

Indice dello Stato Ecologico delle comunità ittiche (NISECI): criticità nell'applicazione nella porzione occidentale del bacino del Po

Gian Carlo Perosino¹, Massimo Pascale²

¹ Via Guido Gozzano, 26/1 - 10078 - Venaria Reale (TO). Email: gian.carlo.perosino@gmail.com

² Via Aurora, 5. I - 10064 - Pinerolo (To). Email: massimopascale63@gmail.com

Pervenuto 8.5.2026, accettato 10.6.2026

Riassunto

Da diversi decenni si è sviluppato un ampio dibattito sui sistemi di valutazione delle comunità ittiche negli ecosistemi acquatici d'acqua dolce. Con la Direttiva Quadro sulle Acque (DQA) 2000/60/CE è stato introdotto il principio fondamentale del conseguimento degli obiettivi di qualità delle acque dei corpi idrici superficiali e sotterranei. Tali obiettivi vengono descritti mediante la determinazione dello Stato Ecologico dei corpi idrici attraverso una procedura che implica il riconoscimento del ruolo dei pesci quali indicatori di qualità degli ambienti acquatici. In Italia, nel 2017, è stato adottato il NISECI (Nuovo ISECI) considerato metodo ufficiale dall'Istituto Superiore per la Protezione dell'Ambiente (ISPRA). Da allora sono maturate esperienze che permettono un primo bilancio sull'applicazione del NISECI. In sintesi si propone di variare la composizione delle comunità di riferimento delle diverse zone ittiche, di evitare le distinzioni tra le specie autoctone in funzione della loro importanza ecologica, di escludere, nel protocollo di calcolo dell'indice, la metrica riguardante le specie alloctone e di mantenere l'EQB "pesci" nell'attribuzione dello Stato Ecologico dei corpi idrici, escludendolo solo nelle situazioni fortemente e irreversibilmente condizionate dalla presenza invasiva di specie alloctone.

PAROLE CHIAVE: comunità ittiche di riferimento / specie alloctone / criticità applicative degli indici di stato.

Ecological Status Index of Fish Communities (NISECI): critical issues in its application in the western portion of the Po basin.

For several decades, a broad debate has developed regarding fish community assessment systems in freshwater aquatic ecosystems. The Water Framework Directive (WFD) 2000/60/EC introduced the fundamental principle of achieving water quality objectives for surface and groundwater bodies. These objectives are described by determining the Ecological Status of water bodies through a procedure that recognizes the role of fish as indicators of aquatic environment quality. In Italy, in 2017, the NISECI (New ISECI) method was adopted, considered the official method by the Italian National Institute for Environmental Protection (ISPRA). Since then, experience has been gained that allows for an initial assessment of the application of the NISECI. In summary, we propose some variations on the compositions of the reference communities of the different fish areas, avoiding distinctions between native species based on their ecological importance, excluding, in the index calculation protocol, the metric relating to alien species and maintaining the "fish" EQB in the attribution of the Ecological Status of water bodies, excluding it only in situations strongly and irreversibly conditioned by the invasive presence of alien species.

KEY WORDS: reference fish communities / alien species / critical issues in applying state indices.

INTRODUZIONE

Nei primi anni Duemila si sviluppò un ampio dibattito sulla necessità di individuare metodi di valutazione del livello qualitativo delle comunità ittiche basati sull'utilizzo di "indici", cioè di strumenti standardizzati, relativamente semplici e ripetibili. Zerunian, per primo (2004), propose l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) viventi nelle acque interne italiane. Successivamente Forneris *et al.* (2005) propo-

sero un Indice Ittico (I.I.) per la porzione occidentale del bacino del fiume Po. ISECI e I.I. erano entrambi metodi di valutazione basati prevalentemente su un approccio conservazionista e su censimenti di tipo qualitativo, che vennero successivamente migliorati sulla base delle prime esperienze applicative (Zerunian, 2007; Forneris *et al.*, 2006a-b, 2007, 2008).

Un'altra proposta fu la "Valutazione dello stato delle

comunità ittiche basato sui metodi dell'Intelligenza Artificiale" (Scardi *et al.* 2004, 2005, 2006; Scardi e Tancioni, 2007; Tancioni *et al.*, 2005, 2006) che, diversamente dall'ISECI e dall'I.I., prevedeva un approccio più funzionale che naturalistico, non valutando negativamente la presenza di specie esotiche rispetto a quelle indigene; lo stato ecologico veniva definito come "...espressione della qualità della struttura e del funzionamento degli ecosistemi acquatici...", secondo l'assunto per cui un ambiente acquatico può funzionare bene anche con strutture trofiche che presentano specie esotiche, se queste si inseriscono coerentemente nelle diverse nicchie disponibili.

Negli anni successivi vennero proposte modifiche e aggiornamenti al fine di rendere i metodi di valutazione dello stato delle comunità ittiche coerenti con quanto previsto dal D. Lgs 152/2006 in recepimento della Direttiva Quadro sulle Acque (DQA) 2000/60/CE, in particolare per quanto concerne la definizione delle comunità di riferimento, la metodologia di campionamento impiegata, le metriche utili per il calcolo dell'indice.

Zerunian *et al.* (2009) modificarono l'ISECI impostandolo sul confronto tra la comunità ittica campionata e quella attesa, in funzione delle condizioni biologiche delle popolazioni delle diverse specie (come previsto dalla DQA), utilizzando per le metriche alcune categorie tra le quali il gruppo di specie di maggiore importanza ecologico-funzionale e quello delle specie alloctone. Analogamente Forneris *et al.* (2010, 2011, 2013 e 2014) adeguarono l'I.I. alle condizioni previste dalla DQA riconducendolo al semplice rapporto tra il numero di specie indigene campionate e quello delle specie della comunità di riferimento, ma considerando le prime in funzione delle condizioni biologiche delle rispettive popolazioni.

Il metodo che in seguito si è definitivamente affermato è l'ISECI e la sua evoluzione, il NISECI (Nuovo ISECI; Macchio *et al.*, 2017), ufficialmente adottato nei monitoraggi previsti dai Piani di Tutela delle acque (PTA) ai fini della determinazione dello Stato Ecologico dei corsi d'acqua in applicazione del D. Lgs. 152/2006 (come già avevano prospettato Gandolfi e Zerunian

nel 1987) (Macchio e Rossi, 2014; Rossi *et al.*, 2022).

Sono passati oltre 15 anni dal "primo" ISECI di Zerunian *et al.* (2009) ed almeno otto anni dall'adozione del NISECI (Macchio *et al.*, 2017). Sulla base del bilancio di quanto fino ad ora sperimentato è possibile esprimere alcune considerazioni sull'applicazione del metodo.

COMUNITÀ DI RIFERIMENTO

Zerunian *et al.* (2009), ai fini dell'applicazione dell'ISECI, identificano in ambito peninsulare (come già avevano prospettato Gandolfi e Zerunian nel 1987) tre "regioni" omogenee dal punto di vista ittologico: la Regione Padana, quella Italico Peninsulare e quella delle Isole; nell'ambito di queste regioni sono individuate tre zone ittiche omogenee: la Zona dei Salmonidi, la Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila e la Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila.

Per quanto riguarda la Zona dei Salmonidi della Regione Padana, vengono individuati come pesci tipici della comunità di riferimento le seguenti specie: *Salmo [trutta] trutta* (ceppo mediterraneo), *Salmo [trutta] marmoratus*, *Thymallus thymallus*, *Phoxinus phoxinus*, *Cottus gobio*.

Identico elenco (anche come nomenclatura) viene riproposto da Macchio *et al.* (2017) per l'applicazione del NISECI; questa comunità è riportata anche nella tabella 1 della sezione b del D.M. 260/2010 (Ministero dell'Ambiente, 2010), ma nel decreto, a proposito di *Salmo [trutta] trutta* (ceppo mediterraneo), si rimanda alla nota 10: "le popolazioni del ceppo mediterraneo di *Salmo [trutta] trutta* hanno naturalmente un areale molto frammentato. Per ogni regione andrebbe stabilito meglio l'areale"; a questo proposito, per le ragioni più avanti illustrate, l'inserimento di *Salmo [trutta] trutta* (ceppo mediterraneo) si ritiene un errore.

Rossi *et al.* (2022), sempre per la stessa zona ittica, ripropongono identica lista della relativa comunità di riferimento, ma con denominazioni scientifiche aggiornate (*Salmo ghigii* in luogo di ceppo mediterraneo di *Salmo [trutta] trutta*, secondo la nomenclatura proposta da Lorenzoni *et al.* nel 2019). Il quadro di sintesi è riportato nella Tab. I.

Lorenzoni *et al.* (2019) indicano *Salmo ghigii* come

Tab. I. Elenco delle specie ittiche autoctone facenti parte della comunità di riferimento della Zona dei Salmonidi della Regione Padana secondo ISPRA (Rossi *et al.*, 2022).

Vecchia denominazione scientifica	Nuova denominazione scientifica	Denominazione volgare
<i>Salmo [trutta] trutta</i> (ceppo mediterraneo)	<i>Salmo ghigii</i> Pomini, 1940	Trota mediterranea/appenninica
<i>Salmo [trutta] marmoratus</i>	<i>Salmo marmoratus</i> Cuvier, 1829	Trota marmorata
<i>Thymallus thymallus</i>	<i>Thymallus aeliani</i> Valenciennes, in Cuvier & Valenciennes, 1848	Temolo italico
<i>Phoxinus phoxinus</i>	<i>Phoxinus lumaireul</i> (Schinz, 1840)	Sanguinerola italica
<i>Cottus gobio</i>	<i>Cottus gobio</i> Linnaeus, 1758	Scazzone

autoctona nell'Appennino e nelle Alpi occidentali. Secondo molti autori (Splendiani *et al.*, 2017, 2020; Polgar *et al.*, 2022a,b), questa specie andrebbe considerata autoctona, oltre che nell'Appennino, nelle sole Alpi Sud-occidentali ovvero a Sud del bacino dello Stura di Lanzo fino a comprendere il bacino del Tanaro. In ogni caso l'autoctonia di *Salmo ghigii* anche nelle Alpi Sud-occidentali pare molto dubbia (Pascale, 1999; Lucarda e Forneris, 2012; Pascale e Perosino, 2023). Antognazza *et al.* (2023) hanno ipotizzato, nel sistema alpino meridionale, la presenza originaria del lignaggio adriatico, prima dell'inizio del ripopolamento con il ceppo atlantico introdotto, supportando l'ipotesi della presenza naturale del ceppo adriatico; ma Righi *et al.* (2024) hanno ridiscusso l'interpretazione dei suddetti Autori inerente alcune sequenze geniche storiche e l'attribuzione di una reale autoctonia ad alcune popolazioni alpine, suggerendo che in alcuni casi si possa trattare di traslocazioni umane del passato piuttosto che di reale natività d'alta quota.

Ai fini dell'applicazione del NISECI e di qualunque altro indice che confronti la comunità ittica rinvenuta con quella attesa (di "riferimento") è importante determinare correttamente quali sono le specie potenzialmente presenti, superando la generalizzazione introdotta dal primo ISECI e ribadita nelle successive revisioni. Si riporta, a tal proposito, la proposta di Pascale *et al.* (2023), con ulteriori considerazioni:

- nei bacini alimentati dalle Alpi Sud-occidentali (compresi tra la Dora Riparia e il Tanaro, nelle Alpi Marittime e Cozie) gli individui di *Salmo ghigii* eventualmente catturati in occasione di campionamenti finalizzati alla valutazione di stato dell'EQB "pesci" vanno considerati "neutri", ovvero ininfluenti, in quanto lo stato attuale delle conoscenze storiche e degli approfondimenti biomolecolari non permettono ancora una valutazione certa del loro stato di autoctonia (Pascale e Perosino, 2023);
- in tutto il resto del reticolo idrografico del bacino del Po gli individui di *Salmo ghigii* eventualmente catturati in occasione di campionamenti finalizzati alla valutazione di stato dell'EQB "pesci" vanno considerati "alloctoni";
- nella comunità di riferimento della zona a salmonidi della Regione Padana andrebbero inseriti anche il vairone (*Telestes muticellus*) ed il barbo canino (*Barbus caninus*), appartenenti alla terna di ciprinidi reofili di accompagnamento (barbo canino, sanguinerola e vairone) tipica di tale zona ittica;
- la zona dei Salmonidi della Regione Padana è in realtà una semplificazione rispetto ad un'area molto vasta che comprende una zona montana superiore, generalmente al di sopra dei 900/1.000 m s.l.m. caratterizzata dall'assenza di ittiofauna in condizioni originarie, una zona montana intermedia, compresa tra i 900/1.000 m

s.l.m. ed i 600/700 m s.l.m. caratterizzata da comunità ittiche semplificate, costituite in condizioni originarie da *Cottus gobio* e *Salmo marmoratus* ed una zona montana inferiore caratterizzata dalla comunità di riferimento indicata nell'ISECI, nel NISECI e nei relativi manuali applicativi.

Nelle liste delle specie delle comunità di riferimento della zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila della Regione Padana (e delle isole) è inserita la carpa (*Cyprinus carpio*), in quanto parautoctona, in coerenza con quanto stabilito dal D.M. 260/2010 (Rossi *et al.*, 2022). Le decisioni di "elevare" alcune specie alloctone alla condizione di parautoctonia andrebbero attentamente valutate, in quanto occorre considerare con attenzione le possibili conseguenze di tale scelta. La condizione di parautoctonia, in teoria, implica che una determinata specie viene "tollerata", in quanto:

- presente nel nostro territorio da oltre cinque secoli (Ministero dell'Ambiente, 2015)
- costituente un elemento facente parte delle nostre tradizioni (interesse storico-culturale);
- ha costituito, in determinati ambienti, popolazioni stabili da molto tempo;
- si è inserita in una nicchia ecologica del tutto o in parte disponibile e quindi poco impattante nei confronti delle specie indigene.

In quanto parautoctona, la carpa non dovrebbe essere oggetto di eventuali piani di eradicazione e/o di contenimento previsti per le specie alloctone. Inoltre può essere utilizzata per immissioni negli ambienti naturali (laghi, fiumi, canali) oltre che nei laghetti adibiti alla pesca sportiva. *Cyprinus carpio*, secondo numerosi Autori, è però in grado di produrre impatti significativi nelle zone litoranee dei più grandi laghi, negli stagni, nelle paludi ed in generale nelle zone umide ad acque stagnanti (Bajer *et al.*, 2009; Koehn, 2004; Weber *et al.*, 2009).

Secondo Andaloro *et al.* (2010) "in molte zone umide, nell'ultimo decennio, si è rilevato un forte cambiamento nella vegetazione igro-idrofila e di conseguenza nelle biocenosi ad essa collegata: ciò in gran parte sembra dovuto all'effetto combinato di alcune specie..." alloctone, tra le quali anche le "...carpe *Cyprinus carpio*...". Studi eseguiti nei laghi spagnoli di Zoñar e Medina hanno dimostrato l'influenza della carpa sulle popolazioni locali di molte specie di uccelli che si nutrono di piante acquatiche; una volta rimosse le carpe, le popolazioni di quelle specie sono tornate a prosperare (Maceda-Vega *et al.*, 2017). Secondo Bovero e Candiotti (2021) la carpa esercita pressioni negative quali: predazione su uova e stadi giovanili di specie ittiche e di anfibi, competizione trofica e di habitat con altre specie ittiche (es. tinca, scardola, triotto), alterazione di habitat (distruzione di macrofite, indispensabili per la riproduzione di altre specie, quali luccio e tinca), intorbidimento delle acque (soprattutto negli stagni e paludi). Parcos *et al.* (2003)

evidenziamo incrementi significativi di fosforo totale e di solidi sospesi inorganici a causa della presenza di carpe nelle acque stagnanti. Anche Wolfe *et al.* (2009) descrivono gli effetti negativi dell'intorbidimento delle acque indotto dalle carpe. Marshal *et al.* (2019) hanno documentato gravi danni operati dalle carpe nei grandi bacini fluviali. Nel documento "100 of the World's Worst Invasive Alien Species" sono elencate le specie alloctone che hanno provocato i danni maggiori (Lowe *et al.*, 2000), tra le quali è citata la carpa (*Cyprinus carpio*).

Si ritiene ragionevole escludere questa specie dall'elenco di quelle necessitanti di tutela e, di conseguenza, evitare di inserirla nelle comunità di riferimento, per scongiurarne l'ulteriore diffusione attraverso le pratiche ittogeniche operate dai diversi soggetti, pubblici e privati, gestori dell'ittiofauna. Occorrerebbe invece prevederne l'eradicazione in alcuni ambienti, ove possibile e quantomeno nelle aree protette e nei siti della Rete Natura 2000; si tratterebbe di interventi raccomandati al par. 6.1.2 delle "Linee guida per l'immissione di specie faunistiche" del Ministero dell'Ambiente (Genovesi, 2007) che, a proposito delle specie paraautoctone, osserva: "...pur non essendo vietata l'immissione in natura, andranno valutati con particolare cautela l'opportunità e i rischi legati a tali interventi. Nel caso di incertezza sui rischi connessi alle traslocazioni di specie paraautoctone andrà applicato il principio di precauzione. Lo status di paraautoctonia non esclude la possibilità di attuare interventi di eradicazione locale di tali specie".

Anche per la carpa, come nel caso della trota mediterranea, secondo Pascale *et al.* (2023), l'eventuale rinvenimento di tale specie in occasione di campionamenti andrebbe almeno ignorato ai fini del calcolo dell'indice relativo all'EQB "pesci".

Per quanto concerne il concetto di paraautoctonia, più in generale, vale un'attenta riflessione. Il Decreto del Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare del 19/01/2015 definisce paraautoctona la "...specie animale o vegetale che, pur non essendo originaria di una determinata area geografica, vi sia giunta per intervento diretto – intenzionale o accidentale – dall'uomo e quindi naturalizzata anteriormente al 1500 DC. Vanno altresì considerate paraautoctone le specie introdotte e naturalizzate in altre aree geografiche prima del 1500 DC e successivamente diffuse attraverso fenomeni naturali di diffusione e dispersione". La definizione proposta dal Ministero dell'Ambiente considera l'anno 1500 come limite temporale per l'attribuzione dello stato di paraautoctonia. Ciò, di fatto, esclude l'attribuzione di tale stato a tutte le specie alloctone immesse in seguito in natura (trota iridea, trota fario, salmerino di fonte, pesce gatto e molte altre).

Il concetto di paraautoctonia non deve essere inteso come uno stratagemma per giustificare l'immissione di specie alloctone in funzione di interessi economici

e sociali, in contraddizione con le politiche gestionali finalizzate alla tutela della biodiversità; in questo senso appaiono pericolose le pressioni per posticipare il succitato limite temporale, per esempio fino all'anno 1900. In tal modo, ad esempio, la trota fario diventerebbe paraautoctona, con conseguente possibilità di effettuarne immissioni. Si tratta di una proposta già avanzata da GRAIA (2009) che, nel rapporto conclusivo della "Carta ittica del fiume Po", sostiene la possibilità di immissioni anche delle "...specie para-autoctone, definite prendendo a prestito questo termine dall'ornitologia. Questo gruppo individua specie introdotte in tempi storici nel nostro Paese, che ormai, per motivi ecologici, sia anche culturali di tradizione e/o economici, sono da ritenersi native alla stregua delle specie autoctone"; in particolare si sostiene che "...per il bacino del Fiume Po si individuano due specie para-autoctone: trota fario e carpa...".

È sufficiente spostare il limite temporale per includere od escludere specie alloctone tra quelle necessitanti di misure di tutela, in funzione di interessi differenti dai criteri naturalistici, discutibili e senza supporti di carattere scientifico. Nel caso in cui si decidesse di utilizzare il 1900 come anno di riferimento, oltre alla trota fario, verrebbero incluse, tra le specie paraautoctone, anche trota iridea, carassio e pesce rosso, lavarello, bondella, salmerino di fonte (Ghetti *et al.*, 2007) e, forse, persico sole e persico trota, le cui introduzioni potrebbero forse risalire alla fine del XIX secolo. Palm (2004) mette giustamente in discussione la linea di demarcazione temporale per giustificare la paraautoctonia. Pauly (1995) critica l'idea secondo la quale l'anzianità di introduzione equivalga a innocuità ecologica. Genovesi e Carnevali (2011) hanno considerato il concetto di paraautoctonia come un "limbo" giuridico che limita le azioni di eradicazione delle specie alloctone. Secondo Pyšek *et al.* (2004), riferendosi al mondo vegetale, ma nell'ambito di un'analisi più generale, l'idea della paraautoctonia è un tentativo terminologico per nobilitare le specie alloctone. In sintesi, l'ipotesi di spostare a piacimento l'anno di riferimento per l'attribuzione dello stato di paraautoctonia non è coerente con le posizioni ripetutamente espresse dal Governo Italiano per il proprio territorio e soprattutto di fronte alle comunità europea e globale.

Oltre alle considerazioni sopra esposte, è bene ricordare che gli elenchi delle specie delle comunità di riferimento espresse nel NISECI non vanno considerati alla lettera. L'applicazione del NISECI "...ha evidenziato come spesso l'utilizzo delle comunità ittiche di riferimento stabilite a scala nazionale..." (proposte da Zerunian *et al.*, 2009 e riportate nel D.M. 260/2010 - Ministero dell'Ambiente, 2010) "...possa determinare una valutazione non corretta dello stato ecologico di un corpo idrico per una mancata corrispondenza tra gli

elenchi ufficiali, definiti a scala di zona zoogeografica-ecologica e la reale composizione della comunità ittica attesa a scala locale” (Rossi *et al.*, 2022). Questo aspetto era già trattato nel D.M. 260/2010: infatti, benché la sezione B riporti gli elenchi delle specie ittiche attese nelle zone zoogeografico-ecologiche fluviali principali proposte da Zerunian *et al.* (2009), poi confermate da Macchio *et al.* (2017), gli stessi Autori evidenziano che gli elenchi “...sono comunità teoriche. Nelle indagini propedeutiche alle attività di monitoraggio è necessario affinare l’individuazione della comunità ittica attesa che emerge dal sistema di zonizzazione descritto, per ogni tipologia di corpo idrico e stazione di campionamento mediante indagini conoscitive...” Secondo Rossi *et al.* (2022) occorre “...procedere ad un affinamento della zonazione ittica ed alla conseguente individuazione di comunità attese a scala locale (...); le comunità vanno affinate sulla base di un processo di zonazione di dettaglio, documentato e validato, che permetta di definire comunità attese locali (...) attraverso la valutazione degli habitat effettivamente presenti nei corsi d’acqua e l’analisi storico-bibliografica delle conoscenze sulla fauna ittica di ogni singola zona di dettaglio”.

Il problema è verificare se l’affinamento delle comunità di riferimento è stato effettivamente effettuato e se viene correttamente applicato dagli operatori che applicano il NISECI a vario titolo in ambito italiano.

SPECIE DI MAGGIORE IMPORTANZA ECOLOGICO-FUNZIONALE

In gran parte degli indici di valutazione di stato delle comunità biotiche vengono individuati alcuni taxa ritenuti più importanti:

- sotto il profilo della funzionalità ecologica,
- maggiormente sensibili alle alterazioni ambientali,
- di maggiore interesse naturalistico.

A questi organismi o gruppi di organismi viene assegnato un peso maggiore ai fini della determinazione degli indici stessi. Esempi sono l’IBE (Ghetti, 1986, 1995) o lo STAR Icml (Buffagni e Erba, 2014), metodi di valutazione della qualità biologica delle acque fondati sullo studio del macrobenthos. Per i taxa macrobenthonici si è stabilita una scala di sensibilità del tipo Plecotteri > Efemerotteri > Tricotteri >... Questa successione, che è alla base degli indici che utilizzano le comunità macrobentoniche, si è affermata, è ampiamente riconosciuta e sembra ben funzionare; per quanto riguarda l’ittiofauna, però, un approccio di questo tipo appare meno efficace.

Nell’ISECI, una delle metriche che utilizza questo approccio è quella riguardante la “presenza/assenza di specie indigene” (Zerunian *et al.*, 2009); questa impostazione è confermata nel NISECI (Macchio *et al.*, 2017); nella metrica si considerano, nella comunità di riferimento, due componenti: una riguarda le “specie au-

toctone di maggiore importanza ecologico-funzionale”, assumendo “...che questo gruppo di maggiore importanza sia limitato a Salmonidi (sensu Nelson, comprendenti quindi anche *Thymallus thymallus*), Esocidi e Percidi”; l’altra riguarda tutte le altre specie autoctone; non si spiega il motivo per cui trote, temoli, lucci e persici siano specie di importanza ecologico-funzionale superiore a quella delle altre specie autoctone, tanto che alle prime viene assegnato un punteggio superiore rispetto alle altre.

Forse trote, temoli, lucci e persici reali sono stati individuati in quanto predatori, cioè ai vertici della catena alimentare e quindi maggiormente sensibili rispetto alle alterazioni della catena trofica al vertice della quale essi sono posti. Tuttavia il temolo non è un predatore ed inoltre, se questo fosse il criterio, allora bisognerebbe considerare anche l’anguilla.

Forse il criterio è la maggiore sensibilità a fronte delle alterazioni ambientali. In effetti il temolo è quasi scomparso nella maggior parte del suo areale originario per la somma di una serie di fattori negativi. Perché allora non considerare la lasca (*Protochondrostoma genei*)? Sicuramente si tratta di una specie molto sensibile un tempo molto abbondante nel bacino del Po, mentre oggi le sue popolazioni sono fortemente ridotte. Oppure perché non considerare piccole specie bentoniche, quali, per esempio, il ghiozzo padano (*Padogobius bonelli*), lo scazone (*Cottus gobio*), il cobite mascherato (*Sabanejewia larvata*) caratterizzate da scarsa vagilità e maggiormente vulnerabili rispetto alle alterazioni della qualità dell’acqua e dei substrati degli alvei fluviali?

Forse ancora il criterio deriva dalla forte manomissione delle popolazioni di salmonidi ed esocidi operata con i “cosiddetti” ripopolamenti, che hanno comportato la contrazione di trote autoctone, temoli e lucci nelle acque nazionali. Di conseguenza rinvenirne popolazioni o anche solo singoli individui sicuramente autoctoni è premiante ai fini dell’indice.

Si potrebbero citare molti esempi che evidenziano la mancanza di conoscenze sufficienti per stabilire una sorta di graduatoria di specie (o gruppi di specie) in funzione della sensibilità e/o dell’importanza ecologico-funzionale. Tutte le specie giocano un ruolo fondamentale nel complesso equilibrio che caratterizza gli ecosistemi acquatici che ancora conosciamo solo parzialmente (Van Der Plas, 2019; Pärtel *et al.*, 2020; Winfree *et al.*, 2020).

La direttiva 2000/60/CE, ai par. 1.2.1 e 1.2.1 dell’Allegato V (definizioni dello stato ecologico dei fiumi e dei laghi), a proposito della descrizione dello stato elevato della fauna ittica cita “presenza di tutte le specie sensibili alle alterazioni tipiche specifiche”, senza imporre una distinzione in funzione della loro “importanza”. Dato che, per quanto sopra esposto, tutte quelle autoctone sono sensibili a una o più alterazioni dell’ambiente, sarebbe

opportuno modificare la metrica in questione evitando tale distinzione e considerando tutte le specie della comunità di riferimento come ugualmente importanti.

SPECIE ALLOCTONE

Al punto 1.2.1 dell'allegato 1 della Direttiva 2000/60/CE si riportano le definizioni dello stato dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB) relativo alla fauna ittica riprese, tali e quali, dal D. Lgs. 152/2006. In queste definizioni si fa riferimento, nel caso della migliore condizione riscontabile (lo stato "elevato"), alla "composizione e abbondanza delle specie che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate". In fase di campionamento devono essere presenti tutte le specie autoctone attese per la zona ittica considerata, in ottimali condizioni biologiche per consistenza demografica e struttura delle rispettive popolazioni: una "composizione di specie corrispondente a condizioni inalterate" non può comprendere quelle alloctone. Fin dall'inizio, in tutti gli indici è stata inserita una metrica che, in funzione della presenza di forme alloctone, del loro rapporto numerico con quelle autoctone e del loro grado di nocività, contribuisce ad abbassare il valore dell'indice stesso.

Tuttavia Zerunian *et al.* (2009) affermano che l'inserimento dell'indicatore relativo alle specie aliene "... risulta essere a rigore non perfettamente coerente con l'impostazione complessiva dell'indice: esso, infatti, a differenza degli altri criteri di valutazione, non si configura come un indicatore di stato della comunità ittica, ma piuttosto come un indicatore di pressione". Infatti risulta evidente l'azione "... di disturbo (eccessiva predazione, competizione eco-etologica, diffusione di agenti patogeni, ecc.) che le specie aliene, in relazione al loro diverso impatto sull'ittiofauna indigena..., sono in grado di esercitare".

L'inserimento della metrica relativa alle specie aliene sembra quindi condizionato dalla necessità di evitare la sottovalutazione del grave impatto esercitato da tali specie, soprattutto perché, nella maggior parte dei casi, irreversibile. Gli stessi Autori proseguono mettendo in evidenza "il rischio che nell'analisi a supporto della pianificazione ... importanti fattori di pressione in atto vengano ignorati, sovrastimando di fatto lo stato atteso a breve termine della comunità ittica..."; pertanto si "... può... giustificare di 'sporcare' logicamente la struttura dell'indice, accostando tale fattore di pressione agli indicatori di stato".

Sotto un profilo naturalistico e conservazionistico i ragionamenti sono condivisibili, ma occorre distinguere gli ambiti di valutazione. Vanno utilizzati indici di tipo naturalistico per la gestione e valorizzazione del patrimonio (ittio)faunistico autoctono; negli algoritmi di tali indici vanno opportunamente inserite metriche riguardanti l'influenza delle specie aliene, la cui presenza

non solo determina gravi conseguenze sugli ecosistemi, ma costituisce un valore negativo anche sotto il profilo storico-culturale. Per gli indici di valutazione di stato vanno utilizzate "esclusivamente" le metriche in grado di descrivere gli effetti delle pressioni di origine antropica; e l'immissione di specie alloctone è una forma (tra le più gravi) di pressione antropica, ma è una causa, non un effetto.

La metrica riguardante le specie aliene (e la presenza di ibridi nel "vecchio ISECI") costituisce quindi una contraddizione, in quanto, con essa, si valuta una pressione (ovvero una causa di impatto negativo sulle specie indigene), quando invece andrebbero considerate esclusivamente le metriche in grado di valutare gli effetti sulla fauna ittica. Eliminando tale metrica dall'algoritmo dell'indice si otterrebbe una semplificazione, riducendo il rischio di sopravvalutazione di tale aspetto e risulterebbe una maggiore coerenza rispetto a quanto previsto dalla Direttiva 2000/60/CE.

Quanto poi alla distinzione tra specie aliene più "cattive" di altre, esplicitata nelle tre categorie di "nocività" presenti sia nell'ISECI, sia nel NISECI, sebbene si riconosca come siluro (*Silurus glanis*) ed aspio (*Aspius aspius*) siano sicuramente specie molto pericolose, ve ne sono altre altrettanto pericolose: barbi alloctoni (*Barbus barbus*, *Barbus graellsii*...) che compongono attualmente gran parte dell'ittiomassa nelle zone dei ciprinidi peninsulari, specie bentoniche di piccola taglia come il misgurno (*Misgurnus anguillicaudatus*), che ha soppiantato i "nostri" cobiti (*Cobitis bilineata*, *Sannaejewia larvata*)., senza contare la recente segnalazione del *Cobitis elongatoides* (Bovero *et al.*, 2022), un altro cobite alloctono.

Per quale motivo la trota iridea (*Oncorhynchus mykiss*) è stata inserita nella lista delle specie a "nocività media", invece che in quella a "nocività moderata"? Si tratta di una specie che non è in grado di riprodursi nelle nostre acque, salvo rarissimi casi, e non forma ibridi con le "nostre" trote: *Salmo marmoratus* nel bacino Padano Veneto e *Salmo ghigii* nel distretto Tosco-Laziale.

Quelli sopra citati sono solo alcuni esempi. È un tema già affrontato da diversi Autori. Ogni specie alloctona è una componente di "omogenizzazione globale" e l'idea di una graduatoria di pericolosità tende a mettere in subordine il rischio, sempre presente, di alterazione ambientale (Simberloff, 2003). È molto difficile prevedere l'impatto a lungo termine di una specie esotica; quella che oggi sembra innocua (quindi in basso in una eventuale graduatoria di pericolosità) potrebbe in seguito diventare devastante; ciò supporta l'idea che trattare le specie alloctone con pesi diversi sia un azzardo (Ricciardi e Cohen, 2007). Nella realtà la pericolosità non è una attribuzione puramente biologica, ma anche etica; se il valore di un ecosistema dipende dalla sua storia evolutiva unica, allora ogni specie alloctona è

comunque un danno, in quanto altera quel legame storico unico (Curnutt, 2000).

Volendo mantenere nel NISECI la metrica riguardante le specie aliene, converrebbe almeno semplificare considerandole “tutte” di pari importanza, in quanto non ci sono le condizioni (in termini di conoscenze e di esperienze) per stabilire una graduatoria di “cattivi”.

DESTINO DELL'EQB “PESCI”

Nel triennio 2017 - 2019 l'ARPA-Piemonte, in collaborazione con SEACOOP di Torino, ha effettuato il monitoraggio regionale dell'ittiofauna ai fini dell'applicazione del D.Lgs 152/2006; delle 197 stazioni della rete regionale, ne sono state campionate 136, con applicazione del NISECI. Si sono resi inoltre disponibili dati relativi ad alcune stazioni campionate per studi finalizzati alla valutazione di stato delle specie ittiche inserite negli elenchi della Direttiva 92/43/CEE “Habitat” con applicazione dell'Indice Ittico (I.I.) (Pascale, 2019) e ulteriori altri dati relativi a studi specifici sull'ittiofauna, per un totale di 209 stazioni sul territorio regionale (Bovero *et al.*, 2021a,b; Pascale *et al.*, 2023).

Sul tratto piemontese del fiume Po (quasi 250 km) sono state campionate 19 stazioni (Tab. II). I risultati dei campionamenti sono illustrati in Tab. III con indicazione dei valori degli indici NISECI (RQE) e I.I. insieme ai

relativi giudizi di qualità. Va precisato che gran parte delle stazioni si trovano in condizioni idrologiche che non consentono l'applicazione del NISECI, in quanto in ambienti “non guadabili” e non idonei al protocollo di campionamento. Ciononostante è risultato interessante applicarlo (unitamente all'I.I.) adattando i dati raccolti, per valutare la congruità nell'applicazione dei due indici ai fini della determinazione dello stato ecologico previsto dai Piani di Tutela delle Acque.

Il parametro critico ai fini della determinazione degli Indici è la condizione biologica delle popolazioni delle specie rinvenute; questo parametro e la relativa metrica sono vincolati a campionamenti di tipo quantitativo e la condizione biologica è rappresentata da un indice numerico, da 0,0 (specie assente) a 1,0 (situazione ottimale) che deriva dall'interazione di altri due indici numerici che rappresentano le valutazioni dell'abbondanza e della struttura delle popolazioni (Zerunian *et al.*, 2009; Macchio *et al.*, 2017). Nell'elaborazione la condizione biologica è sintetizzata dall'indice di rappresentatività (Forneris *et al.*, 2011), pure esso determinato dall'interazione dei due elementi descrittivi “abbondanza” e “struttura” delle popolazioni e quindi utilizzato per il calcolo del NISECI. Come sopra riportato, a causa del metodo di campionamento adottato (semiquantitativo, per fiumi non guadabili, spesso da natante) i valori utiliz-

Tab. II. Stazioni di campionamento sul fiume Po (campionamenti del triennio 2017 - 2019).

Sono indicati i codici delle stazioni, province e comuni nei cui territori si trovano le stazioni, le coordinate UTM, le superfici (S) dei bacini sottesi alle stazioni stesse, le loro altitudini (H) e le relative lunghezze fluviali (Lf) dalle sorgenti.

Codice	Prov.	Comune	UTMx	UTMy	S [km2]	Lf [km]	H [m s.l.m.]
001015	CN	Crissolo	353427	4951441	25	6,5	1.384
001018	CN	Sanfront	367805	4945586	180	25,8	460
CN015	CN	Martiniana	370986	4943537	231	31,2	386
CN025	CN	Revello	377808	4951998	305	46,8	270
CN030	CN	Cardè	379715	4956121	550	52,0	256
001040	TO	Villafranca P.te	382361	4959683	644	64,2	251
CN040	CN	Casalgrasso	391198	4964629	2.248	74,6	240
001065	TO	Carignano	396648	4973644	3.760	89,6	227
001095	TO	Torino	397657	4990997	5.088	96,5	220
001160	TO	Brandizzo	409475	5002568	7.496	133,4	180
TO045	TO	Chivasso	411419	5003768	7.859	134,1	175
001197	TO	Lauriano	421235	5002895	8.917	152,7	163
TO050	TO	Verrua Savoia	429264	5003244	12.850	157,7	148
001230	VC	Trino	444424	5002679	13.137	178,2	127
AL005	AL	Casale M.to	456897	4999016	13.420	189,0	105
001250	AL	Frassineto Po	464305	4999065	13.485	202,2	93
001270	AL	Valenza	471021	4988681	16.500	217,5	85
AL010	AL	Bassignana	480998	4984009	16.820	229,2	76
001280	AL	Isola S.Antonio	485974	4986917	25.330	241,2	72

zati per il calcolo della metrica relativa alla condizione biologica delle popolazioni vanno comunque considerati con cautela. Per quanto riguarda la composizione delle comunità di riferimento si sono utilizzate quelle individuate da Pascale *et al.* (2023).

Nel Po, il tratto superiore, oltre i 1.000 m di quota (comune di Crissolo), non viene considerato ai fini della valutazione di stato dell'EQB "pesci", in quanto ambiente inidoneo per ospitare comunità ittiche naturali in grado di automantenersi. Presso Sanfront (400 - 500 m s.l.m.) si riscontra una buona situazione con una sola specie assente rispetto alla comunità di riferimento (*Thymallus aeliani*) ed una sola specie alloctona (*Salmo trutta*); verso valle la situazione peggiora sensibilmente per una trentina di chilometri fino a Villafranca Piemonte, a causa soprattutto della forte alterazione idrologica che coinvolge anche i tratti terminali dei principali affluenti (Maira, Varaita, Pellice), situazione purtroppo assai diffusa in Piemonte (Pascale e Perosino, 2025).

La situazione migliora proseguendo verso Torino, ma diventano più numerose le specie alloctone, che rimangono in numero ancora decisamente inferiore a quelle autoctone, delle quali una parte consistente si trova in buone condizioni biologiche. Da Torino a valle l'impatto dei pesci alieni inizia a risultare evidente, sia per l'incremento del numero di specie, sia per le migliori condizioni biologiche delle loro popolazioni, a danno delle specie autoctone; inoltre riemerge il problema dell'alterazione idrologica determinata soprattutto dalla derivazione che alimenta il canale Cavour e che comporta una forte riduzione delle portate in alveo fino alla confluenza con la Dora Baltea (80 km a valle).

A partire da Casale Monferrato, lungo i 60 km del fiume fino al confine regionale risulta un netto peggioramento. La ragione principale è la presenza di fauna alloctona caratterizzata da buone condizioni biologiche, dominante su quella autoctona. Nell'ultima stazione regionale, presso Isola S. Antonio, sono presenti 8 specie aliene contro due sole indigene. Considerando i risultati dei campionamenti effettuati in occasione dei precedenti monitoraggi regionali (Regione Piemonte, 1991, 2006; Forneris *et al.*, 2012) risulta non solo l'incremento del numero specie alloctone nel territorio regionale, ormai in numero superiore a quello delle specie indigene (Bovero *et al.*, 2021a,b), ma anche la loro progressione.

I monitoraggi cui si fa riferimento, riportati in Tab. III, sono stati effettuati 7/8 anni fa e la situazione è ulteriormente peggiorata, come risulta dalle numerose segnalazioni e dai dati raccolti nei differenti progetti LIFE (LIFE Predator, LIFE Minnow) in atto nel bacino occidentale del Po, sia per quanto riguarda l'incremento delle specie aliene segnalate in passato, sia per la comparsa di nuove specie. Questa situazione non riguarda soltanto il fiume Po, ma, come già risultava nel monitoraggio del 2017/2019, coinvolge anche i fiumi Sesia (a

valle di Vercelli), Cervo (a valle di Quinto V.se), Roggia Bona (Caresana), Rotaldo (Pomaro M.to), Tanaro (a valle di Alba), Bobore (Asti), Versa (Asti), Bormida (Alessandria), nei quali il numero di specie esotiche supera quello delle specie indigene.

Se l'invasione delle specie alloctone è un grave problema sotto il profilo naturalistico, lo è anche per l'attribuzione dello stato dell'ittiofauna e quindi dello stato ecologico dei corpi idrici ai sensi della Direttiva 2000/60/CE e non riguarda solo il Piemonte, ma coinvolge un po' tutte le regioni italiane ed anche il continente europeo (Abbà *et al.*, 2024; Fortini *et al.*, 2024; Marcolin *et al.*, 2025); purtroppo, in quasi tutti gli ecosistemi acquatici, il fenomeno è anche "irreversibile", come già da tempo ampiamente documentato (Coblentz, 1990; Simberloff e Von Holle, 1999; Cucherousset e Olden, 2011).

Lo stato Ecologico di un corpo idrico, ai sensi del D. Lgs. 152/2006 in recepimento della Direttiva 2000/60/CE9, è definito dal giudizio peggiore degli elementi di qualità considerati: elemento di qualità fisico/chimico delle acque (LIMEco) ed Elementi di Qualità Biologica (EQB) che si riferiscono alla comunità macrobentonica (STAR_ICMi), diatomee (ICMi), macrofite (IBMR) e ittiofauna (RQE); a questi si aggiungono ulteriori elementi descrittivi quali la morfologia (IQM) e l'idromorfologia (IDRAIM). Si tratta del criterio "one-out, all-out" - uno fuori, tutto fuori (Moss, 2008; Borja e Roriguez, 2010) ovvero, in altri termini, "vinca il peggiore".

Si riporta, quale esempio, la situazione del Po presso Casale Monferrato ed Isola S. Antonio (stazioni AL005 e 001280 in Tab. II), dove sono stati effettuati i monitoraggi ai sensi del D. Lgs. 152/2006, con esclusione dell'EQB "pesci". I risultati sono riportati e commentati nel rapporto sullo Stato di qualità dei corsi d'acqua in Piemonte relativo al triennio 2020-2022 (ARPA-Piemonte, 2023). Per entrambe le stazioni e per i corpi idrici individuati lungo l'asta del fiume Po a valle di Casale Monferrato, il giudizio per lo Stato Ecologico conseguito è "sufficiente", derivando da quello peggiore ottenuto dall'applicazione del LIMEco, dello STAR_ICMi e dell'ICMi. Si tratta di una situazione inferiore di una classe di qualità rispetto a quella (Stato Ecologico "buono") prevista come obiettivo minimo ai sensi del D. Lgs. 152/2006, realisticamente conseguibile. Se si considerasse anche l'EQB "pesci" (Tab. III), con la valutazione di stato dell'ittiofauna secondo il NISECI (o secondo un qualsiasi altro indice basato sul confronto tra comunità ittica campionata e quella di riferimento) lo Stato Ecologico, sulla base del succitato principio del "vinca il peggiore", inevitabilmente "precipiterebbe" al giudizio "cattivo": significherebbe un giudizio di tre classi al di sotto del limite previsto, impossibile da conseguire.

Questa situazione vale per il basso corso piemontese

Tab. III. Risultati dei campionamenti dell'ittiofauna effettuati, con i monitoraggi nel triennio 2017 - 2019, sulle 19 stazioni del tratto piemontese (~ 250 km) del fiume Po (tab. 2). Presenze segnalate con indicazione delle condizioni biologiche delle popolazioni mediante l'indice di rappresentatività. Le celle in azzurro indicano le specie appartenenti alle comunità di riferimento. Le celle in giallo indicano quelle alloctone. Numeri totali delle specie autoctone (AUt), di quelle attese delle comunità di riferimento (AUrt) e di quelle alloctone (ALt). Valori numerici del NISECI (RQE) e dell'Indice Ittico (I.I.) e i relativi giudizi di qualità (EQB "pesci").

N		001015	001018	CN015	CN025	CN030	001040	CN040	001065	0001095
Anguilla anguilla		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Alburnus albolella		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	1,0	1,0
Barbus plebejus		0,0		0,0	0,4	0,4	1,0	0,4	0,8	0,4
Barbus caninus		0,0	0,8	0,0	0,4	0,3	0,0	0,0	0,5	0,0
Squalius squalus		0,0		0,0	0,4	0,5	0,4	0,4	0,8	1,0
Gobio benacensis (1)		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	1,0	1,0
Protochondrostoma genei		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rutilus pigus		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Phoxinus phoxinus		0,0		0,0	0,6	0,8	1,0	0,4	0,8	0,6
Chondrostoma soetta		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Scardinius hesperidicus		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tinca tinca		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rutilus aula		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Telestes muticellus		0,0	0,8	0,0	0,8	0,8	1,0	0,6	1,0	1,0
Cobitis bilineata		0,0		0,0	0,4	0,0	0,0	0,6	0,8	1,0
Padagogobius bonelli		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,8	1,0
Perca fluviatilis (2)		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
Esox cisalpinus (3)		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,6	0,0
Salmo marmoratus		0,0	0,4	0,0	0,4	0,4	0,8	0,4	0,4	0,0
Thymallus aeliani		0,0		0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,3	0,0
Cottus gobio		0,0	0,5	0,0	0,0	0,6	1,0	0,4	0,6	0,0
Lampetra zandrai		0,0		0,0	0,0	0,0	1,0	0,0	0,8	0,0
Aspius aspius		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Barbus barbus ed altri (4)		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
Carassius sp. (5)		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,6
Cyprinus carpio		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Pseudorasbora parva		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Rhodeus sericeus		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0
Misgurnus anguillicaudatus		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lepomis gibbosus		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0
Salmo sp. (6)		0,4	1,0	0,4	0,4	0,4	1,0	0,6	0,5	0,4
Oncorhynchus mykiss		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,0
Silurus glanis		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4	0,4
Numero AUt		0	4	0	7	7	7	12	14	9
Numero AUrt		-	5	6	14	14	15	16	16	16
Numero ALt		1	1	1	1	1	1	1	5	7
NISECI	Valore	-	0,78	0,00	0,44	0,46	0,55	0,65	0,91	0,64
	Giudizio	-	buono	cattivo	modesto	modesto	modesto	buono	elevato	buono
I.I.	Valore	-	0,50	0,00	0,24	0,27	0,35	0,34	0,62	0,46
	Giudizio	-	modesto	cattivo	scadente	scadente	scadente	scadente	buono	modesto

(segue)

Tab. III (seguito)

N		001160	TO045	001197	TO050	001230	AL005	001250	001270	AL010	001280
Anguilla anguilla		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Alburnus alborella		0,5	1,0	0,5	0,8	0,8	0,6	0,6	0,6	0,6	0,6
Barbus plebejus		0,4	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Barbus caninus		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Squalius squalus		0,5	0,8	0,6	0,6	0,6	0,5	0,6	0,6	0,4	0,4
Gobio benacensis (1)		1,0	1,0	1,0	0,8	0,8	0,8	0,0	0,0	0,0	0,0
Protochondrostoma genei		0,5	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rutilus pigus		0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Phoxinus phoxinus		0,4	0,8	0,8	0,0	0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0
Chondrostoma soetta		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,2	0,0
Scardinius hesperidicus		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Tinca tinca		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Rutilus aula		0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Telestes muticellus		1,0	1,0	0,8	0,8	0,8	0,6	0,4	0,3	0,0	0,0
Cobitis bilineata		0,8	1,0	0,8	0,4	0,4	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0
Padagogobius bonelli		1,0	0,8	1,0	0,4	0,4	1,0	0,0	0,4	0,3	0,0
Perca fluviatilis (2)		0,0	0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Esox cisalpinus (3)		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Salmo marmoratus		0,0	0,4	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Thymallus aeliani		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Cottus gobio		0,0	0,0	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Lampetra zandrai		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Aspius aspius		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,6	0,0	0,5	0,2	0,4
Barbus barbus ed altri (4)		0,4	0,4	0,5	0,8	0,8	0,8	1,0	1,0	1,0	0,8
Carassius sp. (5)		1,0	0,4	0,6	0,4	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Cyprinus carpio		0,6	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,4
Pseudorabora parva		0,8	0,8	0,4	0,0	0,6	0,6	0,6	0,9	0,8	0,6
Rhodeus sericeus		0,4	0,4	0,0	0,0	0,6	0,0	0,6	1,0	0,0	0,6
Misgurnus anguillicaudatus		0,0	0,0	0,0	0,8	0,8	0,0	0,4	0,0	0,9	0,4
Lepomis gibbosus		0,5	0,0	0,0	0,0	0,0	0,5	0,0	0,0	0,4	0,0
Salmo sp. (6)		0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Oncorhynchus mykiss		0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Silurus glanis		0,6	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,8	0,6	0,8
Numero AUt		9	12	8	7	6	7	3	4	4	2
Numero AUrt		18	18	17	17	16	15	14	14	14	14
Numero ALt		7	6	4	4	5	6	5	5	6	8
NISECI (RQE)	Valore	0,53	0,77	0,55	0,46	0,40	0,50	0,15	0,23	0,19	0,02
	Giudizio	modesto	modesto	modesto	modesto	scadente	modesto	cattivo	scadente	cattivo	cattivo
I.I.	Valore	0,34	0,50	0,37	0,24	0,24	0,30	0,11	0,14	0,11	0,07
	Giudizio	scadente	modesto	scadente	scadente	scadente	scadente	cattivo	cattivo	cattivo	cattivo

(Note alla tabella alla pagina seguente)

Lavori originali

(Note alla Tab. III)

- (1) È segnalata la forma alloctona *Gobio gobio*, ai danni del *G. bonacensis* (Bovero *et al.*, 2021a,b).
- (2) Escluso dalla comunità di riferimento in quanto la sua autoctonia è dubbia (Bianco, 1994; Lorenzoni *et al.*, 2019; Gavioli *et al.*, 2024).
- (3) La specie italiana *Esox cisalpinus* (Bianco e Delmastro, 2011) e europea (*Esox lucius*) sono entrambe presenti in Piemonte. Rischio di espansione del luccio europeo ai danni di quello endemico.
- (4) Secondo Bovero *et al.* (2021a) oltre a *Barbus barbus* non si esclude la presenza di altre forme alloctone dalla Spagna (*B. graellsii* e *B. haasi*) e dai Balcani (*B. balcanicus*).
- (5) Comprende *Carassius carassius*, *C. auratus*, *C. langsdorffii*.
- (6) Trote appartenenti al genere *Salmo* ad esclusione di *S. marmoratus* e suoi ibridi.

del fiume Po, ma anche per numerosi altri corsi d'acqua, come quelli sopra citati a titolo di esempio. Se consideriamo il grave problema della sostanziale impossibilità di eradicazione delle specie alloctone, ben acclimate in numerosi ambienti, allora l'applicazione del principio "one-out, all-out" porterebbe, a causa dell'EQB "pesci" quale "anello debole" nella procedura di determinazione dello Stato Ecologico, a valutazioni fortemente negative, rendendo impossibile conseguire gli obiettivi di qualità dei corpi idrici, anche in presenza di valutazioni buone/ottime per lo stato fisico/chimico, per gli altri EQB e per gli indicatori di funzionalità idromorfologica di accompagnamento. Si tratta di una questione importante che richiede una soluzione concordata e validata a livello europeo e rispetto alla quale occorre fare alcune considerazioni.

La Direttiva 2000/60/CE (DQA), ai par. 1.2.1 e 1.2.2 dell'Allegato V (definizioni dello stato ecologico dei fiumi e dei laghi), a proposito della descrizione dello stato elevato della fauna ittica riporta quanto segue: "Composizione e abbondanza della specie che corrispondono totalmente o quasi alle condizioni inalterate. Presenza di tutte le specie sensibili alle alterazioni tipiche specifiche. Strutture di età delle comunità ittiche che presentano segni minimi di alterazioni antropiche e non indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari", testo ripreso tal quale ai par. A.2.1 per i fiumi e A.2.2 per i laghi dell'Allegato V del D. Lgs. 152/2006 e nel quale non compare alcun riferimento alle specie alloctone. Una possibile soluzione potrebbe consistere nel riprendere la proposta del metodo della "Valutazione dello stato delle comunità ittiche basato sui metodi dell'Intelligenza Artificiale" (Scardi *et al.*, 2004, 2005, 2006; Scardi e Tancioni, 2007; Tancioni *et al.*, 2005, 2006)) che non valuta negativamente la presenza di specie esotiche rispetto a quelle indigene ed anzi ne considera alcune tra quelle della comunità di riferimento. Questa è un'impostazione non coerente con la Direttiva, in quanto occorre considerare che sia la DQA, sia il D.Lgs. 152/2006 si riferiscono a "... comunità ittiche che presentano segni minimi di alterazioni antropiche e non indicano l'incapacità a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari", cioè alle cosiddette comunità di riferimento; la presenza di specie alloctone costituisce un tipo di "alterazioni antropica", per molti aspetti la più grave, in quanto

capace di pregiudicare, molto spesso irreversibilmente, la capacità "...a riprodursi o a svilupparsi di specie particolari".

La soluzione della rinuncia all'EQB "pesci" per tutte le ragioni sopra esposte ed in particolare perché elemento che, in molte situazioni e con tendenza ad ulteriore peggioramento, non permette di conseguire gli obiettivi di qualità dei corpi idrici, è in evidente contraddizione rispetto alle attuali normative europea e nazionale e comporterebbe un passo indietro rispetto a quanto, da diversi decenni, si è giustamente insistito sul ruolo di indicatori ambientali dei pesci (Karr, 1981; Karr e Dudley, 1981; Fausch *et al.*, 1990; Zerunian, 2003). Purtroppo la scelta di chi è responsabile dell'applicazione della normativa è quella di bypassare il problema eliminando l'ittiofauna dagli EQB da considerare per la valutazione di Stato dei corpi idrici.

Una terza soluzione potrebbe prevedere comunque l'applicazione del NISECI (o di qualunque altro indice basato sull'ittiofauna) in tutte le situazioni. Nei casi in cui risultasse un forte impatto da parte della fauna alloctona, con numero di specie aliene pari o superiore a quelle autoctone o in situazioni in cui una o più specie alloctone sono in grado, da sole, di condizionare pesantemente la comunità ittica autoctona, sulla base del parere esperto degli ittiologi che effettuano i campionamenti, l'EQB "pesci" potrebbe essere escluso dal protocollo di determinazione dello Stato Ecologico in presenza di giudizi positivi degli altri indicatori.

Per i corpi idrici ove, all'opposto, le specie alloctone risultano assenti o irrilevanti e con comunità ittiche presenti prossime o pari a quelle di riferimento (valore numerico dell'indice prossimo a uno e giudizio di stato elevato dell'ittiofauna), condizione purtroppo assai rara e meritevole di tutela, si potrebbe prevedere l'applicazione del parametro naturalistico $N > 1$ nella formula di determinazione del Deflusso Ecologico proposta dall'Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po nel 2004 e ribadita dalla stessa Autorità nel 2017, purtroppo con scarsi effetti sul territorio (Pascale e Perosino, 2025).

Si dovrebbe escludere l'EQB "Pesci" dalla valutazione dello stato ecologico in tutti i corpi idrici al di sopra di una certa quota (per le Alpi 900/1000 m), dove la presenza di fauna ittica è unicamente dovuta ad immissioni.

CONCLUSIONI

L'esame delle criticità che emergono dall'applicazione del Nuovo Indice di Stato delle Comunità Ittiche (NISECI) comporta inevitabilmente la necessità di esprimere alcune considerazioni sull'utilizzo dell'Elemento di Qualità Biologica (EQB) "pesci" ai fini dell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE (DQA), con alcune proposte sopra discusse e nel seguito sintetizzate.

L'affinamento delle comunità di riferimento a livello regionale, almeno per i principali bacini idrografici, è una priorità per l'applicazione di qualunque indice che confronti una comunità campionata con una "attesa" (comunità di riferimento)

Per la Regione Padana occorre escludere *Salmo ghigii* (trota mediterranea) dalla comunità di riferimento della Zona dei Salmonidi.

Occorre altresì escludere *Cyprinus carpio* (carpa) dalle comunità di riferimento della zona dei ciprinidi a deposizione fitofila della Regione Padana e delle isole.

Nella procedura di calcolo del NISECI, nella metrica relativa alla "presenza/assenza di specie indigene" (x1) occorre evitare di considerare la sub-metrica (n) delle

specie di particolare importanza ecologico-funzionale.

Nella procedura di calcolo del NISECI occorre escludere la metrica relativa alla presenza di specie aliene o ibridi (x3); oppure, nell'ipotesi comunque di conservarla, si propone di attribuire a tutte le specie alloctone e para autoctone in grado di riprodursi lo stesso grado di nocività.

L'Elemento di Qualità Biologica (EQB) "pesci" va mantenuto ed eventualmente escluso dalla procedura di determinazione dello Stato Ecologico nelle situazioni di dominanza irreversibile delle specie alloctone, se i risultati derivanti dall'applicazione degli altri indici portano a giudizi positivi. Può invece costituire, nei corpi idrici con stato delle comunità ittiche elevato, una importante motivazione per la tutela, soprattutto nella determinazione dei valori di Deflusso Ecologico in presenza di opere di alterazione dei regimi idrologici.

L'Elemento di Qualità Biologica (EQB) "pesci" va escluso dalla procedura di determinazione dello Stato Ecologico nei corpi idrici naturalmente non popolati da fauna ittica (sopra i 900-1000 m di quota in ambito alpino).

BIBLIOGRAFIA

- Abbà M., Ruffino C., Bo T., Segreto C., Scoditti G., Bovero S., 2024. Distribution of fish species in the upper Po River Basin (NW Italy): a synthesis of 30 years of data. *Journal of Limnology*, **83** (1). 14 pp.
- Andaloro F., Blasi C., Capula M., Celesti Grapow L., Frattaroli A., Genovesi P., Zerunian S., 2010. *L'impatto delle specie aliene sugli ecosistemi: proposte di gestione. Verso la strategia nazionale per la biodiversità (tavolo tecnico)*. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare (Direzione per la Protezione della Natura). 37 pp.
- Antognazza M.C., Palandačić A., Bianco P.G., Crosa G., Zaccara S., 2023. Current and historical of native brown trout populations in a Southern Alpine ecosystem: implication for future management. *Fishes*, **8** (8), art. 411, 21 pp.
- ARPA - Piemonte, 2023. *Stato di qualità dei corsi d'acqua in Piemonte. Rapporto triennio 2020-2022*. Dipartimento Rischi Naturali e Ambientali, Struttura Semplice Idrologia e Qualità delle Acque. Torino. 69 pp. <https://www.arpa.piemonte.it/sites/default/files/media/2024-02/Relazione%20triennio%202020-2022.pdf>
- Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po, 2004. *Criteri di regolazione delle portate in alveo*. Allegato B alla Delibazione n. 7 del Comitato Istituzionale del 3 marzo 2004. 14 pp. Parma.
- Autorità di Bacino Distrettuale del Fiume Po, 2017. *Adozione della "Direttiva per la determinazione dei deflussi ecologici a sostegno del mantenimento/raggiungimento degli obiettivi ambientali fissati dal Piano di Gestione del distretto idrografico e successivi riesami e aggiornamenti" in attuazione della misura individuale "Revisione del DMV, definizione delle portate ecologiche e controllo dell'applicazione sul territorio (KTM07-P3-a029)" del "Piano di Gestione del distretto idrografico del fiume Po. Riesame e aggiornamento al 2015"*. Atti della Conferenza Istituzionale Permanente. Seduta del 14/12/2027. Deliberazione 4/2017. 34 pp. Parma.
- Bajer P.G., Sullivan G., Sorensen P.W., 2009. Effects of a rapidly increasing population of common carp on vegetative cover and waterfowl in a recently restored Midwestern shallow lake. *Hydrobiologia*, **632**: 235-245.
- Bianco P.G., 1994. 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., Delmastro G.B., 2011. Recenti novità tassonomiche riguardanti i pesci d'acqua dolce autoctoni in Italia e descrizione di una nuova specie di luccio. *Researches on Wildlife Conservation*, **vol. 2** (suppl.): 1-13.
- Borja A., Rodriguez J.G., 2010. Problems associated with the 'one-out, all-out' principle, when using different organisms in assessing the ecological status of marine waters. *Marine Pollution Bulletin*, **60** (8): 1149-1151.
- Bovero S., Abba M., Segreto C., Scoditti G., Favelli M., 2022. Biological traits of *Cobitis cf. elongatoides* (Actinopterygii: Cobitidae) in the Malone stream drainage (Piedmont, NW Italy). *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **8**: 2-8.
- Bovero S., Candiotto A., 2021. *Il problema delle specie alloctone*. Piemonte Parchi Speciale (pesci esotici, l'invasione silenziosa): 26-29. Centro Sudi Stampa Regione Piemonte. Torino.
- Bovero S., Candiotto A., Ceppa L., Giuntoli F., Pascale M., G.C. Perosino, 2021a. Stato dell'ittiofauna nei fiumi e torrenti in Piemonte. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **42**: 135-160.
- Bovero S., Candiotto A., Ceppa L., Giuntoli F., Pascale M.,

- Perosino G.C., 2021b. *Rapporto sullo stato dell'ittiofauna in Piemonte*. Assessorato Agricoltura, Caccia e Pesca. Direzione Agricoltura e Cibo, Settore Infrastrutture, Territorio Rurale, Calamità naturali in agricoltura, Caccia e Pesca. Regione Piemonte (To). Testo (20 pp): <https://www.regione.piemonte.it/web/media/23725/download>
Tabella excel: <https://www.regione.piemonte.it/web/media/23726/download>
- Buffagni A., Erba S., 2014. *Linee guida per la valutazione della componente macrobentonica fluviale ai sensi del D.M.260/2010*. Manuale e Linee guida 107/2014, I.S.P.R.A., Roma, 99 pp.
- Coblentz B.E., 1990. Exotic organism: a dilemma for conservation biology. *Conservation Biology*, **4** (3): 261-265.
- Cucherousset J., Olden J.D., 2011. Ecological impact of non-native freshwater fishes. *Fish and Fisheries*, **36** (5): 215-230.
- Curnutt J. L., 2000. Host-country aesthetics, ethics, and alien species. *Conservation Biology*, **14** (5): 1461-1463.
- Fausch K. D., Lyons J., Karr J. R., Angermeier P., 1990. Fish communities as indicators of environmental degradation. *American Fisheries Society Symposium*, **8**: 123-144.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2005. Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po e prime applicazioni in Piemonte. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **26**: 3-39.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2006a. Proposta di indice ittico (I.I.) per il bacino occidentale del Po. Atti X Convegno Nazionale A.I.I.A.D. Montesilvano (Pescara), 2-3 aprile 2004. *Biologia Ambientale*, **20** (1): 89 - 101.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2006b. Indice Ittico (I.I.): sua applicazione nel piano di tutela delle acque (P.T.A.) e confronto con gli altri indici previsti dal D. Lgs. 152/99. Atti XI Conv. Naz. A.I.I.A.D. (Treviso), 31 marzo - 1 aprile 2006. *Quaderni ETP*, 34/2006: 159-165.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2007. Indice Ittico - I.I. *Biologia Ambientale*, **21** (1): 43-60.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2008. Confronto tra i metodi di determinazione dello stato delle comunità ittiche proposti in Italia (bacino del Serchio, Provincia di Lucca). *Biologia Ambientale*, **22** (2): 35-46.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2011. Revisione ed aggiornamento della metodologia dell'Indice Ittico (I.I.). *Biologia Ambientale*, **25** (1): 49-62.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., 2014. Riflessioni sull'applicazione degli indici di valutazione dello stato delle comunità ittiche in Piemonte. *Biologia Ambientale*, **28** (1): 39-56.
- Forneris G., Merati F., Pascale M., Perosino G.C., Zaccara P., 2010. Applicazione dell'Indice Ittico (I.I.) in Piemonte e sperimentazione nel Nuovo Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI). *Biologia Ambientale*, **24** (2): 27-42.
- Forneris G., Pascale M., Perosino G.C., 2013. Risultati e problemi nell'applicazione degli indici di stato delle comunità ittiche in Piemonte. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **34**: 8-108.
- Forneris G., Pascale M., Perosino G.C., 2012. *Pesci e ambienti acquatici del Piemonte*. Settore Tutela e Gestione della Fauna Selvatica e Acquatica. Regione Piemonte. Torino. 218 pp.
- Fortini N., Marchetto F., Ladu A., Giovo, I., Zogaris S., & Tarkan A.S., 2024. The updated checklist of the freshwater fishes of Italy. *Journal of Fish Biology*, **104** (2): 354-382.
- Gandolfi G., Zerunian S., 1987. I pesci delle acque interne italiane: aggiornamento e considerazioni critiche sulla sistematica e la distribuzione. *Atti della Società Italiana di Scienze Naturali e del Museo Civico di Storia Naturale di Milano*, **128**: 3-56.
- Gavioli A., Castaldelli G., Trasforini S., Puzzi C., Gervasio M.P., Granata T., Colombo D., Soana E., 2024. Global warming and fish diversity changes in the Po river (Northern Italy). *Environments*, **11**, art. 226. 18pp.
- Genovesi P. (a cura di), 2007. *Linee guida per l'immissione di specie faunistiche*. Quaderni Conservazione Natura, 27. Ministero Ambiente - Istituto Nazionale Fauna Selvatica. Compositori Industrie Grafiche, Bologna. 51 pp.
- Genovesi P., Carnevali L., 2011. *Invasive alien species in Italy: An overview*. In Mooney H.A. (Ed.), *Invasive Alien Species: A New Synthesis at the Regional Level*: 125-130. Island Press.
- Ghetti P.F., 1986. *I macroinvertebrati nell'analisi di qualità dei corsi d'acqua. Manuale di applicazione - Indice Biotico E.B.I. modificato*. Provincia Autonoma di Trento. 105 pp.
- Ghetti P.F., 1995. *Indice biotico Esteso (I.B.E.)*. Notiziario dei Metodi Analitici. IRSA (CNR), ISSN: 0333392-1425: 1-24.
- Ghetti L., Carosi A., Lorenzoni M., Pedicillo G., Dolciani R., 2007. *L'introduzione delle specie esotiche nelle acque dolci*. Regione Umbria, Provincia di Perugia, Università di Perugia. Litografia Editor, Città di Castello. 34 pp.
- GRAIA, 2009. *Carta Ittica del Fiume Po*. Autorità di Bacino del Fiume Po. Parma.
<https://www.adbpo.it/download/CartaItticaPo2009>
- Karr J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6** (6): 21-27.
- Karr J. R., Dudley D.R., 1981. Ecological perspective on water quality goals. *Environmental Management*, **5** (1): 55-68.
- Koehn J. D., 2004. Carp (*Cyprinus carpio*) as a powerful invader in Australian waterways. *Freshwater Biology*, **49**: 882-894.
- Lorenzoni M., Borghesan F., Carosi A., Ciuffardi L., De Curtis O., Delmastro G.B., Di Tizio L., Franzoi P., Maio G., Mojetta A., Nonnis Marzano F., Pizzul E., Rossi G., Scalici M., Tancioni L., Zanetti M., 2019. Check-list dell'ittiofauna delle acque dolci italiane. *Italian Journal of Freshwater Ichthyology*, **5** (1): 239-254.
- 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*. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG) a specialist group of the Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), 12 pp. First published as special lift-out in Aliens 12, December 2000. Updated and reprinted version: November 2004.
- Lucarda A.N., Forneris G., 2012. *Indagine sull'origine della trota fario di ceppo mediterraneo in territorio piemontese*. Progetto di ricerca in collaborazione tra Centro Tutela Biodiversità degli Ambienti Acquatici (Regione Piemonte) e Dipartimento di Produzioni Animali, Epidemiologia ed Ecologia, Facoltà di Medicina Veterinaria, Università di Torino. Relazione Finale, 53 pp.
- Macchio S., Rossi G.L., 2014. *Protocollo di campionamento e analisi della fauna ittica dei sistemi lotici guadabili*. In: Metodi Biologici per le acque superficiali interne. ISPRA Manuali e linee guida 111/2014. 14 pp.
- Macchio S., Luigi Rossi G.L., Rossi G., De Bonis S., Balzamo S., Martone C., 2017. *Nuovo indice dello stato ecologico delle comunità ittiche (NISECI)*. ISPRA, Manuali e Linee Guida 159/2017. 17 pp.
- Maceda-Veda A., Pez R., Green A.J., 2017. Dramatic impact of alien carp *Cyprinus carpio* on globally threatened diving

- ducks and other waterbirds in Mediterranean shallow lakes. *Biological Conservation*, **112** (Part A): 74-85.
- Mancini L., Solimini A.G., 2004. La Direttiva 2000/60/CE: il monitoraggio delle acque correnti. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 3-12.
- Marcolin F., Branco P., Santos J.M., Reino L., Santana J., Ribeiro J., 2,3,4, Chamberlain D., Segurado P., 2025. Species traits and invasion history as predictors of freshwater fish invasion success in Europe. *Management of Biological Invasions*, **16** (Issue 1): 277-294.
- Marshall J. C., Menke N., Crook D. A., Lobegeiger J. S., Balcombe S. R., Huey J. A., Fawcett, J. H., Bon, N. R., Arthington A. H., 2019. Go with the flow: the ecological impacts of common carp invasions in Australian dryland rivers. *Freshwater Biology*, **64** (4): 704-720.
- Moss B., 2008. The Water Framework Directive: Total environment or political compromise? *Science of The Total Environment*, **400** (1-3): 32-41.
- Ministero dell'Ambiente, 2010. Regolamento recante i criteri tecnici per la classificazione dello stato dei corpi idrici superficiali, per la modifica delle norme tecniche del decreto legislativo 3 aprile 2006, n. 152, recante norme in materia ambientale, predisposto ai sensi dell'articolo 75, comma 3, del medesimo decreto legislativo. Decreto dell'8 novembre 2010, n. 260. *GU* 30/2011.
- Ministero dell'Ambiente, 2015. Elenco delle specie alloctone escluse dalle previsioni dell'articolo 2, comma 2-bis, della legge n. 157/1992. Decreto del 19 gennaio 2015. *GU Serie Generale* n. 31/2015. 2 pp.
- Parkos, J. J., Santucci, V. J., Wahl, D. H. 2003. Effects of adult common carp (*Cyprinus carpio*) on multiple trophic levels in shallow mesocosms. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences*, **60** (2): 182-192.
- Palm A., 2004. The concept of "native" in olive (*Olea europaea* L.) and other genetic resources. *Genetic Resources and Crop Evolution*, **51**: 775-788.
- Pärtel M., Carmona C.P., Szava-Kovatis R., Träger S., Sax D.V., Helm A., Zotz G., 2020. Dark diversity: dissolving the paradox of missing species. *Trends in Ecology & Evolution*, **35** (1): 1-3.
- Pascale M., 1999. La trota fario di ceppo mediterraneo: alcune problematiche legate alla gestione delle popolazioni autoctone di salmonidi. *Atti convegno "recupero e reintroduzione di ceppi autoctoni di trota fario di ceppo mediterraneo in ambienti appenninici tipici; esperienza a confronto"*: 39-43. Provincia di Reggio Emilia.
- Pascale M., 2019. *Piano di gestione della ZPS IT1180028 "Fiume Po - tratto vercellese alessandrino"*. Ente di Gestione del Parco Naturale Regionale del tratto vercellese alessandrino del Fiume Po.
- Pascale M., Merati F., Spairani M., Perosino G.C., 2023. Comunità ittiche di riferimento sito-specifiche dei fiumi piemontesi. *Rivista Piemontese di Storia Naturale*, **44**: 177-212.
- Pascale M., Perosino G.C., 2023. La trota mediterranea (*Salmo ghigii*) nelle Alpi occidentali, specie autoctona o introdotta? *Biologia Ambientale*, **37**: 1-15.
- Pascale M., Perosino G.C., 2025. Deflusso Minimo Vitale (DMV) - Deflusso Ecologico (DE) - Il caso del Piemonte. *Biologia Ambientale*, **39**: 18-33.
- Pauly D., 1995. Anecdotes and the shifting baseline syndrome of fisheries. *Trends in Ecology & Evolution*, **10** (10): 430.
- Polgar G.L., Iaia M., Righi T., Volta P., 2022a. The Italian alpine and subalpine trouts: taxonomy, evolution and conservation. *Biology*, **11**, 576: 1-25.
- Polgar G.L., Iaia M., Volta P., 2022b. Autoctonia della trota peninsulare *Salmo ghigii* nell'arco alpino: stato attuale delle conoscenze e rischi associati alle semine di "trota fario mediterranea" in Nord Italia. *Biologia Ambientale*, **36**: 24-44.
- 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** (1): 131-143.
- Regione Piemonte, 1991. *Carta Ittica Relativa al territorio della Regione Piemontese*. Assessorato Caccia e Pesca. Torino. 481 pp.
- Regione Piemonte, 2006. *Monitoraggio della fauna ittica in Piemonte*. Direzione Pianificazione delle risorse Idriche. Torino. 149 pp.
- Ricciardi A., Cohen J., 2007. The ubiquity of molecules and the futility of checklists: a response to the "European dilemma". *Biological Invasions*, **9**: 367-370.
- Righi T., Splendiani A., Caputo Barucchi V., Gandolfi A., 2024. Native or Overlooked Translocation? Comment on Antognazza et al. (2023). *Fishes*, **9** (11), art. 441, 6 pp.
- Rossi G.L., Rossi G., Stefano Macchio S., De Bonis S., Martone C., Balzamo S., 2022. *Linee guida per la proposta di comunità ittiche di riferimento relative ad una zonazione di dettaglio per l'applicazione dell'indice NISECI*. ISPRA, Manuali e Linee Guida 196/2022. 21 pp.
- Scardi M., Cataudella S., Ciccotti E., Di dato P., Maio G., Marconato E., Salviati S., Tancioni L., Turin P., Zanetti M., 2004. Previsione della composizione della fauna ittica mediante reti neurali artificiali. *Biologia Ambientale*, **18** (1): 1-8.
- Scardi M., Cataudella S., Ciccotti E., Di dato P., Maio G., Marconato E., Salviati S., Tancioni L., Turin P., Zanetti M., 2005. Optimisation of artificial neural networks for predicting fish assemblages in rivers. In: Lek S., Scardi M., Verdonschot P.F., Descy J.P., Park Y.S. (eds), *Modelling Community Structure in Freshwater Ecosystems*. Springer-Verlag, Berlin: 114-229.
- Scardi M., Cataudella S., Ciccotti E., Russo T., Tancioni L., 2006. Valutazione dello stato ecologico dei sistemi lotici mediante analisi dei popolamenti ittici ai sensi della Direttiva 2000/60/CE: una proposta basata sulla ricostruzione del giudizio esperto con tecniche di Intelligenza Artificiale. Atti XI Convegno Nazionale A.I.I.A.D. (Treviso), 31 marzo - 1 aprile 2006. *Quaderni ETP*, **34**/2006: 183-194.
- Scardi M., Tancioni L., 2007. Un metodo basato sulla fauna ittica e su tecniche di Intelligenza Artificiale per la valutazione dello stato ecologico dei fiumi ai sensi della Direttiva 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 31-41.
- Scardi M., Tancioni L., Cataudella S., 2006. Monitoring methods based on fish. In: Ziglio G., Sigilardi M., Flaim G. (eds), *Biological Monitoring of River: Applications and Perspectives*. Wiley, London: 135-153.
- Simberloff D., 2003. Confronting introduced species: a form of xenophobia? *Biological Invasions*, **5** (3): 179-192.
- Simberloff D., Von Holle B., 1999. Positive interaction of nonindigenous invasion meltdown? *Biological Invasions*. Vol. 1, No 1: 21-32.
- Splendiani A., Berrebi P., Tougaard C., Righi T., Reynaud N., Fioravanti T., Lo Conte P., Delmastro G.B., Baltieri M., Ciuffardi L., Candiotta A., Sabatini A., Caputo Barucchi V.C., 2020. The role of the south-western Alps as a unidirectional corridor for Mediterranean brown trout (*Salmo*

- trutta complex) lineages. *Biological Journal of the Linnean Society of London*, **20**: 1-18.
- Splendiani A., Fioravanti T., Giovannotti M., Olivieri L., Ruggeri P., Nisi Cerioni P., Vanni S., Enrichetti F., Caputo Barucchi V., 2017. Museum samples could help to reconstruct the original distribution of *Salmo trutta* complex in Italy. *Journal of Fish Biology*, **90**: 2443-2451.
- Tancioni L., Scardi M., Caudatella S., 2005. I pesci nella valutazione dello stato ecologico dei sistemi acquatici. *Annali Istituto Superiore della Sanità*, **41** (3): 399-402.
- Tancioni L., Scardi M., Caudatella S., 2006. Riverine fish assemblages in temperate rivers. In: Ziglio G., Sigilardi M., Flaim G., 2006. *Biological Monitoring of River: Applications and Perspectives*. Wiley, London: 47-69.
- Van Der Plas F., 2019. Biodiversity and ecosystem functioning in naturally assembled communities. *Biological Reviews*, **94** (4): 1220-1245.
- Zerunian S., 2003. Pesci e qualità degli ecosistemi fluviali. *Biologia Ambientale*, **17**(1): 19-24.
- Zerunian S., 2004. Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.
- Zerunian S., 2007. Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-47.
- Zerunian S., Goltara A., Schipani I., Boz B., 2009. Adeguamento dell'Indice di Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. *Biologia Ambientale*, **23** (2): 15-30.
- Weber M. J., Brown M. L., 2009. Effects of Common Carp on Aquatic Ecosystems 80 Years after "Carp as a Dominant". *Reviews in Fisheries Science*, **17**: 524-537.
- Winfrey R., Reilly J.R., Bartomeus I., Cariveau D.P., Williams N.M., Gibbs J., 2020. Species turnover promotes the importance of multiple species for ecosystem functioning at larger scales. *Science*, **359** (6383): 1459-1463.
- Wolfe M. D., Santucci V. J., Einfalt L. M., Wahl D. H., 2009. Effects of common carp on reproduction, growth, and survival of largemouth bass and bluegills. *Transactions of the American Fisheries Society*, **138** (5): 975-983.