invasiva in Europa, Sud America, Russia e Asia (Bonesi & Palazon 2007).

Numerosi studi hanno dimostrato che la presenza del visone americano al di fuori del suo areale storico genera un notevole impatto sulla fauna autoctona e sugli ecosistemi, essendo un abile predatore la cui dieta può comprendere differenti specie di piccoli vertebrati (Jordan *et alii* 2016). Oltre a danneggiare direttamente le popolazioni delle specie predate, si rivela un forte competitore per i mustelidi autoctoni andando ad occupare la loro stessa nicchia ecologica (Maran & Henttonen 1995). Il visone americano rappresenta quindi una seria minaccia per i delicati ecosistemi fluviali del territorio italiano e in particolare per la puzzola, inserita nell'allegato V della Direttiva Habitat e considerata attualmente in declino in Italia (Rondinini & Genovesi 2013).

Distinguere il visone americano non è semplice, vista la notevole somiglianza morfologica con la puzzola (*Mustela putorius*). È però estremamente importante fornire ai cittadini gli strumenti che permettano di poterlo determinare e, quindi, di poter segnalare eventuali avvistamenti alle autorità competenti. Infatti, in caso di colonizzazione di una nuova specie aliena, l'applicazione tempestiva di misure di eradicazione e/o controllo è fondamentale per evitare l'insediamento di popolazioni stabili e la loro naturalizzazione.

Bibliografia

- AA. VV., 2005. Check-list e distribuzione della fauna italiana. Mem. Mus. Civ. St. nat. Verona (Sc. Vita), 16: 1-307.
- Amori G., Contoli L., Nappi A., 2008. Fauna d'Italia. Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Edizioni Calderini, Milano: 89-91.
- Andreotti A., N. Baccetti, A. Perfetti, M. Besa, P. Genovesi, V. Guberti, 2001. Mammiferi ed Uccelli esotici in Italia: analisi del fenomeno, impatto sulla biodiversità e linee guida gestionali. Quad. Cons. Natura, 2, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Angelici F.M., 2010. Topi e ratti (generi *Mus* e *Rattus*) in Italia continentale. Sono realmente da considerarsi specie introdotte e/o alloctone? In: Bertolino S., Capizzi D., Mortelliti A., Amori G., 2010. Convegno Italiano sui Piccoli Mammiferi – Libro dei riassunti: 8.
- Atkinson I. A. E., 1989. Introduced Animals and Extinction. In: Western D., M. C. Pearl (eds.), Conservation for the Twenty-first Century, Oxford University Press, New York: 54-75.
- Bonesi L., Palazon S., 2007. The American mink in Europe: status, impacts, and control. Biol Conserv 134:470-483.
- Boorman L.A., Fuller R.M., 1981. The changing status of reedswamp in the Norfolk broads – J.Appl.Ecol.,18: 241-269.
- Capizzi D., Santini L., 2007. I Roditori italiani (ecologia, impatto sulle attività umane e sugli ecosistemi, gestione delle popolazioni). Antonio Delfino Editore, Roma.
- Capizzi D., 2010. Dove, come e perché si controllano i roditori? Una revisione critica della letteratura mondiale. In: Bertolino S., Capizzi D., Mortelliti A., Amori G., 2010. Convegno Italiano sui Piccoli Mammiferi – Libro dei riassunti: 10.
- Cocchi R. e F. Riga, 2001. Linee guida per il controllo della Nutria (*Myocastor coypus*). Quad. Cons. Natura, 5, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica.
- Cristaldi M., 2008. *Rattus norvegicus* (Berkenhout, 1769). In: Amori G., Contoli L., Nappi A. (a cura di). Fauna d'Italia – Mammalia II. Erinaceomorpha, Soricomorpha, Lagomorpha, Rodentia. Edizioni Calderini, Milano: 647-657.

- D'Antoni S., Pacini A., Cocchieri G., Pittiglio C., Reggiani G., 2002. L'impatto della nutria (*Myocastor coypus*) nella Riserva Naturale Tevere-Farfa (Roma). In: Petrini R. & Venturato E. (Eds) – Atti del Convegno Nazionale “la gestione delle specie alloctone in Italia: il caso della nutria e del gambero rosso della Louisiana”. Quaderni del Padule di Fucecchio, 2: 41-50.
- Fasola M. & Canova L. 1996. Conservation of Gull and Tern Colony Sites in Northeastern Italy, an Internationally Important Bird Area. *Colonial Waterbirds*, 19 (Special Publication 1): 59-67.
- Gaggi A., Paci A.M., 2009. Note sull'orientamento trofico del Barbagianni *Tyto alba* in Umbria. *Gli Uccelli d'Italia XXXIV*: 19-34.
- Gaggi A., Paci A.M., 2014. Atlante degli Erinaceomorfi, dei Soricomorfi e dei piccoli Roditori dell'Umbria. Regione Umbria, Perugia.
- Gigante D., Venanzoni R., Zuccarello V., 2011. Reed die-back in southern Europe? A case study from Central Italy. *Comptes Rendus Biologies* 334: 327–336.
- Gosling L. M., Watt A. D., Baker S. J. 1981. Continuous retrospective census of the east anglian coypu population between 1970 and 1979. *J. An. Ecol.*, 50: 885-901.
- Gosling L. M., Baker S. J. 1989. The eradication of muskrats and coypus from Britain. *Biol. Journ. Limnean Society*, 38: 39-51.
- King W. B., 1985. Island birds: will the future repeat the past? In: Moors P. J. (ed.), *Conservation of island birds*, International Council for Bird Preservation, Cambridge, University Press, Cambridge, UK: 3-15.
- Ieradi L.A., Cristaldi M., 1995. Infestazioni da ratti e topi. In: Cignini B., Massari G., Pignatti S. (a cura di). *L'ecosistema Roma, ambiente e territorio. Conoscenze attuali e prospettive per il duemila*. Fratelli Palombi Editori, Roma: 175-182.
- Jordan F, Rushton SP, Macdonald DW, Bonesi L., 2012. Predicting the spread of feral populations of the American mink in Italy: Is it too late for eradication? *Biol Invasions* 14: 1895-1908.
- Jordan F, Lapini L, Pavanello M, *et al.*, 2016. Evidence for naturalization of the American mink (*Neovison vison*) in Friuli Venezia Giulia, NE Italy. *Mammalia* 81(1):91-94.
- Lapini L., 1991. Il visone americano nel Friuli-Venezia Giulia. *Fauna* 2:44–49.
- Lever C., 1994. *Naturalized animals*. London, T. & AD Poyser Ltd, pp. 354.
- Maran T, Henttonen H., 1995. Why is the European Mink (*Mustela lutreola*) disappearing? A review of the process and hypotheses. *Annal Zool Fennici* 32: 54-74.
- Milana G., Rocchi F., 2010. Specie alloctone di Roditori in Italia. *Atti del I Convegno del Forum Natura Mediterraneo, Selva di Paliano (FR)*, 30 pp.
- Møller A. P., 1983. Damage by Rats *Rattus norvegicus* to the Breeding Birds on Danish Islands. *Biological Conservation*, 25: 5-18.
- Nappi A., 2015. *Animali che vanno...altri che vengono*. Edizioni Progea, Albaredo per San Marco (SO).
- Nieder L., Sicorello L., Trogu M., 1998. Studio delle infestazioni murine in negozi e supermercati. In: Bologna M.A., Carpaneto G.M., Cignini B., (eds). *Atti I Convegno Nazionale sulla Fauna Urbana*. Roma , 12 aprile 1997. Fratelli Palombi Editori: 235-238.
- Paci A.M., Bertarelli C., 1999. Ulteriore contributo alla conoscenza dei micromammiferi del Lago Trasimeno e dell'Umbria. *Gli Uccelli d'Italia XXIV*: 90-96.
- Paci A.M., Romano C., 2007. The “*Project Coypus*” in the Province of Perugia (Umbria, central Italy). *Atti del I° Convegno Internazionale di Fauna Problematica: conservazione e gestione*. Montefiascone (VT), 8-9-giugno 2007: 21-22.
- Ragni B., Chiappini M.M., 2000. *Micromys minutus* (Mammalia, Rodentia) nel Lago Trasimeno (Italia, Umbria). *Riv. Idrobiol.*, 39, 1/2/3/: 215-220.
- Rondinini G, Genovesi P., 2013. IUCN Liste Rosse delle Specie Italiane: *Mustela putorius*. <http://www.iucn.it/scheda.php?id=-717520166>
- Santoianni F., 1993. Topi - Dalla saga del Pifferaio Magico agli esperimenti di ingegneria genetica: realtà e fantasia, scienza e simbolismo nel racconto affascinante della difficile convivenza tra uomo e topo. Giunti Gruppo Editoriale, Firenze.
- Scalera R., 2001. *Invasioni biologiche. Le introduzioni di vertebrati in Italia: un problema tra conservazione e globalizzazione*. Collana Verde, 103. Corpo Forestale dello Stato. Ministero delle politiche Agricole e Forestali. Roma, pp. 368.
- Tinarelli R., 2002. L'impatto della nutria sulle zone umide dell'Emilia Romagna e considerazioni sulle misure di controllo. In: Petrini R. & Venturato E. (Eds) – Atti del Convegno Nazionale “la gestione delle specie alloctone in Italia: il caso della nutria e del

gambero rosso della Louisiana". Quaderni del Padule di Fucecchio, 2: 39-40.

Velatta F. e Ragni B., 1991. La popolazione di nutria *Myocastor coypus* del lago Trasimeno. Consistenza, struttura e controllo numerico. In: Spagnesi M., S. Toso, (eds.), Atti II Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina, XIX: 311-326.

Velatta F., 1994. Risultati della campagna sperimentale di controllo della popolazione di Nutria del Lago Trasimeno. Corso di gestione della fauna selvatica in aree ad elevata vocazione faunistica. Ozzano dell'Emilia, 23-27 maggio 1994.

Velatta F., 2016. Piano regionale per il controllo della nutria (*Myocastor coypus*). Relazione tecnico-scientifica, Servizio Foreste, montagna, sistemi naturalistici, faunistica, 18 pp.

Silurus glanis



CAPITOLO 14

Aspetti sanitari delle invasioni biologiche

Marco Gobbi

Riassunto

L'introduzione di specie alloctone può determinare un impatto negativo sotto il profilo sanitario con gravi alterazioni dei delicati sistemi demografici e dei meccanismi ecologici, che regolano il rapporto ambiente-patogeno-ospite, con conseguenze che apportano modifiche anche sul piano epidemiologico. L'impatto delle specie alloctone può essere quindi di grosse dimensioni anche dal punto di vista socio-sanitario.

Tali specie possono comportarsi in diversi modi:

- a) favorire l'introduzione di un nuovo patogeno nell'ecosistema;
- b) garantire la formazione di un nuovo serbatoio epidemiologico o il contributo numerico alla costituzione di un più abbondante serbatoio;
- c) favorire la formazione di un substrato per l'acquisizione o aumento di virulenza di organismi scarsamente patogeni. Il presente contributo affronta quindi in modo dettagliato i principali aspetti sanitari delle invasioni biologiche, come ad esempio il problema sanitario legato al virus dell'influenza aviaria (virus ad alta patogenicità H5N1) e il ruolo dell'avifauna nella sua diffusione; il ruolo di *Aedes albopictus* nella diffusione di malattie virali emergenti (Dengue, Chikungunya e Zika); l'introduzione del gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*) e l'introduzione dell'agente patogeno dell'afanomicosi o Peste del gambero, *Afanomices astaci*, oppure la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) serbatoio di *Spheruectum destrues*; il rischio per la salute umana rappresentato dalle specie dei roditori alloctoni, e i rapporti delle cianotossine con le specie alloctone. L'impatto delle specie aliene sulla salute umana è diventato di recente una questione fondamentale ma mancano in gran parte valutazioni approfondite di questo argomento. È necessario quindi che vengano sviluppati progetti interdisciplinari che colmino le lacune tra ecologi, ricercatori medici, socio-economisti e autorità sanitarie pubbliche, e che colleghino la presenza delle specie aliene agli andamenti degli impatti che le specie stesse hanno.

Introduzione

Le invasioni biologiche rappresentano uno dei maggiori rischi per la conservazione della biodiversità. Questi fenomeni, che di sovente avvengono in maniera incontrollata, possono portare ad una grave alterazione dell'habitat e hanno senza dubbio un impatto negativo anche

sotto il profilo sanitario (Lanfranchi e Guberti, 1997). L'introduzione infetti di specie alloctone può determinare gravi alterazioni dei delicati sistemi demografici e dei meccanismi ecologici, che regolano il rapporto ambiente-patogeno-ospite, con conseguenze che apportano modifiche anche sul piano epidemiologico. Un agente eziologico necessita di un gruppo di animali, appartenenti a una o più specie, in grado di permettere la persistenza dello stesso nell'ambiente. È ovvio che, sia introducendo nuovi ospiti che nuovi patogeni vengono a modificarsi questi rapporti. Le possibili azioni che possono essere svolte dalle specie alloctone e che possiedono un valore da un punto di vista sanitario sono molteplici, e l'impatto può essere di grosse dimensioni anche dal punto di vista socio-sanitario: ne è un esempio l'introduzione in nuovi territori, nonché la ricombinazione genetica, di virus influenzali, in parte legata ai movimenti migratori di anattidi selvatici, e l'attenzione mediatica che essa provoca.

Le specie alloctone possono quindi comportarsi in diversi modi:

- favorire l'introduzione di un nuovo patogeno nell'ecosistema, come ad esempio l'introduzione del gambero della Louisiana (*Procambarus clarkii*) e l'introduzione dell'agente patogeno dell'afanomicosi o Peste del gambero, *Afanomices astaci*; oppure la pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) serbatoio di *Sphaeruetum destrues*;
- garantire la formazione di un nuovo serbatoio epidemiologico o il contributo numerico alla costituzione di un più abbondante serbatoio, come nel caso di *Aedes albopictus* per diverse malattie a trasmissione vettoriale;
- favorire la formazione di un substrato per la virulentazione di organismi scarsamente patogeni, come ad esempio i virus influenzali che possono ricombinare negli uccelli selvatici.

In natura non esistono popolazioni animali o singoli individui completamente esenti da agenti eziologici di malattia e, di conseguenza, ogni organismo andrebbe considerato come un ecosistema contenente una sua specifica biocenosi parassitaria (Cunningham, 1996).

L'influenza aviaria, migrazioni e pandemia

Il ruolo degli uccelli migratori nella diffusione dei virus altamente patogeni di influenza aviaria non è completamente chiaro, ma senza dubbio la presenza e l'utilizzo del Lago Trasimeno da parte di specie sensibili all'infezione da virus influenzali di tipo A, non può essere tralasciata. Ad esempio, nel 2006, durante il picco influenzale di H5N1, il virus fu isolato in località Cerreto, vicino Panicale, da un germano reale (*Anas platyrhynchos*) rinvenuto morto. Senza dubbio l'ampia diffusione dei virus influenzali nell'avifauna, insieme alle caratteristiche di elevata contagiosità, al notevole aumento degli episodi che coinvolgono i virus ad alta patogenicità, alle scarse misure in termini di biosicurezza nell'allevamento avicolo, e alla sempre più concreta possibilità che virus di tipo aviare possano essere trasmessi anche all'uomo, giustificano lo sforzo che tutti i paesi devono fare in termini di sorveglianza e di misure di controllo. Nonostante la diffusione inter umana sia estremamente limitata, è invece piuttosto verosimile che il virus dell'influenza aviaria e quello dell'influenza umana possano infettare lo stesso individuo con riassortimento dei due virus. Ciò faciliterebbe la trasmissione nella specie uomo, aumentando il rischio di una nuova pandemia. I virus influenzali sono membri della famiglia *Orthomyxoviridae* e sono classificati nei tipi A, B o C basati sulle differenze tra i loro nucleoproteina e gli antigeni della proteina della

matrice. I virus capaci di infettare gli uccelli appartengono al tipo A. Inoltre i virus dell'influenza sono ulteriormente classificati in sottotipi in base agli antigeni delle proiezioni dell'emagglutinina (H) e della neuraminidasi (N) sulle loro superfici. Ci sono 16 sottotipi di emoagglutinine e 9 sottotipi neuraminidasi nei virus dell'influenza A. Tuttavia, ad oggi tutti i virus altamente patogeni (HPAI) che causano malattie generalizzate e non respiratorie appartengono ai sottotipi H5 o H7. Ogni anno si verificano in tutto il mondo focolai di influenza o epidemie risultato di mutazioni puntiformi (*antigenic drift*), che consentono al virus di evadere parzialmente la risposta immunitaria sviluppata nella popolazione a seguito di epidemie precedenti. Invece il manifestarsi di mutazioni importanti e particolarmente virulente (*antigenic shift*) è all'origine delle pandemie (Reperant *et al.*, 2012). Gli animali svolgono un ruolo determinante nella comparsa di nuovi sottotipi virali, verso i quali l'uomo può risultare sprovvisto di copertura immunitaria. Rivestono particolare importanza ai fini della diffusione dei virus influenzali i volatili, domestici e non (Reperant *et al.*, 2012). Per la sua importanza a livello mondiale, l'AI nel nostro paese fa parte delle malattie sottoposte a Piano Nazionale di Sorveglianza. Tale piano individua zone ad alto rischio (prevalentemente il nord est del paese) e zone a medio rischio di cui fa parte tutta l'Umbria e alcune province laziali (Fig.1). In particolare, rivestono un ruolo molto importante nell'epidemiologia della malattia gli Ordini degli Anseriformi e dei Caradriformi. I virus dell'influenza A circolano in molti uccelli acquatici, ma sono più diffusi nelle anatre (*Anas spp.*) e in particolare nel germano reale, nel quale sono stati trovati quasi tutti i sottotipi (Olsen *et al.*, 2006). La prevalenza in queste specie varia stagionalmente da <10% in primavera/estate e tra il 10 e il 60% poco prima e durante la migrazione autunnale, e tale modello è valido sia in Eurasia sia in Nord America (Vandergrift *et al.*, 2010). Tali variazioni stagionali sembra siano dovute all'aggregazione di animali giovani e dalle particolari condizioni ambientali che prolungano la sopravvivenza virale al di fuori dell'ospite. Fino alla comparsa e all'elevata diffusione del virus ad



Figura 1
Zone di Rischio Influenza
Aviaria HPAI (fonte: Piano
Nazionale di Sorveglianza 2017)

alta patogenicità H5N1, nel 2002, si pensava che i virus influenzali causassero poca morbilità e mortalità nelle specie selvatiche. In seguito si è dimostrato che gli animali infetti anche dai virus a bassa patogenicità possono sviluppare forme cliniche fino alla morte (Komar e Olsen, 2008). Gli Anseriformi mostrano spesso alte prevalenze di infezione, tuttavia l'ordine dei Caradriformi è più numeroso, migra in media distanze più lunghe, e ospita anche una serie diversificata di virus di influenza. Esistono delle differenze nel comportamento del virus nei confronti dei due, ad esempio alcuni sottotipi di emoagglutinine (H13 e H16) sono stati isolati quasi esclusivamente da Caradriformi, e al contrario degli Anseriformi, mostrano prevalenze di infezione più alte in tarda primavera e inizio estate. Queste caratteristiche suggeriscono come alcuni Caradriformi possano avere un ruolo importante nel mantenimento del virus nelle popolazioni selvatiche (Krauss *et al.*, 2007). L'importanza che riveste la sorveglianza che deve essere effettuata nelle aree a rischio influenza sull'avifauna selvatica è chiara se paragonata al rischio pandemico che i virus influenzali sono in grado di portare. Una pandemia può prendere il via quando si verificano tre condizioni:

- la comparsa di un nuovo sottotipo di virus influenzale;
- l'infezione di esseri umani, con conseguente malattia acuta;
- la diffusione rapida e sostenuta tra gli esseri umani.

Il virus H5N1 soddisfa ampiamente le prime due condizioni: è un nuovo virus per gli esseri umani (gli H5N1 non hanno mai circolato tra le persone), e ha infettato più di 100 esseri umani, causandone il decesso in nel 50% dei soggetti. Nel caso in cui dovesse comparire un virus del tipo H5N1 in grado di trasmettersi da uomo a uomo nessuno di noi sarebbe immune, e il rischio legato a questa condizione è possibile fintanto che il virus continuerà a circolare nelle popolazioni di uccelli domestici e selvatici.

***Aedes albopictus* e il suo ruolo nella diffusione di malattie virali emergenti**

Le specie aviarie migratrici hanno un importante ruolo anche come serbatoio di altri patogeni virali, oltre all'influenza aviaria, di grande importanza per la salute pubblica, come ad esempio il virus della Malattia di West Nile (WNV). Questa malattia virale rientra nel gruppo di malattie umane a trasmissione vettoriale, le arbovirosi, insieme a Usutu (USUV), ma anche Dengue, Chikungunya e Zika. Queste ultime tre vedono come principale vettore gli insetti appartenenti al genere *Aedes*, mentre WNV e USUV hanno come principale vettore le zanzare del genere *Culex*, pur essendo riconosciuta nei nostri territori la competenza di *Aedes albopictus* come vettore della malattia (Mancini *et al.*, 2017). *A. albopictus* è ormai stabilmente radicata nel nostro paese. A causa della localizzazione prevalentemente peridomestica dei focolai larvali, l'attività della "zanzara Tigre" pone problemi di natura igienico-sanitaria notevoli, ma spesso sottostimata dalle autorità competenti, col risultato che la specie può raggiungere localmente densità decisamente preoccupanti. WNV è endemica nei paesi africani, e si è diffusa nell'ultimo decennio in America, Medio Oriente, India e Europa meridionale. La malattia è causata da un virus appartenente al genere Flavivirus, la cui circolazione è amplificata nell'ambiente mediante un ciclo biologico zanzara-uccello-zanzara. Tra gli ordini di uccelli quelli che svolgono il ruolo di ospiti amplificatori sono Caradriformi e Passeriformi, tra i quali particolare importanza nell'ecologia del WNV rivestono soprattutto Ploceidi, Sturnidi e Corvidi. Tra gli uccelli domestici un certo ruolo possono svolgere gli Anseriformi, mentre Galliformi e Columbiformi mostrano viremie di bre-

ve durata e con titoli virali non elevati (Calzolari *et al.*, 2010). Il virus può essere trasmesso tramite puntura di zanzara infetta all'uomo o al cavallo, che tuttavia sviluppano una viremia transitoria di scarsa durata e non sono a loro volta infettanti per le zanzare. In circa il 20% delle persone infettate compare una malattia febbrile che si risolve spontaneamente in pochi giorni (Hubalek e Halouzka, 1999). Tuttavia pazienti immunodepressi possono sviluppare una forma neuro-invasiva: encefalite, meningoencefalite o paralisi flaccida acuta. Queste forme hanno un tasso di letalità che può arrivare al 3-15%. Strettamente correlato al virus WND è il virus Usutu (USUV), riscontrato nei roditori e negli uccelli di vari paesi africani e che inizia ad essere piuttosto diffuso in Europa centrale e occidentale. Esistono evidenze sierologiche di infezioni USUV negli uccelli selvatici nel Regno Unito. Nel 2001, il virus è stato identificato quale causa di morte in numerosi uccelli selvatici e in cattività in Austria, nel 2007 è stato isolato in polli domestici (Emilia-Romagna) e nel 2009 in merli (*Turdus merula*) trovati morti nel Nord-est italiano. Nel 2009 sono stati descritti due casi umani (Pecorari *et al.* 2009; Cavrini *et al.*, 2009). La competenza di *A. albopictus* come vettore della malattia è bassa, tuttavia vi sono evidenze di un possibile adattamento del virus al vettore biologico (Puggioli *et al.*, 2017). In Italia l'Umbria non rientra nelle zone considerate endemiche per WND e Usutu dal "Piano nazionale integrato di sorveglianza e risposta ai virus West Nile e Usutu – 2017", tuttavia rimane importante la sorveglianza delle specie sensibili e d'obbligo la sorveglianza sierologica degli equini in quanto ospiti rilevatori. Il monitoraggio effettuato dall'Istituto Zooprofilattico Sperimentale dell'Umbria e delle Marche su 347 corvidi, oggetto di piani di abbattimento nella regione Umbria nel 2016, ha dato esito negativo per tutti i campioni analizzati. Anche la Dengue è data da un Flavivirus ed è endemica di molti paesi dell'emisfero australe. Si stima che causi circa 20.000-25.000 decessi annui, soprattutto in età infantile. La malattia clinicamente si manifesta con febbre alta, mal di testa, dolori muscolari e alle articolazioni, rash cutaneo e piccole emorragie (Figarelli e Gagarelli, 2012) tale sintomatologia raramente dura più di dieci giorni. In meno del 5% dei casi si presenta in forma severa, dengue emorragica o dengue con shock, che può avere esito fatale. La Chikungunya è una manifestazione patologica data da un Togovirus, endemico anch'esso dei paesi africani. Quando clinicamente manifesta si caratterizza per un'insorgenza improvvisa con febbre alta, brividi, mal di testa, nausea e vomito, fotofobia, artralgie con importanti limitazioni funzionali (il nome della malattia nella lingua Makonde significa "ciò che rende curvi") e eruzioni cutanee. La fase acuta della malattia si risolve, di norma, in una decina di giorni; dolori articolari ricorrenti possono persistere per mesi o anni. Nelle persone più anziane l'artralgia può addirittura cronicizzare. La letalità è un evento raro, ma possibile (Figarelli e Gagarelli, 2012). A fine settembre 2017 è stato isolato il virus responsabile del focolaio di Chikungunya nel Lazio. L'isolamento del virus è utile per capire meglio quale ceppo è implicato nell'epidemia e per poter valutare la competenza delle zanzare autoctone nella trasmissione della malattia. Al 6 ottobre 2017, il Ministero della Salute, riferisce in un totale di 282 notifiche (156 confermati e 126 probabili) di casi di Chikungunya in Italia (fonte: <http://www.epicentro.iss.it/problemi/Chikungunya/Italia2017.asp>). Il virus Zika è anch'esso un Flavivirus, trasmesso da *Aedes* spp.. A differenza di WNV e USUV, il soggetto punto da una zanzara portatrice e nuovamente punto da una zanzara non infetta, può dare origine a un focolaio endemico. Il contagio interumano è possibile e può avvenire attraverso i liquidi

biologici. In Italia, la sorveglianza dei casi di malattia da virus Chikungunya, Dengue e Zika è regolata dal “Piano nazionale di sorveglianza e risposta alle arbovirosi trasmesse da zanzare (*Aedes spp.*) con particolare riferimento a virus Chikungunya, Dengue e virus Zika – 2016”. Il sistema viene potenziato nel periodo di maggiore attività vettoriale per permettere l’identificazione rapida dei casi e l’eventuale adozione immediata delle necessarie misure di controllo. La comparsa di focolai di tali malattie, in paesi dal clima temperato come l’Italia, ma anche la semplice circolazione di vettori di patologie, ancora considerate esotiche, e l’adattamento di tali vettori al clima temperato, o ancora la nuova competenza dei vettori a patogeni già presenti sul territorio, sono situazioni che ci dimostrano come il rischio che la globalizzazione comprenda anche criticità per la salute umana sia divenuto realtà. Per far fronte a tale situazione è necessario sviluppare prontamente sistemi di sorveglianza adeguati ed implementare le capacità diagnostiche sul territorio.

Le specie alloctone di gambero: tra conservazione e sicurezza alimentare

Uno degli esempi di maggiore rilievo di quanto le specie invasive possano essere impattanti dal punto di vista sanitario ci viene senza dubbio dalla micosi portata dall’*Aphanomyces astaci*, responsabile della così detta “Peste del Gambero” o afanomicosi.

Tale patogeno possiede un ciclo vitale semplice, con riproduzione asessuata tramite zoospore mobili biflagellate che in acqua vengono attratte chemiotatticamente dalla cuticola dell’ospite. La zoospora aderisce tramite i flagelli e tramite enzimi lipolitici e chitinolitici perfora la cuticola. Invade poi l’ipoderma tramite un tubo germinativo e inizia ad invadere l’ipoderma tramite ife vegetative con attività chitinasica e proteasica. Raramente, in questa fase, le ife diffondono in modo massivo agli organi interni.

La morte dell’ospite avviene tramite la produzione di una neurotossina da parte dell’oomicete. Il ciclo si completa con la produzione di sporangi, da parte delle ife, che fuoriescono dalla cuticola dell’ospite e si dispongono all’esterno della carcassa. All’interno degli sporangi si formano le nuove zoospore ameboidi primarie che in poche ore rilasciano le zoospore secondarie infettanti (Quaglio *et al.* 2011). Tutte le specie di gambero Europee e Nordamericane sono suscettibili all’afanomicosi, Tuttavia, nelle specie molto suscettibili, quali il nostrano gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*), *A. astaci* molto spesso riesce ad invadere la lamina basale e gli organi sottostanti, mentre nelle specie Nordamericane si localizza quasi esclusivamente a livello della cuticola addominale. Queste ultime in normali condizioni non sviluppano malattia clinica e si comportano quindi da vettori del micete, rimanendo persistentemente infetti dal micete e mettendo a rischio le specie europee (Svoboda *et al.*, 2017). Se molto si è scritto e studiato riguardo al ruolo delle specie aliene di gambero, in particolar modo per quanto riguarda *Procambarus clarkii* e il suo ruolo nella diffusione dell’afanomicosi, di altrettanto rilievo è la capacità di questa specie di sopravvivere in ambienti colpiti da bloom algali e di accumulare tossine potenzialmente pericolose per la salute umana (Piscia *et al.* 2011), qualora venissero consumati come alimento. Esistono inoltre diversi studi volti a misurare i livelli di bioaccumulo di metalli pesanti in *P. clarkii*, anche se l’utilizzo di questa specie nei programmi di biomonitoraggio delle acque deve essere fatta con cautela, considerando che esistono differenze importanti per quanto riguarda la stagione e il sesso degli animali campionati (Elia *et al.*, 2006). Tuttavia, *P. clarkii* presenta una

notevole capacità di bioaccumulo (Suarez-Serrano *et al.*, 2010) che può portare questi metalli pesanti a livelli trofici più elevati. Un ulteriore aspetto che deve essere preso in considerazione è il ruolo che possono avere le specie di gamberi alloctoni nella diffusione di patogeni zoonotici. È il caso di alcuni focolai umani di tularemia (malattia causata dal batterio *Francisella Tularensis*), associati al consumo di *P. clarkii* in Spagna (Anda *et al.*, 2001). Normalmente associata al consumo di alimenti contaminati, alla manipolazione di selvaggina, o al morso di insetti vettori, la tularemia è una zoonosi grave, e il batterio responsabile è classificato come classe A dal Centre of Diseases Control negli Stati Uniti. Il riscontro del batterio nell'epatopancreas di *P. clarki* pone la necessità di ulteriori studi sul suo ruolo di vettore della malattia.

***Pseudorasbora parva*, un cavallo di Troia per la biodiversità**

La pseudorasbora (*Pseudorasbora parva*) viene considerata una delle 100 specie più invasive per diverse caratteristiche ecologiche della specie, ma anche perché è vettore di una grave patologia, causata dal *Sphaerothecum destruens*, incluso nella classe Mesomicetozoa. Tale parassita intracellulare infetta gli organi interni del suo ospite, causando degradazione tissutale e morte cellulare (Arkush *et al.* 1998). *S.destruens* è in grado di infettare e causare alta mortalità in diverse specie di salmonidi (Arkush *et al.*, 1998; Paley *et al.*, 2012) e ciprinidi (Gozlan *et al.*, 2005; Andreou *et al.*, 2011). A livello mondiale, il suo è stato notevole impatto su specie sia di importanza commerciale ma anche su specie di elevato interesse conservazionistico come il salmone Chinook (*Oncorhynchus tshawytscha*) e l'alborella fasciata (*Leucaspis delineatus*). La rapida diffusione di questo patogeno in Europa è dovuta alla diffusione del suo ospite, la *Pseudorasbora* appunto (Copp *et al.*, 2010), ed ha senza dubbio contribuito alla riduzione delle popolazioni europee di *L. delineatus* (Gozlan *et al.*, 2005). La presenza di un ospite sano, che può fungere da serbatoio di malattia, può avere risvolti di grande rilievo sulla patogenicità di specie come *S. destruens*. Infatti in patogeni a singolo ospite, è ben mantenuto l'equilibrio tra trasmissione e virulenza del patogeno stesso. Tuttavia, l'introduzione di altri ospiti può alterare tale equilibrio e causare un aumento della virulenza del patogeno (Woolhouse *et al.*, 2001). Per tale motivo, se *S. destruens* rappresenta una minaccia importante per la biodiversità ittica in tutto il mondo, la presenza di un suo ospite portatore sano nelle acque interne dell'Umbria pone senza dubbio a rischio un ambiente ricco di specie native come quello dei bacini regionali.

Roditori alloctoni, un rischio per la salute umana?

È opinione comune e diffusa che la nutria (*Myocastor coypus*) sia uno dei serbatoi di *Leptospira*, nonostante diversi studi a livello nazionale e europeo dimostrino il ruolo marginale che riveste questo animale nella diffusione della malattia, cosa che tuttavia non può essere affermata per il ratto grigio (*Rattus norvegicus*), vero serbatoio della malattia che molto spesso, tuttavia, condivide l'areale con la nutria. In particolare si direbbe che le popolazioni di nutria siano solo delle riserve secondarie di *Leptospira* spp..

Da indagini sierologiche condotte su 87 individui in Nord Italia (Bollo *et al.*, 2003) si è rilevata la presenza di anticorpi contro *Leptospira bratislava* (11.5%) e *Leptospira icterohaemorrhagiae* (3.4%) ma non si è osservata alcuna relazione tra la presenza di anticorpi e la presenza di lesioni renali negli animali esaminati. Le ricerche condotte in Francia su roditori selvatici,

compresa la nutria (Aviat *et al.*, 2009) hanno dimostrato una sieropositività alla MAT (Microscopic Agglutination Test) variabile dal 20% al 55% indipendentemente dalla specie presa in esame, ed una presenza di DNA di *Leptospira*, rilevata con PCR (Polymerase Chain Reaction) direttamente da organo renale, variabile tra il 3,3% e il 5% nelle nutrie, mentre altre specie (*Rattus norvegicus* e il topo muschiato, *Ondatra zibethicus*) mostravano prevalenze nettamente più elevate (rispettivamente 34,8% e 15,8%); tali rilievi stanno a significare che anche la nutria, così come altri animali selvatici e di allevamento che vivono nelle zone in cui è diffuso il vero reservoir di *Leptospira* spp., il ratto grigio, può contrarre l'infezione e sviluppare una risposta immunitaria ad essa (positività sierologica) ma il rilievo di frazioni di DNA di *Leptospira* (positività alla PCR) nei tessuti e quindi la sua capacità di eliminare il parassita con le urine, è estremamente rara. La nutria si conferma quindi come una portatrice secondaria di *Leptospira* spp., e questo dato potrebbe essere anche legato all'ecologia della specie, che condivide ambiente e molte abitudini con la specie serbatoio, rimanendo tuttavia meno esposta all'infezione. Tralasciando il ruolo che questa specie ha avuto in passato nella diffusione della Peste Nera, la più grande epidemia che abbia mai colpito la specie umana, il ratto grigio è fondamentale nell'epidemiologia di diversi patogeni, zoonotici e non, e la sua presenza sul territorio incide in maniera importante sia a livello sociale, che sanitario ed economico. *Rattus norvegicus* rientra nel ciclo di *Trichinella* spp., parassita nematode di molte specie animali. La presenza di ratti in aree a vocazione rurale e in vicinanza degli allevamenti può aumentare il rischio di trasmissione del parassita a animali da reddito (suini) e quindi all'uomo (Agerholm, 2013). La specie patogena presente in Umbria è *Trichinella britovi*, mentre sono segnalati in Italia focolai di *Trichinella pseudospiralis*, e recentemente è stata isolata nel nostro paese da due volpi (*Vulpes vulpes*) anche la più patogena *Trichinella spiralis* (Garbarino *et al.*, 2017). I ratti sinantropici come *Rattus norvegicus* possono amplificare la biomassa *T. spiralis* e agire come vettore del parassita nei suini domestici (Pozio, 2014). L'importanza che riveste la presenza di specie patogene di *Trichinella* sul territorio è tale che tutti i suini macellati vengono sottoposti a esame trichinoscopico per la rilevazione del parassita, con costi enormi per la sanità pubblica. Il ratto, come la maggior parte delle specie che vivono in ambienti umidi, è in grado di fungere da serbatoio di *Toxoplasma gondii*, altro patogeno zoonotico di estrema rilevanza per l'igiene alimentare, e fungere quindi da preda per l'ospite definitivo maggiormente diffuso del parassita, il gatto domestico (*Felis silvestris catus*). Interessante, da questo punto di vista, è la maggiore l'alterato comportamento verso i predatori che i ratti infetti da *Toxoplasma* avrebbero rispetto ai non infetti, a dimostrazione che il parassita, che può localizzarsi a livello del sistema nervoso centrale, è in grado di modificare il comportamento della specie ospite per favorirne la predazione (Berdoy *et al.*, 2000; House *et al.*, 2011). Il ratto è poi serbatoio di *Coxiella burnetii*, agente patogeno della Febbre Q, malattia zoonotica tipica del bestiame domestico, e in alcuni paesi europei raggiunge prevalenze del 55% (Webster *et al.*, 1995) nei roditori sinantropici, ponendosi come serio fattore di rischio di trasmissione del patogeno agli animali domestici e conseguentemente all'uomo (Reusken *et al.*, 2011).

Le cianotossine e i loro rapporti con le specie alloctone

I cianobatteri, colonizzatori degli ecosistemi acquatici, possono essere annoverati tra i micror-

ganismi patogeni emergenti. Molte specie, infatti, producono come metaboliti secondari una grande varietà di tossine (cianotossine) potenzialmente pericolose per la salute, attraverso l'ingestione di alimenti o acque potabili contaminate, oppure lo svolgimento di attività quali la balneazione. Per tale ragione, le cianotossine esistenti presentano vari meccanismi di tossicità e, a seconda dell'organo bersaglio, possono essere suddivise in quattro diversi gruppi: epatotossine, neurotossine, citotossine e dermatotossine. Molto spesso ogni cianobatterio produce diverse tossine. Tuttavia, la produzione di tossine non è costante e può variare molto in risposta a fattori biotici e abiotici. Molto diffuse sono le microcistine, epatotossine spesso prodotte dalle fioriture di *Microcystis aeruginosa*, che posseggono una struttura stabile che permette loro di rimanere attive per molto tempo all'interno dell'ambiente acquatico, ed essere quindi in grado di portare ad una prolungata esposizione e di produrre malattie gravi. In effetti, alcune microcistine sono promotori tumorali. Al contrario, alcuni cianobatteri alloctoni, quali *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii*, sono in grado di produrre saxitossine, neurotossine instabili, che possono essere causa di intossicazioni gravi di tipo acuto (Molica *et al.*, 2002). Una delle cause di aumento della presenza di cianobatteri è stata attribuita alla comparsa in alcuni bacini della cozza zebrata (*Dreissena polymorpha*). I dreissenidi promuovono i cianobatteri attraverso il processo di rifiuto selettivo (Vanderploeg *et al.*, 2001). Poiché i dreissenidi filtrano indistintamente il fitoplancton dall'acqua, rifiutano i ceppi tossici di cianobatteri come pseudofeci.

Questi elementi cellulari crescono rapidamente a causa della diminuzione della concorrenza nutritiva del fitoplancton filtrata e assimilata dalle cozze. La presenza inoltre di cianotossine nel lago Trasimeno può essere messa in relazione con la presenza del carassio (*Carassius auratus*). La specie infatti può favorire l'accrescimento dei cianobatteri, stimolati dal passaggio attraverso l'intestino del carassio (Kolmakov e Gladyshev, 2003). Alcuni studi mettono poi in correlazione la presenza di gamberi della Louisiana (*Procambarus clarkii*), che possiedono la capacità di resistere a stress ambientali importanti, all'aumento della densità di cianobatteri. Inoltre, nello stesso studio sperimentale, le densità di popolazione dei cianobatteri hanno cominciato a diminuire dopo che il gambero è stato rimosso (Yamamoto, 2010). L'apparizione dei cianobatteri nei corpi idrici è sempre di maggiore riscontro ed è un fattore importante nell'eutrofizzazione delle acque. Spesso gli effetti della presenza dei batteri possono essere legati a episodi di tossicità acuta per animali domestici e fauna selvatica, ma soprattutto a episodi acuti o cronici per gli esseri umani.

Conclusioni

Le implicazioni di aspetto sanitario legate alla presenza di specie alloctone possono essere davvero molteplici, e la loro trattazione rischia di avere bisogno di spazi e tempi davvero importanti. L'impatto delle specie aliene sulla salute umana è diventato di recente una questione fondamentale sia per quello che riguarda la ricerca in campo medico che ecologico, ma in gran parte mancano valutazioni approfondite di questo argomento.

Una recente *review* critica (Schindler *et al.*, 2015) della letteratura scientifica a riguardo, conclude che la ricerca europea sugli impatti delle specie aliene in materia di salute umana è, in gran parte, pregiudizievole verso alcune specie e che, diversi aspetti importanti, come gli stadi

di invasione precoce, la gravità dell'impatto e le sue tendenze temporali, nonché la portata dei costi socioeconomici causati, sono poco analizzati e quindi scarsamente compresi. Per questo, è necessario che vengano sviluppati progetti interdisciplinari che colmino le lacune tra ecologi, ricercatori medici, socioeconomisti e autorità sanitarie pubbliche, e che colleghino la presenza delle specie aliene alla gravità e agli andamenti degli impatti che le specie stesse hanno. Questo è un requisito essenziale per la valutazione del rischio e alla base dell'implementazione di un corretto processo decisionale.

Bibliografia

- Agerholm, J. S. (2013). Coxiella burnetii associated reproductive disorders in domestic animals-a critical review. *Acta Veterinaria Scandinavica*, 55(1), 13.
- Anda, P., Del Pozo, J. S., García, J. D., Escudero, R., Pena, F. G., Velasco, M. L., ... & Navarro, J. M. (2001). Waterborne outbreak of tularemia associated with crayfish fishing. *Emerging infectious diseases*, 7(3 Suppl), 575.
- Andreou, D., Gozlan, R. E., Stone, D., Martin, P., Bateman, K., & Feist, S. W. (2011). Sphaerothecum destruens pathology in cypriids. *Diseases of aquatic organisms*, 95(2), 145-151.
- Arkush, K. D., Frasca Jr, S., & Hedrick, R. P. (1998). Pathology associated with the rosette agent, a systemic protist infecting salmonid fishes. *Journal of Aquatic Animal Health*, 10(1), 1-11.
- Berdoy, M., Webster, J. P., & Macdonald, D. W. (2000). Fatal attraction in rats infected with Toxoplasma gondii. *Proceedings of the Royal Society of London B: Biological Sciences*, 267(1452), 1591-1594.
- Bollo, E., Pregel, P., Gennero, S., Pizzoni, E., Rosati, S., Nebbia, P., & Biolatti, B. (2003). Health status of a population of nutria (Myocastor coypus) living in a protected area in Italy. *Research in veterinary science*, 75(1), 21-25.
- Calzolari, M., Bonilauri, P., Bellini, R., Albieri, A., Defilippo, F., Maioli, G., ... & Lelli, D. (2010). Evidence of simultaneous circulation of West Nile and Usutu viruses in mosquitoes sampled in Emilia-Romagna region (Italy) in 2009. *PLoS One*, 5(12), e14324.
- Cavrini, F., Gaibani, P., Longo, G., Pierro, A. M., Rossini, G., Bonilauri, P., ... & Dottori, M. (2009). Usutu virus infection in a patient who underwent orthotopic liver transplantation, Italy, August-September 2009. *Euro surveillance: bulletin Européen sur les maladies transmissibles= European communicable disease bulletin*, 14(50).
- Copp, G. H., Vilizzi, L., & Gozlan, R. E. (2010). Fish movements: the introduction pathway for topmouth gudgeon Pseudorasbora parva and other non-native fishes in the UK. *Aquatic Conservation: Marine and Freshwater Ecosystems*, 20(3), 269-273.
- Cunningham, A. A. (1996). Disease risks of wildlife translocations. *Conservation biology*, 10(2), 349-353.
- Elia, A. C., Dörr, A. J. M., Mastrangelo, C., Prearo, M., & Abete, M. C. (2006). Glutathione and antioxidant enzymes in the hepatopancreas of crayfish Procambarus clarkii (Girard, 1852) of Lake Trasimeno (Italy). *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, (380-381), 1351-1361.
- Figarelli, A.P., & Gagarelli R. (2012). In Europa aumentano i casi di malattie da zanzare. *Ecoscienza*. n 3 anno 2012.
- Garbarino, C., Interisano, M., Chiatante, A., Marucci, G., Merli, E., Arrigoni, N., ... & La Rosa, G. (2017). Trichinella spiralis a new alien parasite in Italy and the increased risk of infection for domestic and wild swine. *Veterinary Parasitology*, 246, 1-4.
- Gozlan, R. E., St-Hilaire, S., Feist, S. W., Martin, P., & Kent, M. L. (2005). Biodiversity: disease threat to European fish. *Nature*, 435(7045), 1046-1046.
- House, P. K., Vyas, A., & Sapolsky, R. (2011). Predator cat odors activate sexual arousal pathways in brains of Toxoplasma gondii infected rats. *PloS one*, 6(8), e23277.
- Hubalek, Z., & Halouzka, J. (1999). West Nile fever--a reemerging mosquito-borne viral disease in Europe. *Emerging infectious diseases*, 5(5), 643.

- Kolmakov, V. I., & Gladyshev, M. I. (2003). Growth and potential photosynthesis of cyanobacteria are stimulated by viable gut passage in crucian carp. *Aquatic Ecology*, 37(3), 237-242.
- Komar, N., & Olsen, B. (2008). Avian influenza virus (H5N1) mortality surveillance. *Emerging infectious diseases*, 14(7), 1176.
- Krauss, S., Obert, C. A., Franks, J., Walker, D., Jones, K., Seiler, P., ... & Widjaja, L. (2007). Influenza in migratory birds and evidence of limited intercontinental virus exchange. *PLoS Pathogens*, 3(11), e167.
- Lanfranchi, P., & Guberti, V. (1997). Aspetti sanitari delle immissioni faunistiche. *Atti III Convegno Nazionale dei Biologi della Selvaggina, Suppl. Ric. Biol. Selvaggina*, 27, 47-60.
- Mancini, G., Montarsi, F., Calzolari, M., Capelli, G., Dottori, M., Ravagnan, S., Federici, V. (2017). Mosquito species involved in the circulation of West Nile and Usutu viruses in Italy. *Veterinaria Italiana*, 53(2), 97-110.
- Molica, R., Onodera, H., Garcia, C., Rivas, M., Andrinolo, D., Nascimento, S., ... & Lagos, N. (2002). Toxins in the freshwater cyanobacterium *Cylindrospermopsis raciborskii* (Cyanophyceae) isolated from Tabocas reservoir in Caruaru, Brazil, including demonstration of a new saxitoxin analogue. *Phycologia*, 41(6), 606-611.
- Olsen, B., Munster, V. J., Wallensten, A., Waldenström, J., Osterhaus, A. D., & Fouchier, R. A. (2006). Global patterns of influenza A virus in wild birds. *science*, 312(5772), 384-388.
- Paley, R. K., Andreou, D., Bateman, K. S., & Feist, S. W. (2012). Isolation and culture of *Sphaerothecum destruens* from Sunbleak (*Leucaspis delineatus*) in the UK and pathogenicity experiments in Atlantic salmon (*Salmo salar*). *Parasitology*, 139(7), 904-914.
- Pecorari, M., Longo, G., Gennari, W., Grotto, A., Sabbatini, A. M., Tagliacucchi, S., ... & Rumpianesi, F. (2009). First human case of Usutu virus neuroinvasive infection, Italy, August-September 2009. *Eurosurveillance*, 14(50), 19446.
- Piscia, R., Volta, P., Boggero, A., & Manca, M. (2011). The invasion of Lake Orta (Italy) by the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* (Girard, 1852): a new threat to an unstable environment. *Aquatic Invasions*, 6(1), S45-S48.
- Pozio, E. (2014). Searching for *Trichinella*: not all pigs are created equal. *Trends in parasitology*, 30(1), 4-11.
- Puggioli, A., Bonilauri, P., Calzolari, M., Lelli, D., Carrieri, M., Urbanelli, S., ... & Bellini, R. (2017). Does *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) play any role in Usutu virus transmission in Northern Italy? Experimental oral infection and field evidences. *Acta Tropica*, 172, 192-196.
- Quaglio, F., Gustinelli, A., & Manfrin, A. (2011). Pathology of freshwater crayfish. *Infectious and mycotic diseases. Ittiopatologia*, 8.
- Reperant L.A., Osterhaus ADME, Kuiken T.- (2012). Influenza virus infections. In: D. Gavier-Widen JP Duff, and A Meredith, editors. *Infectious diseases of wild mammals and birds in Europe*; Wiley-Blackwell, West Sussex, U.K., pp. 37–58.
- Reusken, C., van der Plaats, R., Opsteegh, M., de Bruin, A., & Swart, A. (2011). *Coxiella burnetii* (Q fever) in *Rattus norvegicus* and *Rattus rattus* at livestock farms and urban locations in the Netherlands; could *Rattus* spp. represent reservoirs for (re) introduction?. *Preventive veterinary medicine*, 101(1), 124-130.
- Schindler, S., Staska, B., Adam, M., Rabitsch, W., & Essl, F. (2015). Alien species and public health impacts in Europe: a literature review. *NeoBiota*, 27, 1.
- Suarez-Serrano, A., Alcaraz, C., Ibanez, C., Trobajo, R., & Barata, C. (2010). *Procambarus clarkii* as a bioindicator of heavy metal pollution sources in the lower Ebro River and Delta. *Ecotoxicology and environmental safety*, 73(3), 280-286.
- Svoboda, J., Mrugała, A., Kozubíková-Balcarová, E., & Petrusek, A. (2017). Hosts and transmission of the crayfish plague pathogen *Aphanomyces astaci*: a review. *Journal of fish diseases*, 40(1), 127-140.
- Vandegrift, K. J., Sokolow, S. H., Daszak, P., & Kilpatrick, A. M. (2010). Ecology of avian influenza viruses in a changing world. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1195(1), 113-128.
- Vanderploeg, H. A., Liebig, J. R., Carmichael, W. W., Agy, M. A., Johengen, T. H., Fahnenstiel, G. L., & Nalepa, T. F. (2001). Zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) selective filtration promoted toxic *Microcystis* blooms in Saginaw Bay (Lake Huron) and Lake Erie. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, 58(6), 1208-1221.
- Webster, J. P., Lloyd, G., & Macdonald, D. W. (1995). Q fever (*Coxiella burnetii*) reservoir in wild brown rat (*Rattus norvegicus*) populations in the UK. *Parasitology*, 110(1), 31-35.
- Woolhouse, M. E., Taylor, L. H., & Haydon, D. T. (2001). Population biology of multihost pathogens. *science*, 292(5519), 1109-1112.
- Yamamoto, Y. (2010). Contribution of bioturbation by the red swamp crayfish *Procambarus clarkii* to the recruitment of bloom-forming cyanobacteria from sediment. *Journal of Limnology*, 69(1), 102-111.*

Schede delle principali specie aliene acquatiche e di ambienti umidi presenti in Umbria



Cianobatteri

Cylindrospermopsis raciborskii

a cura di Antonia Concetta Elia

Nome comune: *Cilindro*

Nome scientifico: *Cylindrospermopsis raciborskii*
Seenayya & SubbaRaju (Wołoszyńska) 1972

Synonimi e altro nome: *Anabaena raciborskii*

Note tassonomiche

Classe: Chyanophyceae

Ordine: Nostocales

Famiglia: Aphanizomenonaceae

Caratteristiche morfologiche

È un cianobatterio filamentoso variabile in lunghezza e largo da 2,5 a 4 µm. Le estremità dei suoi tricomi sono appuntite e terminanti con eterocisti. Le singole cellule sono difficilmente distinguibili perché raramente circondate da una parete cellulare (Funari *et al.*, 2008). Ne esistono due morfotipi: dritto o curvato. Il morfotipo dritto tende a essere più largo.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Afrotropicale e Australasia

Areale nativo: L'organismo è tipico di acque dolci superficiali di origine tropicale (laghi dell'Africa centrale e Australia) (Padisák, 1997).

Areale di introduzione: è stata segnalata in tutti i continenti, ad eccezione dell'Antartide

Periodo di introduzione in Italia: 1995 (Funari *et al.*, 2008)

Regioni italiane di presenza: Emilia Romagna, Lazio, Sardegna, Umbria

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: Massicce fioriture sono state notate nell'estate del 1995

Bacini idrici umbri di presenza: lago Trasimeno dal 1995

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: poco abbondante e localizzata



Foto di A. C. Elia

Modalità di distribuzione: i pesci tropicali importati possono trasportare le forme vegetative; l'uomo può aver trasportato involontariamente la specie attraverso le imbarcazioni o il trasporto di campioni scientifici.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: per frammentazione; per distacco a livello di cellule dette necriidi gruppi di cellule chiamati ormogoni che separandosi dalla colonia danno origine a colonie strutturalmente e geneticamente identiche a quella madre; per sporulazione mediante acineti, cellule con parete pluristratificata e ricche di sostanze di riserva in grado di sopravvivere in condizione di vita latente anche per molti anni per poi in condizioni favorevoli germinare e dare origine ad una nuova colonia.

Habitat nell'areale nativo: laghi tropicali

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: laghi

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività:

capacità di crescere in diverse condizioni ambientali (specie cosmopolita) e di aggregazione; sfruttamento di sostanze nutritive a concentrazioni inferiori rispetto a quelle necessarie ai microrganismi competitori; capacità di accumulare a livello intracellulare una quantità di nutrienti tale da permetterne un lungo periodo di crescita; assorbimento della radiazione luminosa con un'efficienza particolarmente elevata attraverso differenti pigmenti fotosintetici; capacità di fissare l'azoto atmosferico che ne determina dominanza in particolare in bacini soggetti ad eutrofizzazione; capacità di adattamento anche a temperature elevate; capacità di spostarsi attivamente lungo la colonna d'acqua (*buoyancy*); produzione di cianotossine. Le fioriture sono difficili da rivelare in quanto provocano solamente un leggero cambiamento del colore dell'acqua.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: alta

Invasività in Umbria: bassa

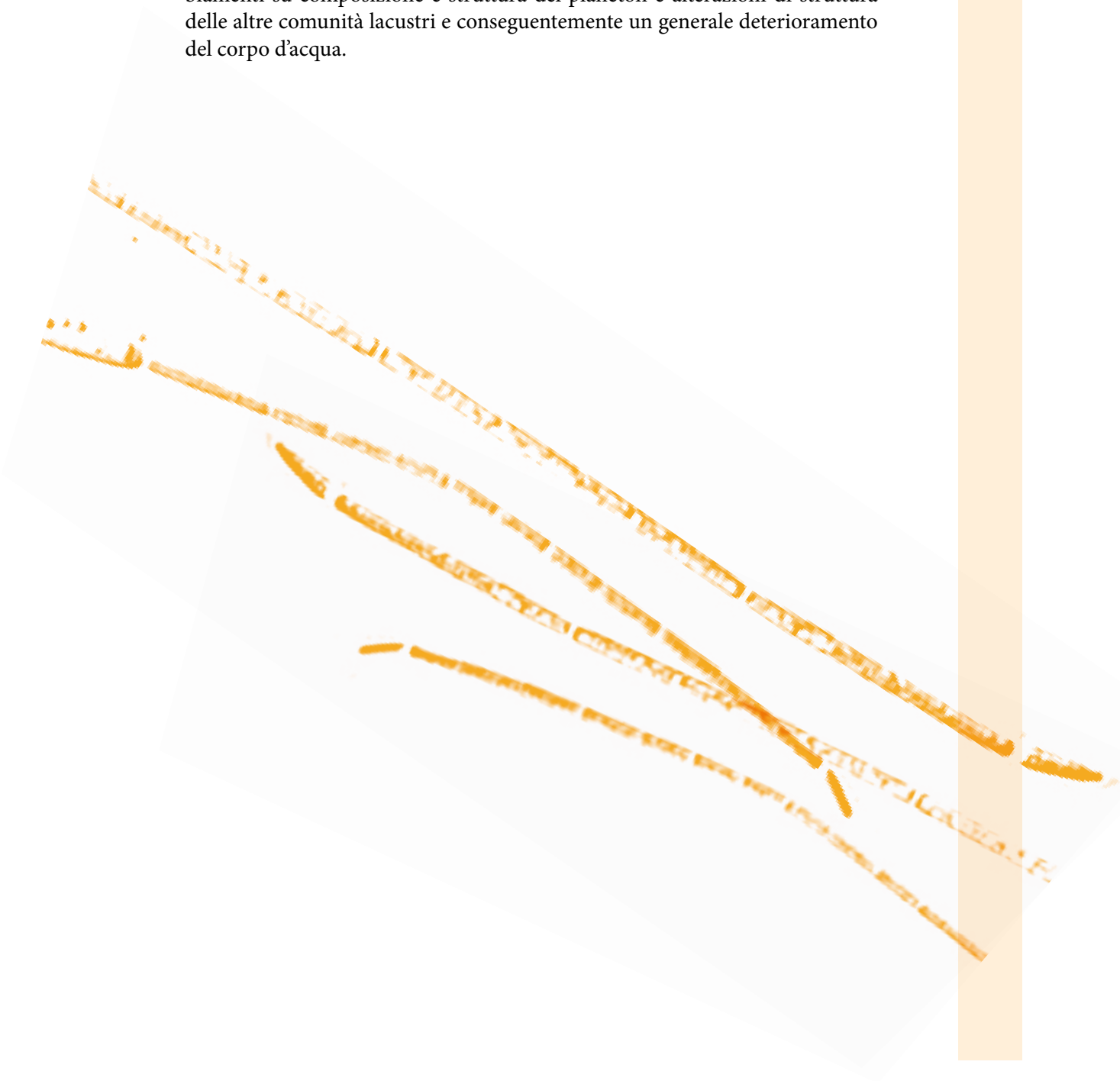
Vettori e modalità di introduzione: Potrebbe essere stata introdotta mediante materiale contaminato o utilizzo di imbarcazioni a scopo ricreativo provenienti da altri paesi.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: potenziale azione tossica legata alla produzione di tossine quali cilindrospermopsina e saxitossina con effetti mutageni su uomo. Il primo caso di avvelenamento umano causato da acqua potabile contaminata da tossina fu registrato nel novembre 1979 in Australia e causò epatoenterite.

Impatto su altre specie e popolazioni: l'elevato grado di competitività sulle altre specie algali può portare a una riduzione della biodiversità e a cambiamenti sulla composizione e struttura del plancton, con ripercussioni a livello di tutta la catena trofica.

Impatto su habitat ed ecosistemi: alte densità di questa specie algale (bloom algali) comporta cambiamenti delle caratteristiche chimico-fisiche delle acque, quali un eccessivo consumo di ossigeno nell'ipolimnio per l'incremento dei processi di respirazione, riduzione dello spessore della zona eufotica, cambiamenti su composizione e struttura del plancton e alterazioni di struttura delle altre comunità lacustri e conseguentemente un generale deterioramento del corpo d'acqua.



Piante

Lemna minuta

a cura di Daniela Gigante

Nome comune: lenticchia d'acqua minuscola

Nome scientifico: *Lemna minuta* Kunth
(Syn.: *L. minima* Phil. ex Hegelm., *L. minuscula* Herter)

Nome comune inglese: least duckweed,
minuscule duckweed, minute duckweed



Foto di F. Landucci

Note tassonomiche

Classe: Liliopsida

Ordine: Alismatales

Famiglia: Araceae

Caratteristiche morfologiche

La lenticchia d'acqua minuta è una piccola idrofita galleggiante con fronde ovali-ellittiche lunghe fino a 2 mm (eccezionalmente fino a 4 mm) da cui pende una radichetta lunga fino a 1 cm. Le fronde sono generalmente singole o riunite a coppie e possono essere fino a 2 volte più lunghe che larghe, carattere che aiuta a distinguerla dalla simile *L. minor*. Altre differenze utili nel riconoscimento sono: la presenza di un'unica nervatura poco distinta che non arriva all'apice della fronda, le dimensioni mediamente inferiori, la forma leggermente più allungata, la superficie dorsale senza protuberanze. La maggior parte degli autori concorda sul fatto che il numero di nervature e, in secondo luogo, la lunghezza sono i migliori caratteri per differenziare le due specie, ma l'uso esclusivo di questi caratteri morfologici talora non consente un'attribuzione tassonomica certa, data la forte somiglianza. Rispetto a un'altra lenticchia aliena, *L. valdiviana*, si distingue per avere la fronda simmetrica a base arrotondata. L'infiorescenza di *L. minuta*, molto ridotta e raramente osservabile, si sviluppa al margine della lamina ed è formata da un fiore maschile e da un fiore femminile circondati da una minuscola spatula. Il frutto è una microscopica bacca contenente 1 seme.

Distribuzione geografica

Aree floristiche di presenza naturale: Orlartico (Nearctic) e Neotropico.

Areale nativo: la specie è considerata nativa delle aree temperate e sub-tropicali del continente americano (N- C- e S- America).

Areale di introduzione: introdotta in Francia occidentale nel 1965, la specie risulta ad oggi ampiamente presente in Europa (Francia, Spagna, Portogallo, Gran Bretagna, Irlanda, Belgio, Lussemburgo, Olanda, Germania, Svezia, Svizzera, Austria, Ungheria, Polonia, Romania, Italia, Grecia e Ucraina) e in Asia (Giappone, dubitativamente in Cina)

Periodo di introduzione in Italia: osservata per la prima volta nel 1989 in corsi d'acqua della Lombardia e del Trentino; data la somiglianza con *L. minor*, è possibile che la specie fosse presente anche precedentemente a tale data.

Regioni italiane di presenza: Lombardia, Emilia Romagna, Lazio, Abruzzo, dove è ritenuta invasiva; Trentino-Alto Adige, Veneto, Friuli Venezia Giulia, dove è ritenuta casuale; Puglia, Sardegna, Umbria, Marche, Toscana e Sicilia.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: la prima segnalazione di Gigante *et al.*, (2020) per l'Umbria, relativa al lago Trasimeno, si riferisce al 2009. Non è indicata per la regione da Celesti-Grapow *et al.* (2010).

Bacini idrici umbri di presenza: Bacino del Tevere, dove la presenza è accertata solo nel lago Trasimeno.

Status: casuale, localmente invasiva; nel lago trasimeno la specie mostra una forte competizione nei confronti di *L. minor*, di cui occupa la medesima nicchia ma rispetto alla quale sembra accrescersi più rapidamente.

Abbondanza e tipo di distribuzione: diffusa e abbondante al lago Trasimeno; abbondanza e diffusione a livello regionale potrebbero essere maggiori di quelle conosciute, proprio a causa della somiglianza con *L. minor* con cui può essere stata spesso confusa.

Modalità di dispersione: viene facilmente trasportata dalla corrente, diffondendosi ampiamente nei corsi d'acqua dove va ad occupare le nicchie con acque debolmente fluenti. Allo stato attuale delle conoscenze, l'assenza di naturali connessioni del lago Trasimeno con la rete idrografica può averne limitato la diffusione. Sono certamente efficaci vettori gli uccelli frequentatori delle zone umide, ma la dispersione avviene anche a seguito di intervento umano involontario (commercio e trasporto di specie vegetali e animali acquatiche utilizzate in laghetti e acquari).

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Il periodo di fioritura della specie va da aprile a ottobre. La specie si propaga quasi esclusivamente per via vegetativa e la fioritura è rara. Tale forma di propagazione consente una rapida colonizzazione di nuovi ambienti e la ricolonizzazione dopo la rimozione in aree precedentemente infestate.

Habitat nell'areale nativo: habitat stagnanti di acqua dolce delle regioni temperate o subtropicali con inverni relativamente miti ed elevata temperatura dell'acqua in estate. La specie predilige le acque eutrofiche ricche di nutrienti, con contenuto medio-alto di azoto e fosforo. Tollera bene l'ombreggiamento e acque scarsamente ossigenate.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: ambienti acquatici di vario tipo, da stagni a paludi, pozze, bracci morti, risaie, fossi con acque lente.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività: *L. minuta* presenta un'eccezionale rapidità nella produzione di biomassa: dopo una fase iniziale di crescita moderata, si espande in modo esponenziale fino a ricoprire in poche settimane l'intera superficie acquatica a disposizione. Segue una fase apparentemente stazionaria, durante la quale la specie continua a crescere in biomassa, generando strati multipli che arrivano ad occupare qualche centimetro di spessore. Il tasso di crescita relativo è doppio di quello di *L. minor*, evidenziando quindi un maggiore potenziale di colonizzazione.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: elevata. L'individuazione precoce è ostacolata dalla difficoltà di riconoscimento sul campo; la diffusione può essere facilitata da vettori animali anche su vaste distanze, ad es. con gli uccelli migratori.

Invasività in Umbria: non nota; al momento la presenza è accertata solo per le acque del Lago Trasimeno, dove la specie è stata osservata in abbondanza in varie località: Passignano, Isola Polvese, S. Feliciano, Castiglion del Lago, S. Arcangelo, Porto di Panicarola.

Vettori e modalità di introduzione: le modalità sono ignote, probabilmente accidentali. Verosimilmente il principale vettore di introduzione è rappresentato dal commercio di specie acquatiche ornamentali coltivate in vasche e laghetti, da cui *Lemna minuta* può rapidamente diffondersi. Anche il commercio e il trasporto di specie ittiche per gli acquari possono essere all'origine dell'introduzione.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: se presente in ingenti quantità può ridurre il contenuto di ossigeno della colonna d'acqua; grandi quantità possono ostruire le pompe di irrigazione.

Impatto su altre specie, habitat ed ecosistemi: *L. minuta* può alterare profondamente le caratteristiche ecologiche degli habitat invasi poiché tende a proliferare in abbondanza sul pelo dell'acqua, dando origine a densi "laminetti" monofitici, la cui presenza riduce sia la quantità di luce che penetra nella colonna d'acqua, sia gli scambi gassosi, danneggiando considerevolmente le altre specie idrofittiche e la fauna invertebrata. La specie condivide l'habitat preferenziale con altre lenticchie d'acqua, soprattutto con l'autoctona *L. minor* ma anche con specie dei generi *Spirodela* e *Wolffia*, e spesso si ritrova anche consociata con *Azolla filiculoides*, con le quali entra in competizione. In particolare, *L. minuta* e *L. minor* mostrano un comportamento ecologico che si sovrappone parzialmente, aspetto che rende la lenticchia minuta una minaccia particolarmente seria per l'habitat di All. I "3150 Laghi eutrofici naturali con vegetazione del *Magnopotamion* o *Hydrocharition*" all'interno del quale è già stata osservata, mostrando la tendenza a sostituirsi alla congenere *L. minor*.

Valore commerciale

Inesistente; in altre zone del mondo, varie specie di lenticchia d'acqua hanno un'importanza economica considerevole come fertilizzante verde o come alimento per il bestiame. Vista l'elevata sensibilità alle sostanze organiche e inorganiche, le specie di *Lemna* possono essere utilizzate anche come organismi test per valutare la qualità dell'acqua e per studi ecotossicologici.

Metodi di controllo

Rimozione meccanica dello strato vegetale, da ripetere frequentemente. Riduzione del contenuto trofico delle acque. Movimentazione delle acque. Controllo biologico mediante specie animali (anatre, pesci, tartarughe, crostacei etc.) che se ne nutrono.

Robinia pseudoacacia

a cura di Daniela Gigante

Nome comune: robinia, falsa acacia

Nome scientifico: *Robinia pseudoacacia* L.

(Syn.: *R. pringlei* Rose)

Nome comune in inglese: black locust, false acacia

Note tassonomiche:

Classe: Magnoliopsida

Ordine: Fabales

Famiglia: Fabaceae

Caratteristiche morfologiche

Albero di medie dimensioni, generalmente fino a 18-20 m di altezza (ma può arrivare fino a 30), dalla chioma aperta e irregolare, con un sistema radicale poco profondo e diffuso ma in grado di sviluppare anche radici verticali profonde. La corteccia, da grigia a bruno-scura, è inizialmente liscia ma presto si fessura longitudinalmente. Le foglie sono imparipennate (formate da 7-19 foglioline ovali a margine liscio) e lunghe 10-30 cm, alternate, decidue e generalmente con una coppia di spine alla base. I fiori sono biancastri e profumati, portati in infiorescenze pendule lunghe fino a 20 cm. Il frutto è un legume di modeste dimensioni (5-10 cm), con una stretta ala lungo il margine ventrale, contenente 4-8 semi duri (CABI, 2017). La durata della vita di un individuo si attesta generalmente intorno a 60-100 anni, ma si conoscono casi di particolare longevità, fino a più di 300 anni. Sono state distinte almeno dodici varietà e forme di *R. pseudoacacia*, oltre a numerosi ibridi e cultivar.



Foto di D. Gigante

Distribuzione geografica

Aree floristiche di presenza naturale: Neartica

Areale nativo: la specie è originaria degli Stati Uniti sudorientali. L'areale nativo è disgiunto e comprende una porzione orientale (dalla Pennsylvania all'Alabama, Georgia e Carolina del Sud) e una occidentale (Missouri, Arkansas e Oklahoma più alcune stazioni isolate in Illinois e Indiana). Indagini fossili ne attesterebbero la presenza in Europa nel Terziario.

Areale di introduzione: la specie è stata importata e ampiamente diffusa in molte aree del Nord America, Europa, Africa meridionale, Asia e Australia. L'introduzione in Europa, dove la specie è oggi estensivamente naturalizzata, è avvenuta ad opera del giardiniere francese Jean Robin nel 1601.

Si ritiene che si tratti della prima specie arborea introdotta e naturalizzata dall'America settentrionale all'Europa.

Periodo di introduzione in Italia: Saccardo (1909) indica la presenza della robinia nell'Orto Botanico di Padova già nel 1662.

Regioni italiane di presenza: la specie è presente in tutte le regioni italiane; in tutte è considerata invasiva tranne che in Puglia, Sicilia e Sardegna, dove viene indicata come naturalizzata.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: non noto; le prime segnalazioni floristiche risalgono agli anni '70.

Bacini idrici umbri di presenza: la specie è presente in tutti i bacini regionali.

Status: naturalizzata, invasiva

Abbondanza e tipo di distribuzione: molto abbondante e diffusa soprattutto in ambienti antropizzati di pianura e nelle boscaglie ripariali, ma anche lungo margini stradali, in ambiente urbano e suburbano, lungo linee ferroviarie, a margine dei campi, nelle boscaglie aperte, preferenzialmente in ambienti disturbati.

Modalità di dispersione: si diffonde sia tramite riproduzione sessuale (attraverso la dispersione dei semi piccoli e leggeri per gravità o con il vento, anche a lunga distanza), che agamicamente. La robinia presenta infatti una notevolissima capacità di propagazione vegetativa: il numero di polloni emessi può raggiungere i 10.000/ha. Eventi di disturbo, quali danni meccanici, tagli della parte aerea o incendi favoriscono lo sviluppo clonale e portano ad un aumento del numero di polloni, sia radicali che da ceppaia.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: i semi vengono prodotti tra maggio e settembre a partire da circa 6 anni di età; la produzione ottimale si verifica tra i 15 e 40 anni e continua per circa 60 anni. Essi possono persistere nella banca-semi del suolo per lunghi periodi di tempo, fino a più di 88 anni. La produzione di polloni radicali di solito inizia ad un'età compresa tra i 4 e 5 anni e aumenta rapidamente in ambienti soleggiati e nelle aree aperte, in particolare su suo-

li sabbiosi. La propagazione vegetativa spesso prevale sulla disseminazione, soprattutto a breve raggio.

Habitat nell'areale nativo: la robinia è una specie pioniera, eliofila (ovvero esigente per quanto riguarda la disponibilità di luce), amante dei climi temperati o caldi, che si insedia su suoli di varia natura purché non compattati. Nel suo areale nativo è presente in una vasta gamma di comunità forestali, preferenzialmente in ambienti di basso versante con pendenze lievi, nei fondovalle e nelle pianure alluvionali. Tende a colonizzare le radure boschive, le boscaglie, le aree aperte e in generale gli stadi iniziali della successione, oltre che gli ambienti disturbati e le aree urbane.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: in contrasto con l'areale nativo, dove colonizza rapidamente le radure boschive e viene quindi sostituita dopo 15-30 anni da specie arboree più competitive, nell'areale di introduzione le popolazioni di robinia possono persistere per periodi di tempo più lunghi, probabilmente grazie all'assenza di nemici naturali. In Italia centrale le segnalazioni note della specie si riferiscono nella grande maggioranza dei casi a territori con climi temperati submediterranei, ad altitudine inferiore a 400 m s.l.m. con acclività inferiore al 15%, evidenziando quindi una localizzazione preferenziale nelle aree di pianura. Non mancano tuttavia casi in cui la specie presenta forti fenomeni di invasione anche all'interno delle foreste di versante, soprattutto a dominanza di cerro e castagno. In Umbria la specie ha occupato ampi spazi soprattutto lungo i fiumi e nelle aree marginali di strade, ferrovie e campi; sono habitat di elezione i tratti planiziali fluviali e torrentizi di quasi tutta la rete idrografica umbra e in minor misura i territori in prossimità delle aree lacustri.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività: la robinia è specie invasiva particolarmente aggressiva grazie a un'ampia gamma di caratteristiche, quali: vigorosa capacità di propagazione per polloni radicali, sistema radicale molto plastico, precoce maturità riproduttiva, abbondante produzione di semi resistenti e longevi, elevata resistenza a funghi e parassiti /siccità /inquinanti atmosferici /basse e alte temperature, ottima efficienza fotosintetica, elevato tasso di accrescimento dell'area fogliare, rapida capacità di regolazione della posizione delle foglie ai cambiamenti dell'intensità luminosa, minimizzazione dell'auto-ombreggiamento grazie alla presenza di foglie composte da piccole foglioline, elevata variabilità genetica. È noto il suo tasso di crescita giovanile elevato anche nell'areale non-nativo. La specie è inoltre avvantaggiata dalla capacità di fissare l'azoto atmosferico, grazie alla simbiosi con batteri.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: elevata. In Europa è attualmente considerata una delle tre specie vegetali aliene più diffuse, assieme a *Conyza canadensis* e *Helianthus tuberosus* (Lambdon *et al.*, 2008; Başnou, 2009).

Invasività in Umbria: elevata

Vettori e modalità di introduzione: la specie è stata introdotta intenzionalmente a scopo ornamentale e quindi ampiamente coltivata in Europa per vari scopi.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: la robinina contenuta nei fiori e nei semi è tossica per gli esseri umani. Impatti economici negativi non sono noti; certamente le alterazioni apportate dalle invasioni di robinia a ecosistemi e habitat naturali possono rappresentare un danno in termini di servizi ecosistemici.

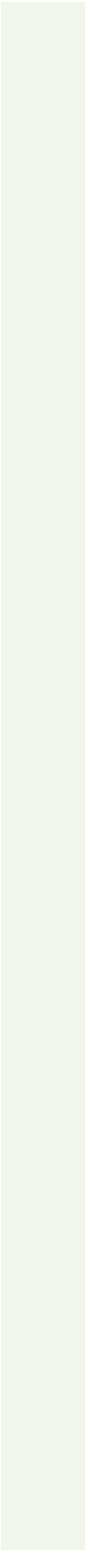
Impatto su altre specie, habitat ed ecosistemi: *R. pseudoacacia* produce nella corteccia e nelle radici sostanze allelopatiche che inibiscono la crescita di alcune specie vegetali. Nell'ambiente di sponda, l'insediamento della robinia avviene a danno di specie arboree autoctone tipiche degli habitat ripariali e palustri (ad es. *Populus x canescens*, *P. alba*, *P. nigra*, *Salix alba*, spesso riconducibili all'habitat 92A0 dell'All. I alla Direttiva "Habitat" 92/43/EEC). Benché non si tratti di una specie esclusivamente ripariale, essa presenta un fortissimo potenziale di invasione in questi ambienti grazie alla plasticità ecologica che la caratterizza e al forte livello di disturbo e frammentazione che affligge gli ecosistemi acquatici, tra quelli maggiormente minacciati anche a livello europeo.

Valore commerciale: il legno è duro e ricco in tannini, resistente e adatto a molti usi; la specie è stata spesso utilizzata per la produzione di legname, a scopo ornamentale, per la produzione di bioenergia, per le alberature stradali, per favorire il controllo dell'erosione dei versanti, per il miglioramento dei terreni grazie alla capacità di fissazione dell'azoto, per la produzione di miele etc.

Metodi di controllo

Nel manuale sulle specie aliene in Europa si dà indicazione di evitare l'impiego della robinia nei rimboschimenti e si ricorda che il taglio e la bruciatura hanno un effetto solo temporaneo. Tra gli interventi meccanici si possono citare (benché generalmente ad alto rischio di provocare forte emissione di polloni radicali) il taglio al colletto, la cercinatura, i tagli ripetuti a capitozza bassa, i tagli a raso ripetuti, generalmente da abbinare ad altri tipi di trattamento (ad es. quello chimico) e a un'appropriate gestione selvicolturale. Va considerato che gli interventi chimici sono spesso inefficaci e generalmente sconsigliabili anche per il rischio di contaminare le acque e di arrecare danno all'intero ecosistema, soprattutto in aree di rilevanza conservazionistica. Tra i metodi indiretti, l'adozione di appropriate tecniche selvicolturali (in particolare la selvicoltura naturalistica) rappresenta la scelta più indicata in ambito forestale, avvalendosi della scarsa capacità della robinia di tollerare l'ombreggiamento.





Invertebrati

Molluschi

Dreissena polymorpha

a cura di Enzo Goretti, Matteo Pallottini, Gianandrea La Porta

Nome comune: Cozza zebrata

Nome scientifico: *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771)

Nome comune in inglese: Zebra mussel

Note tassonomiche

Phylum Mollusca

Classe Bivalvia

Ordine Myida

Famiglia Dreissenidae

Caratteristiche morfologiche

Mollusco bivalve sessile che forma colonie densamente popolate su substrati duri in acque dolci e leggermente salmastre. La sua conchiglia triangolare può raggiungere i 5 cm di lunghezza anche se raramente supera i 4 cm. Il suo nome (“zebrata”) deriva dalla colorazione delle valve a bande scure irregolari, che possono presentare sia bordi lisci che a zigzag, su fondo giallo-verdastro o bruno. L'epiteto specifico “*polymorpha*” deriva dalle molte variazioni nel colore, disegno e forma che può presentare la sua conchiglia. Le valve sono allungate, con l'estremità anteriore acuminata e la posteriore arrotondata. L'interno della conchiglia è bianco-azzurro. La specie si attacca ai substrati solidi grazie al bisso, una sostanza cheratinosa secreta da una ghiandola che si trova posteriormente al piede che, solidificandosi, produce filamenti setosi molto resistenti.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Paleartica.

Areale nativo: Bacini del Mar Nero, Mar Caspio e Mar d'Aral (Regione Ponto-Caspica).

Areale di introduzione: Durante gli ultimi due secoli è stata introdotta nella maggior parte delle acque interne europee, alla fine degli anni '90 è stata segnalata per la prima volta nei Grandi Laghi americani, dove si è rapidamente diffusa.

Periodo di introduzione in Italia: In Italia è stata segnalata per la prima volta nel 1970 al Lago di Garda (Franchini, 1976), dove è stata trasportata probabilmente attaccata allo scafo di imbarcazioni provenienti dalla Germania.



Foto di Gianandrea La Porta

Regioni italiane di presenza: è presente con abbondanti popolazioni in numerosi laghi e bacini artificiali di 9 regioni italiane (Piemonte, Lombardia, Trentino-Alto Adige, Veneto, Emilia-Romagna, Toscana, Umbria, Molise e Sicilia), in particolare è segnalata in 14 laghi naturali, 6 laghi artificiali e 2 zone umide costiere.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: Al lago Trasimeno è stata segnalata per la prima volta nel 1999, in quattro località distinte (Isola Maggiore, sbocco Fosso Macerone nei pressi di Tuoro sul Trasimeno, sbocco del Torrente Rio nei pressi di Vernazzano e presso la darsena di Tuoro sul Trasimeno). Tenendo in considerazione il suo ciclo biologico si presume che l'introduzione sia avvenuta almeno due anni prima.

Bacini idrici umbri di presenza: lago Trasimeno

Status: acclimatata

Abbondanza e tipo di distribuzione: localmente abbondante e diffusa

Modalità di distribuzione: La principale via di diffusione di *D. polymorpha* è attraverso il transito e lo scambio di materiali galleggianti, macrofite e principalmente imbarcazioni, sui quali la si può trovare come incrostante.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Questi molluschi presentano sessi separati; la fecondazione avviene esternamente, è influenzata dalla temperatura dell'acqua e avviene con temperature superiori ai 12°C, con un range ottimale dai 18 ai 20°C; una femmina matura può produrre fino a un milione di uova in un anno. Le uova fecondate schiudono in trocofore che si sviluppano in *veliger* planctoniche che nuotano libere fino a 4 settimane, percorrendo anche lunghe distanze. Gli individui hanno un rapido accrescimento e diventano sessualmente maturi già nel primo anno di vita.

Alimentazione: *D. polymorpha* è un organismo filtratore, si nutre di alghe e zooplancton di dimensioni comprese tra i 15 e i 400 µm. Gli stadi larvali si nutrono di batteri.

Habitat nell'areale nativo: Corpi idrici superficiali lentici e lotici, zone litorali, estuari, lagune costiere salmastre. Fondali duri o morbidi.

D. polymorpha si attacca ad ogni substrato stabile della colonna d'acqua o del fondale, comprese rocce, macrofite, superfici artificiali (cemento, acciaio, corde, etc.), gamberi, unionidi e altri esemplari della propria specie, formando colonie densamente popolate. Tollera temperature da -20°C a 40°C; la crescita ottimale è stata osservata a 18-20°C. Tollera acque salmastre fino a 7%. *D. polymorpha* predilige corpi idrici temperati moderatamente produttivi e si ritrova dalle sponde più basse fino a 12 m di profondità nelle acque salmastre e fino a 60 m nei laghi. È capace di tollerare un basso contenuto di ossigeno disciolto nell'acqua per diversi giorni, tollera moderati livelli di inquinamento e riesce a sopravvivere fuori dall'acqua in condizioni fresche e umide fino a tre settimane.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: Nell'areale di introduzione colonizza habitat simili a quelli che occupa nel suo areale nativo, principalmente laghi, corsi d'acqua ed estuari, in particolare siti in cui sono presenti superfici dure su cui attaccarsi.

Nel Lago Trasimeno, *D. polymorpha* è stata ritrovata su diversi tipi di substrati duri, da pontili in cemento (massima densità all'incirca 200.000 ind./m²) fino a rocce (da 114 a 140.000 ind./m²) e substrati artificiali (pneumatici, boe, etc.). Sono colonizzate anche le porzioni sommerse della *Phragmites australis* (massima densità 2036 ind./m²), sui substrati sabbiosi sono stati osservati solo individui agglomerati tra di loro, mentre non è stata osservata sul limo.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività: La rapida espansione della cozza zebrata è stata associata al fatto che possiede una larva di tipo *veliger* planctonica, alla sua capacità di produrre il bisso (per l'attacco alle superfici dure) e ai suoi alti tassi di crescita e reclutamento.

Valore commerciale e sportivo: *D. polymorpha* è stata utilizzata come esca per la pesca e nella produzione di mangimi per pesci e pollame. Le sue conchiglie frantumate possono essere utilizzate come fertilizzante e come additivo per mangimi animali.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: elevata

Invasività in Umbria: media

Vettori e modalità di introduzione: La specie può essere trasportata, allo stadio larvale, nelle acque di zavorra delle navi. Le larve e le forme giovanili possono essere disperse per lunghe distanze dalle correnti e dagli animali acquatici, come gli uccelli. Una delle vie principali di diffusione di *D. polymorpha* è attraverso il transito e lo scambio di oggetti galleggianti, macrofite e principalmente imbarcazioni, sui quali la si può trovare come incrostante. La specie può essere introdotta anche attraverso il rilascio di animali di acquario o addirittura trasportata via terra con il legname o con la ghiaia.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Può arrecare danni all'industria ittica (es. interferisce con le attrezzature da pesca); all'acquacoltura (es. incrosta le gabbie); ai prelievi idrici (es. intasa i tubi di aspirazione dell'acqua); al trasporto acquatico (es. incrosta gli scafi delle imbarcazioni). La sua conchiglia tagliente può causare infortuni quando presente nelle aree ricreative.

Impatto su altre specie e popolazioni: La specie compete con i bivalvi nativi e con gli altri organismi filtratori, per i quali rappresenta un fattore di stress, essendo un organismo incrostante si può attaccare agli altri organismi rendendone difficoltoso il movimento e l'alimentazione, inoltre compete con loro per il cibo in sospensione nell'acqua. Può inoltre facilitare la colonizzazione di numerose specie aliene di invertebrati, come il "gamberetto killer" *Dikergammarus villosus* (che proviene dalla stessa regione Ponto-Caspica), perché, oltre ad aumentare la superficie colonizzabile da quest'ultimo, gli offre rifugio

e nutrimento. Secondo la teoria della “invasion meltdown” vi è un’interazione positiva tra le specie con un passato evolutivo comune che aumenta la probabilità di colonizzazione con successo di nuovi ambienti da parte di specie aliene provenienti dalla stessa area di origine.

Impatto su habitat ed ecosistemi: La maggior parte degli impatti di *D. polymorpha* negli ecosistemi d’acqua dolce riguarda il diretto risultato del suo ruolo di ingegnere ecosistemico. Questo mollusco infatti provoca ingenti cambiamenti delle caratteristiche dell’habitat e delle funzioni ecosistemiche: modifica i sedimenti, alterando le caratteristiche del substrato, aumentandone la rugosità e la durezza; incrementa la quantità di materiale organico nel sedimento; aumenta la trasparenza dell’acqua con il suo grande consumo di fitoplancton. La cozza zebra può inoltre alterare i processi ecosistemici come il ciclo dell’azoto, incrementando i tassi di denitrificazione. Il mollusco può anche bioaccumulare inquinanti che possono poi biomagnificarsi nei suoi predatori.

Metodi di controllo

I metodi di controllo più comuni sono la rimozione meccanica degli individui, l’utilizzo di agenti chimici a base di cloro e l’uso di vernici e superfici anti-fouling. È stato utilizzato anche il controllo biologico attraverso l’immissione di predatori. La diffusione di *D. polymorpha* può essere evitata attraverso la disinfezione delle acque di zavorra delle barche. Nel caso di trasferimento di imbarcazioni, attrezzature da pesca, etc. da un corpo idrico a un altro dovrebbero essere messe in atto appropriate misure di controllo quali l’ispezione di tutte le superfici, la rimozione degli eventuali bivalvi attaccati e l’asciugatura delle superfici, per minimizzare il rischio di ulteriore diffusione di questo mollusco invasivo.

Insetti

Aedes albopictus

a cura di Matteo Pallottini, Enzo Goretti, Gianandrea La Porta

Nome comune Zanzara tigre

Nome scientifico *Aedes albopictus* (Skuse, 1894)

Nome comune in inglese Asian tiger mosquito

Note tassonomiche

Phylum Arthropoda

Classe Insecta

Ordine Diptera

Famiglia Culicidae



Foto di Gianandrea La Porta

Caratteristiche morfologiche

Gli adulti di questa specie sono conosciuti come “zanzare tigre” a causa della loro livrea, possiedono infatti un corpo nero a strisce trasversali bianche, comprese le zampe, con una caratteristica striscia bianca lungo la parte dorsale del torace. Come tutte le zanzare, la zanzara tigre è un insetto con un corpo esile, un paio di piccole ali e tre paia di lunghe zampe sottili. La lunghezza del corpo massima è di circa 10 mm, i maschi sono di norma di dimensioni minori (circa del 20%) rispetto alle femmine. Possiedono una proboscide allungata con cui la femmina morde e si nutre di sangue. Il ciclo vitale è composto da 4 fasi distinte: uovo, larva, pupa e adulto; le larve e le pupe si sviluppano solo in presenza di acqua.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Orientale.

Areale nativo: Sud-est asiatico, isole dell'Oceano Pacifico Occidentale e dell'Oceano Indiano.

Areale di introduzione: Europa Occidentale e Meridionale, Medioriente, Africa, Nord e Sudamerica, Caraibi. È in continua diffusione in tutto il mondo.

Periodo di introduzione in Italia: La prima segnalazione in Europa è stata in Albania nel 1976. Sebbene *Ae. albopictus* si sia subito stabilita in Albania, non ci sono state segnalazioni in altri paesi europei fino al settembre del 1990, quando è stata segnalata in Italia, a Genova.

Regioni italiane di presenza: Dalla sua importazione in Italia, *Ae. albopictus* è diventata stabile in molte aree del paese al di sotto dei 600 m s.l.m. ed è abbondante in molte aree urbane. Durante i primi 10 anni di colonizzazione nel paese, *Ae. albopictus* si era già diffusa in 22 province, principalmente nel nord-est del paese (Romi *et al.*, 1999). L'Italia è attualmente il paese più infestato d'Europa, con la più alta incidenza nelle regioni del Veneto e del Friuli-Venezia-Giulia, gran parte della Lombardia ed Emilia-Romagna e nelle aree costiere dell'Italia Centrale.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: L'inizio della colonizzazione in Umbria non è documentato. Nel 2001, nell'ambito di un lavoro di ricerca su questo insetto, nessuna presenza era stata segnalata nella regione Umbria.

Bacini idrici umbri di presenza: Tutto il territorio regionale con altitudini al di sotto dei 600 m s.l.m.

Status: acclimatata.

Abbondanza e tipo di distribuzione: Abbondante e diffusa.

Modalità di distribuzione: La distribuzione di questo insetto avviene principalmente attraverso il trasporto di piante, pneumatici o contenitori con acqua, che possono contenere uova, larve e pupe. Il range di volo dell'adulto è abbastanza corto, di conseguenza il trasporto a medio e lungo raggio è imputabile esclusivamente al trasporto passivo da parte dell'uomo.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Le femmine rilasciano uova resistenti al disseccamento sopra la superficie dell'acqua in cavità di alberi, pneumatici o altri oggetti che possano contenere acqua. Si affidano alla pioggia che alza il livello dell'acqua fino a "inondare" le uova per la schiusa. Nell'ovideposizione vengono deposte dalle 150 alle 250 uova (occasionalmente fino a 400). Ogni femmina ovidepone da 1 a 4 volte (occasionalmente fino a 7). In Italia, le larve si possono trovare da marzo a novembre, ma alcune femmine sono attive fino a dicembre. In primavera e autunno, dalla deposizione delle uova fino allo sfarfallamento dell'adulto passano in media 15-20 giorni, mentre in piena estate questo periodo si accorcia a soli 6-8 giorni.

Alimentazione: Le larve si nutrono di sostanza organica. Gli adulti si nutrono dei succhi vegetali delle piante; le femmine richiedono sangue per produrre le uova, sebbene siano primariamente ematofaghe di mammiferi, accettano sangue da una grande varietà di ospiti (DAISIE, 2006).

Habitat nell'areale nativo: *Ae. albopictus* è una zanzara delle cavità degli alberi, i suoi luoghi di riproduzione in natura sono piccoli corpi d'acqua, ristretti e ombreggiati, circondati dalla vegetazione.

Abita aree rurali densamente vegetate.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: L'habitat occupato nel suo range di invasione è rappresentato primariamente dai depositi di rifiuti, è principalmente antropofila, utilizza contenitori di acqua occasionali di qualsiasi tipo, specialmente pneumatici abbandonati, sottovasi, vasi, abbeveratoi per uccelli, barattoli, secchi e altri recipienti abbandonati.

I pneumatici sono particolarmente vantaggiosi per la riproduzione delle zanzare tigre in quanto sono spesso raccolti all'aperto e trattengono acqua piovana per un lungo periodo, l'aggiunta di foglie dagli alberi circostanti produce condizioni chimiche simili alle cavità degli alberi, creando un substrato ottimale per lo sviluppo di questo insetto. *Ae. albopictus* si può anche stabilire e sopravvivere in aree non urbanizzate in cui mancano contenitori artificiali.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività: L'abilità di utilizzare contenitori artificiali ha facilitato la sua espansione passiva nelle ultime decadi attraverso molte vie di trasporto. Inoltre, le uova di zanzara tigre possono sopravvivere in forma quiescente anche durante il freddo invernale e nei periodi di siccità. Un'umidità del 60-70% e temperature di 25°C sono sufficienti a far sopravvivere circa un quarto delle uova deposte per 4 mesi. Addirittura, le uova si sono dimostrate capaci di sopravvivere a -10°C per 24 ore.

Valore commerciale e sportivo: nessuno.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: elevata.

Invasività in Umbria: elevata.

Vettori e modalità di introduzione: L'introduzione di questo insetto invasivo

avviene principalmente attraverso il trasporto di piante, pneumatici o contenitori con acqua, che possono contenere uova, larve e pupe.

Il range di volo dell'adulto è abbastanza corto, di conseguenza il trasporto a medio e lungo raggio è imputabile esclusivamente al trasporto passivo da parte dell'uomo.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: L'impatto socio-economico di *Ae. albopictus* è causato dal fastidio che causano i suoi morsi ripetuti e diurni, ma soprattutto dal fatto che sia un potenziale vettore di almeno 22 arbovirus (arthropod-borne viruses, virus portati dagli artropodi), compresi dengue, Chikungunya, Ross River, West Nile virus, Encefalite Giapponese, Encefalite Equina dell'Est, della malaria aviaria e della *Dirofilaria immitis* e *Dirofilaria repens*.

Impatto su altre specie e popolazioni: La competizione larvale interspecifica provoca una sostituzione delle specie di zanzare autoctone (*Culex pipiens*) e delle altre specie di zanzare invasive (*Aedes aegypti*).

Impatto su habitat ed ecosistemi: non noto.

Metodi di controllo

Per il monitoraggio dell'invasione di questo insetto possono essere utilizzate ovitrappe. La rimozione meccanica dei vecchi pneumatici rappresenta invece la tecnica di gestione più importante. Nelle aree a rischio, quando possibile, tutti gli oggetti che possano contenere acque ferme e stagnanti (qualsiasi contenitore che possa raccogliere acqua piovana) dovrebbero essere svuotati ogni 3 giorni. Per il controllo chimico delle larve possono essere utilizzati *Bacillus thuringiensis* var. *israelensis* o inibitori della crescita larvale (difluzenuron). Per il controllo degli adulti possono essere utilizzati piretroidi (deltametrina). Copepodi predatori, pesci e odonati possono essere utilizzati per il controllo biologico).

Crostacei Anfipodi

Dikerogammarus villosus

a cura di Valentina Della Bella, Enzo Goretti, Elena Tricarico

Nome comune: Gamberetto killer

Nome scientifico: *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894)

Nome comune inglese: Killer shrimp

Note tassonomiche

Classe: Crustacea

Ordine: Amphipoda

Famiglia: Gammaridae



Foto di Valentina Della Bella

Caratteristiche morfologiche

Corpo compresso lateralmente, curvato e semi-trasparente, la cui lunghezza può raggiungere i 3 cm. E' caratterizzato da due paia di antenne e da mandibole relativamente grandi, possiede una colorazione polimorfica che può essere uniforme o striata.

Il torace consiste di sette segmenti visibili, ciascuno con un paio di zampe. Le femmine hanno delle branchie extra posizionate sulle zampe usate per incubare le uova. L'addome consiste di sei segmenti: i primi tre hanno ciascuno un paio di pleopodi e gli ultimi tre ciascuno un paio di corti e uropodi.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: paleartica

Areale nativo: regione del Caucaso, Mar Caspio e Mar Nero, Bacino del Danubio e i suoi affluenti in Europa centrale e dell'Est. Si pensa che la sua diffusione nel resto d'Europa abbia avuto inizio con l'apertura del canale Reno-Meno-Danubio nel 1992.

Areale di introduzione: é ormai presente in tutti i grandi fiumi dell'Europa dell'Ovest e del bacino del Mar Baltico.

Periodo di introduzione in Italia: nel 2003 è stato segnalato nell'Italia del Nord (lago di Garda, fiume Po e Mincio). Nel 2008-09 è stato riportato in Italia centrale (lago di Bilancino). Nel 2017 nel lago Trasimeno.

Regioni italiane di presenza: Italia centro-settentrionale, Piemonte, Lombardia, Veneto, Trentino- Alto Adige, Emilia-Romagna, Toscana, Umbria.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: la sua presenza è stata segnalata per la prima volta nel lago Trasimeno nel maggio 2017.

Bacini idrici umbri di presenza: confermata la presenza nel lago Trasimeno, ma non si può escludere che possa essere presente anche in altri corpi idrici.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: puntiforme, ad oggi (2017) noto solo nel lago Trasimeno

Modalità di dispersione: la specie può disperdersi naturalmente attraverso corpi idrici comunicanti o come contaminante di partite di pesci da semina o di barche da diporto.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: sessuale, caratterizzata da elevata fecondità. Le femmine raggiungono la maturità sessuale in 4-8 settimane, quando la loro lunghezza è di circa 6 mm. Si riproducono quando la temperatura dell'acqua raggiunge i 13 °C, e la fecondità media è di 27,3 uova per femmina. In genere una femmina adulta può portare anche più di 50 uova fecondate nella camera d'incubazione ventrale.

Alimentazione: detritivoro trituratore, ma anche un vorace predatore di altri

macroinvertebrati e di uova e larve di pesci.

Habitat nell'areale nativo: acque dolci e salmastre. Laghi, fiumi e canali. Tutti i tipi di substrati, in particolare substrati rocciosi, sedimento litorale e sublitorale, specialmente in presenza di macrofite acquatiche e tappeti algali anche galleggianti.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: come nell'areale nativo, può colonizzare laghi, fiumi e canali. Predilige aree con bassa velocità di corrente e ambienti lacustri, ed è in grado di colonizzare tutti i tipi di substrati, roccioso, sedimento litorale e sublitorale; si può trovare in aree con elevate densità di macrofite e alghe acquatiche sommerse e anche galleggianti, e della cozza zebrata *Dreissena polymorpha*, altra specie aliena notoriamente invasiva, anch'essa originaria dell'area ponto-caspica.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività: deve il suo appellativo di "gamberetto killer" (killer shrimp) per il suo comportamento estremamente aggressivo e per la sua voracità predatoria.

È in grado di tollerare basse concentrazioni di ossigeno disciolto e ampi intervalli di temperatura e salinità; può adattarsi a diversi tipi di substrati, favorito in questo dalla sua colorazione polimorfica (uniforme, o a bande, o a macchie). In laboratorio, è stata dimostrata la sua straordinaria capacità di sopravvivere attaccato alle corde delle barche e alle attrezzature sportive, rispetto alle altre specie di gammaridi, sopravvivendo fino a quasi 4 giorni fuori dall'acqua.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: molto elevata. La specie è stata inserita tra le 100 peggiori specie invasive d'Europa (DAISIE, Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe, 2009).

Invasività in Umbria: la specie risulta ampiamente diffusa nel lago Trasimeno, gli impatti sulle altre specie sono in corso di valutazione.

Vettori e modalità di introduzione: sono stati individuati almeno tre vettori principali per la diffusione del gamberetto killer dall'Est Europa: 1) dispersione attiva attraverso nuovi canali aperti ad opera dell'uomo per la connessione di fiumi e laghi europei; 2) trasporto passivo nelle acque di zavorra delle navi; 3) attività di acquacoltura (come contaminante).

Le attività sportive e ricreative sono vettori probabilmente importanti in quei corpi d'acqua che non sono direttamente connessi con le grandi vie commerciali di navigazione, come alcuni laghi italiani di presenza, incluso il Trasimeno.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Potrebbe avere un impatto su specie ittiche commerciabili. Inoltre, sebbene non sia mai stato provato, potrebbe essere un ospite intermedio di parassiti di pesci e uccelli (Acanthocephali).

Impatto su altre specie e popolazioni: si sostituisce velocemente alle altre

specie di gammaridi autoctone tramite predazione e competizione. Preda altri invertebrati, e uova e larve di pesci.

Impatto su habitat ed ecosistemi: altera le intere comunità biologiche acquatiche e le reti alimentari presenti negli ecosistemi invasi. Gli impatti a livello locale sono estremamente negativi, tali da causare estinzioni locali di specie con una conseguente riduzione della biodiversità.

Valore commerciale e sportivo: nullo

Metodi di controllo

Non esistono metodi per controllare la specie una volta diffusa. Qualche autore ha suggerito l'utilizzo di biocidi ossidanti. Si raccomanda di prevenirne l'introduzione e la diffusione attraverso il trattamento delle acque di zavorra, o la disinfestazione di materiale da pesca e di barche, anche attraverso il semplice lavaggio (a temperature > 40°C) e asciugatura dell'abbigliamento e delle attrezzature utilizzate per attività acquatiche di qualsiasi genere.

Crostacei Decapodi

Procambarus clarkii

a cura di Ambrosius Josef Martin Dörr

Nome comune: Gambero rosso della Louisiana, gambero killer

Nome scientifico: *Procambarus clarkii* (Girard, 1852)

Nome comune in inglese: Red swamp crayfish

Note tassonomiche

Classe Malacostraca

Ordine Decapoda

Famiglia Cambaridae

Caratteristiche morfologiche

Lunghezza corporea media di 10 cm e massima di 15 cm cui corrisponde un peso di circa 100 g. Adulti con colorazione rossastra o rosso-brunastra sul dorso e sui pereopodi mentre nei giovani è verde o grigiastra. Carapace rugoso con un paio di spine post-orbitali. Sperone del carpodite molto robusto, arcuato e accompagnato da spine più piccole. Rostro stretto che si allarga verso la base. Chele del primo paio di pereopodi ben sviluppate, ornate di tubercoli e di rientranze opposte tra di loro che formano un efficace organo di presa.



Dörr modificato da Scoparo

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Neartica.

Areale nativo: è originario delle paludi e dei fiumi del Messico nord-orientale e degli Stati Uniti centro-meridionali.

Areale di introduzione: è presente in tutto il mondo ad eccezione di Australia e Antartide. Nel 1973 è stato volutamente introdotto in Spagna da cui si è diffuso in tutta l'Europa centro-occidentale.

Attualmente è presente in almeno 13 paesi europei. Ampiamente introdotto nelle acque tropicali, è il gambero d'acqua dolce più diffuso nel mondo.

Periodo di introduzione in Italia: segnalato per la prima volta nel 1989 per il Torrente Banna, un affluente del Po e in seguito nel 1993 per il Lago di Massaciuccoli (LU).

Regioni italiane di presenza: al Nord in Trentino, Liguria, Veneto, Piemonte e Lombardia.

Al Centro in Emilia-Romagna, Toscana, Marche, Umbria e Lazio.

Al Sud in Abruzzo, Basilicata e Calabria.

Nelle isole di Sardegna e Sicilia.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: Negli anni ottanta il Consorzio Pesca ed Acquicoltura del Trasimeno (attuale Centro Ittiogenico della Provincia di Perugia) allevò sperimentalmente questa specie e ne prese in considerazione l'introduzione nel Lago Trasimeno al fine di favorire, con un prodotto di pregio, la pesca professionale. Nel 1999 è stato segnalato per la prima volta in natura nel Lago Trasimeno.

Bacini idrici umbri di presenza:

Lago Trasimeno (PG)

Fiume Nestore (Città di Castello - PG)

Fiume Nestore (Mercatello - PG)

Fiume Tevere (Ponte Cuti - PG)

Fiume Clitunno - Canali e fossi (Trevi - PG)

Fiume Vigi (Sellano - PG)

Torrente Sciola (PG)

Lago di Piediluco (TR)

Lago di Corbara (TR)

Lago di Pietrafitta (PG)

Lago di Alviano (TR)

Status: Naturalizzata.

Abbondanza e tipo di distribuzione: Abbondante e diffusa

Modalità di dispersione: Sebbene questa specie sia provvista di efficaci mezzi di dispersione, la sua diffusione è stata favorita dall'attività dell'uomo, che per anni l'ha esportato permettendogli di superare le barriere naturali. La resistenza alle malattie, il rapido ritmo di accrescimento e l'elevata fecondità ne fanno il gambero d'acqua dolce più allevato in Europa con oltre il 50% della produzione totale.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Specie gonocorica. Lr-strategia è la base del suo successo. Maturità precoce dopo tre mesi, rapido tasso di crescita fino a 50 g in 3-5 mesi ed elevato investimento nella riproduzione da parte di entrambi i sessi. Specie prolificata con 700 - 750 uova per femmina. Spesso avvengono due eventi riproduttivi durante l'anno, uno in primavera e uno in autunno. Cure parentali delle femmine.

Alimentazione: Predatore onnivoro e opportunista, si nutre principalmente di detrito; fanno altresì parte della sua dieta macrofite sommerse, alghe, invertebrati, anfibi, pesci morti e uova di organismi acquatici.

Habitat nell'areale nativo: Predilige i corpi idrici a lento scorrimento o stagnanti e i bacini eutrofici (biotopi lentic). Si rinviene inoltre in una vasta gamma di ambienti acquatici sia naturali che artificiali, perenni o temporanei.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività: Dotato di straordinaria valenza ecologica è in grado di colonizzare la maggior parte degli ambienti d'acqua dolce e salmastra. Tollera un elevato grado di inquinamento delle acque. Sopporta bene pressioni selettive legate alla limitatezza delle risorse (spazio, cibo, ambienti ipossici) e impiega gran parte della sua energia nella riproduzione.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata. Presente tra le specie del Regolamento unionale N. 1143/2014.

Invasività in Umbria: Elevata.

Vettori e modalità di introduzione: Per quanto riguarda l'Europa, è stato importato dalla Louisiana in Spagna nel 1973. La specie si è poi diffusa, per transfaunazione o per vie naturali, in tutta l'Europa centro-occidentale. È facile da trasportare vivo perché capace di sopravvivere fuori dall'acqua per vari giorni, se mantenuto in un ambiente umido.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Ha l'abitudine di scavare gallerie. L'attività di scavo può generare danni ambientali anche notevoli, causando dispersioni idriche e parziali crolli delle sponde nei fossati irrigui. Sebbene in alcune aree l'allevamento e la pesca di *P. clarkii* rappresentino una temporanea fonte di guadagno, nella maggior parte dei casi i danni superano di gran lunga gli utili. La presenza del gambero può causare un decremento significativo delle comunità di vertebrati ed invertebrati influenzando negativamente le attività economiche legate a pesca e all'agricoltura. Può accumulare metalli pesanti e tossine algali. È in grado di trasmettere malattie infettive all'uomo come la tularemia.

Impatto su altre specie e popolazioni: Estremamente aggressivo, il gambero rosso ha causato l'estinzione di varie popolazioni locali di *Austropotamobius pallipes* e *Astacus astacus* in Europa vincendo la competizione per le risorse

trofiche e territoriali. È un potenziale portatore sano della peste del gambero, l'oomicete *Aphanomyces astaci*, responsabile della famigerata peste del gambero, letale per le specie di gamberi d'acqua dolci Europei.

Impatto su habitat ed ecosistemi: Negli ambienti mediterranei *P. clarkii* è stato responsabile della scomparsa di macrofite acquatiche. Causa un decremento significativo della biomassa e della ricchezza delle specie situate ai livelli trofici inferiori. Esercita una pressione predatoria sugli invertebrati acquatici, principalmente artropodi e gasteropodi. Si nutre anche di uova e larve di anfibi e pesci.

Valore commerciale e sportivo: le carni sono buone e dove si è insediato è oggetto di pesca. Viene commercializzato a prezzi interessanti.

Metodi di controllo

L'eradicazione è impossibile in ambienti estesi ed altamente invasi. Per controllarne la densità sono stati utilizzati simultaneamente diversi metodi come il trappolaggio intenso, l'introduzione di predatori indigeni, biocidi ed auto-cidi (feromoni sessuali e rilascio di esemplari sterili).

Crostacei Decapodi

Orconectes limosus

a cura di Ambrosius Josef Martin Dörr

Nome comune: Gambero americano comune

Nome scientifico: *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817)

Nome comune inglese: Spiny-cheek crayfish, American crayfish

Note tassonomiche

Classe: Malacostraca

Ordine: Decapoda

Famiglia: Cambaridae

Caratteristiche morfologiche

A prima vista è molto simile al gambero di fiume nostrano da qui il suo sinonimo *Astacus affinis*. Raggiunge i 12 cm di lunghezza corporea e i 40 g di peso. Lunghezza media intorno ai 7 cm.

La caratteristica principale che lo distingue dal gambero di fiume autoctono (*Austropotamobius pallipes*) è la presenza di due macchie triangolari rosso-scure, disposte longitudinalmente sul dorso di ogni segmento addominale.

Le pinze sono lisce con bordo interno non sinuoso e con numerosi piccoli tu-

Dörr modificato da Atlas of crayfish in Europe (Souty-Grosset et al. 2006)



bercoli sulla parte superiore. La punta delle chele è uncinata con bande nere e arancioni. Il rostro è a doccia con margini paralleli e senza cresta mediana. Lo sperone è semplice e robusto nella parte interna del carpodite dei chelipedi.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Nearctica.

Areale nativo: L'areale originario di questa specie è la zona Nord-orientale degli U.S.A e comprende il versante Atlantico dal Maine fino al fiume James in Virginia.

Areale di introduzione: In America del Nord è stato introdotto nel bacino del fiume St. Lawrence (Québec- Canada) ed in diversi altri stati degli Stati Uniti. La colonizzazione dell'Europa è iniziata dalla Polonia nel 1890 e dalla Germania nel 1895. È poi stato introdotto in Francia a partire dal 1911. Al presente si è ben acclimatato in quasi tutta la Polonia, la Germania, la Francia, la Svizzera, l'Austria, la Russia Nord-orientale e l'Inghilterra meridionale.

La specie si è poi diffusa naturalmente o è stata introdotta dall'uomo in diversi bacini fluviali ed è attualmente presente in oltre 20 paesi europei

Periodo di introduzione in Italia: 1991 nel lago d'Iseo.

Regioni italiane di presenza: Al Nord in Trentino, Veneto e Lombardia. Al Centro in Emilia-Romagna, Umbria e Lazio.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: Segnalato per la prima volta nel 2000 nel Lago di Piediluco (TR).

Bacini idrici umbri di presenza: Lago di Piediluco (TR).

Colle del Marchese: laghetti agricoli Montefalco (PG) .

Status: Naturalizzata.

Abbondanza e tipo di distribuzione: Localizzata e poco abbondante.

Modalità di dispersione: Quasi sempre per mano dell'uomo (transfaunazione), ma anche per diffusione naturale.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Specie gonocorica. L'accoppiamento avviene in primavera e in autunno, ma la fecondazione e la schiusa delle uova ha luogo in Aprile-Maggio. Si riproduce quando raggiunge la taglia di 50 - 60 mm di lunghezza totale. La fecondità è molto elevata e la specie raggiunge la maturità sessuale alla fine della seconda estate di vita.

Alimentazione: Onnivoro. Si ciba di frammenti vegetali, gasteropodi e larve di insetti che cattura direttamente con le appendici boccali, senza servirsi delle chele.

Habitat nell'areale nativo: Predilige acque calme e profonde o a lento decorso, come stagni e paludi, ma vive altrettanto bene nelle acque chiare e fresche. Si rinviene nei fondali limosi, da lì anche il nome, ma non disdegna habitat ghiaiosi e ciottolosi.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: Laghi e stagni.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività: Si rinviene nelle insenature fangose ricche di vegetazione, ma non si rintana. Talvolta coabita con il gambero turco. Presenta un certo livello di attività anche nelle ore diurne. Sopporta ampie escursioni termiche, variazioni anche consistenti nel tenore di ossigeno e riesce ad adattarsi ad acque moderatamente inquinate. La specie è caratterizzata da un'elevata prolificità, crescita rapida e scarse esigenze dal punto di vista ambientale.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata. Oggigiorno è uno dei gamberi alloctoni più comune nelle acque interne europee. È presente tra le specie del Regolamento unionale N. 1143/2014.

Invasività in Umbria: Media.

Vettori e modalità di introduzione: introdotta principalmente per scopi alimentari, ma anche come esca viva. In Europa la specie è stata introdotta deliberatamente in Polonia, dopodiché si è diffusa per dispersione naturale attraverso la rete idrologica.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Non è stato evidenziato alcun impatto sanitario negativo. È portatore sano della peste del gambero, trasmissibile e letale solo per gamberi autoctoni europei. Dal punto di vista culinario le sue carni vengono giudicate di mediocre qualità ed insipide. Di conseguenza non viene pescato a nessun livello a causa della sua scarsa richiesta.

Impatto su altre specie e popolazioni: Responsabile della diffusione in Europa di *Aphanomyces astaci*, agente della peste del gambero letale per tutte le specie di gamberi europei. È un provato portatore cronico del patogeno al quale è altamente resistente. *Orconectes limosus* si propaga facilmente ed è un competitore dinamico delle specie di gamberi europei che può sostituire facilmente. Inoltre è in grado di condividere l'habitat con una o più specie di gamberi alloctoni.

Impatto su habitat ed ecosistemi: Per l'Italia non sono riportati dati riguardanti i suoi impatti sugli habitat ed ecosistemi. In Francia è considerata una specie indesiderabile capace di provocare squilibri biologici. Il suo rilascio in acque pubbliche, nonché il suo allevamento, sono ritenuti un "delitto". In Gran Bretagna *Orconectes limosus* è considerato addirittura una peste.

Valore commerciale e sportivo: le sue carni sono poco apprezzate in quanto vengono giudicate di mediocre qualità e insipide.

Metodi di controllo:

Trappolaggio intensivo con nasse e reti. Pesca notturna dalle sponde con retini. Immissione di pesci predatori carnivori nativi. Biocidi.

Crostacei Decapodi

Astacus leptodactylus

a cura di Ambrosius Josef Martin Dörr

Nome comune: Gambero turco, Gambero di Galizia, Gambero dalle zampe esili, Gambero pontico

Nome scientifico: *Astacus leptodactylus* Eschscholtz, 1823

Nome comune in inglese: Narrow-clawed crayfish

Note tassonomiche

Classe: Malacostraca

Ordine: Decapoda

Famiglia: Astacidae

Dörr
modificato
da Scoparo



Caratteristiche morfologiche

La lunghezza corporea massima è di circa 25 cm con un peso di 200-250 g. La taglia media riscontrata in natura varia tra i 10 e 15 cm. I maschi sono di dimensioni maggiori delle femmine e sono riconoscibili dalle loro chele di dimensioni notevoli. Il colore dominante è bruno-giallastro o bruno-rossastro (talvolta con riflessi verdastri) sul dorso, mentre il ventre è più chiaro. Presentano 2 paia di creste post-orbitali, di cui il secondo meno sviluppato. Chele con ganasce senza incisive, strette e più o meno allungate. Rostro con margini dentellati quasi paralleli con un rilievo leggermente dentellato sull'asse. Corpo robusto e fortemente calcificato. Spine lungo il solco cervicale. Pleure del 2° e 3° segmento addominale con margine inferiore munito di un evidente dentello.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Palearctica.

Areale nativo: Regione Ponto – Caspica; del Mar d'Azov e del Mar Nero.

È originario anche della parte europea della Russia e presso Novosibirsk e Tomsk in Siberia. In Europa è indigena per Austria orientale, Bielorussia, Bosnia-Erzegovina, Bulgaria, Croazia, Grecia, Moldavia, Romania, Serbia, Slovacchia, Ungheria e Turchia

Areale di introduzione: A partire dal diciannovesimo secolo in tutta Europa (30 paesi) con l'eccezione della Penisola iberica, Norvegia e Svezia. La specie è stata introdotta anche in Armenia, Georgia, Iran, Turchia asiatica, Turkmenistan e Uzbekistan.

Periodo di introduzione in Italia: La prima ondata d'introduzione ha avuto luogo negli anni '70 con esemplari provenienti dalla Polonia e dalla Turchia. La seconda ondata è avvenuta dalla Turchia durante gli anni '80.

Regioni italiane di presenza: La specie è stata riportata per Emilia- Roma-

gna, Lazio, Liguria, Lombardia e Umbria.

Distribuzione e status in Umbria: La specie è stata segnalata per la prima volta nel 1998 nel Lago di Piediluco (TR)

Bacini idrici umbri di presenza
Lago di Piediluco (TR).

È sintopico con il gambero rosso della Louisiana ed il gambero americano.

Status: Naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: Localizzata. Poco abbondante.

Modalità di dispersione: In Italia viene tuttora importato dalla Turchia e stabulato in appositi bacini fino alla vendita. Sembra che, in seguito alla fuga da tali bacini, in alcune zone dell'Italia centro-settentrionale si siano costituite delle popolazioni in ambiente naturale.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Specie gonocorica.

I maschi raggiungono la maturità sessuale a circa due anni, mentre la femmina è sessualmente matura solo verso il quarto anno di vita. L'accoppiamento ha luogo in autunno e la schiusa avviene tra la primavera e l'inizio dell'estate dell'anno successivo. Il periodo di riproduzione varia a secondo della latitudine. La fecondità e la velocità di accrescimento sono significativamente più elevate delle altre specie indigene europee. Alla fine del primo anno di vita, in condizioni ottimali, i giovani possono raggiungere una lunghezza totale di 5 cm.

Alimentazione: È una specie onnivora anche se la componente predominante è quella animale che negli individui adulti raggiunge l'80%, seguita dai detriti e dalla vegetazione acquatica. La dieta è composta prevalentemente dallo zoobenthos, ma si nutre anche di pesci malati o morti. È relativamente attivo anche nelle ore diurne e questo gli permette di utilizzare al meglio la base alimentare.

Habitat nell'areale nativo:

Predilige i grandi corsi d'acqua a corrente debole, i laghi e gli stagni naturali ed artificiali, ma vive anche in acque salmastre. Lo si riscontra anche nei canali e nelle zone paludose.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: Ambienti lentic.

Si adatta bene ad una vasta gamma di condizioni ambientali. Tollera bene forti carichi di inquinanti, basse concentrazioni di ossigeno disciolto ed elevati sbalzi termici stagionali.

Invasività e vettori di introduzione: La specie sembra provenire dalla Galizia (Spagna) e da lì anche il nome. Il gambero turco è stato introdotto per sostituire le popolazioni delle specie europee in forte declino a causa della peste del gambero, poiché ritenuto immune alla malattia.

Invasività generale: Media

Invasività in Umbria: Bassa

Vettori e modalità di introduzione

In Umbria è presente nel Lago di Piediluco (TR) e sembra provenire per immissione volontaria naturale dal Lago del Salto (RI) situato a monte dell'invaso.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: La specie non sembra essere un rischio dal punto di vista sanitario. In ragione del suo buon tasso di accrescimento e della sua resistenza alle malattie è, tra i gamberi d'acqua dolce europei, quello che meglio si presta all'allevamento a fini alimentari: in Italia è quello che presenta la produzione più elevata (circa 20 t annue).

Impatto su altre specie e popolazioni: Può competere con gamberi autoctoni ed alloctoni grazie alle sue relativamente grandi dimensioni, soprattutto se costituisce dense popolazioni.

Impatto su habitat ed ecosistemi. In Italia non sembra causare danni rilevanti agli ecosistemi. Non presenta attività fossoria trovando rifugio negli anfratti tra la vegetazione acquatica e detriti sommersi.

Metodi di controllo

Non esistono metodi di controllo particolari se non quelli adoperati per le altre specie di gamberi alloctoni. Per un contenimento della specie si può procedere con trappolaggio intenso e/o con immissione di predatori indigeni (pesci carnivori). In casi estremi si può anche eradicare svuotando (asciugando l'invaso se di dimensioni ridotte) l'ambiente dove è presente.

Vertebrati

Pesci

Barbus barbus

a cura di Antonella Carosi e Massimo Lorenzoni

Nome comune: Barbo del Danubio

Nome scientifico: *Barbus barbus* (Linnaeus, 1758)

Nome comune inglese: European barbel



foto di Massimo Lorenzoni

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Cypriniformes

Famiglia: Cyprinidae

Caratteristiche morfologiche

Il barbo del Danubio presenta un corpo cilindrico e la testa appuntita. La bocca infera è munita di due paia di barbigli. Le scaglie sono piccole e cicloidi, con addensamento dei melanofori nella parte anteriore. La linea laterale è posta orizzontalmente. La colorazione del dorso è bruno-verdastra, i fianchi sono sfumati dal verde al giallo dorato, il ventre è bianco. Le pinne sono caratterizzate da una tonalità rossastra che aumenta verso il margine esterno. La pinna dorsale è arcuata. E' un pesce di media taglia: nelle acque ombre raggiunge i 62 cm di lunghezza e i 2 kg di peso; in letteratura è riportata per la specie una taglia massima pari a 120 cm.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Europa.

Areale nativo: Europa centrale, fino ad un limite orientale rappresentato dal fiume Dniepr. E' presente in gran parte della Francia, e nella parte sud-orientale dell'Inghilterra.

Areale di introduzione: Inghilterra, Galles, Scozia, Italia centro-settentrionale.

Periodo di introduzione in Italia: 1994.

Regioni italiane di presenza: Italia settentrionale, Emilia Romagna, Umbria, Toscana, Lazio.

Distribuzione e status in Umbria

(Fonte dei dati: Carta Ittica Regionale)

Periodo di introduzione in Umbria: 1998 nel fiume Paglia.

Bacini idrici umbri di presenza: Paglia, Nestore, Chiascio, residuo Tevere.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: abbondante e diffusa in tutto il bacino residuo del Tevere, nel tratto terminale del Nestore e nel fiume Paglia; negli anni più recenti, la specie ha colonizzato anche il bacino del fiume Chiascio.

La specie risulta assente dal bacino del fiume Nera, che non è stato invaso probabilmente per la presenza di sbarramenti che ne hanno ostacolato la risalita dal fiume Tevere.

Le popolazioni più abbondanti sono presenti nei fiumi Paglia, Chiascio e Topino.

Modalità di dispersione: del tipo “stepping stone and diffusion”, cioè la specie è stata inizialmente introdotta in tre siti dai quali si è diffusa rapidamente in tutte le direzioni utilizzando le naturali connessioni della rete idrografica; successivamente i pescatori possono spostarla in qualche altra località, da cui la diffusione può ulteriormente ampliarsi. Il range di distribuzione della specie è tuttora in espansione. Osservazioni basate sull'analisi temporale della diffusione della specie hanno dimostrato una direzionalità valle-monte che potrebbe penalizzare i ciprinidi endemici che compongono le comunità ittiche nei tratti fluviali intermedi.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Il periodo riproduttivo della specie si protrae da maggio a luglio.

Alimentazione: Si nutre in prevalenza di piccoli invertebrati, detriti vegetali e piccoli pesci. Per alimentarsi si avvale dell'uso dei barbigli e predilige le ore notturne.

Habitat nell'areale nativo: Predilige le acque profonde, limpide ben ossigenate con decorso veloce, tipiche del tratto medio dei fiumi con fondo ghiaioso.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: In Umbria è presente nei corsi d'acqua di maggiori dimensioni dove colonizza soprattutto la zona del barbo ma si rinviene anche nella zona della carpa e della tinca.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività: elevata tolleranza al degrado ambientale, rapido accrescimento in peso e in lunghezza, che garantisce una maggiore fecondità rispetto alle specie native congeneriche. Inoltre, la specie è caratterizzata dalla capacità di compiere lunghi tragitti muovendosi abilmente attraverso le connessioni del sistema idrografico.

Valore commerciale e sportivo: è una specie molto ambita dai pescatori sportivi per la sua notevole combattività e per la resistenza che oppone alla cattura.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Molto elevata.

Invasività in Umbria: Molto elevata.

Vettori e modalità di introduzione: La specie è stata introdotta involontariamente con i ripopolamenti di “pesce bianco”, poi spostata volontariamente dai pescatori spostivi da una località all'altra.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: non noto

Impatto su altre specie e popolazioni: In Italia si registrano diversi casi di impatto negativo provocato dall'introduzione del barbo del Danubio, soprattutto sulle specie appartenenti allo stesso genere. Nei bacini adriatici del nord Italia la specie ha causato l'ibridazione introgressiva e il declino di popolazioni endemiche di *Barbus plebejus* Bonaparte.

Per quanto riguarda il bacino del Tevere, recenti studi basati sulla condizione corporea hanno dimostrato l'impatto negativo esercitato dal barbo del Danubio sull'endemico barbo tiberino, con effetti particolarmente evidenti sulle classi di età più elevate. I meccanismi attraverso i quali si esplica principalmente l'azione negativa riguardano l'ibridazione introgressiva e la competizione per il cibo e per il territorio. Difatti il barbo tiberino presenta infatti caratteristiche ecologiche molto simili a quelle del barbo del Danubio, ma è caratterizzato da una taglia minore e da una meno rapida velocità di accrescimento.

In due tratti del medio corso del Tevere ed in un tratto terminale del fiume Chiascio il barbo del Danubio ha determinato l'estinzione locale della specie nativa. Alcune ricerche hanno evidenziato che, lungo il gradiente longitudinale dei corsi d'acqua umbri, il barbo del Danubio si colloca più a valle rispetto al barbo tiberino, mostrando di privilegiare soprattutto il tratto di pianura dei corsi d'acqua di maggiori dimensioni, dove l'azione combinata dei fenomeni di inquinamento delle acque e la presenza di un notevole numero di specie esotiche ha condotto ad una generale compromissione delle comunità ittiche; tuttavia la specie non ha ancora raggiunto la sua massima espansione nel bacino del fiume Tevere e ci si può aspettare in futuro una sua ulteriore diffusione. Il range della specie si è ampliato progressivamente verso monte andando sempre più a interessare i settori fluviali in cui le comunità ittiche appaiono dominate dal barbo tiberino e dagli altri ciprinidi reofili autoctoni. Se tale tendenza continuerà nel futuro, anche in considerazione degli effetti dei cambiamenti climatici globali che condurranno a un aumento delle temperature, il barbo del Danubio potrà rappresentare un'ulteriore minaccia per l'integrità delle comunità ittiche originarie del fiume Tevere.

Impatto su habitat ed ecosistemi: non noto

Metodi di controllo

Nel caso dell'introduzione del barbo del Danubio in siti non ancora colonizzati, la sua rapida individuazione attraverso sistemi di sorveglianza e la rapida applicazione di programmi di eradicazione potrebbero essere efficaci nel prevenire una ulteriore diffusione della specie nel reticolo idrografico regionale.

Pesci

Carassius auratus

a cura di Antonella Carosi, Massimo Lorenzoni

Nome comune: Carassio dorato

Nome scientifico: *Carassius auratus* (Linnaeus, 1758)

Nome comune inglese: goldfish

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Cypriniformes

Famiglia: Cyprinidae

Caratteristiche morfologiche

Il corpo si sviluppa in altezza, con peduncolo caudale corto e spesso. La testa, di forma triangolare, si presenta con il muso largo, tozzo e robusto. La bocca è terminale e leggermente inclinata verso l'alto. La colorazione può assumere varie tonalità: dal grigio-argentato al giallo dorato; più tipicamente è bruno-verdastra sul dorso, giallo-bronzea sui fianchi, argentata sul ventre. Il corpo è ricoperto da scaglie di grandi dimensioni. La pinna dorsale presenta un profilo leggermente concavo, con base allungata. La pinna caudale è bilobata. E' un pesce di taglia media: può raggiungere 50 cm di lunghezza e superare i 2 kg di peso.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Asia

Areale nativo: Asia orientale (Russia, Corea, Cina, Giappone)

Areale di introduzione: Tutto il mondo.

Periodo di introduzione in Italia: 17° secolo.

Regioni italiane di presenza: Tutta Italia, isole comprese.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: 1988 nel lago Trasimeno e 1989 nel fiume Chiascio e torrente Saonda.

Bacini idrici umbri di presenza: tutti i bacini tirrenici.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: abbondante e diffusa in tutti i bacini idrografici del territorio umbro ad eccezione del bacino del fiume Nera, in cui sono presenti poche popolazioni frammentate, per due motivi: la qualità delle acque poco adatta alle specie limnofile e la presenza di sbarramenti che hanno ostacolato la risalita spontanea del carassio dal fiume Tevere. Le popolazioni più abbondanti sono state rilevate nel fiume Nestore, nel torrente Chiani, nel tratto-medio-terminale dell'asta del Tevere, nel lago Trasimeno,



Foto di Massimo Lorenzoni

dove rappresenta una delle specie dominanti nella comunità ittica, e negli invasi di Corbara, Alviano, Recentino e San Liberato.

Modalità di dispersione: in seguito alla sua introduzione la specie si è diffusa rapidamente invadendo spontaneamente i settori medi e terminali dei corsi d'acqua utilizzando le naturali connessioni della rete idrografica. Anche nelle acque stagnanti il carassio dorato si è rapidamente acclimatato con successo costituendo delle popolazioni molto abbondanti. Attualmente si registra la scomparsa della specie da alcuni settori fluviali localizzati nella parte montana dei bacini idrografici.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Il periodo riproduttivo della specie si protrae da aprile a maggio. Nelle popolazioni di carassio, composte quasi esclusivamente da femmine, sono presenti femmine triploidi che si riproducono per ginogenesi (cioè le uova non vengono fecondate dallo spermatozoo) e femmine diploidi che si riproducono sessualmente mediante fecondazione incrociata. Nella riproduzione di tipo ginogenetico lo sviluppo dell'uovo può essere anche attivato dallo sperma di maschi di altre specie (parassitismo sessuale). Durante la riproduzione il carassio vive in gruppi insieme a altre specie affini come la carpa, con la quale è anche possibile l'ibridazione.

Alimentazione: Si tratta di una specie onnivora che si nutre in prevalenza di detrito organico, piccoli invertebrati di fondo e piante acquatiche; si ciba anche di uova, larve e adulti di altre specie ittiche.

Habitat nell'areale nativo: Predilige le acque stagnanti o a lento corso dei fiumi pedemontani e di pianura, con fondale fangoso e ricco di vegetazione.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: La specie colonizza sia le acque stagnanti (Lago Trasimeno, Invasi di Corbara, Alviano, San Liberato e Recentino) che le acque correnti. Rispetto alla zonazione dei corsi d'acqua umbri, si colloca nella zona della carpa e della tinca, che corrisponde al tratto terminale dei corsi d'acqua; in tali settori fluviali la sua presenza si associa a quella di numerose altre specie esotiche e a una scadente qualità delle acque.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività: elevata tolleranza all'inquinamento delle acque, capacità di sopravvivere in acque estremamente torbide (Crivelli, 1995), con scarso contenuto di ossigeno (1.97 mg/l) ed elevate concentrazioni di metalli pesanti e composti organo-clorurati, ampio spettro alimentare, elevata fertilità, alto tasso di accrescimento che consente alla specie di raggiungere rapidamente dimensioni tali da sfuggire ai predatori.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata

Invasività in Umbria: Elevata

Vettori e modalità di introduzione: Nel lago Trasimeno la specie è stata introdotta involontariamente con i ripopolamenti di giovani carpe, dalle quali i carassi sono difficilmente distinguibili. Nel caso dei corsi d'acqua la specie è

stata introdotta involontariamente con i ripopolamenti di “pesce bianco”. Alla diffusione della specie hanno contribuito anche le introduzioni di esemplari allevati a scopo ornamentale.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: l'elevata abbondanza della popolazione di carassio nel lago Trasimeno comporta un impatto negativo sulla pesca professionale, in quanto la massiccia presenza di carassi nelle reti rende difficoltose le operazioni di raccolta delle stesse e rende difficile la cattura delle specie di maggiore pregio.

Impatto su altre specie e popolazioni: Gli effetti negativi dovuti alla introduzione del carassio si manifestano in modo più evidente nelle acque stagnanti piuttosto che nelle acque correnti. Anche se la specie è ampiamente diffusa nel bacino del Tevere, non raggiunge mai densità di popolazioni molto elevate nei corsi d'acqua. E' comunque possibile ipotizzare che gli impatti negativi possano accentuarsi in futuro a causa dei cambiamenti climatici globali: il progressivo riscaldamento delle acque potrebbe avvantaggiare le specie termofile rendendo colonizzabili anche i tratti più montani dei corsi d'acqua. I meccanismi attraverso i quali si esplica l'impatto negativo sulle specie native riguardano: dieta onnivora che include uova, avannotti e adulti di specie native, competizione per il cibo e altre risorse, intorbidimento delle acque. Nel lago Trasimeno l'aumento dell'abbondanza della popolazione di carassio, che rappresenta il 73.23% del pescato totale, è stato correlato con il decremento dell'abbondanza dell'endemico luccio italico *Esox cisalpinus*, un pesce predatore che caccia “a vista” e ha bisogno di acque trasparenti per poter avvistare le sue prede. Recenti studi basati sull'utilizzo di indici di condizione corporea (peso relativo) suggeriscono la presenza di un impatto negativo del carassio sulle specie endemiche vairone e cavedano etrusco.

Impatto su habitat ed ecosistemi: nelle acque stagnanti la presenza di popolazioni abbondanti di carassio provoca un notevole aumento della torbidità dell'acqua; l'aumento della torbidità potrebbe essere dovuto al movimento dei sedimenti provocato dal particolare modo di alimentarsi del carassio, che succhia il cibo dal fondo, oppure dall'aumento dell'attività predatoria sullo zooplancton, da cui risulta un aumento del fitoplancton e, quindi, l'insorgenza di fenomeni di eutrofizzazione delle acque.

Valore commerciale e sportivo

La specie è di scarso interesse commerciale e sportivo.

Metodi di controllo

Nel caso dell'introduzione del carassio in siti non ancora colonizzati, la sua rapida individuazione attraverso sistemi di sorveglianza e la rapida applicazione di programmi di eradicazione potrebbero essere efficaci nel prevenire una ulteriore diffusione della specie nel reticolo idrografico regionale.

Pesci

Padogobius bonelli

a cura di Antonella Carosi, Massimo Lorenzoni

Nome comune: Ghiozzo padano

Nome scientifico: *Padogobius bonelli* (Bonaparte, 1846)

Nome comune inglese: Padanian goby



Foto di Massimo Lorenzoni

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Perciformes

Famiglia: Gobiidae

Caratteristiche morfologiche

La specie presenta un capo massiccio e appiattito, con guance arrotondate e prominenti. Gli occhi sono ravvicinati, sporgenti, posti in posizione dorsale. Possiede due pinne dorsali, ravvicinate tra loro e di pari altezza; la pinna anteriore è munita di raggi spiniformi e nei maschi presenta una banda azzurra; la posteriore è allungata e sorretta da raggi molli. Le pinne ventrali sono fuse a formare una sorta di ventosa, con la quale i ghiozzi aderiscono al fondo. La pinna caudale è arrotondata. Sui fianchi sono presenti delle bande verticali scure. E' una specie di piccole dimensioni.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Palearctica

Areale nativo: distretto Padano-Veneto, dal fiume Vomano in Italia fino al bacino del fiume Krka in Croazia. I bacini adriatici dell'Umbria (Burano e Sentino) fanno parte dell'areale nativo della specie.

Areale di introduzione: Italia centro-occidentale.

Periodo di introduzione in Italia: Anni '80 in Toscana (fiume Ombrone) e nel Lazio (fiume Amaseno).

Regioni italiane di presenza: Oltre alle regioni del distretto padano-veneto (di cui la specie è endemica), il ghiozzo padano è stato introdotto in Toscana, nel Lazio e in Umbria limitatamente al bacino del Tevere.

Distribuzione e status in Umbria

(Fonte dei dati: Carta Ittica Regionale)

Periodo di introduzione in Umbria: 1993 in due affluenti dell'alto corso del Tevere (torrenti Cerfone e Aggia).

Bacini idrici umbri di presenza: Chiascio, residuo Tevere, Burano e Sentino.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: abbondante e diffusa nella porzione settentrionale del bacino residuo del Tevere e nei bacini adriatici del Burano e del

Sentino; recentemente (anni 2013 e 2019) la sua presenza è stata rilevata anche nel bacino del Chiascio. La specie risulta assente dal bacino del fiume Paglia, del Nestore e del Nera; questi bacini non sono stati invasi probabilmente grazie alla presenza di sbarramenti che ne hanno ostacolato la risalita dal fiume Tevere. Le popolazioni più abbondanti sono presenti in 6 affluenti dell'Alto Tevere (torrenti Cerfone, Mussino, Lanna, Assino, Nestore, Sovara).

Modalità di dispersione: la specie risulta in rapida espansione nel bacino del fiume Tevere: nel 1993 il ghiozzo padano era stato appena introdotto e la sua presenza si limitava al tratto terminale dei torrenti Aggia e Cerfone.

In poco tempo il range di distribuzione della specie si è ampliato interessando con continuità tutta l'asta principale del Tevere, dall'altezza di Deruta a monte fino al confine di Regione, estendendo la sua presenza anche a molti tributari. Il rapido ampliamento del range di distribuzione della specie risulta estremamente preoccupante ed evidenzia come il ghiozzo padano sia in grado di diffondere rapidamente attraverso le connessioni della rete idrografica, unicamente ostacolato in alcuni casi dalla presenza di sbarramenti che interrompono la continuità fluviale.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Nei corsi d'acqua umbri il periodo riproduttivo della specie si estende da aprile a luglio. Le femmine depongono le uova con la parte ventrale del corpo rivolta verso l'alto, facendole aderire alla volta del nido, in cui vengono attratte dal maschio grazie anche all'emissione di segnali acustici.

Alimentazione: Si nutre prevalentemente di macroinvertebrati, talvolta di uova e giovani esemplari di ghiozzo di ruscello.

Habitat nell'areale nativo: Si tratta di un pesce bentonico che predilige acque moderatamente correnti con fondo ciottoloso.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: In Umbria colonizza la zona dei ciprinidi reofili. Risulta assente dalle acque stagnanti.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività: il ghiozzo padano, come le altre specie traslocate, proviene da ambienti con caratteristiche simili ai corsi d'acqua umbri e pertanto si adatta facilmente alle nuove condizioni; inoltre i maschi, specialmente in corrispondenza del periodo riproduttivo, competono per il possesso del territorio anche con *Padogobius nigricans*, specie nativa del bacino del Tevere, mostrando un comportamento particolarmente aggressivo.

La specie adotta cure parentali e mostra anche una certa tolleranza al degrado ambientale.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata.

Invasività in Umbria: Elevata.

Vettori e modalità di introduzione: La specie è stata introdotta involontariamente con i ripopolamenti a favore della pesca sportiva.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: non noto

Impatto su altre specie e popolazioni: Il ghiozzo padano rappresenta una seria minaccia per l'endemico ghiozzo di ruscello, a causa dell'innescarsi di fenomeni di esclusione competitiva. Sembra infatti accertato che dove il ghiozzo padano viene introdotto determina prima la rarefazione e poi la scomparsa della specie indigena. La competizione interspecifica avviene per il cibo e per il territorio, in particolare per le aree riproduttive. I maschi del ghiozzo padano difendono il proprio territorio e sono molto aggressivi anche nei confronti dei maschi del ghiozzo di ruscello, che risultano penalizzati dall'interazione. Recenti ricerche hanno dimostrato l'ampia sovrapposizione alimentare tra le due specie con fenomeni di reciproca predazione.

Impatto su habitat ed ecosistemi: non noto

Valore commerciale e sportivo

è una specie priva di interesse commerciale e sportivo.

Metodi di controllo

Nel caso della introduzione del ghiozzo padano in siti non ancora colonizzati, la sua rapida individuazione attraverso sistemi di sorveglianza (anche se difficoltosa a causa della similarità morfologica con il ghiozzo di ruscello, dal quale non è facilmente distinguibile al di fuori del periodo riproduttivo) e la rapida applicazione di programmi di eradicazione potrebbero essere efficaci nel prevenire una ulteriore diffusione della specie nel reticolo idrografico regionale.

Pesci

Gobio gobio

a cura di Antonella Carosi, Massimo Lorenzoni

Nome comune: Gobione

Nome scientifico: *Gobio gobio* (Linnaeus, 1758)

Nome comune inglese: Gudgeon

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Cypriniformes

Famiglia: Cyprinidae

Caratteristiche morfologiche

Il gobione ha un corpo allungato, con testa e occhio relativamente grandi. La bocca è piccola, in posizione infero-mediana ed è dotata di un paio di bar-



Foto di Massimo Lorenzoni

bigli. Il colore del corpo è grigio-metallico. Sono presenti numerose macchie nere distribuite irregolarmente nella regione dorso-laterale.

Il ventre è bianco, talvolta con riflessi argentei. E' una specie di piccola taglia; nei corsi d'acqua umbri gli esemplari di maggiori dimensioni superano di poco i 16 cm, mentre la lunghezza massima riportata in letteratura è pari a 21 cm.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Palearctica

Areale nativo: distretto Padano-Veneto, anche se secondo alcuni autori la specie introdotta sarebbe distinta biologicamente e geneticamente da quella presente in Italia settentrionale, identificata come *Romanogobio benacensis* Pollini 1816. Secondo tale ipotesi l'areale originario di *Gobio gobio* comprenderebbe gran parte dell'Europa centro-settentrionale e nord-orientale

Areale di introduzione: Italia centrale, Irlanda, Galles, Scozia.

Periodo di introduzione in Italia: fine degli anni '90.

Regioni italiane di presenza: Italia centro- settentrionale.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: 1999 nel fiume Topino.

Bacini idrici umbri di presenza: Nestore, Chiascio, residuo Tevere.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: abbondante e diffusa in tutto il bacino residuo del Tevere, nel tratto terminale del Nestore e nel fiume Paglia; negli anni più recenti, la specie ha colonizzato anche il medio corso del fiume Chiascio.

La specie risulta assente dal bacino del fiume Paglia e del fiume Nera; quest'ultimo non è stato invaso probabilmente grazie alla presenza di sbarramenti che ne hanno ostacolato la risalita dal fiume Tevere.

Le popolazioni più abbondanti sono presenti in 3 affluenti del Tevere (torrenti Resina, Assino, Nestore) e in due affluenti del Topino (torrenti Timia e Teverone). E' assente dalle acque stagnanti.

Modalità di dispersione: la presenza della specie inizialmente si limitava al medio-alto corso del Tevere e al tratto terminale dei fiumi Chiascio, Topino e Nestore; negli anni più recenti il gobione sta progressivamente e rapidamente estendendo il proprio range ai tratti più montani di questi corsi d'acqua. Le caratteristiche reofile della specie lasciano ipotizzare una futura ulteriore espansione della specie lungo il gradiente longitudinale dei corsi d'acqua seguendo una direzionalità valle-monte, con conseguenti impatti negativi sui ciprinidi reofili endemici presenti nella zona del barbo.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: La specie si riproduce nei mesi di maggio-giugno.

Alimentazione: Si nutre prevalentemente di larve di insetti e piccoli cro-

stacei che individua sul fondo, avvalendosi dell'uso dei barbigli.

Habitat nell'areale nativo: Si tratta di un pesce bentonico che colonizza il tratto medio-terminale dei corsi d'acqua. Predilige i fondali sabbiosi di acque moderatamente correnti.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: In Umbria è presente sia nei corsi d'acqua principali che negli affluenti di minori dimensioni, dove colonizza la zona dei ciprinidi reofili. Risulta assente dalle acque stagnanti.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività: il gobione è una specie le cui caratteristiche reofile le permetteranno di colonizzare, oltre ai tratti terminali dei fiumi, anche i tratti del medio corso e i piccoli tributari, che spesso rappresentano delle zone di rifugio per i ciprinidi endemici.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata.

Invasività in Umbria: Elevata.

Vettori e modalità di introduzione: La specie è stata introdotta involontariamente con i ripopolamenti di "pesce bianco".

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: non noto.

Impatto su altre specie e popolazioni: Per valutare in modo approfondito gli impatti del gobione sulle popolazioni native sono necessarie ulteriori ricerche, anche se sicuramente la sua presenza, soprattutto nei siti dove si riscontrano le abbondanze maggiori, comporta delle conseguenze negative sui ciprinidi reofili endemici a causa dell'innescarsi di meccanismi di competizione interspecifica per il cibo e per il territorio.

Possibile anche un'interazione con altre specie bentoniche native, quali il ghiozzo di ruscello.

Impatto su habitat ed ecosistemi: non noto.

Valore commerciale e sportivo

è una specie priva di interesse commerciale in Italia.

Metodi di controllo

Nel caso dell'introduzione del gobione in siti non ancora colonizzati, la sua rapida individuazione attraverso sistemi di sorveglianza e la rapida applicazione di programmi di eradicazione potrebbero essere efficaci nel prevenire una ulteriore diffusione della specie nel reticolo idrografico regionale.

Pesci

Pseudorasbora parva

a cura di Antonella Carosi, Massimo Lorenzoni

Nome comune: Pseudorasbora

Nome scientifico: *Pseudorasbora parva* (Schlegel, 1842)

Nome comune inglese: Topmouth gudgeon



Foto di Massimo Lorenzoni

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Cypriniformes

Famiglia: Cyprinidae

Caratteristiche morfologiche

La *Pseudorasbora* è un pesce di piccole dimensioni: la taglia massima non supera i 15 cm di lunghezza. Il corpo è fusiforme ed allungato, la testa conica presenta una bocca piccola, appuntita e rivolta l'alto. La colorazione è grigia sul dorso con riflessi metallici sui fianchi, mentre il ventre è bianco, sui fianchi è inoltre presente una banda scura con riflessi dorati che si estende dall'occhio fino al peduncolo caudale. Nel periodo riproduttivo i maschi presentano sul capo alcuni riflessi iridescenti e sviluppano piccoli tubercoli nuziali.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Palearctica

Areale nativo: Asia sud-orientale (Siberia, Korea, China)

Areale di introduzione: Asia centrale, Nordafrica, gran parte dell'Europa.

Periodo di introduzione in Italia: 1988 in alcuni canali di pianura in Emilia-Romagna e nel tratto terminale del fiume Po.

Regioni italiane di presenza: Italia settentrionale, Emilia Romagna, Umbria, Toscana, Lazio.

Distribuzione e status in Umbria (Fonte dei dati: Carta Ittica Regionale)

Periodo di introduzione in Umbria: 1994 nel medio corso del fiume Tevere e 1999 nel medio corso del fiume Chiascio; alla fine degli anni '90 sono stati rinvenuti i primi esemplari nel lago Trasimeno, dove attualmente è presente con una popolazione abbondante e stabile.

Bacini idrici umbri di presenza: Paglia, Nestore, Chiascio, residuo Tevere.

Abbondanza e tipo di distribuzione: abbondante e diffusa in tutti i bacini idrografici del territorio umbro ad eccezione del bacino del fiume Nera (Figura 3), che non è stato colonizzato dalla specie per due motivi: la qualità delle acque poco adatte alle specie limnofile e la presenza di sbarramenti che ostacolano la risalita della pseudorasbora dal fiume Tevere. Le popolazioni più abbondanti sono presenti nel fiume Nestore e nel fiume Paglia.

Presente in gran parte degli invasi artificiali

Modalità di dispersione: del tipo “stepping stone and diffusion”, cioè la specie è stata inizialmente introdotta in due siti dai quali si è diffusa rapidamente in tutte le direzioni utilizzando le naturali connessioni della rete idrografica. Il range di distribuzione della specie è tuttora in espansione. E’ possibile che venga anche introdotta in nuovi ambienti mediante l’uso come esca viva.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Il periodo riproduttivo della specie si protrae da maggio a luglio. Le femmine sono in grado di effettuare più deposizioni in un’unica stagione riproduttiva. La specie esercita cure parentali (sorveglianza del nido).

Alimentazione: Si tratta di una specie onnivora che si nutre in prevalenza di detrito organico, piccoli invertebrati di fondo e alghe.

Habitat nell’areale nativo: Predilige le acque a lento corso dei fiumi pedemontani e di pianura, ricchi di vegetazione, con fondo sabbioso o ghiaioso dove sosta in prossimità delle sponde. Vive anche nelle acque stagnanti.

Habitat nell’areale di introduzione in Italia e in Umbria: Rispetto alla zonazione dei corsi d’acqua umbri, si colloca nella zona dei ciprinidi limnofili, che corrisponde al tratto terminale dei corsi d’acqua; in tali settori fluviali la sua presenza si associa a quella di numerose altre specie esotiche e ad una scadente qualità delle acque. La specie colonizza anche le acque stagnanti (lago Trasimeno)

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l’invasività: dieta onnivora, elevata fecondità, breve tempo di generazione, elevata tolleranza a condizioni ambientali estreme, elevata plasticità fenotipica e cure parentali. Vettore di un agente patogeno molto pericoloso per molte altre specie ittiche, *Sphaerothecum destruens*.

Valore commerciale e sportivo: nullo

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Molto elevata, inserita fra le 100 peggiori specie invasive in Europa (progetto DAISIE), presente tra le specie del Regolamento unionale No 1143/2014.

Invasività in Umbria: Elevata

Vettori e modalità di introduzione: La specie è stata introdotta involontariamente con i ripopolamenti di “pesce bianco”; la sua diffusione potrebbe essere stata facilitata dal suo utilizzo come esca viva da parte dei pescatori sportivi.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Vettore dell’agente patogeno *Sphaerothecum destruens* molto pericoloso per molte altre specie ittiche.

Impatto su altre specie e popolazioni: Per quanto riguarda il bacino del Tevere, recenti studi basati sulla condizione corporea dei pesci (peso relativo) hanno dimostrato l'impatto negativo esercitato dalla pseudorasbora sulle seguenti specie native: rovello, cavedano comune, barbo tiberino e vairone. I meccanismi attraverso i quali si esplica principalmente l'azione negativa sono: predazione di uova e larve, competizione interspecifica per il cibo e l'introduzione di parassiti esotici. Inoltre la pseudorasbora è portatrice di un agente infettivo che rappresenta una minaccia per altre specie ittiche d'acqua dolce europee; ad esempio nel caso dell'alborella fasciata (*Leucaspis delineatus*), specie in via di estinzione in Europa, ne impedisce la riproduzione causandone la sterilità.

Impatto su habitat ed ecosistemi: non noto.

Metodi di controllo

Nel caso dell'introduzione della pseudorasbora in siti non ancora colonizzati, la sua rapida individuazione attraverso sistemi di sorveglianza e la rapida applicazione di programmi di eradicazione potrebbero essere efficaci nel prevenire una ulteriore diffusione della specie nel reticolo idrografico regionale. Essendo inserita nell'elenco delle specie invasive per l'Unione Europea presto anche in Umbria dovrebbero essere attivate le disposizioni previste dal Regolamento No 1143/2014 CE.

Pesci

Rutilus rutilus

a cura di Antonella Carosi, Massimo Lorenzoni

Nome comune: Rutilo o gardon

Nome scientifico: *Rutilus rutilus* (Linnaeus, 1758)

Nome comune inglese: Roach

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Cypriniformes

Famiglia: Cyprinidae

Caratteristiche morfologiche

Il capo è piccolo con muso arrotondato. La colorazione del corpo è grigia, argentea sui fianchi e bianca sul ventre. Le pinne pettorali, le ventrali e l'anale presentano una colorazione rossastra. Caratteristico della specie è il colore rosso dell'occhio. Nei maschi, in corrispondenza del periodo riproduttivo, compaiono i tubercoli nuziali sul capo. La taglia massima in Umbria è stata



Foto di Massimo Lorenzoni

registrata per la popolazione del lago di Piediluco, in cui gli esemplari più grandi superano i 42 cm di lunghezza totale; la taglia massima riportata in letteratura per la specie è pari a 50.2 cm.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Palearctica

Areale nativo: Europa, Asia

Areale di introduzione: Penisola iberica, Italia centro-settentrionale.

Periodo di introduzione in Italia: rinvenuto in acque piemontesi negli anni '50, si è presto diffuso nel fiume Ticino.

Regioni italiane di presenza: Italia centro- settentrionale.

Distribuzione e status in Umbria (Fonte dei dati: Carta Ittica Regionale)

Periodo di introduzione in Umbria: la presenza della specie è stata rilevata per la prima volta nel 2004 nei tratti di fiume Tevere a monte e a valle dell'invaso di Corbara e nel lago di Piediluco.

Bacini idrici umbri di presenza: Paglia, Tevere, Chiascio, Nera.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: Nell'invaso di Corbara e nel lago di Piediluco la specie si è rapidamente acclimatata costituendo popolazioni abbondanti. Per quanto riguarda le acque correnti, la specie colonizza con continuità il tratto meridionale del fiume Tevere, mentre negli altri bacini la distribuzione risulta frammentata e le popolazioni non raggiungono in nessun caso abbondanze elevate, anche se comunque il rutilo sta rapidamente estendendo il proprio range

Modalità di dispersione: La frammentarietà della distribuzione lascia ipotizzare che la specie sia stata introdotta in diversi punti, dai quali (come è avvenuto per altre specie esotiche introdotte in Umbria da maggior tempo) si può prevedere una sua futura diffusione grazie all'utilizzo delle naturali connessioni della rete idrografica e la propagazione sia verso monte che verso valle.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Il periodo riproduttivo della specie si estende da aprile a giugno. Si riproduce tra la vegetazione sommersa.

Alimentazione: Il rutilo è onnivoro, si ciba di macroinvertebrati bentonici, zooplancton, vegetali e detrito.

Habitat nell'areale nativo: La specie è dominante in molti laghi europei mesotrofi o eutrofi, dove decide di sostare in ambiente litorale o pelagico a seconda della disponibilità di cibo e della necessità di sfuggire ai predatori. Colonizza anche le acque correnti a lento decorso e ricche di vegetazione.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: In Umbria è presente sia nelle acque stagnanti che nelle acque correnti. Nei fiumi colonizza principalmente il tratto di pianura corrispondente alla zona dei ciprinidi limnofili.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività:

L'elevata capacità di adattamento a diversi tipi di ambienti acquatici (lentic, lotici, estuari) fa sì che il rutilo sia una delle specie più diffuse in Europa. La specie è inoltre caratterizzata da una notevole abilità di modificare la dieta in relazione alla disponibilità di cibo, da un'elevata fecondità e un basso tasso di mortalità (Volta e Jepsen, 2008). Recenti studi condotti sulla popolazione del lago di Piediluco dimostrano che il rutilo si accresce più velocemente e raggiunge taglie maggiori rispetto ad altri ambienti lacustri in Europa e Asia.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata. Sono riportati in letteratura numerosi casi di invasione di ambienti acquatici da parte del rutilo. Ad esempio, una volta introdotto nel Lago Maggiore meno di 10 anni fa è divenuto rapidamente una delle specie dominanti nella comunità ittica.

Invasività in Umbria: Elevata. Soprattutto negli ambienti lacustri la specie ha raggiunto in breve tempo abbondanze talmente elevate da rappresentare una seria minaccia per i ciprinidi nativi, come la rovella *Sarmarutilus rubilio*.

Vettori e modalità di introduzione: La specie è stata introdotta con ripopolamenti non autorizzati a favore della pesca sportiva.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Nei laghi in cui la specie raggiunga abbondanze molto elevate è possibile ipotizzare il decremento delle specie ittiche di maggiore interesse per la pesca professionale, in particolare il persico reale, a causa dell'innescarsi di fenomeni di competizione interspecifica.

Impatto su altre specie e popolazioni: Soprattutto negli ambienti lacustri la specie ha raggiunto in breve tempo abbondanze talmente elevate da rappresentare una seria minaccia per le specie native. Gli impatti negativi dovuti alla presenza del rutilo possono manifestarsi attraverso la competizione per il cibo e il territorio.

Impatto su habitat ed ecosistemi: A causa delle sue abitudini alimentari il rutilo può esercitare un impatto negativo sulla qualità delle acque stagnanti attraverso l'accentuazione degli effetti dell'eutrofizzazione. Infatti, soprattutto durante gli stadi giovanili, il rutilo si ciba di zooplancton; la conseguente diminuzione dell'attività predatoria sul fitoplancton può determinare un'eccessiva proliferazione di alghe e quindi un aumento del grado di trofia del lago.

Valore commerciale e sportivo

In Italia è una specie priva di interesse commerciale. In Europa è oggetto di pesca professionale e sportiva; in particolare è molto ricercato dai pescatori sportivi francesi.

Metodi di controllo

E' auspicabile l'attuazione di programmi di contenimento della specie soprattutto nelle acque stagnanti in cui le abbondanze risultano notevoli, come ad esempio il lago di Piediluco. Recenti ricerche svolte dall'Università di Perugia sulla selettività delle reti nei confronti del rutilo forniscono utili informazioni

per approntare un piano di contenimento; in particolare sono state individuate le maglie da utilizzare per rendere più efficace il prelievo degli esemplari che hanno raggiunto la maturità sessuale e quindi sono in grado di riprodursi. Nel caso della nuova introduzione della specie in siti non ancora colonizzati, la sua rapida individuazione attraverso sistemi di sorveglianza e la rapida applicazione di programmi di eradicazione potrebbero essere efficaci nel prevenire una ulteriore diffusione della specie nel reticolo idrografico regionale.

Pesci

Silurus glanis

a cura di Antonella Carosi, Massimo Lorenzoni

Nome comune: Siluro

Nome scientifico: *Silurus glanis* Linnaeus, 1758

Nome comune inglese: Wels catfish

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Siluriformes

Famiglia: Siluridae

Caratteristiche morfologiche

Il corpo è molto allungato, con il capo fortemente appiattito in senso dorso-ventrale. La bocca è grande, con la mascella inferiore prominente ed è provvista di 3 paia di barbigli, il primo dei quali particolarmente sviluppato. La pinna caudale è corta e tozza, le pinne pettorali sono provviste di un robusto raggio spinoso; la pinna anale è molto lunga e arrotondata, con l'ultimo raggio adiacente all'inserzione della pinna caudale. La colorazione è nera-marrone scuro sul capo e sul dorso; sui fianchi sono presenti marmoreggiature di colore bruno-olivastro, il ventre è bianco-giallastro. La taglia è molto grande: la specie può raggiungere i 5 metri di lunghezza e 306 kg di peso; in Umbria l'esemplare di taglia maggiore (170 cm di lunghezza totale e 33 kg di peso) è stato catturato sul Fiume Tevere a valle dell'invaso di Corbara.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Paleartica

Areale nativo: Europa orientale, Asia centrale e Asia minore

Areale di introduzione: Europa orientale e Isole Britanniche.

Periodo di introduzione in Italia: La specie è stata catturata nel fiume Adda presso Lecco nel 1956. Si considera acclimatata a partire dalla fine degli anni '70 nel bacino del fiume Po e nel fiume Ticino.



Foto di Romano Dolciami

Regioni italiane di presenza: Italia centro- settentrionale.

Distribuzione e status in Umbria (Fonte dei dati: Carta Ittica Regionale)

Periodo di introduzione in Umbria: la presenza della specie è stata rilevata per la prima volta nel 2000 nell'invaso di Corbara. Nel fiume Tevere il primo rilevamento risale al 2004 nel tratto compreso tra l'invaso di Corbara e quello di Alviano.

Bacini idrici umbri di presenza: Tratto terminale del fiume Paglia, porzione meridionale del bacino residuo del Tevere, tratto medio del fiume Chiascio.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: Nell'invaso di Corbara la specie si è rapidamente acclimatata e negli anni immediatamente successivi all'introduzione i pescatori di professione hanno denunciato un forte incremento delle catture. Anche nel fiume Tevere la specie sta rapidamente estendendo il proprio range di distribuzione; attualmente la specie è presente in tutto il tratto compreso tra Pontecuti e Calvi dell'Umbria e recentemente ha colonizzato il settore fluviale all'altezza di Ponte Pattoli e il tratto medio del fiume Chiascio. Si conferma nel tempo la presenza della specie anche nel tratto terminale del fiume Paglia. Nel lago Trasimeno ne è stata più volte segnalata la cattura di sporadici individui, ma l'acclimatazione della specie non sembra ancora avvenuta. E' difficile stimare l'abbondanza delle popolazioni a causa della difficoltà di condurre campionamenti ittici quantitativi in corpi idrici di grandi dimensioni.

Modalità di dispersione: dal punto in cui è stata introdotta, la specie si è diffusa utilizzando le naturali connessioni della rete idrografica propagandosi sia verso monte che verso valle. I pescatori sportivi tendono a spostare la specie, introducendola illegalmente in un numero sempre maggiore di località.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: La specie si riproduce nei mesi compresi tra aprile e giugno; nelle zone più settentrionali del suo areale la riproduzione avviene nel mese di agosto, quando la temperatura dell'acqua raggiunge i 20°C. Nei siti riproduttivi i maschi difendono il territorio e costruiscono dei nidi utilizzando materiale vegetale o scavando delle depressioni sul fondo; anche le radici di salice possono essere utilizzate come substrato di deposizione delle uova. I nidi vengono difesi dai maschi finché non emergono le larve.

Alimentazione: Il siluro è un predatore notturno, si alimenta vicino al fondo e nella colonna d'acqua. E' provvisto sul capo di un sistema di canali sensoriali che gli permette di avvertire la presenza di una preda anche a notevoli distanze. Le larve e gli esemplari giovani si nutrono di un'ampia varietà di invertebrati e pesci. Gli adulti predano pesci e altri vertebrati acquatici.

Habitat nell'areale nativo: Il siluro vive nelle acque lacustri e in quelle a lento corso dei grandi fiumi di pianura.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: In Umbria è presente sia nelle acque stagnanti che nelle acque correnti: nell'invaso di Corbara,

comunque, la specie tende a rimanere di preferenza nel tratto interessato dall'ingresso del fiume Tevere nel lago. Lungo il profilo longitudinale dei corsi d'acqua si colloca nel tratto terminale corrispondente alla zona dei ciprinidi limnofili (zona della carpa e tinca), in cui la sua presenza è associata a quella di altre specie esotiche invasive, come *Pseudorasbora parva* e *Rutilus rutilus*.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività: l'estrema adattabilità, la voracità, il rapido accrescimento e le grosse taglie raggiungibili dagli esemplari della specie rappresentano le principali caratteristiche che favoriscono la diffusione della specie al di fuori del proprio areale. Un'altra caratteristica che depone a favore dell'invasività della specie riguarda l'esercizio di cure parentali nei confronti di uova e larve non ancora emerse dai nidi.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata.

Invasività in Umbria: Elevata.

Vettori e modalità di introduzione: La specie è stata introdotta con ripopolamenti non autorizzati a favore della pesca sportiva.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Alcune ricerche condotte dall'Università degli Studi di Perugia relativamente all'alimentazione del siluro e in particolare l'analisi del contenuto stomacale di esemplari provenienti dall'invaso di Corbara, hanno evidenziato una notevole attività predatoria nei confronti delle specie di maggiore interesse commerciale (dati non pubblicati).

Impatto su altre specie e popolazioni: L'introduzione del siluro negli ecosistemi acquatici umbri determina un notevole impatto ecologico negativo sulle comunità ittiche native, principalmente a causa dell'intensa attività predatoria. Di fatto la rapidità con cui il siluro estende il suo range di distribuzione, la sua voracità, il rapido accrescimento e la scarsa importanza commerciale sono fattori che lasciano presupporre un aumento considerevole delle abbondanze delle popolazioni in Umbria, con un forte rischio per le specie di cui si nutre.

Impatto su habitat ed ecosistemi: Oltre alla predazione sui pesci, un altro impatto ecologico dovuto alla presenza del siluro riguarda l'attività predatoria esercitata nei confronti di uccelli acquatici, in particolare appartenenti alla famiglia degli Anatidi.

Valore commerciale e sportivo

E' una specie di scarso interesse commerciale in Italia, ma di rilevante interesse per la pesca sportiva. In altri paesi europei le sue carni sono molto apprezzate.

Metodi di controllo

E' auspicabile l'attuazione di programmi di contenimento della specie nei siti

in cui le abbondanze risultano notevoli. Nel caso della nuova introduzione del siluro in siti non ancora colonizzati, la sua rapida individuazione attraverso sistemi di sorveglianza e la rapida applicazione di programmi di eradicazione potrebbero essere efficaci nel prevenire un'ulteriore diffusione della specie nel reticolo idrografico regionale. Come misura di contrasto alla ulteriore diffusione della specie, il Regolamento Regionale n. 2 del 15 febbraio 2011, che disciplina dell'attività di pesca professionale e sportiva nelle acque interne, vieta la re-immissione nei corpi idrici degli individui pescati appartenenti alla specie siluro e ne vieta il trasporto in vivo.

Pesci

Salmo trutta

a cura di Antonella Carosi, Massimo Lorenzoni

Nome comune: trota fario

Nome scientifico: *Salmo trutta* Linnaeus, 1758

Nome comune inglese: brown trout



Foto di Antonella Carosi

Note tassonomiche

Classe: Actinopterygii

Ordine: Salmoniformes

Famiglia: Salmonidae

Caratteristiche morfologiche

Presenta una forma del corpo allungata e leggermente compressa sui fianchi. La testa è robusta, la bocca terminale è grande e munita di forti denti. La colorazione può essere molto variabile, con dorso da bruno scuro a quasi argenteo; è tipica la presenza di piccole macchie nere e rosse di forma circolare disposte sui fianchi e sulla testa. Nei giovani, lungo i fianchi sono presenti delle macchie violacee di forma ellittica (macchie parr). In ambienti con buona produttività la specie può raggiungere 60 cm di lunghezza totale.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Palearctica

Areale nativo: La trota fario è una specie ad ampia diffusione: il suo areale originario interessa l'Europa, l'Asia e il Nordafrica. Il limite nord dell'areale è rappresentato dall'Islanda, la Scandinavia settentrionale e la Russia, mentre il limite sud è rappresentato dalla Spagna.

Areale di introduzione: Oltre che in Europa meridionale, la specie è stata introdotta in molte aree del pianeta (Nord e Sud America, Australia, etc.).

Periodo di introduzione in Italia: Presumibilmente inizi del '900.

Regioni italiane di presenza: *Tutta Italia*

Distribuzione e status in Umbria

(Fonte dei dati: Carta Ittica Regionale, Progetto di recupero della trota Mediterranea Provincia di Terni)

Periodo di introduzione in Umbria: I ripopolamenti di trota fario atlantica sono divenuti una pratica frequente in Umbria a partire dagli anni '80.

Bacini idrici umbri di presenza: La specie è presente in tutti i bacini idrografici che ricadono nel territorio umbro.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: La diffusione della specie è massima nella sinistra idrografica del bacino del Tevere. Le acque del bacino del Nera, grazie alla loro spiccata vocazione ad ospitare salmonidi, si caratterizzano per la percentuale più elevata di presenze. Negli ultimi anni si è registrato un ampliamento del range di distribuzione della specie nel bacino del Chiascio, in cui è molto probabile che i ripopolamenti abbiano contribuito a determinare tale incremento. Le aree ad abbondanza più elevata si concentrano nella parte montana del bacino del Nera. Recenti analisi genetiche condotte dal DiSVA dell'Università Politecnica delle Marche (dati non pubblicati) hanno dimostrato che nel tratto medio del fiume Nera le popolazioni di trota sono caratterizzate da un grado di introgressione genetica pari a circa il 50% (cioè sono presenti esemplari appartenenti alla specie aliena *Salmo trutta*, esemplari appartenenti alla specie nativa *Salmo cettii* Rafinesque, 1810 ed esemplari ibridi), mentre in un affluente di sinistra, il torrente Monterivoso, si sarebbe conservata una popolazione composta quasi esclusivamente da trote native mediterranee.

Modalità di dispersione: dai punti in cui viene introdotta, la specie si diffonde utilizzando le naturali connessioni della rete idrografica. La specie è stata comunque immessa in passato in modo massiccio e capillare in tutto il reticolo idrografico a vocazione salmonicola della Regione

Biologia ed ecologia

Riproduzione: Nelle acque ombre la riproduzione della trota fario avviene nei mesi di dicembre e gennaio, con code estese fino a marzo.

Alimentazione: E' un predatore carnivoro, si nutre di invertebrati acquatici, vertebrati e altri pesci. Ha un forte impatto anche sulle popolazioni di anfibi.

Habitat nell'areale nativo: La trota fario predilige acque a corrente molto rapida, fresche, limpide e ben ossigenate, con fondo sassoso o ghiaioso. Colonizza in genere la parte montana dei corsi d'acqua. E' presente anche nei laghi, purché ossigenati e freschi.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: In Umbria colonizza il corso superiore dei corsi d'acqua (zona dei salmonidi) che scorrono su un substrato calcareo e quindi fortemente permeabile, in cui la portata è costante e le acque sono fresche, grazie agli apporti idrici delle sorgenti

sotterranee che li alimentano. In tali settori fluviali la trota fario rappresenta la specie dominante e spesso è la sola specie presente. La specie è presente anche nel lago di Piediluco, dove colonizza la porzione corrispondente all'ingresso del canale del Medio Nera.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività:

L'invasività della trota fario è legata non tanto alle caratteristiche biologiche ed ecologiche della specie quanto alle ripetute immissioni avvenute nel corso del tempo in gran parte della rete idrografica.

Valore commerciale e sportivo: la trota fario è una specie di elevato interesse commerciale e sportivo.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata. Presente fra le 100 peggiori specie invasive (IUCN).

Invasività in Umbria: Elevata.

Vettori e modalità di introduzione: La specie è stata introdotta ripetutamente nel corso del tempo con ripopolamenti a favore della pesca sportiva effettuati con esemplari provenienti da allevamenti di trote di ceppo atlantico.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: la massiccia introduzione di pesci di allevamento può determinare la diffusione di agenti patogeni.

Impatto su altre specie e popolazioni: La trota fario di origine atlantica rappresenta una seria minaccia per la trota nativa mediterranea. L'attività di ripopolamento dei corsi d'acqua effettuata utilizzando trote aliene di ceppo atlantico ha difatti determinato la perdita della variabilità genetica nativa, causando un fenomeno molto pericoloso per la conservazione delle trote mediterranee: l'inquinamento genetico dovuto a ibridazione introgressiva. Tale fenomeno deriva dall'incrocio tra gli esemplari allevati e quelli autoctoni, che genera nuove combinazioni genetiche che possono rivelarsi poco adatte agli ambienti naturali. Inoltre possono innescarsi meccanismi di competizione interspecifica per il cibo e il territorio. La trota fario può anche causare in Umbria la riduzione dell'abbondanza o la scomparsa di altre specie acquatiche di elevato interesse conservazionistico sia fra gli invertebrati (gambero di fiume *Austropotamobius pallipes*) sia fra i vertebrati (lampreda di ruscello *Lampetra planeri*, Lampreda padana *Lampetra zanandreae*, lo scazzone *Cottus gobio*, il vairone *Telestes muticellus*, molte specie di anfibi).

Impatto su habitat ed ecosistemi: non noto.

Metodi di controllo

Nel caso della trota fario i programmi di contenimento o eradicazione devono basarsi sulla caratterizzazione genetica delle popolazioni presenti. Nei corsi d'acqua di piccole dimensioni in cui le analisi genetiche rilevano la presenza

di popolazioni composte esclusivamente da esemplari atlantici, è possibile attivare interventi di eradicazione tramite l'utilizzo dell'elettropesca. Nei casi in cui il grado di introgressione della popolazione risulta modesto è invece opportuno attivare degli interventi di *supportive-breeding*, che consistono nella immissione periodica di esemplari geneticamente puri; infatti recenti studi hanno dimostrato una sorprendente resilienza della diversità genetica della trota nativa per cui è possibile ipotizzare nel corso del tempo un progressivo recupero delle caratteristiche genetiche originarie anche senza prelevare gli esemplari atlantici. Nei programmi di reintroduzione è possibile utilizzare stadi giovanili mediterranei prodotti in allevamento a partire da genitori selvatici puri selezionati mediante analisi genetiche e prelevati all'interno dello stesso bacino idrografico da siti in cui sono presenti popolazioni quanto più integre; della massima importanza è anche l'adozione in allevamento di tutte le precauzioni necessarie per ridurre la perdita di variabilità genetica, la riduzione della rusticità e prevenire gli effetti della selezione artificiale. Nell'ottica di contrastare l'ulteriore diffusione della trota atlantica e recuperare la biodiversità nativa, la Regione Umbria ha stipulato un accordo di collaborazione con il DCBB dell'Università di Perugia e il DiSVA dell'Università Politecnica delle Marche per la ricerca, selezione e produzione di trote mediterranee da ripopolamento. L'accordo prevede il monitoraggio delle caratteristiche demografiche e genetiche delle popolazioni selvatiche di trota in Umbria per la realizzazione di un programma di recupero della trota mediterranea che preveda: i) l'individuazione dei siti più idonei per il prelievo dei riproduttori selvatici da avviare alla riproduzione artificiale nell'impianto di Borgo Cerreto; ii) la selezione dei siti in cui effettuare le attività di eradicazione della trota atlantica alloctona; iii) la selezione dei siti in cui effettuare le attività di *supportive breeding*; iv) la produzione di materiale da utilizzare per la reintroduzione e il *supportive-breeding*.

Rettili

Trachemys scripta elegans

a cura di Cristiano Spilinga ed Emi Petruzzi

Nome comune: Testuggine palustre dalle orecchie rosse

Nome scientifico: *Trachemys scripta elegans* (Wied, 1838)

Nome comune inglese: Common slider; Red-eared turtle

Note tassonomiche

Classe: Reptilia

Ordine: Testudines

Famiglia: Emydidae



Foto di Dario Ottonello

Caratteristiche morfologiche

Di notevoli dimensioni, il carapace può raggiungere potenzialmente la lunghezza di 28 cm; tuttavia, allo stato di libertà la lunghezza degli adulti si attesta di norma sui 13-20 cm.

Tutte le sottospecie appartenenti a *Trachemys scripta* sono caratterizzate dalla presenza di macchie allungate nella zona post oculare che in *Trachemys scripta elegans* assumono una colorazione rossa. La livrea del carapace può presentare una colorazione bruno-olivacea, grigio-olivacea o bruno-grigiastra, progressivamente più scuro negli esemplari adulti, ornata da disegni giallastri di variabile intensità che tendono a scomparire con l'età. Il carapace si presenta poco convesso e con contorno ovale unito al piastrone, piatto, lungo i margini privi di cerniere.

Questa specie è caratterizzata da uno spiccato dimorfismo sessuale legato soprattutto alle dimensioni raggiungendo le femmine una taglia superiore a quella dei maschi. Nei maschi la distanza tra l'attaccatura del piastrone e la cloaca è maggiore che nelle femmine. Il maschio presenta inoltre una coda lunga, robusta e grossa alla base; le unghie degli arti anteriori sono molto robuste e sviluppate, mentre il piastrone è lievemente concavo e il carapace piatto. La femmina, al contrario, possiede coda corta con carapace bombato e unghie più sviluppate negli arti posteriori.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Neartica

Areale nativo: Dalla Virginia alla Florida, Kansas, Nuovo Messico e Oklahoma; presente anche in Brasile e nella fascia compresa tra Messico e America Centrale. Ne esistono varie sottospecie: quella in passato maggiormente commercializzata è la *Trachemys scripta elegans*, tipicamente presente nella Valle del Mississippi, dall'Illinois al Golfo del Messico.

Areale di introduzione: La specie è stata introdotta in numerose aree del globo, con conseguenze ecologiche spesso problematiche. Il suo areale di introduzione comprende Europa, Sud-Est Asiatico, estremo oriente, Israele, Caraibi, isola Mariana, Bahrain, Guam e Sudafrica. Per quanto concerne l'Europa, pur essendo ormai introdotta in diversi paesi, apparentemente riesce a riprodursi solo in alcuni di essi: Italia, Francia, Grecia, Spagna.

Periodo di introduzione in Italia: La sua introduzione in Italia risale agli inizi degli anni '70 dello scorso secolo.

Regioni italiane di presenza: La specie è presente in numerose regioni della nostra penisola: Lombardia, Piemonte, Veneto, Trentino Alto Adige, Liguria, Friuli Venezia Giulia, Emilia-Romagna, Toscana, Umbria, Lazio, Abruzzo, Molise, Basilicata, Calabria, Puglia e Sicilia.

Distribuzione e status in Umbria

A partire dagli anni settanta dello scorso secolo, quando è iniziata la com-

mercializzazione a fini terraristici.

Bacini idrici umbri di presenza: La specie è segnalata sia in corpi idrici minori, come stagni, laghetti adibiti a scopi irrigui, a pesca sportiva o in quelli delle aree verdi urbane, sia in ambiti di maggiore estensione quali il Lago Trasimeno, il Fiume Tevere tra Perugia, Todi ed Orvieto, il Lago di Corbara, il Lago di Alviano, il Fiume Chiani e il Fiume Topino presso Foligno.

Status: La specie è acclimatata. Per la regione non sono noti casi di riproduzione in natura anche se ulteriori indagini in merito sarebbero necessarie considerando che eventi riproduttivi sono già stati registrati in Italia. Non si hanno informazioni certe sul tasso di sopravvivenza dei nuovi nati.

Abbondanza e tipo di distribuzione: Nei siti dove è stata registrata la presenza la specie è abbondante. Ad oggi la distribuzione sul territorio regionale è di tipo puntiforme.

Modalità di dispersione: La presenza della specie è legata a fughe accidentali di individui detenuti in cattività o a rilasci volontari.

Biologia ed ecologia

Riproduzione: nell'areale nativo l'accoppiamento si verifica a metà maggio-fine giugno e in autunno; si possono osservare da 1 a 3 deposizioni con una media di 13 uova per covata. In Italia sono stati osservati individui in corteggiamento tra aprile e giugno, la deposizione avviene tra fine maggio e tutto luglio. Sono state osservate anche 2-3 deposizioni per anno tra giugno e luglio con schiusa tra settembre ed ottobre.

Alimentazione: Si tratta di una specie onnivora con dieta opportunistica. La dieta si evolve notevolmente in funzione dell'età. I giovani sono prevalentemente carnivori, con la crescita aumenta la percentuale di materiale vegetale sia nelle popolazioni originarie che in quelle introdotte in Italia.

Habitat nell'areale nativo: Predilige acque tranquille e stagnanti, anse dei grandi corsi d'acqua, paludi e stagni, caratterizzate da substrato fangoso, molto ricche di vegetazione e caratterizzate dalla presenza di zone ben esposte a irradiazione solare, fondamentale al processo di termoregolazione.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: Il rilascio di *T. s. elegans* è avvenuto soprattutto in aree urbane e suburbane, come in zone umide situate all'interno di parchi e spazi verdi cittadini, così come in ambienti agricoli, naturali e seminaturali dimostrando di poter colonizzare diverse tipologie di raccolte d'acqua pur preferendo acque ferme e tranquille, caratterizzate da vegetazione sommersa e fondo fangoso ed adeguati punti per la termoregolazione.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che determinano l'invasività: La specie riesce a colonizzare le più disparate raccolte d'acqua, da quelle naturali a quelle artificiali. Nelle aree che raggiungono in estate temperature più alte la sottospecie si è acclimatata. Sono stati accertati fenomeni riproduttivi pur non avendo ancora informazioni precise in merito alla sopravvivenza

dei nuovi nati. La convivenza con *Emys orbicularis* è dannosa per la specie autoctona in quanto *T. s. elegans* raggiunge maggiori dimensioni, è caratterizzata da una maggiore fecondità e di una maggiore precocità nella maturazione sessuale, si adatta meglio alla presenza antropica ed ha una dieta meno specializzata.

Valore commerciale e sportivo: *T. s. elegans* è stata oggetto di commercio internazionale come animale da compagnia (*pet*) con importazioni in tutto il mondo.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: Elevata. La specie risulta tra le 100 peggiori specie invasive dell'intero continente europeo.

Invasività in Umbria: Elevata.

Vettori e modalità di introduzione: La specie è molto apprezzata e allevata in cattività da acquariofili e terrariofili. In passato è stata pertanto ampiamente commercializzata come animale da compagnia fino al 1997, quando l'Unione Europea ne ha severamente bandito il commercio. Molto frequenti sono gli episodi di fuga dalla cattività o i rilasci intenzionali da parte di privati, principali veicoli di introduzione all'interno dei vari ecosistemi.

Per ridurre al minimo e mitigare gli effetti negativi sulla biodiversità causati da tali episodi a maggio 2018 sono state pubblicate le "Linee guida per la corretta detenzione degli animali da compagnia appartenenti a specie esotiche invasive (D. Lgs 230/2017, art. 27, comma 4)" al cui interno è contenuta un'apposita "Appendice per la testuggine palustre americana, *Trachemys scripta*". Tale documento detta le norme per una corretta gestione degli animali esotici da compagnia, con particolare riferimento alle specie invasive incluse nell'elenco europeo o in quello nazionale. In particolare i proprietari non commerciali di individui di testuggine palustre americana *Trachemys scripta* possono continuare a detenere gli individui in loro possesso come animali da compagnia, purché siano custoditi in modo che non ne sia possibile la fuga o il rilascio nell'ambiente naturale e che ne sia impedita la riproduzione. Viene inoltre introdotto l'obbligo di denuncia del possesso degli individui entro il 14 agosto 2018.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: Potenziale vettore della salmonellosi. Per questa ragione, gli Stati Uniti hanno messo al bando il commercio dei piccoli sin dagli anni '70 dello scorso secolo.

Impatto su altre specie e popolazioni: La specie è considerata potenzialmente pericolosa per numerose specie autoctone. Il pericolo consiste nella competizione con altre specie affini (altri Emididi) e nell'attività predatoria nei confronti di varie specie di anfibi, pesci, crostacei e molluschi. Molto voraci, gli adulti sono in grado di predare persino giovani uccelli acquatici.

Impatto su habitat ed ecosistemi: Al momento non si conoscono impatti della specie su ecosistemi naturali europei.

Metodi di controllo

In Italia le popolazioni di *Trachemys scripta ssp.* sono state oggetto di numerosi progetti finalizzati al controllo della specie in natura. Per la rimozione degli individui la cattura può avvenire seguendo diverse modalità. L'utilizzo di zattere-trappola approfitta della necessità di termoregolazione di questi cheloni utilizzando punti di basking di qualsiasi tipo, incluse questo tipo di trappole: gli individui salgono sulle rampe e poi, a seconda della tipologia utilizzata, cadono all'interno della trappola senza poterne più uscire. La cattura in vivo può avvenire anche mediante l'utilizzo di trappole-nassa a doppio invoglio con reti guida. Questo tipo di cattura viene utilizzata in ambienti d'acqua di media superficie e profondità non eccessiva, e con discrete concentrazioni di testuggini palustri. Le trappole vengono posizionate a mezz'acqua, per profondità superiori al metro, o rasenti il fondo, facendo attenzione che le nasse sporgano per metà al di fuori dell'acqua. Tali interventi devono essere attuati da personale competente o appositamente formato, autorizzato a livello regionale e con un protocollo operativo che contempli la modalità di trasporto, i luoghi di stabulazione temporanea ed i centri di stabulazione definitiva. Le misure di eradicazione e controllo numerico presentano comunque numerose difficoltà tecniche che ne rendono particolarmente problematica la messa in atto. In Australia, a tale scopo vengono utilizzati dei cani addestrati a fiutare la presenza di tartarughe, nidi e uova. Particolarmente interessante l'individuazione della loro presenza tramite l'analisi di possibili residui di DNA all'interno delle acque, tecnica attualmente in via di perfezionamento.

Uccelli

Cygnus olor

a cura di Stefano Laurenti, Andrea Maria Paci, Francesco Velatta

Nome comune: Cigno reale

Nome scientifico: *Cygnus olor*

Nome comune inglese: Mute Swan

Note tassonomiche

Classe: Aves

Ordine: Anseriformes

Famiglia: Anatidae



Foto di Stefano Laurenti

Caratteristiche morfologiche

Di grandi dimensioni, con lunghezza totale compresa tra i 145 e i 160 cm, apertura alare tra 208 e 238 cm e peso che nei maschi può variare tra 8,1 e 14,3 kg e nelle femmine tra 5,5 e 10,8 kg. Negli adulti il piumaggio è interamente candido, a volte sfumato di bruno ruggine sul collo e sul capo. I piedi sono neri. Il becco è quasi completamente arancio, sovrastato da un ben evidente tubercolo frontale nero (mancante nelle altre specie di cigni presenti in Europa) più vistoso nei maschi, soprattutto in epoca riproduttiva. Giovani ed immaturi hanno piumaggio nell'insieme bruno-grigiastro; il becco è di colore grigio o rosato, con tubercolo assente o appena accennato; i piedi sono grigio-nerastri. Esiste una forma d'abito leucistica nota come *Polish Swan*, in cui anche i pulcini sono interamente bianchi e gli individui di qualsiasi età sono riconoscibili per i piedi biancastri anziché neri.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: Eurasia.

Areale nativo: Asia minore, centrale e orientale, Europa centro-occidentale dalla Scandinavia alla Grecia e alla Turchia; in Gran Bretagna da considerare probabilmente specie para-autoctona, introdotta verosimilmente con le crociate e parzialmente addomesticata sul finire del 1100, poi da sempre tutelata come proprietà reale;

Areale di introduzione: vari paesi dell'Europa occidentale, Nord America, Sudafrica, Australia meridionale, Nuova Zelanda e Giappone.

Periodo di introduzione in Italia: fino a tutto il XIX secolo, in Italia il Cigno reale era specie di comparsa irregolare, prevalentemente invernale. Dopo gli anni '40 del XX secolo si è registrato in alcuni laghi della Lombardia l'insediamento di coppie nidificanti a seguito della dispersione di individui introdotti in Svizzera. Successivamente, tra gli anni sessanta e ottanta del Novecento, sono avvenute immissioni dirette in vari contesti del nord Italia. Si tratta quindi di una specie che, pur facendo parte dell'avifauna autoctona del nostro Paese, ha mutato il suo status fenologico in seguito ad interventi di immissione.

Regioni italiane di presenza: Lombardia, Piemonte, Veneto, Friuli V.G., Trentino A.A., Emilia Romagna, Toscana, Umbria, Lazio, Puglia, Sardegna.

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: per quanto riguarda l'Umbria, la presenza della specie in tempi storici non è sufficientemente attestata. Sul lago Trasimeno, tracce della presenza di cigni (non è dato sapere di quale specie) si rinvennero nel breve trattato quattrocentesco dell'umanista Giannantonio Campano *Trasimeni descriptio seu de felicitate Trasimeni* (1992, copia anastatica); molto più tardi, l'ornitologo Moltoni (1962) riferiva quanto segue: "Qualche Cigno e qualche Oca sono stati rinvenuti sporadicamente sul Lago, ma non avendo avute notizie precise non posso sapere a quali specie essi siano appartenuti". Se si esclude l'esemplare naturalizzato donato da Ferdinando

Cesaroni nel 1910 all' ex Museo di Storia Naturale di Perugia assieme ad un Pellicano comune *Pelecanus onocrotalus* (oggi conservati presso la Galleria di Storia Naturale a Casalina di Deruta, PG), entrambi provenienti dalla Tenuta *Colle del Cardinale* (Perugia) dov'erano verosimilmente allevati a scopo ornamentale, nuclei allo stato semidomestico, derivanti ancora da immissioni a scopo ornamentale, erano segnalati solo a partire dagli ultimi decenni del 1900. Individui allo stato selvatico sono cominciatati a comparire nelle zone umide regionali intorno alla metà degli anni '80.

Status: naturalizzata.

Distribuzione e abbondanza: in base ai dati disponibili, la specie risulta oggi stabilmente insediata in quattro siti umbri: Lago di Alviano (TR), Lago Trasimeno (PG), Fonti del Clitunno (nel Comune di Campello sul Clitunno-PG), laghetto del parco urbano di Rignaldello (Città di Castello-PG). Altri siti regionali in cui è stata registrata la presenza della specie (con minore continuità o solo occasionalmente) sono i seguenti: Lago di Pietrafitta (Piegara-PG); Fiume Chiascio nel tratto urbano di Bastia Umbra-PG (presenza di individui probabilmente immessi); Ansa degli Ornari, sul Fiume Tevere presso Perugia; Cave di Pontecuti, adiacenti il Fiume Tevere presso Todi (PG); Lago di San Liberato (Narni-TR); Lago di Recentino (Narni-TR). A dispetto del numero relativamente elevato dei siti di segnalazione, la popolazione regionale è quasi tutta concentrata in una sola zona umida: il Lago di Alviano. Qui la specie è comparsa intorno alla metà degli anni '80, registrando successivamente un marcato incremento: da una media di 3 individui svernanti censiti nel quinquennio 1996-2000, si è passati a 20 nel 2001-2005 e quindi a 50 nel 2006-2010. Il record di presenze si è registrato nel censimento del gennaio 2017, con 154 individui (Laurenti e collaboratori, dati inediti). La consistenza della popolazione svernante in questo bacino umbro è tale che il sito è stato designato da ISPRA (Istituto Superiore per la Protezione e Ricerca Ambientale) tra quelli di "importanza nazionale" per la specie, unico caso tra le zone umide dell'Italia peninsulare. In questa zona umida il Cigno reale è ben rappresentato anche in periodo riproduttivo (Osservatorio Faunistico della Regione Umbria, dati inediti): a metà maggio 2016 erano presenti non meno di 53 individui adulti, molti dei quali seguiti dalla propria nidata; a fine luglio 2016 sono stati osservati almeno 92 individui fra adulti e giovani ad accrescimento quasi completato; a metà aprile 2017 gli adulti erano 108, con numerose coppie in parata nuziale; all'inizio di giugno 2017 sono stati censiti 72 individui adulti. Per il Lago Trasimeno si ha notizia (riportata dalla stampa) della nidificazione di una coppia nel 1984; per questo stesso sito, successive prove di nidificazione sono state raccolte nelle stagioni riproduttive 2013 e 2015 (Osservatorio Faunistico della Regione Umbria, dati inediti). In questa zona umida la consistenza della specie si è però sempre mantenuta su livelli molto bassi, toccando punte massime di 7 individui. Altri siti regionali in cui è stata registrata la nidificazione sono i seguenti: Lago di San Liberato (nidificazione accertata di una coppia nelle stagioni riproduttive 2014 e

2016); laghetto del parco urbano di Rignaldello (nidificazione di una coppia dai primi anni Novanta del Novecento fino alla ristrutturazione del piccolo invaso, avvenuta nel 2015).

Biologia ed Ecologia

Riproduzione: nidifica ad inizio primavera con coppie isolate o in colonie lasse, i maschi sono molto territoriali. Depone in media sei uova, incubate soprattutto dalla femmina per poco più di un mese, in un nido di grandi dimensioni costituito da materiali vegetali e posto su vegetazione palustre o terreno, talvolta in ambito sinantropico. Pulcini nidifughi, atti al volo dopo quattro mesi circa.

Alimentazione: si alimenta in acqua, capovolgendosi come un'anatra di superficie, o pascolando sul terreno. In inverno la maggior parte del cibo è costituito da vegetazione subacquea (es. *Chara*, *Ruppia potamogeton*, *Myriophyllum*) mentre durante l'estate sono raccolte prevalentemente piante in superficie (es. *Alopecurus geniculatus*, *Agrostis stolonifera*, *Glyceria fluitans*, *Callitriche*, *Ceratophyllum demersum*, *Ranunculus*, *Rorippa palustre*); la *Zostera marina*, quando disponibile, rappresenta uno degli alimenti preferiti; nell'arco delle 24 ore un cigno reale può consumare 2 chili di vegetazione fresca.

Habitat nell'areale nativo: laghi acquitrinosi, lagune, baie ed estuari ben riparati.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: zone umide naturali e artificiali, anche non estese, con acque poco profonde ricche di vegetazione riparia (*Phragmites*) e galleggiante (Brichetti & Fracasso 2003).

Caratteristiche ecologiche e biologiche che determinano l'invasività: allo stadio adulto, mancanza o scarsità di predatori. Difesa attiva della prole da parte dei genitori, che riduce la predazione a carico dei pulcini, comunque possibile. Sul Lago di Alviano sono stati osservati episodi di predazione di pulcini di Cigno reale da parte di nibbi bruni *Milvus migrans* (Velatta, oss. pers.). Inoltre, il comportamento territoriale interspecifico, unitamente alla notevole mole, rendono il Cigno reale dominante su altre specie di uccelli acquatici con cui può entrare in competizione per le risorse trofiche o di rifugio. Tra i fattori limitanti, le maggiori minacce per la specie sono costituite da bracconaggio e vandalismo, urti contro cavi aerei, variazione del livello delle acque durante l'incubazione, furto e commercio di uova, saturnismo. Questa patologia viene contratta dai cigni per ingestione delle munizioni in piombo ("pallini da caccia") depositate sui fondali melmosi e scambiate per *gritt*; dagli esami autoptici effettuati su alcuni cigni reali di provenienza italiana è emersa una presenza di pallini nei ventrigli compresa tra le 30 e le 1.600 unità.

Invasività e vettori di introduzione:

Invasività generale: il Cigno reale è inserito nell'elenco del progetto DAISIE (Delivering Alien Invasive Species Inventories for Europe), ma non figura tra le 100 specie considerate a maggiore criticità. Si può ritenere che nell'ultimo decennio del secolo scorso la popolazione nidificante in Italia abbia avuto un con-

sistente incremento, se si comparano le 150-200 coppie censite nel solo Veneto con le cinquanta note appena dieci anni prima per tutto il territorio nazionale.

Invasività in Umbria: giudizio sospeso. La popolazione regionale ha mostrato negli ultimi decenni un marcato incremento, ma per ora è concentrata in una sola zona umida (Lago di Alviano). È prevedibile che individui in dispersione da tale sito (probabilmente ormai saturo) daranno origine a popolazioni vitali in altre zone umide umbre.

Vettori e modalità di introduzione: la popolazione umbra ha probabilmente una duplice origine: esemplari aufughi da contesti di semilibertà (parchi urbani, giardini, fattorie, laghi); individui in dispersione provenienti da popolazioni naturalizzate extra-regionali. Verosimilmente le popolazioni locali (sostanzialmente stanziali) vengono incrementate in inverno e durante i periodi di migrazione dall'arrivo di migratori selvatici.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni:

Impatto sanitario e socio-economico: non noto. Come tutti gli Anseriformi può costituire un vettore di Influenza Aviaria.

Impatto su altre specie e popolazioni: le abitudini aggressive dei maschi adulti possono avere ricadute negative nei confronti di altre specie di uccelli acquatici (Andreotti *et al.* 2001). In Umbria, tuttavia, tale problematica non è ancora emersa.

Impatto su habitat ed ecosistemi: in generale è stato osservato che l'alimentazione del Cigno reale può incidere sulla composizione delle fitocenosi acquatiche modificandola, oltre a ridurre la presenza di piante radicate come *Potamogeton* (Andreotti *et al.* 2001). In Umbria, anche questa problematica non sembra per ora sussistere.

Valore commerciale e sportivo

Largamente utilizzata a scopo ornamentale in parchi e giardini pubblici e privati, viene tutelata come specie particolarmente protetta dalla Legge 11 febbraio 1992, n. 157 *Norme per la protezione della fauna selvatica omeoterma e per il prelievo venatorio*.

Metodi di controllo

la specie è strettamente tutelata dalla Legge 157/92. Eventuali operazioni di contenimento della popolazione regionale, che si dovessero in futuro rendere necessarie a seguito del sorgere di evidenti impatti sugli ecosistemi e sulle specie autoctone, potranno essere attivate esclusivamente previo parere dell'ISPRA. Misure cautelative che è opportuno adottare fin d'ora (tramite adeguati atti amministrativi di competenza regionale) per evitare ulteriori immissioni di individui di origine domestica sono le seguenti: consentire la detenzione di cigni reali a fini amatoriali-ornamentali (ammessa dal Regolamento Regionale 9 agosto 1995, n. 34 e successive modifiche) soltanto in spazi confinati quali recinti e voliere; qualora gli individui siano detenuti in

strutture confinate a cielo aperto, si dovrà praticare loro la tarpatura delle ali mediante taglio delle remiganti primarie, avendo cura di ripetere l'operazione dopo ogni muta delle penne di volo.

È altresì importante mantenere nel tempo l'attività di monitoraggio ornitologico delle principali zone umide regionali svolta dall'Osservatorio Faunistico regionale, in modo da evidenziare eventuali ulteriori incrementi di popolazione.

Mammiferi

Myocastor coypus

a cura di Francesca Vercillo

Nome comune: Nutria

Nome scientifico: *Myocastor coypus* (Molina 1782)

Nome comune inglese: Coypu

Note tassonomiche

Classe: Mammalia

Ordine: Rodentia

Famiglia: Myocastoridae

Caratteristiche morfologiche

La nutria è un roditore di taglia media che presenta un corpo specializzato per la vita acquatica infatti è rivestito un mantello idrorepellente. Occhi, narici e padiglioni auricolari durante il nuoto restano fuori dall'acqua, tuttavia le narici possono essere chiuse grazie ad una valvola. La coda, ricoperta da pochi peli, è lunga e affusolata. Tetradattila anteriormente e pentadattila posteriormente, la nutria presenta un piede parzialmente palmato (membrana che unisce dal secondo al quinto dito) per facilitare il nuoto. Presentano incisivi fortemente sviluppati caratterizzati da una colorazione esterna arancione.

Distribuzione geografica

Regione zoogeografica di presenza naturale: America meridionale

Areale nativo: Argentina, Cile, Uruguay, Paraguay, Bolivia e area meridionale del Brasile.

Areale di introduzione: Nord America, Europa, Africa, Giappone e Russia.

Periodo di introduzione in Italia: i primi esemplari furono importati nel 1928 a scopo di allevamento per la produzione di pelliccia.

Regioni italiane di presenza: sono presenti due estesi areali, uno che comprende Piemonte, Lombardia, Veneto, Emilia Romagna e Marche e l'altro in Toscana, Umbria e Lazio. Presenze localizzate in Sardegna, Sicilia e Italia meridionale.



Foto di Luca Convito

Distribuzione e status in Umbria

Periodo di introduzione in Umbria: 1956.

Bacini idrici umbri di presenza: presente in tutti i bacini idrografici umbri ad eccezione della parte superiore del Nera.

Status: naturalizzata

Abbondanza e tipo di distribuzione: Abbondante e diffusa in 34 Comuni della Provincia di Perugia e 19 della Provincia di Terni.

Modalità di dispersione: capacità dispersive elevate, che hanno portato ad una rapida colonizzazione del territorio dai punti di immissione (allevamenti).

Biologia ed ecologia

Riproduzione: entrambi i sessi raggiungono la maturità sessuale fra il 2° ed il 9° mese di vita. Il periodo di gestazione medio è di 132 giorni. In Umbria le nascite risultano distribuite nell'arco di tutto l'anno, con un numero di femmine adulte gravide che varia da un minimo pari al 56% (febbraio) a un massimo del 100% (maggio e agosto).

Alimentazione: dieta fitofaga. Gli alimenti più utilizzati sono piante acquatiche, radici, foglie, tuberi e rizomi.

Habitat nell'areale nativo: vive in ambienti umidi dolci o salmastri caratterizzati da acque ferme o debolmente correnti. Si adatta a diverse condizioni climatiche, dal clima sub-tropicale dell'Argentina settentrionale agli inverni freddi della Patagonia.

Habitat nell'areale di introduzione in Italia e in Umbria: paludi, laghi, canali di drenaggio, fiumi ed estuari. I corpi idrici utilizzati sono generalmente caratterizzati da abbondante vegetazione, basse altitudini e limitata pendenza delle rive.

Caratteristiche biologiche ed ecologiche che ne determinano l'invasività: estremamente adattabile, in grado di vivere in diverse tipologie ambientali e con una nicchia trofica piuttosto ampia. Notevole potenziale riproduttivo. Scarsa presenza dei fattori di mortalità naturale. Non esistono nelle zone umide del nostro Paese specie di predatori che ne possano limitare efficacemente la popolazione e l'unico fattore di mortalità è costituito da inverni freddi con temperature al di sotto degli 0 gradi per periodi di tempo prolungati.

Invasività e vettori di introduzione

Invasività generale: elevata. Presente fra le 100 peggiori specie invasive del mondo (Lowe *et alii*, 2000). Presente nell'elenco delle specie esotiche invasive di rilevanza unionale in applicazione del regolamento (UE) n. 1143/2014 del Parlamento europeo e del Consiglio.

Invasività in Umbria: elevata.

Vettori e modalità di introduzione: immessa in natura involontariamente (per stabulazione inadeguata) o volontariamente a causa della crisi delle pellicce registrata intorno agli anni '60 e '70 che ha determinato un progressivo abbandono di tali strutture.

Impatti e rapporti con specie, habitat ed ecosistemi autoctoni

Impatto sanitario e socio-economico: la capacità di scavare gallerie e tane ipogee può compromettere la tenuta delle arginature dei corsi d'acqua naturali, di canali di irrigazione e di scolo e di bacini artificiali, con particolare gravità in occasione delle piene. Inoltre, considerando che il suo spettro trofico comprende anche una percentuale più o meno importante di piante coltivate, è anche responsabile di asporti alle produzioni agricole. Nel triennio 2011-2013 l'ammontare dei danni provocati dalla nutria in Umbria è stato il seguente: € 30.101,48 (pari all'1,8% del totale dei danni all'agricoltura registrati nello stesso periodo) in provincia di Perugia e € 2.425,88 (pari all'0,17% del totale dei danni all'agricoltura registrati nello stesso periodo) nel territorio provinciale di Terni.


Impatto su altre specie e popolazioni: il danneggiamento operato sulle formazioni elofitiche comporta inevitabilmente un impatto anche sulle zoocenosi che da esse dipendono, in particolare sull'avifauna. Tuttavia l'impatto può essere anche diretto, specialmente provocando lo schiacciamento e l'affondamento dei nidi.

Impatto su habitat ed ecosistemi: il pascolamento attuato dalle nutrie può provocare un deterioramento della vegetazione naturale dei biotopi umidi ed è verosimile che questo tipo di impatto si sia verificato anche sul Lago Trasimeno, dove negli ultimi decenni si è osservata una drammatica regressione del canneto.

Metodi di controllo

L'eradicazione è stata sperimentata in molti paesi, ma i tentativi sono stati sempre inefficaci con l'unica eccezione della Gran Bretagna, dove è andata a buon fine. Per questo motivo il controllo numerico resta la soluzione migliore. La Regione Umbria si è dotata di un proprio Piano di controllo della specie che prevede il ricorso alle seguenti metodiche: 1) cattura in vivo tramite gabbie-trappola e successiva soppressione. Questa metodica, oltre ad essere molto efficace, presenta un ridotto disturbo consentendone l'utilizzo in tutti i periodi dell'anno e in tutti i territori interessati dalla presenza di nutrie; 2) abbattimento diretto con arma da fuoco, che può essere effettuato da soggetti in possesso dell'abilitazione all'esercizio venatorio e di licenza di porto di fucile ad uso caccia in corso di validità e autorizzazione nominativa rilasciata dal competente Servizio regionale. I periodi in cui è consentito l'abbattimento della nutria con arma da fuoco variano a seconda della tipologia di territorio interessata.





**Caratterizzazione e diffusione delle specie
aliene acquatiche e di ambienti umidi in Umbria**

Arpa Umbria 2019

progetto grafico / Paolo Tramontana
stampa / Grapichmasters
illustrazioni / Francesco Montesanti

