

# Invertebrati non indigeni in ambienti marini, di transizione e d'acqua dolce

Jasmine Ferrario, Alice Cardeccia, Agnese Marchini, Anna Occhipinti-Ambrogi\*

Dipartimento di Scienze della Terra e dell'Ambiente, Università degli Studi di Pavia, Via S. Epifanio 14 – 27100 Pavia (Italia)

\* Referente per la corrispondenza: [anna.occhipinti@unipv.it](mailto:anna.occhipinti@unipv.it)

Pervenuto il 14.3.2017; accettato il 29.3.2017

## Riassunto

Il fenomeno delle invasioni biologiche risulta in costante aumento a livello globale e interessa anche gli ambienti acquatici italiani, nei quali gli invertebrati macrobentonici rappresentano la componente non indigena più numerosa. Nonostante la loro rilevanza quantitativa nel panorama delle invasioni biologiche, gli invertebrati, meno appariscenti a causa delle loro dimensioni generalmente ridotte, raramente vengono riconosciuti come potenzialmente dannosi. Un'attenta analisi della letteratura scientifica ha permesso di valutare il numero totale di invertebrati non indigeni rinvenuti in ecosistemi italiani marini, di transizione e dulciacquicoli, i cui gruppi tassonomici più rappresentativi sono Crostacei (rispettivamente 29, 30 e 50%) e Molluschi (rispettivamente 27, 31 e 18%). Vengono inoltre commentate criticamente e confrontate tra loro alcune delle metodologie proposte in letteratura per la definizione della qualità ambientale di un ecosistema acquatico che includono la valutazione della componente non indigena. Attualmente gli indici biotici che nella valutazione della qualità delle acque includono le specie non indigene sono pochi e mancano di ampio consenso da parte della comunità scientifica. Per poter valutare il rischio che una specie non indigena possa sviluppare caratteri di invasività e causare impatti negativi nelle comunità ed ecosistemi di nuova colonizzazione sono state elaborate diverse metodologie basate sulle caratteristiche ecologiche, biologiche e sugli impatti delle specie, ma la loro applicabilità è spesso limitata dalla ancora scarsa conoscenza di questi aspetti. La biologia ambientale, attraverso lo studio dell'ecologia e biologia delle specie non indigene, può giocare quindi un ruolo chiave nelle strategie di prevenzione atte a limitare le introduzioni di nuove specie e nel supportare l'implementazione di legislazioni e metodologie già esistenti.

PAROLE CHIAVE: specie non indigene / ambienti acquatici / indici biotici / Italia

## Non-indigenous invertebrates in marine, brackish and freshwater environments

Biological invasions are continuously expanding worldwide, including the aquatic environments in Italy, where non-indigenous invertebrates represent the majority of non-indigenous taxa. Despite this, the public is not adequately aware of their potential impacts in aquatic environments, as concern is more focused on larger-sized species. From a thorough analysis of the scientific literature, the total number of non-indigenous invertebrate species in Italian marine, brackish and freshwater ecosystems was assessed: the most representative taxa are Crustaceans (29, 30 e 50% respectively) and Molluscs (27, 31 e 18% respectively). Furthermore, a few methodologies, which have been proposed in the literature and include the non-indigenous assemblage in the quality assessment of the aquatic environments, have been critically commented and compared to each other. So far, just a few indexes specifically addressing non-indigenous species have been proposed, and they have not yet reached a widespread consensus within the scientific community.

Furthermore, some methods have been proposed to evaluate the risk of a non-indigenous species to become invasive and negatively impact existing communities and ecosystems. The weak point of these approaches lies in the fact that they need to be run with data on biological traits and impacts of non-indigenous species, but information of this sort is often unavailable.

Environmental biologists, through the study of the species' ecology and biology, may play an important role in the prevention of non-indigenous species introductions and in supporting implementation of existing legislation and methodologies.

KEY WORDS: non-indigenous species / aquatic environments / biotic indexes /Italy

## INTRODUZIONE

Le invasioni biologiche sono considerate tra le principali minacce per la biodiversità (Hulme *et al.*, 2009), responsabili dei cambiamenti ambientali a livello globale (Vitousek *et al.*, 1997), nonché uno dei più gravi

fattori di disturbo negli ecosistemi acquatici (Olenin *et al.*, 2011). Una specie introdotta al di fuori del proprio areale nativo ad opera dell'uomo viene considerata non indigena (*non-indigenous species*: NIS) e nel momento

in cui manifesta un elevato tasso di colonizzazione, e quindi di successo nello stabilirsi in un nuovo areale, viene considerata invasiva. Il rapido aumento in abbondanza di una NIS può provocare fenomeni di dominanza nelle comunità native, alterazioni a livello genetico delle popolazioni, la modifica funzionale degli ecosistemi e dei servizi ad essi correlati ed, eventualmente, il loro complessivo deterioramento (Olenin *et al.*, 2011; Ricciardi *et al.*, 2011). L'impatto negativo sugli ecosistemi causato dalle introduzioni di NIS si ripercuote anche sull'uomo, che beneficia dei beni e servizi ad essi legati (Pejchar e Mooney, 2009).

Le invasioni biologiche sono un fenomeno ritenuto in costante aumento a livello globale (Seebens *et al.*, 2017). Considerando gli ambienti acquatici, quelli maggiormente colpiti sono i grandi sistemi fluviali e lacustri (Ricciardi, 2015), gli ambienti di acque salmastre (estuari e lagune) e di acque costiere poco profonde (Olenin e Leppäkoski, 1999; Galil *et al.*, 2009; Katsanevakis *et al.*, 2016).

Rispetto a quelli terrestri, gli ambienti acquatici risultano particolarmente vulnerabili all'introduzione di NIS (Halpern *et al.*, 2007; Ricciardi, 2015). Un fenomeno di invasione in ambiente acquatico è spesso un processo irreversibile poiché, una volta che la nuova specie si insedia, la sua eradicazione diventa estremamente difficoltosa se non impossibile, e le probabilità di successo assai ridotte (Smith *et al.*, 1999; Carpenter *et al.*, 2011). La ricchezza di endemismi e la presenza di aree interne isolate, unite all'influenza di importanti attività antropiche, rendono gli ambienti d'acqua dolce particolarmente esposti e sensibili all'insediamento di NIS (Dudgeon *et al.*, 2006; Gherardi, 2007). Gli ambienti di transizione e le località portuali in ambiente costiero sono caratterizzati da un intenso disturbo antropico e/o naturale, e presentano ambienti depauperati più facilmente colonizzabili da specie opportuniste (Occhipinti-Ambrogi, 2000; Occhipinti-Ambrogi *et al.*, 2011; Marchini *et al.*, 2015a).

L'introduzione accidentale e intenzionale di NIS in ambienti acquatici è strettamente associata all'utilizzo da parte dell'uomo dei servizi ecosistemici ad essi correlati, come ad esempio le attività produttive, commerciali e ricreative (Galil *et al.*, 2009; Gherardi *et al.*, 2009; Carpenter *et al.*, 2011). Da ciò ne deriva che il successo di insediamento di una NIS sia generalmente favorito in ambienti sfruttati intensivamente e/o degradati dalle attività antropiche (Byers, 2002; Dudgeon *et al.*, 2006; Glasby *et al.*, 2007; Strayer, 2010; Mineur *et al.*, 2012). In ambiente marino le aree a elevata concentrazione di attività marittime –quali porti, marine turistiche e impianti di acquacoltura– fungono da punti di snodo per l'introduzione e successiva dispersione di NIS (Galil *et al.*, 2009). In ecosistemi dulciacquicoli i più antichi episodi di invasioni di NIS sono soprattutto dovuti ad

introduzioni volontarie di specie ittiche, giustificate dalla diminuzione di risorse locali, dalla necessità di ottenere una produzione diversificata e dallo sviluppo di attività di pesca a scopo ricreativo (Copp *et al.*, 2005). In generale –per quanto riguarda gli invertebrati acquatici non indigeni– i ripopolamenti, l'acquacoltura e la navigazione risultano essere tra i vettori di introduzione più importanti, unitamente ai fenomeni legati all'apertura di canali artificiali che favoriscono l'interconnessione tra corpi idrici, sia dulciacquicoli sia marini, altrimenti separati da barriere geografiche (Gherardi *et al.*, 2009; Galil *et al.*, 2017).

A livello globale, si ritiene che il numero di NIS finora identificate negli ambienti acquatici sia decisamente sottostimato in quanto risultante da monitoraggi ambientali effettuati con modalità, tecniche e tempistiche differenti, da liste specie sulla fauna locale incomplete e dalla scarsa conoscenza della distribuzione biogeografica di molte specie; fattore, quest'ultimo, che comporta un'errata discriminazione tra le categorie NIS, native e criptogeniche (specie che non possono essere classificate come native o non indigene, in quanto non se ne conosce l'areale originario, *sensu* Carlton, 2009). A tutto questo si aggiunge un insufficiente investimento nella formazione di tassonomi in grado di riconoscere la comparsa di NIS (Gherardi *et al.*, 2009; Strayer, 2010; Ojaveer *et al.*, 2014; Marchini *et al.*, 2015b; Ricciardi, 2015).

Gli invertebrati sono la componente dominante della fauna introdotta in ambiente acquatico a livello globale. Negli ambienti d'acqua dolce si sono verificate soprattutto introduzioni di Crostacei e Molluschi mentre gli insetti, nonostante costituiscano il gruppo dominante e più diversificato della fauna macrobentonica dulciacquicola, sono responsabili solo di sporadici casi di introduzione, a differenza di quanto avviene invece negli ambienti terrestri (Strayer, 2010; Fenoglio *et al.*, 2016). L'Europa si discosta leggermente da questa situazione globale, poiché risulta caratterizzata da una netta dominanza della componente ittica non indigena nei corpi d'acqua dolce, conseguente ad un inefficace controllo dei fenomeni di rilascio di specie di pesci per attività alieutiche e di acquacoltura (Copp *et al.*, 2005). Per quanto riguarda gli invertebrati marini non indigeni, i gruppi tassonomici maggiormente rappresentati sono: Crostacei, Molluschi e Policheti (Carlton, 1996; Ruiz *et al.*, 2000; Galil *et al.*, 2014).

L'introduzione di NIS in ambiente acquatico e la conseguente necessità di prevenirne gli impatti negativi costituiscono una problematica che sta assumendo sempre più importanza anche a livello legislativo, sia locale che internazionale. A livello europeo, sono state emanate due direttive finalizzate alla valutazione della qualità degli ambienti acquatici, la *Water Framework Directive* 2000/60/EC (WFD - EC, 2000) e la *Marine*

*Strategy Framework Directive 2008/56/EC* (MSFD - EC, 2008). La valutazione della presenza e abbondanza di NIS –non ancora menzionate in modo esplicito nella WFD, in cui ci si riferisce a più generali “impatti di origine antropica sui corpi idrici”– rientra invece a pieno titolo fra i criteri per la valutazione della qualità ambientale della MSFD. Al fine di implementare tali direttive, la comunità scientifica europea ha sviluppato centinaia di metodi per la valutazione dello stato ecologico delle acque (Birk *et al.*, 2012) dei quali solo pochissimi includono lo studio della componente non indigena nella valutazione della qualità degli ecosistemi acquatici.

In questo contributo viene illustrata la situazione degli invertebrati non indigeni rinvenuti negli ecosistemi acquatici italiani, suddivisi in ambienti di acque interne, marine e di transizione, insieme a una selezione di metodologie utilizzate per la valutazione della qualità in ambienti acquatici soggetti a fenomeni di invasione biologica.

## MATERIALI E METODI

Un’attenta ricerca bibliografica riguardante le liste faunistiche italiane sulle NIS, comprensiva di rapporti tecnici e pubblicazioni scientifiche, ha permesso di ottenere i numeri totali di NIS per gruppi tassonomici, suddivisi nei tre ambienti acquatici presi in considerazione, e di calcolarne la relativa frequenza percentuale. Per quanto riguarda le liste degli invertebrati non indigeni in ambienti marini e dulciacquicoli, la base di partenza è stata la consultazione della lista di specie alloctone marine italiane pubblicata online dalla Società Italiana di Biologia Marina (GSA-SIBM, 2016) e dei lavori di Gherardi *et al.* (2008) e Tricarico *et al.* (2010a). A queste liste sono state apportate alcune integrazioni o correzioni, che tengono conto delle più recenti segnalazioni di specie e revisioni tassonomiche. La lista delle NIS presenti negli ambienti di transizione è stata desunta dai due elenchi precedenti, utilizzando informazioni sull’habitat di introduzione e sull’ecologia delle specie.

Per quanto riguarda invece l’utilizzo di indici biotici e metodi per la valutazione del rischio di NIS utilizzati in Europa o nell’area Mediterranea, sono stati selezionati alcuni esempi fra quelli che includono la presenza e abbondanza di NIS nella valutazione della qualità ambientale di un ecosistema acquatico. Ciascuna di queste metodologie è stata analizzata criticamente al fine di evidenziarne eventuali punti di forza e di debolezza.

## Risultati

L’elenco degli invertebrati non indigeni introdotti in Italia in ambienti dulciacquicoli, marini e di transizione estratti dall’analisi delle liste sulle NIS acquatiche (Ghe-

**Tab. I.** Numero e frequenza percentuale di NIS per gruppo tassonomico nelle tre tipologie di ambienti acquatici italiani considerati.

	N° (%) NIS in acque dolci	N° (%) NIS in acque marine	N° (%) NIS in acque di transizione
Porifera	-	1 (1%)	1 (1%)
Cnidaria	1 (1%)	13 (11%)	5 (7%)
Platyhelminthes	2 (3%)	1 (1%)	-
Nematoda	1 (1%)	1 (1%)	-
Rotifera	2 (3%)	-	-
Annelida	9 (13%)	17 (14%)	8 (12%)
Mollusca	12 (18%)	32 (27%)	21 (31%)
Crustacea	34 (50%)	35 (29%)	20 (30%)
Insecta	7 (10%)	-	-
Pycnogonida	-	2 (2%)	1 (1%)
Bryozoa	-	10 (8%)	4 (6%)
Tunicata	-	7 (6%)	7 (10%)
<b>N° totale NIS</b>	<b>68</b>	<b>119</b>	<b>67</b>

rardi *et al.*, 2008; Tricarico *et al.*, 2010a; GSA-SIBM, 2016) viene presentato in Tab. I, definendo il numero di NIS in ciascun gruppo tassonomico e la relativa frequenza percentuale.

In alcuni casi si è provveduto alla rimozione di alcune specie dalla lista delle NIS sulla base di verifiche ulteriori. Citiamo, ad esempio, il caso del polichete serpulide *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873), storicamente ritenuto un’introduzione dovuta al traffico navale, la cui origine alloctona è stata smentita in seguito ai risultati di una ricerca genetica condotta a livello globale (Sun *et al.*, 2017). Le liste di NIS illustrate nei lavori di Gherardi *et al.* (2008) e Tricarico *et al.* (2010a) sono state aggiornate con altri rinvenimenti più recenti, come per esempio quello dell’oligochete *Sparganophilus tamesis* Benham 1892, osservato per la prima volta in Italia nel 2012 (Rota *et al.*, 2014). Tra le NIS marine non incluse nell’elenco presente al 17.11.2016 sul sito on-line della Società Italiana di Biologia Marina (GSA-SIBM, 2016) citiamo a titolo esemplificativo due cnidari del genere *Aurelia* recentemente identificati da Scorrano *et al.* (2017).

Gli invertebrati non indigeni nelle tre tipologie ambientali considerate sono soprattutto Crostacei e Molluschi, che rappresentano rispettivamente il 50% e il 18% delle introduzioni in ambienti dulciacquicoli, il 29% e il 27% in quelli marini, il 30% e il 31% nelle acque di transizione.

Sulla base dello studio delle comunità di macroinvertebrati bentonici sono stati elaborati diversi indici per la valutazione della qualità degli ambienti acquatici. Al momento sono pochi gli indici utilizzati che tengono conto anche dell’importanza della componente non indigena della comunità (Tab. II); alcuni sono specifici per gli ambienti marini e altri per quelli

**Tab. II.** Descrizione sintetica delle metodologie attualmente in uso per la valutazione delle specie non indigene (NIS) in riferimento alla qualità degli ambienti acquatici.

	<b>Ambiente di applicazione (e specie target)</b>	<b>Caratteristiche principali</b>	<b>Aspetti positivi</b>	<b>Aspetti negativi</b>	<b>Riferimenti bibliografici</b>
<b>Bioinvasion Impact/Biopollution Assessment System (BINPAS)</b>	Ambienti acquatici e terrestri (tutti i taxa)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Valutazione dell'effetto di una NIS su una comunità, habitat e ecosistema, in base ad abbondanza, distribuzione e impatti ecologici</li> <li>– Livello di inquinamento biologico: 5 categorie (da impatto nullo a impatto elevato)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Applicabile in tutti gli ambienti e a tutti i taxa</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Risente della scarsità di conoscenza sugli impatti e le caratteristiche ecologiche/biologiche di una specie</li> <li>– Non tiene conto di altri tipi di impatti, quali quelli socio-economici</li> <li>– Applicabile ad una sola NIS, non viene stimato l'effetto cumulativo di più NIS</li> </ul>	Olenin <i>et al.</i> , 2007 e successivi sviluppi della metodica (BINPAS, 2010)
<b>Indice di bio-contaminazione</b>	Ambienti dulciacquicoli (macroinvertebrati bentonici)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Valutazione della bio-contaminazione sia a livello di abbondanza che di ricchezza in specie</li> <li>– Valore dell'indice: 0-4 (da nulla a grave contaminazione)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Applicabile agli ordinari monitoraggi della qualità delle acque</li> <li>– Applicabile sia a specifici siti di studio sia a interi ecosistemi.</li> <li>– Applicazione a diversi livelli tassonomici</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– I valori dell'indice potrebbero variare a seconda del metodo di campionamento</li> <li>– Se applicato a livelli tassonomici superiori alla specie difficilmente consente di discriminare una NIS</li> </ul>	Arbačiauskas <i>et al.</i> , 2008
<b>Alien Biotic Index (ALEX)</b>	Ambienti marini (invertebrati bentonici)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Valutazione dell'impatto delle NIS sulle comunità bentoniche, basato sulla percentuale di abbondanza delle specie suddivise in 4 gruppi: specie native, casuali, stabili e invasive</li> <li>– Valore dell'indice: 0-4 (da comunità prive di NIS a comunità totalmente invase)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Considera l'intera comunità, compresa la componente non indigena</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Difficoltà nel suddividere oggettivamente le specie nei quattro gruppi</li> <li>– Realizzato e applicato nel Mediterraneo orientale; occorre una più ampia validazione</li> </ul>	Çinar e Bakir, 2014
<b>Aquatic Species Invasiveness Screening Kit (AS-ISK)</b>	Ambienti acquatici (tutti i taxa)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Valutazione del rischio che una specie si riveli invasiva in base a 55 domande relative a storia/biogeografia e biologia/ecologia della NIS in esame</li> <li>– Valore del rischio di invasione: 4 categorie (basso-medio-alto-molto alto)</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Applicabile a tutte le NIS acquatiche</li> <li>– Possibilità di attribuire livelli di incertezza alle singole risposte da parte del valutatore (esperto)</li> <li>– Capacità di discriminare accuratamente tra specie potenzialmente invasive e specie non invasive</li> <li>– Valutazione dinamica e migliorabile con l'acquisizione di nuove informazioni</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Risente della scarsità di conoscenza sugli impatti e le caratteristiche ecologiche/biologiche di una specie</li> <li>– Applicabile ad una sola NIS, non viene stimato l'effetto cumulativo di più NIS</li> </ul>	Copp <i>et al.</i> , 2016
<b>Relative Impact Potential (RIP)</b>	Tutti gli ambienti (tutti i taxa)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Valutazione della probabilità e grado di impatto ecologico delle NIS, sulla base del tasso di alimentazione e dell'abbondanza, in confronto a una specie nativa appartenente allo stesso livello trofico</li> <li>– Se <math>RIP &lt; 1</math>, una NIS avrà meno impatto rispetto all'equivalente nativa; se <math>RIP = 1</math>, nessun impatto; <math>RIP &gt; 1</math>, probabile impatto di una NIS</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Applicabile a tutte le NIS</li> <li>– Confronto della NIS di interesse con un corrispettivo trofico nativo</li> <li>– Metodologia modificabile a seconda dei dati a disposizione, tiene conto dell'imperfezione dei dati di abbondanza delle specie e della dipendenza dal contesto di studio</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Si limita alla valutazione della probabilità e del livello di un potenziale impatto ecologico di una NIS nei confronti delle specie native, ma non valuta altri possibili impatti, come per esempio quelli socio-economici</li> </ul>	Dick <i>et al.</i> , 2016
<b>Cumulative Impact of Invasive Alien Species (CIMPAL)</b>	Ambienti marini (tutti i taxa)	<ul style="list-style-type: none"> <li>– L'impatto cumulativo delle NIS viene stimato sulla base della distribuzione delle specie invasive e degli ecosistemi, valutando l'entità degli impatti ecologici e la robustezza di tali evidenze</li> <li>– Valore dell'indice dipendente dal tipo di scala utilizzata, lineare o logaritmica</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Permette di mappare gli impatti cumulativi delle specie invasive, identificando punti caldi all'interno di aree maggiormente impattate</li> <li>– Applicabile sia a dati di abbondanza che di presenza/assenza</li> <li>– Possibilità di attribuire un peso agli impatti</li> </ul>	<ul style="list-style-type: none"> <li>– Applicabile solo alle specie invasive</li> <li>– Risente della scarsità di conoscenza sugli impatti e le caratteristiche ecologiche/biologiche di una specie</li> </ul>	Katsanevakis <i>et al.</i> , 2016

di acque dolci.

Per questi ultimi è da segnalare l'indice di bio-contaminazione (Arbačiauskas *et al.*, 2008), che valuta l'influenza delle NIS sulle comunità di macroinvertebrati bentonici a livello sia di abbondanza, sia di ricchezza in specie. La versatilità dell'indice di bio-contaminazione lo rende applicabile a dati raccolti nel corso degli ordinari monitoraggi di qualità delle acque e a diversi livelli di risoluzione spaziale, da siti specifici a interi ecosistemi. Per poter calcolare l'indice di bio-contaminazione è necessario procedere con l'identificazione degli organismi macrobentonici a livello di specie o famiglia. L'indice di bio-contaminazione può essere applicato anche tenendo conto del solo numero di famiglie osservate nel campione, discriminando tra il numero di famiglie non-indigene e il numero totale di famiglie rinvenute. In questo caso, però, l'eventuale rinvenimento di una o più NIS appartenenti a una famiglia già rappresentata da specie native non modificherebbe il valore finale dell'indice. Un esempio è il rinvenimento nei corsi d'acqua italiani di *Gammarus roselii* Gervais, 1835, una NIS appartenente alla famiglia Gammaridae, la medesima della comune specie nativa *Echinogammarus stammeri* (S. Karaman, 1931). Nel caso invece del rinvenimento del mollusco non indigeno *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774), appartenente alla famiglia Corbiculidae, "nuova" per gli ambienti dulciacquicoli italiani, l'applicazione dell'indice di bio-contaminazione, anche al solo livello di famiglia, metterebbe comunque in risalto la presenza di questa NIS.

In ambiente marino, un indice recentemente sviluppato per la valutazione dello stato ecologico delle acque sulla base dello studio della comunità bentonica è l'*Alien Biotic Index* (ALEX; Çinar e Bakir, 2014). L'ALEX permette di valutare la presenza e l'impatto che le NIS hanno sulla comunità bentonica attraverso la suddivisione delle specie in quattro categorie a cui viene dato un differente peso: specie native, casuali, stabili e invasive. La principale criticità riscontrata nell'applicazione di questo indice è la difficoltà di stabilire oggettivamente lo status di una NIS in assenza di criteri precisi e dettagliati.

Oltre agli indici biotici sono stati anche sviluppati metodi di valutazione del rischio di invasione che si concentrano sugli impatti delle NIS e/o delle sole specie invasive in ambienti specifici. Il metodo di supporto alle decisioni noto come *Aquatic Species Invasiveness Screening Kit* (AS-ISK; Copp *et al.*, 2016) permette di individuare preventivamente quali NIS acquatiche possono verosimilmente sviluppare caratteristiche di invasività e rappresenta una combinazione, nonché un miglioramento, di tutti i *kit* taxon-specifici precedentemente elaborati dallo stesso gruppo di ricerca del Centro per l'Ambiente, la Pesca e L'Acquacoltura

(CEFAS) di Lowestoft (Regno Unito), come per esempio il *Freshwater Invertebrate Invasiveness Scoring Kit* (FI-ISK; Tricarico *et al.*, 2010b) specifico per gli invertebrati d'acqua dolce. Il metodo AS-ISK consiste in un questionario composto da 55 domande riguardanti la storia, la biogeografia, l'ecologia e la biologia delle NIS (Copp *et al.*, 2016). La compilazione di tale questionario si basa sulla competenza specifica di esperti delle NIS prese in considerazione, avvalendosi anche di informazioni riportate in letteratura. Per poter valutare il rischio che una specie si riveli invasiva nel nuovo ambiente colonizzato, il metodo AS-ISK necessita per sua stessa definizione di una notevole mole di informazioni relative alle preferenze di habitat, alla riproduzione, alla capacità di dispersione, ai possibili impatti ecologici e socio-economici, ecc., delle singole NIS; il processo di valutazione risente pertanto della effettiva disponibilità in letteratura di queste informazioni.

Un altro metodo simile all'AS-ISK è il *Bioinvasion Impact/Biopollution Assessment System* (BINPAS; BINPAS, 2010), applicabile a tutti gli ambienti, sia acquatici che terrestri. Quest'ultimo permette di valutare l'inquinamento biologico di una NIS sulla base della valutazione della sua abbondanza e distribuzione, sugli impatti ecologici a livello di comunità, habitat ed ecosistema.

Il *Relative Impact Potential* (RIP; Dick *et al.*, 2016), a differenza delle metodologie precedentemente descritte, valuta la probabilità di una NIS di diventare invasiva attraverso la stima dei suoi tassi di alimentazione e della sua abbondanza, in comparazione con una specie nativa dello stesso livello trofico. I metodi AS-ISK, BINPAS e RIP prendono in considerazione una specie per volta, non valutando il possibile effetto cumulativo di più NIS nel contesto considerato. Inoltre, il BINPAS e il RIP non includono gli impatti socio-economici nella valutazione del rischio, che invece vengono considerati nell'AS-ISK e, come altro esempio, nel *Generic Impact Scoring System* (GISS; Nentwig *et al.*, 2010). Il GISS valuta quantitativamente gli impatti ambientali ed economici delle NIS ed è stato recentemente applicato anche su invertebrati acquatici (Lavery *et al.*, 2015). In ambiente marino, infine, il *Cumulative Impact of Invasive Alien Species* (CIMPAL; Katsanevakis *et al.*, 2016) valuta l'impatto cumulativo delle specie invasive sulla base della loro distribuzione e dell'entità dei singoli impatti.

## DISCUSSIONE

Le invasioni biologiche più note al pubblico come eventi negativi per gli ambienti acquatici sono da riferirsi a specie macroscopicamente riconoscibili, divenute casi di interesse mediatico. In ambienti dulciacquicoli, per esempio, il ritrovamento di grandi esemplari di *Silurus glanis* Linnaeus, 1758 ha destato l'interesse generale

e della stampa mentre non risultano altrettanto noti gli innumerevoli casi di introduzione di invertebrati non indigeni, che possono allo stesso modo presentare caratteri di invasività e impattare fortemente l'ambiente colonizzato, come il mollusco bivalve *Corbicula fluminea* (O.F. Müller, 1774), l'anfipode *Dikerogammarus villosus* (Sowinsky, 1894), o i decapodi *Orconectes limosus* (Rafinesque, 1817) e *Pacifastacus leniusculus* (Dana, 1852).

La stessa situazione si verifica in ambiente marino, dove l'impatto di NIS sulle attività commerciali legate alla pesca in Mediterraneo attrae sicuramente l'attenzione generale come nel caso dell'introduzione del pesce palla argenteo *Lagocephalus sceleratus* (Gmelin, 1789) –una specie tossica che se ingerita può provocare manifestazioni patologiche assai gravi (Bentur *et al.*, 2008)– mentre meno noti sono i casi di invasione biologica da parte di invertebrati non indigeni, come per esempio quella del mollusco bivalve *Brachidontes pharaonis* (P. Fischer, 1870) che in Sicilia ha colonizzato un habitat pregiato, il reef a vermetidi, soppiantando bivalvi e gasteropodi nativi (Sarà *et al.*, 2013); nonché quella del polichete serpulide *Ficopomatus enigmaticus* (Fauvel, 1923) che in ambienti di transizione ha generato imponenti biocostruzioni, modificando le caratteristiche dell'habitat nativo (Bianchi e Morri, 2001).

La scarsità di informazione riguardo agli impatti causati dal proliferare di invertebrati non indigeni non si riscontra solo nella società civile ma anche all'interno della comunità scientifica. Alcuni gruppi tassonomici risultano più studiati di altri: ciò dipende sia dall'importanza e visibilità di una specie, sia dalla sua rilevanza dal punto di vista ambientale ed economico (Gherardi *et al.*, 2009). Ad esempio, negli ultimi anni sono state identificate due specie di crostacei isopodi asiatici (*Paranthurus japonica* Richardson, 1909 e *Ianiropsis serricaudis* Gurjanova, 1936) eccezionalmente abbondanti in Laguna di Venezia (Marchini *et al.*, 2014, 2016), probabilmente introdotte da anni o decenni con partite di ostriche o vongole asiatiche ma a lungo erroneamente ritenute parte della comunità nativa a causa della difficoltà tassonomica che si riscontra nella loro identificazione e della scarsa conoscenza degli isopodi mediterranei. Come già affermato, negli ambienti acquatici italiani le specie introdotte di invertebrati non indigeni risultano la componente più abbondante. In ambiente marino gli invertebrati ammontano a circa il 90% delle NIS inventariate per il regno animale (GSA-SIBM 2016); mentre costituiscono il 60% circa in ambienti dulciacquicoli (Gherardi *et al.*, 2008) dove l'introduzione intenzionale di vertebrati non indigeni attraverso la pesca sportiva, le pratiche di acquacoltura e piscicoltura e l'allevamento di animali da pelliccia, è ancora una pratica molto diffusa e poco controllata (Gherardi *et al.*, 2008).

In generale, le invasioni di invertebrati non indigeni sono un fenomeno ancora poco conosciuto che richiederebbe una maggiore attenzione. Ad eccezione di poche introduzioni intenzionali a scopo commerciale, quali quelle dell'ostrica giapponese e la vongola filippina (Savini *et al.*, 2010), la maggior parte delle introduzioni di invertebrati rientra nella categoria delle accidentali (Gherardi *et al.*, 2008; Occhipinti-Ambrogi *et al.*, 2011), che sono governate da vettori solo parzialmente regolamentati a livello nazionale e internazionale.

In seguito alla promulgazione della WFD del 2000, e soprattutto con la successiva MSFD, la comunità scientifica ha iniziato a ricercare nuove modalità di inclusione delle NIS nella valutazione della qualità ambientale, come richiesto dalle direttive europee (Cardoso e Free, 2008; Orendt *et al.*, 2010). Gli indici per la classificazione della qualità dei corpi idrici, fra i quali abbiamo illustrato ALEX e l'indice di biocontaminazione (Tab. II), non hanno ancora trovato un adeguato consenso su standard condivisi per definire il grado di contaminazione biologica da parte di NIS. Per quanto riguarda le metodologie per la valutazione preliminare del rischio indotto da una NIS o una specie invasiva su comunità, habitat o ecosistemi, le metodologie esaminate (es. AS-ISK; Tab. II) sono basate sulla determinazione delle caratteristiche ecologiche e biologiche della singola specie, oltre che sui suoi impatti. Sfortunatamente, le conoscenze sugli impatti delle NIS acquatiche risultano al momento ancora scarse (Orendt *et al.*, 2010; Ojaveer *et al.*, 2015), con l'eccezione di alcune specie di particolare interesse quali *D. villosus* e *Dreissena polymorpha* (Pallas, 1771) in acque dolci e *Mnemiopsis leidyi* A. Agassiz, 1865 in acque marine e di transizione (MacIsaac *et al.*, 1992; Ricciardi *et al.*, 1998; MacNeil e Platvoet, 2005; Casellato *et al.*, 2007; Oguz *et al.*, 2008). Inoltre l'assenza di informazioni riguardanti le comunità pre-invasione, come anche la presenza di attività antropiche nel contesto di riferimento, potrebbero compromettere la valutazione degli effettivi impatti verificatisi a livello della rete trofica e dei servizi ecosistemici da parte delle specie invasive (Orendt *et al.*, 2010; Ojaveer *et al.*, 2015).

Attualmente lo studio delle invasioni biologiche si sta incentrando più sulla prevenzione piuttosto che sull'eradicazione di una NIS introdotta. In questo ambito una tempestiva individuazione delle specie di interesse, che si basa sul monitoraggio sistematico e sull'analisi dei tratti biologici delle specie (in relazione agli ambienti originari e di recente introduzione), è importante per elaborare un'analisi del rischio che queste specie possano rivelarsi invasive e provocare una serie di impatti ecologici in un ambiente specifico (Cardoso e Free, 2008; Cardeccia *et al.*, 2016; Copp *et al.*, 2016).

La biologia ambientale, attraverso lo studio dell'e-

ecologia e biologia delle specie invasive, può giocare un ruolo chiave nella determinazione del rischio di espansione di una NIS comprendendo in anticipo i possibili impatti, identificando i punti caldi (hot-spots) (Katsanevakis *et al.*, 2016) o scenari futuri di espansione (Sarà *et al.* 2013), nonché prevedendo eventuali nuove introduzioni di NIS potenzialmente invasive (Vander Zanden e Olden, 2008; Fletcher *et al.*, 2016).

La prevenzione di nuove introduzioni e il contenimento delle specie ormai introdotte è quindi l'obiettivo principale da raggiungere per la gestione delle invasioni biologiche in ambienti acquatici. Inoltre, per migliorare la gestione delle NIS e aumentare la consapevolezza

della società civile riguardo a questa problematica, è di fondamentale importanza lo studio di questo fenomeno anche dal punto di vista economico quantificando monetariamente gli impatti che i servizi ecosistemici subiscono a causa della presenza di NIS (Pejchar e Mooney, 2009; Carpenter *et al.*, 2011).

#### Ringraziamenti

Gli autori ringraziano la Dott.ssa Elena Tricarico per aver contribuito all'aggiornamento della lista delle specie non indigene per gli ambienti d'acqua dolce e il Gruppo Alloctoni della Società Italiana di Biologia Marina per il continuo aggiornamento dei dati riguardanti le specie non indigene marine.

#### BIBLIOGRAFIA

- Arbačiauskas K., Semenchenko V., Grabowski M., Leuven R.S.E.W., Paunović M., Son M.O., Csányi B., Gumuliauskaitė S., Konopacka A., Nehring S., Van Der Velde G., Vezhnovets V., Panov V.E., 2008. Assessment of biocontamination of benthic macroinvertebrate communities in European inland waterways. *Aquatic Invasions*, **3** (2): 211-230.
- Bentur Y., Ashkar J., Lurie Y., Levy Y., Azzam Z.S., Litmanovich M., Golik M., Gurevych B., Golani D., Eisenman A., 2008. Lessepsian migration and tetrodotoxin poisoning due to *Lagocephalus scleratus* in the eastern Mediterranean. *Toxicon*, **52** (8): 964-968.
- Bianchi C.N., Morri C., 2001. The battle is not to the strong: serpulid reefs in the lagoon of Orbetello (Tuscany, Italy). *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, **53** (2): 215-220.
- BINPAS, 2010. Biological invasion impact/biopollution assessment system. KU CORPI database system-BINPAS model, v. 2.0, accessed 17 November 2016. <http://www.corpi.ku.lt/databases/index.php/binpas/>
- Birk S., Bonne W., Borja A., Brucet S., Courrat A., Poikane S., Hering D., 2012. Three hundred ways to assess Europe's surface waters: an almost complete overview of biological methods to implement the Water Framework Directive. *Ecological Indicators*, **18**: 31-41.
- Byers J.E., 2002. Impact of non-indigenous species on natives enhanced by anthropogenic alteration of selection regimes. *Oikos*, **97** (3): 449-458.
- Cardeccia A., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., Galil B., Gollasch S., Minchin D., Narščius A., Olenin S., Ojaveer H., 2017. Assessing biological invasions in European Seas: Biological traits of the most widespread non-indigenous species. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, in press <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2016.02.014>
- Cardoso A.C., Free G., 2008. Incorporating invasive alien species into ecological assessment in the context of the Water Framework Directive. *Aquatic Invasions*, **3** (4): 361-366.
- Carlton J.T., 1996. Biological invasions and cryptogenic species. *Ecology*, **77** (6): 1653-1655.
- Carlton J.T., 2009. Deep invasion ecology and the assembly of communities in historical time. In: Rilov G., Crooks, J. (eds.), *Marine Bioinvasions: Ecology, Conservation and Management Perspectives*. Springer-Verlag, New York: 13-56.
- Carpenter S.R., Stanley E.H., Vander Zanden M.J., 2011. State of the world's freshwater ecosystems: physical, chemical, and biological changes. *Annual Review of Environment and Resources*, **36**: 75-99.
- Casellato S., Visentin A., La Piana G., 2007. The predatory impact of *Dikerogammarus villosus* on fish. In *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*. Springer Netherlands: 495-506.
- Çinar M.E., Bakir K., 2014. ALien Biotic IndEX (ALEX)—A new index for assessing impacts of alien species on benthic communities. *Marine Pollution Bulletin*, **87** (1): 171-179.
- Copp G.H., Bianco P.G., Bogutskaya N.G., Erős T., Falka I., Ferreira M.T., Fox M.G., Freyhof J., Gozlan R.E., Grabowska J., Kováč V., Moreno-Amich R., Naseka A.M., Peňáz M., Povž M., Przybylski M., Robillard M., Russell I.C., Stakėnas S., Šumer S., Vila-Gispert A., Wiesner C., 2005. To be, or not to be, a non-native freshwater fish?. *Journal of Applied Ichthyology*, **21** (4): 242-262.
- Copp G.H., Vilizzi L., Tidbury H., Stebbing P.D., Trakan A.S., Miossec L., Gouletquer P., 2016. Development of a generic decision-support tool for identifying potentially invasive aquatic taxa: AS-ISK. *Management of Biological Invasions*, **7** (4): 343-350.
- Dick J.T., Laverty C., Lennon J.J., Barrios O'Neill D., Mensink P.J., Britton J.R., Médoc V., Boets P., Alexander M.E., Taylor N.G., Dunn A.M., Hatcher M.J., Rosewarne P.J., Crookes S., Macisaac H.J., Xu M., Ricciardi A., Wasserman R.J., Ellender B.R., Weyl O.L.F., Lucy F.E., Banks P.B., Dodd J.A., Macneil C., Penk M.R., Aldridge D.C., Caffrey J.M., 2016. Invader Relative Impact Potential: a new metric to understand and predict the ecological impacts of existing, emerging and future invasive alien species. *Journal of Applied Ecology*. Doi: 10.1111/1365-2664.12849.
- Dudgeon D., Arthington A.H., Gessner M.O., Kawabata Z.I., Knowler D.J., Lévêque C., Naiman R.J., Prieur-Richard A.-H., Soto D., Stiassny M.K.J., Sullivan C.A., 2006. Freshwater biodiversity: importance, threats, status and conservation challenges. *Biological Reviews*, **81** (2): 163-182.
- EC (European Commission), 2000. Directive 2000/60/EC of the European Parliament and of the Council of 23 October

- 2000 establishing a framework for Community action in the field of water policy. *Official Journal of European Communities* L 327: 72 pp.
- EC (European Commission), 2008. Directive 2008/56/EC of the European Parliament and of the Council of 17 June 2008 establishing a framework for community action in the field of marine environment policy (Marine Strategy Framework Directive). *Official Journal of European Union* L 164: 19-40.
- Fenoglio S., Bonada N., Guareschi S., López-Rodríguez M.J., Millán A., De Figueroa J.M.T., 2016. Freshwater ecosystems and aquatic insects: a paradox in biological invasions. *Biology Letters*, **12** (4): 20151075.
- Fletcher D.H., Gillingham P.K., Britton J.R., Blanchet S., Gozlan R.E., 2016. Predicting global invasion risks: a management tool to prevent future introductions. *Scientific Reports*, **6**. doi:10.1038/srep26316
- Galil B.S., Gollasch S., Minchin D., Olenin S., 2009. Alien marine biota of Europe. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands: 93-104.
- Galil B.S., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., Minchin D., Naršcius A., Ojaveer H., Olenin S., 2014. International arrivals: widespread bioinvasions in European Seas. *Ethology Ecology & Evolution*, **26** (2-3): 152-171.
- Galil B.S., Marchini A., Occhipinti-Ambrogi A., 2017. East is East and West is West? Management of marine bioinvasions in the Mediterranean Sea. *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, <http://dx.doi.org/10.1016/j.ecss.2015.12.021>
- Gherardi F., 2007. Biological invasions in inland waters: an overview. In: Gherardi F. (Ed.) *Biological invaders in inland waters: profiles, distribution, and threats*. Springer Netherlands: 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: distribution, modes of arrival, and pathways. *Biological Invasions*, **10** (4): 435-454.
- Gherardi F., Gollasch S., Minchin D., Olenin S., Panov V.E., 2009. Alien invertebrates and fish in European inland waters. In *Handbook of Alien Species in Europe*. Springer Netherlands: 81-92.
- Glasby T.M., Connell S.D., Holloway M.G., Hewitt C.L., 2007. Nonindigenous biota on artificial structures: could habitat creation facilitate biological invasions?. *Marine Biology*, **151** (3): 887-895.
- GSA-SIBM (Gruppo specie alloctone – Società Italiana di Biologia Marina), 2016. Specie aliene presenti nei mari italiani. [www.sibm.it](http://www.sibm.it)
- Halpern B.S., Selkoe K.A., Micheli F., Kappel C.V., 2007. Evaluating and ranking the vulnerability of global marine ecosystems to anthropogenic threats. *Conservation Biology*, **21** (5): 1301-1315.
- Hulme P.E., Pyšek P., Nentwig W., Vilà M., 2009. Will threat of biological invasions unite the European Union?. *Science*, **324** (5923): 40-41.
- Katsanevakis S., Tempere F., Teixeira H., 2016. Mapping the impact of alien species on marine ecosystems: the Mediterranean Sea case study. *Diversity and Distributions*, **22** (6): 694-707.
- Laverty C., Nentwig W., Dick J.T., Lucy F.E., 2015. Alien aquatics in Europe: assessing the relative environmental and socioeconomic impacts of invasive aquatic macroinvertebrates and other taxa. *Management of Biological Invasions*, **6** (4): 341-350.
- MacIsaac H.J., Sprules G., Johannson O.E., Leach J.H., 1992. Filtering impacts of larval and sessile zebra mussels (*Dreissena polymorpha*) in western Lake Erie. *Oecologia*, **92** (1): 30-39.
- MacNeil C., Platvoet D., 2005. The predatory impact of the freshwater invader *Dikerogammarus villosus* on native *Gammarus pulex* (Crustacea: Amphipoda); influences of differential microdistribution and food resources. *Journal of Zoology*, **267** (1): 31-38.
- Marchini A., Sorbe J.C., Torelli F., Lodola A., Occhipinti-Ambrogi A., 2014. The non-indigenous *Paranthura japonica* Richardson, 1909 in the Mediterranean Sea: travelling with shellfish? *Mediterranean Marine Science*, **15** (3): 545-553.
- Marchini A., Ferrario J., Sfriso A., Occhipinti-Ambrogi A., 2015a. Current status and trends of biological invasions in the Lagoon of Venice, a hotspot of marine NIS introductions in the Mediterranean Sea. *Biological Invasions*, **17** (10): 2943-2962.
- Marchini A., Galil B.S., Occhipinti-Ambrogi A., 2015b. Recommendations on standardizing lists of marine alien species: lessons from the Mediterranean Sea. *Marine Pollution Bulletin*, **101** (1): 267-273.
- Marchini A., Ferrario J., Occhipinti-Ambrogi A., 2016. Confirming predictions: the invasive isopod *Ianiropsis serricaudis* Gurjanova, 1936 (Crustacea: Peracarida) is abundant in the Lagoon of Venice (Italy). *Acta Adriatica*, **57** (2): 331-336.
- Mineur F., Cook E.J., Minchin D., Bohn K., Macleod A., Maggs C.A., 2012. Changing coasts: marine aliens and artificial structures. *Oceanography and Marine Biology*, **50**: 189-234.
- Nentwig W., Kühnel E., Bacher S., 2010. A generic impact-scoring system applied to alien mammals in Europe. *Conservation Biology*, **24**: 302-11.
- Occhipinti-Ambrogi A., 2000. Biotic invasions in a Mediterranean lagoon. *Biological Invasions*, **2** (2): 165-176.
- Occhipinti-Ambrogi A., Marchini A., Cantone G., Castelli A., Chimenz C., Cormaci M., Froglià C., Furnari G., Gambi M.C., Giaccone G., Giangrande A., Gravili C., Mastrototaro F., Mazziotti C., Orsi-Relini L., Piraino S., 2011. Alien species along the Italian coasts: an overview. *Biological Invasions*, **13** (1): 215-237.
- Oguz T., Fach B., Salihoglu B., 2008. Invasion dynamics of the alien ctenophore *Mnemiopsis leidyi* and its impact on anchovy collapse in the Black Sea. *Journal of Plankton Research*, **30** (12): 1385-1397.
- Ojaveer H., Galil B.S., Minchin D., Olenin S., Amorim A., Canning-Clode J., Chainho P., Copp G.H., Gollasch S., Jelmert A., Lehtiniemi M., McKenzie C., Mikuš J., Miossec L., Occhipinti-Ambrogi A., Pečarević M., Pederson J., Quilez-Badia G., Wijsman J.W.M., Zenetos A., 2014. Ten recommendations for advancing the assessment and management of non-indigenous species in marine ecosystems. *Marine Policy*, **44**: 160-165.
- Ojaveer H., Galil B.S., Campbell M.L., Carlton J.T., Canning-Clode J., Cook E.J., Davidson A.D., Hewitt C.L., Jelmert A., Marchini A., McKenzie C.H., Minchin D., Occhipinti-Ambrogi A., Olenin S., Ruiz G., 2015. Classification of non-indigenous species based on their impacts: considerations for application in marine management. *PLoS Biology*, **13** (4): e1002130.
- Olenin S., Leppäkoski E., 1999. Non-native animals in the Baltic Sea: alteration of benthic habitats in coastal inlets and lagoons. *Hydrobiologia*, **393**: 233-243.



- Olenin S., Minchin D., Daunys D., 2007. Assessment of biopollution in aquatic ecosystems. *Marine Pollution Bulletin*, **55**: 379-394.
- Olenin S., Elliott M., Bysveen I., Culverhouse P.F., Dubelaar G.B.J., Gollash S., Gouletquer P., Daunys D., Jelmert A., Bringsvor Mezeth K., Minchin D., Occhipinti Ambrogi A., Vandekerckhove J., Kantor Y., Olenina I., 2011. Recommendations on methods for the detection and control of biological pollution in marine coastal waters. *Marine Pollution Bulletin*, **62**: 2598-2605.
- Orendt C., Schmitt C., Van Liefferinge C., Wolfram G., De Deckere E., 2010. Include or exclude? A review on the role and suitability of aquatic invertebrate neozoa as indicators in biological assessment with special respect to fresh and brackish European waters. *Biological Invasions*, **12** (1): 265-283.
- Pejchar L., Mooney H.A., 2009. Invasive species, ecosystem services and human well-being. *Trends in Ecology & Evolution*, **24** (9): 497-504.
- Ricciardi A., Neves R.J., Rasmussen J.B., 1998. Impending extinctions of North American freshwater mussels (Unionoida) following the zebra mussel (*Dreissena polymorpha*) invasion. *Journal of Animal Ecology*, **67** (4): 613-619.
- Ricciardi A., Palmer M.E., Yan N.D., 2011. Should biological invasions be managed as natural disasters?. *BioScience*, **61** (4): 312-317.
- Ricciardi A., 2015. Ecology of invasive alien invertebrates. In: Thorp J.H., Rogers D.C. (eds.), *Ecology and general biology: Freshwater invertebrates*. Elsevier: 83-91.
- Rota E., Bartoli M., Laini A., 2014. First time in Italy. Is the elusive aquatic megadrile *Sparganophilus* Benham, 1892 (Annelida, Clitellata) accelerating its dispersal in Europe?. *Journal of Limnology*, **73** (3): 482-489.
- Ruiz G.M., Fofonoff P.W., Carlton J.T., Wonham M.J., Hines A.H., 2000. Invasion of coastal marine communities in North America: apparent patterns, processes, and biases. *Annual Review of Ecology and Systematics*, **31** (1): 481-531.
- Sarà G., Palmeri V., Rinaldi A., Montalto V., Helmuth B., 2013. Predicting biological invasions in marine habitats through eco-physiological mechanistic models: a case study with the bivalve *Brachidontes pharaonis*. *Diversity and Distributions*, **19** (10): 1235-1247.
- Savini D., Occhipinti-Ambrogi A., Marchini A., Tricarico E., Gherardi F., Olenin S., Gollasch S., 2010. The top 27 animal alien species introduced into Europe for aquaculture and related activities. *Journal of Applied Ichthyology*, **26** (s2): 1-7.
- Scorrano S., Aglieri G., Boero F., Dawson M.N., Piraino S., 2017. Unmasking *Aurelia* species in the Mediterranean Sea: an integrative morphometric and molecular approach. *Zoological Journal of the Linnean Society*. In press, doi:10.1111/zoj.12494
- Seebens H., Blackburn T.M., Dyer E.E., Genovesi P., Hulme P.E., Jeschke J.M., Pagad S., Pyšek P., Winter M., Arinoutsou M., Bacher S., Blasius B., Brundu G., Capinha C., Celesti-Grapow L., Dawson W., Dullinger S., Fuentes N., Jäger H., Kartesz J., Kenis M., Kreft H., Kühn I., Lenzen B., Liebhold A., Mosena A., Moser D., Nishino M., Pearman D., Pergl J., Rabitsch W., Rojas-Sandoval J., Rogues A., Rorke S., Rossinelli S., Roy H.E., Scalera R., Schindler S., Štajerová K., Tokarska-Guzik B., Van Kleunen M., Walker K., Weigelt P., Yamanaka T., Essl F., 2017. No saturation in the accumulation of alien species worldwide. *Nature Communications*, **8**: 14435.
- Smith C.S., Lonsdale W.M., Fortune J., 1999. When to ignore advice: invasion predictions and decision theory. *Biological Invasions*, **1**: 89-96.
- Strayer D.L., 2010. Alien species in fresh waters: ecological effects, interactions with other stressors, and prospects for the future. *Freshwater Biology*, **55** (1): 152-174.
- Sun Y., Wong E., Keppel E., Williamson J.E., Kupriyanova E.K., 2017. A global invader or a complex of regionally distributed species? Clarifying the status of an invasive calcareous tubeworm *Hydroides dianthus* (Verrill, 1873) (Polychaeta: Serpulidae) using DNA barcoding. *Marine Biology*, **164** (1): 28.
- Tricarico E., Cianfanelli S., Lori E., Mazza G., Nocita A., Zerunian S., Gherardi F., 2010a. Le specie alloctone animali nelle acque interne italiane. *Studi Trentini di Scienze Naturali*, **87**: 111-114.
- Tricarico E., Vilizzi L., Gherardi F., Copp G.H., 2010b. Calibration of FI-ISK, an Invasiveness Screening Tool for Nonnative Freshwater Invertebrates. *Risk Analysis*, **30** (2): 285-292.
- Vander Zanden M.J., Olden J.D., 2008. A management framework for preventing the secondary spread of aquatic invasive species. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **65** (7): 1512-1522.
- 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 Journal of Ecology*, **21** (1): 1-16.

