

Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE

Sergio Zerunian^{1*}, Andrea Goltara², Ileana Schipani², Bruno Boz²

¹ Corpo Forestale dello Stato - Centro per lo Studio e la Conservazione degli Ecosistemi delle Acque Interne, Borgo Fogliano - 04100 Latina

² CIRF - Centro Italiano per la Riqualificazione Fluviale, Viale Garibaldi, 44/A - 30173 Mestre (VE); www.cirf.org

* Referente per la corrispondenza: zerunians@virgilio.it

Pervenuto il 3.10.2009; accettato il 2.12.2009

Riassunto

Viene modificato e integrato l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche – ISECI, al fine di adeguarne l'applicazione alla classificazione e al monitoraggio dei fiumi italiani previsti dalla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE per l'Elemento di Qualità Biologica *fauna ittica*. In particolare vengono apportati miglioramenti alle definizioni e descrizioni delle condizioni di riferimento, dei diversi indicatori, dei Rapporti di Qualità Ecologica (EQR); vengono inoltre resi espliciti tutti i passaggi della costruzione dell'indice e la modalità di aggregazione dei diversi indicatori. Come nelle precedenti versioni dell'ISECI, la valutazione dello stato di una determinata comunità di pesci di un corso d'acqua si basa su due aspetti principali: la naturalità della comunità e la condizione biologica delle popolazioni indigene.

Vengono pertanto individuati 5 indicatori principali: presenza di specie indigene, condizione biologica, presenza di ibridi, presenza di specie aliene, presenza di specie endemiche. I primi due vengono inoltre articolati in indicatori di secondo livello (presenza di specie di maggiore importanza ecologico-funzionale e presenza di altre specie indigene; struttura delle popolazioni in classi di età e consistenza demografica).

A ciascun indicatore viene attribuito un "peso", espresso in forma di valore numerico compreso tra 0 e 1. Il valore numerico dell'ISECI per una data stazione di un corso d'acqua, sempre compreso tra 0 e 1, è quindi il risultato della somma pesata dei valori dei diversi indicatori. Per consentire una puntuale applicabilità dell'indice in tutto il Paese, vengono individuate e descritte le comunità ittiche attese nelle 9 Zone fluviali principali in cui si propone di suddividere il reticolo idrografico nazionale. Per facilitare l'applicazione del metodo viene infine illustrato un esempio applicativo.

PAROLE CHIAVE: Direttiva Quadro sulle Acque (2000/60/CE) / comunità ittiche / indice dello stato ecologico / adeguamento

Adaptation of the Index of the Ecological Status of Fish Communities (ISECI) to the requirements of the Water Framework Directive 2000/60/EC

A revision of the Index of the Ecological Status of Fish Communities (ISECI) is carried out in order to make it fully coherent with the requirements of the Water Framework Directive 2000/60/CE for classifying and monitoring the quality element *fish fauna* in Italian rivers. In particular, the descriptions of reference conditions and of all the indicators are improved, as well as their expression in terms of Ecological Quality Ratios (EQR). The procedure used to aggregate the different indicators is made explicit. As with previous ISECI versions, the assessment of the status of a given fish community in a river is based upon two main aspects: the integrity of the community and the biological condition of its indigenous populations.

For this purpose 5 key indicators are identified: presence of indigenous species, biological condition, presence of hybrids, presence of alien species, and presence of endemic species. The first two are also divided into second-level indicators (presence of species of greatest ecological-functional significance and presence of other native species; population age structure and abundance).

Each indicator is assigned a "weight", expressed as a numeric value between 0 and 1. The numerical value of the ISECI for a given station along a river is the results of the weighted sum of the values of the single indicators, therefore again a normalized value between 0 and 1. In order to support the applicability of the index in the whole country, the fish community expected in the 9 major areas, in which it is proposed to divide the national river network, are identified and described. A practical example is also provided to further facilitate the application of the method.

KEY WORDS: Water Framework Directive (2000/60/EC) / fish communities / ecological state index / adaptation

INTRODUZIONE

L'implementazione della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE richiede di classificare le acque superficiali secondo cinque classi di qualità, dallo stato ecologico elevato (I classe) a quello cattivo (V classe), in funzione del loro grado di alterazione, e di portare tutti i corpi idrici che non risultino fortemente modificati almeno allo stato ecologico buono (II classe) entro l'anno 2015. Poiché la fauna ittica è uno degli Elementi di Qualità Biologica (EQB) da utilizzare per la classificazione dello stato ecologico dei fiumi, dei laghi e delle acque di transizione, l'applicazione della Direttiva rende necessaria la definizione di metodi standardizzati per la valutazione dello stato delle comunità ittiche nei vari Paesi membri della UE.

L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche – ISECI (ZERUNIAN, 2004a, 2007a) è un metodo di indagine in corso di affinamento che è già stato oggetto di alcune modifiche rispetto alla sua versione originale, ed oggi si pone come possibile strumento per il monitoraggio dei fiumi italiani in grado di soddisfare quanto richiesto dalla Direttiva Quadro sulle Acque per l'EQB *fauna ittica*.

Nella sua versione originale (ZERUNIAN, 2004a) e nel suo primo aggiornamento (ZERUNIAN, 2007a) il metodo di calcolo dell'ISECI, pur essendo funzionale alla definizione dei livelli di stato ecologico, non accoglieva alcune indicazioni della Direttiva relative al sistema di valutazione previsto per tutti i Paesi dell'Unione Europea. Quest'ultimo, richiedendo che i risultati conseguiti in ciascuno Stato membro siano espressi come *Rapporti di Qualità Ecologica*, definisce una scala comune che assicura la comparabilità dei risultati; viene così garantita ai vari Paesi la possibilità di sviluppare i metodi di valutazione più idonei alle proprie specifiche esigenze, anche tenendo conto delle differenze, a volte rilevanti, tra le realtà ecosistemiche e florofaunistiche esistenti nei diversi territori d'Europa.

In particolare, si è reso necessario adattare l'indice a quanto prevede l'Allegato V della stessa Direttiva, paragrafo 1.4 (Classificazione e presentazione dello stato ecologico) sottoparagrafo 1.4.1 (Comparabilità dei risultati del monitoraggio biologico), in cui è riportato che "Ai fini della classificazione dello stato ecologico e per assicurare la comparabilità dei sistemi di monitoraggio, i risultati conseguiti in ciascuno Stato membro in base al sistema applicato sono espressi come *Rapporti di Qualità Ecologica* [RQE; *Ecological Quality Ratio* - EQR nella versione inglese]. Questi riportano i valori dei parametri biologici riscontrati in un dato corpo idrico superficiale a quelli constatabili nelle condizioni di riferimento applicabili al medesimo corpo. Il rapporto è espresso come valore numerico

compreso tra 0 e 1: i valori prossimi a 1 tendono allo stato ecologico elevato, quelli prossimi a 0 allo stato ecologico cattivo."

Il punto di partenza della classificazione basata sugli EQR è dato dalle *condizioni biologiche di riferimento tipo-specifiche*, che vanno quindi definite preventivamente. Successivamente può essere effettuata la valutazione dello stato ecologico attraverso varie metodiche; tra queste, c'è l'utilizzo di indici multimetrici che combinano i risultati di diversi indicatori e alla cui categoria può essere ascritto l'ISECI nella versione proposta in questa sede.

Nell'articolo vengono trattati e discussi argomenti relativi all'Elemento di Qualità Biologica *fauna ittica* per i corsi d'acqua, con particolare riguardo ai diversi indicatori, alle condizioni di riferimento e ai Rapporti di Qualità Ecologica, con il fine di rendere l'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche pienamente adeguato alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE.

DESCRIZIONE DELL'INDICE

Come approccio generale, mediante l'ISECI la valutazione dello stato di una determinata comunità di pesci di un corso d'acqua viene effettuata sulla base di due criteri principali: 1) la naturalità della comunità, intesa come la ricchezza determinata dalla presenza di specie indigene attese in relazione al quadro zoogeografico ed ecologico; 2) la condizione biologica delle popolazioni indigene, in termini di capacità di autoriprodursi ed avere normali dinamiche ecologico-evolutive. Oltre che di questi criteri principali, l'indice tiene conto anche di altri tre elementi di valutazione aggiuntivi, quali il disturbo dovuto alla presenza di specie aliene, la presenza di specie endemiche e l'eventuale presenza di ibridi.

Nelle versioni precedenti dell'indice (ZERUNIAN, 2004; ZERUNIAN, 2007a) il calcolo del valore numerico dell'ISECI veniva effettuato con una tabella a doppia entrata, dove era considerata la composizione della comunità (primo ingresso in tabella) e la condizione biologica delle popolazioni indigene (secondo ingresso); il valore massimo assunto dall'indice rappresentava la situazione ottimale, corrispondente alla condizione naturale di riferimento nella stima dello stato ecologico delle comunità ittiche.

Come già detto, questo metodo di calcolo non teneva conto di alcune indicazioni specifiche della Direttiva 2000/60/CE e richiedeva perciò opportuni adeguamenti.

Nella proposta di adeguamento dell'ISECI qui presentata si è posta inoltre la massima attenzione nel rendere espliciti e ripercorribili tutti i passaggi logici necessari al calcolo dell'indice, come viene di seguito illustrato.

Struttura dell'indice

L'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche (ISECI) si basa sull'informazione derivante da 5 indicatori principali (Tab. I), alcuni dei quali a loro volta articolati in indicatori di ordine inferiore, e può essere rappresentato con la struttura "ad albero" della figura 1.

Per ogni indicatore il calcolo si effettua a partire dagli indicatori di livello inferiore; per ognuno di essi il valore assunto viene rapportato alle condizioni di riferimento tramite una funzione (denominata "funzione valore", in alcuni casi discreta e non necessariamente lineare e monotona, in quanto l'incremento relativo del valore dell'indicatore non necessariamente corrispon-

Tab. I. Indicatori principali che compongono l'ISECI e peso loro attribuito nel calcolo dei valori dell'indice.

Indicatori principali	Descrizione sintetica e taxa considerati	Peso
Presenza di specie indigene	confronto tra specie indigene presenti e comunità ittica attesa*	0,3
Condizione biologica delle popolazioni	per ogni specie indigena presente: struttura della popolazione in classi di età e consistenza demografica	0,3
Presenza di ibridi	eventualità di ibridi nei generi <i>Salmo</i> , <i>Thymallus</i> , <i>Esox</i> , <i>Barbus</i> , <i>Rutilus</i>	0,1
Presenza di specie aliene	eventuali specie aliene presenti con grado di nocività: - elevato (lista 1)** - medio (lista 2)** - moderato (lista 3)**	0,2
Presenza di specie endemiche	confronto tra specie endemiche presenti e lista specie endemiche attese*	0,1

* si veda Tab. V
** si veda Tab. II

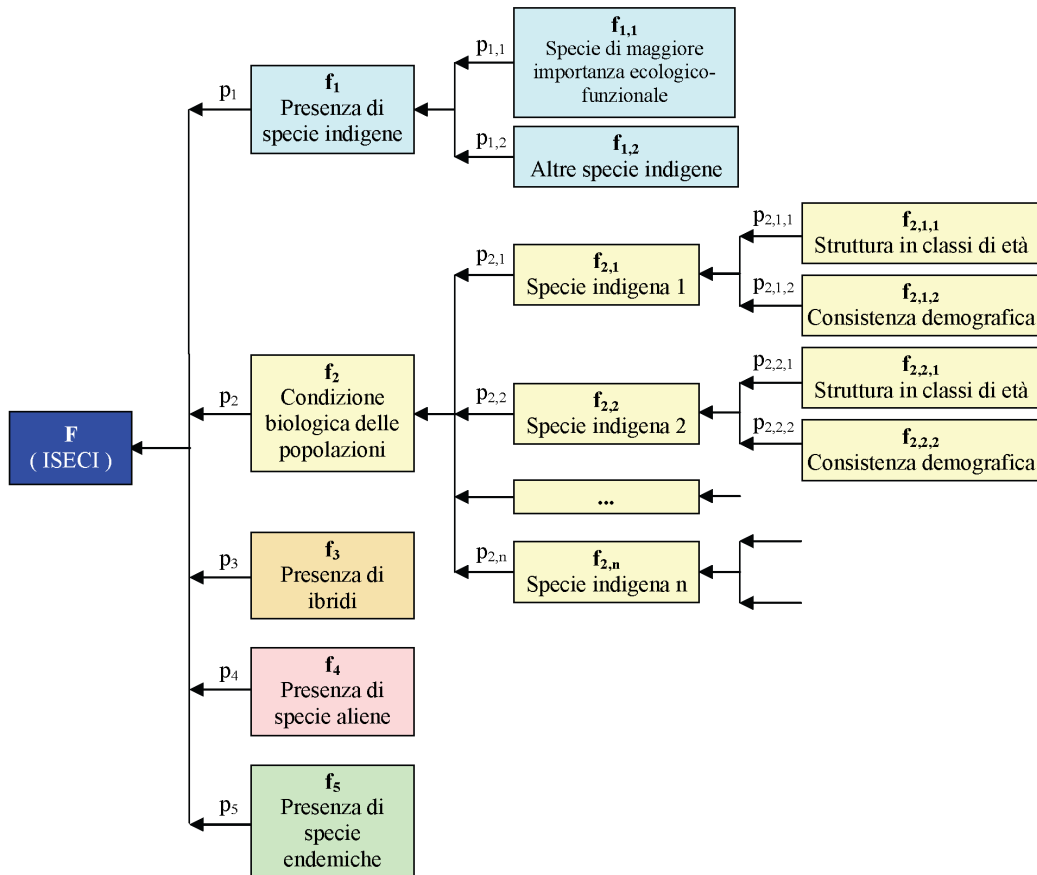


Fig. 1. Struttura "ad albero" raffigurante l'ISECI: i valori degli indicatori verso cui puntano le frecce sono calcolati tramite l'aggregazione, pesata attraverso i pesi p (vedi testo), dei valori degli indicatori di ordine inferiore; ciascuno di questi ultimi è rapportato alle condizioni di riferimento mediante una "funzione valore" (f).

de su tutto lo spettro di possibili valori ad un uguale incremento dello stato ecologico per quell'elemento di qualità; per ulteriori dettagli si veda NARDINI *et al.*, 2008). Tale funzione lega esplicitamente lo scostamento dalle condizioni di riferimento al giudizio di qualità (ecologica) associata. In altre parole viene effettuata al livello di singolo indicatore una "normalizzazione" in relazione alle specifiche condizioni di riferimento, tra 0 (situazione peggiore) e 1 (coincidente appunto con le condizioni di riferimento), corrispondente all'EQR richiesto dalla Direttiva. I singoli indicatori così "normalizzati" vengono aggregati tramite una somma pesata, (i cui pesi ne rappresentano l'importanza relativa), andando a determinare il valore dell'indicatore di livello superiore (anch'esso, di conseguenza, compreso tra 0 e 1). Al livello superiore l'ISECI è dato dalla somma pesata dei 5 valori da f_1 a f_5 , quindi ancora espresso da un numero compreso tra 0 e 1, che rappresenta lo stato complessivo di qualità della fauna ittica. L'ampiezza delle classi di qualità ecologica è assunta omogenea, ovvero i limiti delle classi corrispondono ai valori dell'ISECI 0,2, 0,4, 0,6 e 0,8 (come riportato successivamente nella tabella VI). Questo perché l'eventuale non linearità sopra descritta tra indicatori e qualità ecologica associata viene inglobata nelle singole funzioni valore, con il risultato che in tutti gli indicatori "normalizzati", e nell'ISECI dato dalla loro somma pesata, il valore tra 0 e 1 è direttamente proporzionale allo stato di qualità ecologica. Se si assume quindi che il passaggio da una classe alla successiva rappresenti, per tutte le classi, un pari scostamento in termini di qualità, ne deriva che tutte le classi devono avere uguali dimensioni. In tabella I vengono riportati gli indicatori di primo ordine, una loro sintetica descrizione e i pesi loro attribuiti. Di seguito tutti gli indicatori vengono descritti in modo dettagliato.

Presenza di specie indigene (f_1)

Si ritiene che il giudizio legato alla "perdita" di un certo numero di specie rispetto a quelle attese dipenda da quali specie risultano assenti. In particolare si ritiene che alcune specie abbiano una maggiore importanza, dal punto di vista ecologico-funzionale, nei confronti del resto della comunità attesa. L'indicatore viene quindi suddiviso in due indicatori di livello inferiore, uno relativo alla presenza delle specie indigene attese di maggiore importanza ecologico-funzionale (a cui viene attribuito il 60% del peso dell'indicatore: 0,6), l'altro relativo alle rimanenti specie indigene attese (a cui viene attribuito il 40% del peso dell'indicatore: 0,4). Si assume che questo gruppo di maggiore importanza sia limitato a Salmonidi (*sensu* Nelson, comprendenti quindi anche *Thymallus thy-*

mallus), Esocidi e Percidi. Se questi non fanno parte della comunità indigena attesa, l'indicatore $f_{1,1}$ non è definito e si calcola solo l'indicatore $f_{1,2}$, facendo riferimento ad un unico gruppo di specie indigene attese, di uguale importanza tra loro.

Presenza di specie indigene di maggiore importanza ecologico-funzionale ($f_{1,1}$)

Indicatore: $f_{1,1} = N_i$ numero di specie indigene presenti appartenenti a Salmonidi, Esocidi e Percidi.

Condizioni di riferimento: $N_{i,R}$ = numero specie indigene attese appartenenti a Salmonidi, Esocidi e Percidi. Nota: il livello tassonomico di definizione dell'indicatore è la specie.

Funzione valore associata: ipotizziamo una funzione valore lineare crescente (ovvero all'aumentare delle specie attese presenti aumenta proporzionalmente il valore dell'indicatore, quindi se le specie presenti sono una frazione n di quelle attese il giudizio attribuito all'indicatore assume valore n), come quella riportata in figura 2.

Presenza di altre specie indigene ($f_{1,2}$)

Indicatore: $f_{1,2} = N_i$ numero di specie indigene presenti (esclusi Salmonidi, Esocidi e Percidi)

Condizioni di riferimento: $N_{i,R}$ = numero specie indigene attese (esclusi Salmonidi, Esocidi e Percidi). Nota: il livello tassonomico di definizione dell'indicatore è la specie.

Funzione valore associata: ipotizziamo una funzione valore lineare crescente analoga a quella adottata per $f_{1,1}$.

La maggiore importanza attribuita al primo gruppo di specie si traduce in un peso maggiore dato a $f_{1,1}$ nell'aggregazione. Si assume $p_{1,1}=0,6$ e $p_{1,2}=0,4$.

Condizione biologica delle popolazioni (f_2)

Per ciascuna delle n specie indigene presenti per le

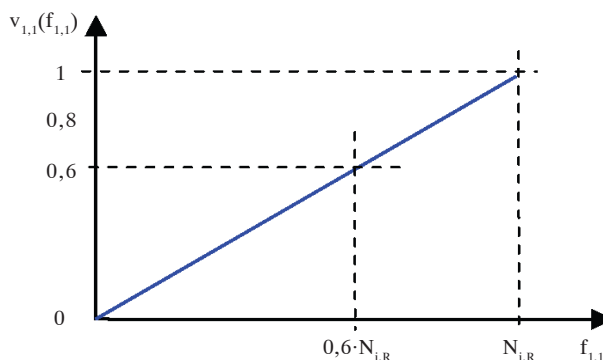


Fig. 2. Rappresentazione grafica della funzione valore relativa all'indicatore $f_{1,1}$ Presenza di specie indigene di maggiore importanza ecologico-funzionale; alla frazione delle specie attese ($N_{i,R}$) presenti corrisponde il valore $v_{1,1}$.

quali sia possibile catturare nel monitoraggio un congruo numero di individui, si calcolano gli indicatori Struttura in classi di età e Consistenza demografica.

Struttura delle popolazioni in classi di età ($f_{2,i,1}$)

Indicatore di tipo qualitativo, che può assumere i valori “ben strutturata”, “mediamente strutturata”, “destrutturata”. La definizione delle condizioni di riferimento e la valutazione dell’indicatore rispetto a queste devono fare riferimento alle conoscenze sulla biologia e l’ecologia delle singole specie (per una sintesi e per gli opportuni approfondimenti bibliografici si rimanda a GANDOLFI *et al.*, 1991 e a ZERUNIAN, 2004b); come condizione di riferimento per la struttura in classi di età si prende la migliore possibile nel contesto geografico del corpo idrico in esame per ogni specie indigena presente.

Funzione valore associata: è la stessa per tutte le specie autoctone presenti:

$$v_{2,i,1}(\text{“ben strutturata”}) = 1;$$

$$v_{2,i,1}(\text{“mediamente strutturata”}) = 0,5;$$

$$v_{2,i,1}(\text{“destrutturata”}) = 0.$$

Consistenza demografica ($f_{2,i,2}$)

Indicatore di tipo qualitativo, che può assumere i valori “pari a quella attesa”, “intermedia”, “scarsa”. La definizione delle condizioni di riferimento e la valutazione dell’indicatore rispetto a queste devono fare riferimento alle conoscenze sulla biologia e l’ecologia delle singole specie (per una sintesi e per gli opportuni approfondimenti bibliografici si rimanda a GANDOLFI *et al.*, 1991 e a ZERUNIAN, 2004b); come condizione di riferimento per la consistenza demografica si prende la migliore possibile nel contesto geografico del corpo idrico in esame per ogni specie indigena presente.

Funzione valore associata:

$$v_{2,i,2}(\text{“pari a quella attesa”}) = 1;$$

$$v_{2,i,2}(\text{“intermedia”}) = 0,5;$$

$$v_{2,i,2}(\text{“scarsa”}) = 0.$$

Si assume che $f_{2,1,1}$ (struttura in classi di età) sia più importante di $f_{2,1,2}$ (consistenza demografica) con pesi pari a $p_{2,1,1} = 0,6$ e $p_{2,1,2} = 0,4$.

La condizione biologica di tutte le specie prese in considerazione è assunta di pari importanza, pertanto detto n il numero di specie per cui si valuta la condizione biologica, ogni peso $p_{2,1} = 1/n$.

Presenza di ibridi (f_3)

Indicatore basato sull’eventuale presenza di ibridi tra individui indigeni e individui alloctoni appartenenti ai generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox*, *Barbus* e *Rutilus*; per le specie indigene appartenenti a questi generi esiste infatti la concreta possibilità di ibridarsi con

individui alloctoni, immessi nella gran parte dei casi con i ripopolamenti effettuati a favore della pesca sportiva (si veda ZERUNIAN, 2002).

Indicatore: può assumere solo due valori: SÌ (vi sono specie ibridate), oppure NO (non vi sono specie ibridate).

Condizioni di riferimento: assenza di specie ibridate.

Funzione valore associata:

$$v_3(\text{SÌ - vi sono specie ibridate}) = 0$$

$$v_3(\text{NO - non vi sono specie ibridate}) = 1$$

Presenza di specie aliene (f_4)

Indicatore basato su liste di specie aliene a diverso livello di impatto sulla fauna ittica indigena (Tab. II): LISTA 1 (es. siluro): nocività elevata; LISTA 2 (es. trota iridea): nocività media; LISTA 3 (es. carpe erbivore): nocività moderata.

Indicatore: può assumere sette diversi valori, in funzione della presenza di specie appartenenti alle tre liste e alla loro condizione e consistenza, corrispondenti alle seguenti situazioni:

- A: sono presenti specie della lista 1, almeno una con popolazione ben strutturata;
- B: sono presenti specie della lista 1, ma con popolazione/i destrutturata/e;
- C: sono presenti specie della lista 2, ma non della lista 1; il numero di specie aliene della lista 2 è $\geq 50\%$ del totale delle specie della comunità campionata;
- D: sono presenti specie della lista 2, ma non della lista 1; il numero di specie aliene della lista 2 è $< 50\%$ del totale delle specie della comunità campionata;
- E: sono presenti specie della lista 3, ma non della lista 1 né della lista 2; il numero di specie aliene della lista 3 è $\geq 50\%$ del totale delle specie della comunità campionata;
- F: sono presenti specie della lista 3, ma non della lista 1 né della lista 2; il numero di specie aliene della lista 3 è $< 50\%$ del totale delle specie della comunità campionata;
- G: assenza di specie aliene.

Funzione valore associata:

$$v_4(\text{A}) = 0$$

$$v_4(\text{B}) = v_4(\text{C}) = 0,5$$

$$v_4(\text{D}) = v_4(\text{E}) = 0,75$$

$$v_4(\text{F}) = 0,85$$

$$v_4(\text{G}) = 1.$$

Presenza di specie endemiche (f_5)

Indicatore: $f_5 = N_e$ (numero di specie endemiche presenti).

Condizioni di riferimento: $N_{e,R}$ = numero di specie endemiche attese.

Funzione valore associata: lineare crescente (come per $f_{1,1}$).

Tab. II. Gruppi di specie aliene in relazione al loro impatto sull'ittiofauna indigena. Per un'analisi completa della situazione presente in Italia, gli elenchi comprendono anche le specie lacustri.

Grado di nocività	Liste delle specie
Elevato	1. <i>Silurus glanis</i> , <i>Aspius aspius</i> .
Medio	2. <i>Rutilus rutilus</i> , <i>Abramis brama</i> , <i>Blicca bjoerkna</i> , <i>Carassius carassius</i> , <i>Carassius auratus</i> , <i>Chondrostoma nasus</i> , <i>Rhodeus sericeus</i> , <i>Pseudorasbora parva</i> , <i>Pachychilon pictum</i> , <i>Barbus barbus</i> , <i>Barbus graellsii</i> , <i>Misgurnus anguillicaudatus</i> , <i>Ameiurus melas</i> , <i>Ameiurus nebulosus</i> , <i>Ictalurus punctatus</i> , <i>Clarias gariepinus</i> , <i>Salmo (trutta) trutta</i> (ceppo atlantico), <i>Salvelinus fontinalis</i> , <i>Oncorhynchus mykiss</i> , <i>Oncorhynchus kisutch</i> , <i>Thymallus thymallus</i> (ceppo danubiano), <i>Gambusia holbrooki</i> , <i>Sander lucioperca</i> , <i>Gymnocephalus cernuus</i> , <i>Micropterus salmoides</i> , <i>Lepomis gibbosus</i> , <i>Rutilus erythrophthalmus</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Alburnus alburnus alborrella</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Chondrostoma genei</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Gobio gobio</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Perca fluviatilis</i> (Regione Italico-peninsulare e Regione delle Isole), <i>Padogobius martensii</i> (Regione Italico-peninsulare).
Moderato	3. <i>Acipenser transmontanus</i> , <i>Anguilla rostrata</i> , <i>Ctenopharyngodon idellus</i> , <i>Hypophthalmichthys molitrix</i> , <i>Hypophthalmichthys nobilis</i> , <i>Coregonus lavaretus</i> , <i>Coregonus oxyrhynchus</i> , <i>Odontheistes bonariensis</i> , <i>Oreochromis niloticus</i> , <i>Rutilus rubilio</i> (Regione Padana e Regione delle Isole), <i>Rutilus pigus</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Chondrostoma soetta</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Barbus meridionalis caninus</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Sabanejewia larvata</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Thymallus thymallus</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Pomatoschistus canestrini</i> (Regione Italico-peninsulare), <i>Knipowitschia panizzae</i> (Regione Italico-peninsulare).

L'aggregazione tra le cinque funzioni valore f_1 , f_2 , f_3 , f_4 , f_5 richiede l'espressione di un giudizio sulla loro importanza relativa, tradotto in un peso p . Si assume qui che Presenza di specie indigene e Condizione biologica delle popolazioni siano di pari importanza e più importanti degli altri criteri; a seguire Presenza di specie aliene; a seguire, con pari importanza, Presenza di ibridi e Presenza di specie endemiche. Ciò vale per tutto il *range* di valori assunti dagli indicatori (ovvero la modalità di aggregazione è la somma pesata con pesi di valore costante).

I valori qui proposti, che (come quelli degli indicatori di livello inferiore) potranno essere rivisti alla luce dell'analisi e della discussione dei risultati nazionali raccolti nella prima fase del monitoraggio, sono i seguenti per gli indicatori principali (vedi anche tab. I):

$$p_1 (\text{PRESENZA DI SPECIE INDIGENE}) = 0,3$$

$$p_2 (\text{CONDIZIONE BIOLOGICA DELLE POPOLAZIONI}) = 0,3$$

$$p_3 (\text{PRESENZA DI IBRIDO}) = 0,1$$

$$p_4 (\text{PRESENZA DI SPECIE ALIENE}) = 0,2$$

$$p_5 (\text{PRESENZA DI SPECIE ENDEMICHE}) = 0,1$$

CONDIZIONI DI RIFERIMENTO

Un requisito chiave della Direttiva 2000/60/CE per la classificazione dello stato ecologico dei fiumi è l'identificazione delle *condizioni di riferimento*. Esse vengono definite come quelle "condizioni corrispondenti a nessuna alterazione antropica, o alterazioni antropiche poco rilevanti", ed equivalgono all'estremo superiore dello stato ecologico elevato (I classe) delle cinque classi previste per l'attribuzione del giudizio sullo stato ecologico, sia per le condizioni biotiche

(elementi di qualità biologica) che abiotiche (elementi di qualità chimico-fisica e idromorfologica) (Allegato II, Dir. 2000/60/CE).

Nel caso specifico degli EQB (Elementi di Qualità Biologica), nello stato elevato "i valori degli elementi del corpo idrico superficiale devono rispecchiare quelli di norma associati a tale tipo inalterato e non devono evidenziare nessuna distorsione, o distorsioni poco rilevanti". Per la classificazione, la Direttiva adotta un criterio basato sul confronto fra lo stato attuale e le condizioni di riferimento; queste possono essere a loro volta individuate sulla base di un approccio spaziale (*spatially based*), oppure basarsi sulla modellizzazione (o da una combinazione dei due metodi) o essere stabilite tramite giudizio dell'esperto (Allegato II, par. 1.3 Dir. 2000/60/CE; CIS-WFD, 2003a, 2003b).

Alla luce di queste considerazioni, il calcolo degli indicatori descritti nel paragrafo precedente è basato sul confronto fra il valore misurato e quello atteso nelle condizioni di riferimento: ad esempio, il numero di specie indigene presenti rispetto al numero di specie indigene attese, oppure la consistenza demografica rilevata rispetto alla consistenza demografica attesa per una determinata popolazione.

Considerando nel loro complesso le condizioni di riferimento relative a ciascun indicatore, si può definire come segue, in accordo con l'impostazione delle precedenti versioni dell'ISECI (ZERUNIAN, 2004a, 2007a), la condizione di riferimento per l'EQB fauna ittica: *tutte le specie indigene attese, comprese le specie endemiche, sono presenti* (si veda tab. V); *tutte le*

popolazioni indigene si trovano nella migliore condizione biologica, essendo ben strutturate in classi di età, capaci di riprodursi naturalmente e con la corretta consistenza demografica; nessuna popolazione indigena risulta ibrida con taxa alloctoni; non sono presenti specie aliene.

Per la ricostruzione delle condizioni di riferimento tipo-specifiche si ricorre ad un approccio basato sul giudizio dell'esperto a partire dall'analisi di dati storici. Si veda di seguito come, sulla base di questo criterio, vengono definite le condizioni di riferimento per ciascuno degli indicatori che compongono l'ISECI.

Specie indigene attese (f_1) e specie endemiche attese (f_2) nelle condizioni di riferimento

Confermando l'impostazione delle precedenti versioni dell'ISECI, concettualmente vengono prese come condizioni di riferimento per l'EQB fauna ittica, corrispondenti allo stato ecologico elevato, la "comunità ittica attesa" con tutte le popolazioni che la costituiscono nella migliore condizione biologica (popolazioni ben strutturate in classi di età, capaci di riprodursi naturalmente, con buona o sufficiente consistenza demografica).

La comunità ittica attesa va individuata all'interno di un insieme composto dalle specie indigene nei vari sistemi idrografici italiani (si veda ZERUNIAN, 2004b), con l'esclusione di *Lampetra fluviatilis*, *Acipenser sturio* e *Huso huso* attualmente considerate estinte in Italia (ZERUNIAN, 2007b), e dalla specie parautoctona *Cyprinus carpio* introdotta in Italia prima del 1500 e naturalizzata (per la definizione di parautoctonia e gli aspetti normativi si veda GENOVESI, 2007).

Al fine di individuare le comunità ittiche attese nei vari tipi fluviali viene compiuta una prima suddivisione del territorio nazionale su base zoogeografica, e una seconda articolazione su base ecologica. La prima porta a distinguere tre "regioni": Regione Padana, Regione Italico-peninsulare, Regione delle Isole (per le prime due si veda ZERUNIAN, 2002; la terza è composta da Sardegna e Sicilia). La seconda porta a distinguere, all'interno di ciascuna regione, tre "zone": Zona dei

Salmonidi, Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila, Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila (si veda ZERUNIAN, 2002) (Tab. III); un'ultima zona fluviale, la Zona dei Mugilidi, non viene considerata in quanto appartenente principalmente alle acque di transizione.

La REGIONE PADANA è composta dalle seguenti idroecoregioni (livello 1 della tipizzazione secondo il DM 131/2008): 1) Alpi Occidentali; 2) Prealpi_Dolomiti; 3) Alpi Centro-Orientali; 4) Alpi Meridionali; 5) Monferrato; 6) Pianura Padana; 7) Carso; 8) Appennino Piemontese; 9) Alpi Mediterranee – *versante padano*; 10) Appennino settentrionale – *versanti padano e adriatico*; 12) Costa Adriatica – *parte settentrionale fino al Fiume Vomano compreso*; 13) Appennino Centrale – *parte settentrionale fino al Fiume Chienti compreso*.

La REGIONE ITALICO-PENINSULARE è composta dalle seguenti idroecoregioni: 10) Appennino settentrionale – *versante tirrenico*; 11) Toscana; 12) Costa Adriatica – *parte meridionale a sud del Fiume Vomano*; 13) Appennino centrale – *parte centrale e meridionale a sud del Fiume Chienti*; 14) Roma_Viterbese; 15) Basso Lazio; 16) Basilicata_Tavoliere; 17) Puglia_Carsica; 18) Appennino meridionale; 19) Calabria_Nebrodi – *parte continentale*.

La REGIONE DELLE ISOLE è composta dalle seguenti idroecoregioni: 19) Calabria_Nebrodi – *parte insulare*; 20) Sicilia; 21) Sardegna.

Tenendo conto della suddivisione in regioni e della zonazione ittica (da intendersi come livello 3 della tipizzazione secondo il DM 131/2008, in particolare per quanto riguarda la temperatura dell'acqua e il tipo di substrato), vengono individuate 9 Zone zoogeografico-ecologiche fluviali principali (Tab. IV); queste sono funzionali alla definizione delle comunità ittiche attese.

A ciascuna delle 9 zone fluviali principali corrisponde una comunità ittica attesa; le 9 comunità sono riportate in tabella V. È necessario chiarire che le comunità ittiche della tabella sono comunità teoriche. Nelle indagini propedeutiche alle attività di monitoraggio è necessario affinare l'individuazione della comuni-

Tab. III. Principali caratteristiche ambientali delle tre "zone ittiche" dulcicole in cui è possibile suddividere i corsi d'acqua italiani (da ZERUNIAN, 2002).

Zona dei Salmonidi	Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila	Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila
Acqua limpida e bene ossigenata; corrente molto veloce, con presenza di rapide; fondo a massi, ciottoli o ghiaia grossolana; scarsa o moderata presenza di macrofite; temperatura fino a 16-17 °C, ma generalmente inferiore.	Acqua limpida, soggetta però a torbide di breve durata, discretamente ossigenata; corrente veloce, alternata a zone di acqua calma e con profondità maggiore; fondo con ghiaia fine e sabbia; moderata presenza di macrofite; temperatura raramente superiore a 19-20 °C.	Acqua frequentemente torbida e solo moderatamente ossigenata in alcuni periodi; bassa velocità della corrente; fondo fangoso; abbondanza di macrofite; temperatura fino a 24-25 °C.

tà ittica attesa che emerge dal sistema di zonizzazione descritto, per ogni tipologia di corpo idrico e stazione di campionamento mediante le seguenti indagini conoscitive: osservazioni ecologiche sugli habitat effettivamente o potenzialmente presenti; analisi storico-bibliografica delle conoscenze sulla fauna ittica (secondo la Direttiva “dati storici, paleologici o di altro tipo disponibili”).

La comunità attesa per un dato tipo fluviale dovrebbe a rigore essere definita in relazione alle condizioni di riferimento idromorfologiche di quella tipologia e stazione e non a quelle attualmente presenti (sulle quali è comunque possibile effettuare osservazioni dirette); se un tratto fluviale è molto alterato (rettificato, con portata molto ridotta, ecc.), è preferibile utilizzare solo l’approccio storico-bibliografico; se, invece, idromorfologicamente lo scostamento dalle condizioni di riferimento è minimo, allora anche l’osservazione diretta può essere utile.

Tab. V. Comunità ittiche attese nelle 9 zone fluviali principali; le specie endemiche, o subendemiche, sono evidenziate in neretto.

ZONA DEI SALMONIDI DELLA REGIONE PADANA

Salmo (trutta) trutta (ceppo mediterraneo), *Salmo (trutta) marmoratus*, *Thymallus thymallus*, *Phoxinus phoxinus*, *Cottus gobio*.

ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA DELLA REGIONE PADANA

Leuciscus cephalus, *Leuciscus souffia muticellus*, *Phoxinus phoxinus*, *Chondrostoma genei*, *Gobio gobio*, *Barbus plebejus*, *Barbus meridionalis caninus*, *Lampetra zanandreae*, *Anguilla anguilla*, *Salmo (trutta) marmoratus*, *Sabanejewia larvata*, *Cobitis taenia bilineata*, *Barbatula barbatula* (limitatamente alle acque del Trentino-Alto Adige e del Friuli-Venezia Giulia), *Padogobius martensii*, *Knipowitschia punctatissima* (limitatamente agli ambienti di risorgiva, dalla Lombardia al Friuli-Venezia Giulia).

ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA DELLA REGIONE PADANA

Rutilus erythrophthalmus, *Rutilus pigus*, *Chondrostoma soetta*, *Tinca tinca*, *Scardinius erythrophthalmus*, *Alburnus alburnus alborella*, *Leuciscus cephalus*, *Cyprinus carpio*, *Petromyzon marinus* (stadi giovanili), *Acipenser naccarii* (almeno stadi giovanili), *Anguilla anguilla*, *Alosa fallax* (stadi giovanili), *Cobitis taenia bilineata*, *Esox lucius*, *Perca fluviatilis*, *Gasterosteus aculeatus*, *Syngnathus abaster*.

ZONA DEI SALMONIDI DELLA REGIONE ITALICO-PENINSULARE

Salmo (trutta) trutta (ceppo mediterraneo, limitatamente all’Appennino settentrionale), *Salmo (trutta) macrostigma* (limitatamente al versante tirrenico di Lazio, Campania, Basilicata e Calabria), *Salmo fibreni* (limitatamente alla risorgiva denominata Lago di Posta Fibreno).

ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA DELLA REGIONE ITALICO-PENINSULARE

Leuciscus souffia muticellus, *Leuciscus cephalus*, *Rutilus rubilio*, *Alburnus albidus* (limitatamente alla Campania, Molise, Puglia e Basilicata), *Barbus plebejus*, *Lampetra planeri* (limitatamente al versante tirrenico di Toscana, Lazio, Campania e Basilicata; nel versante adriatico solo nel bacino dell’Aterno-Pescara), *Anguilla anguilla*, *Cobitis taenia bilineata*, *Gasterosteus aculeatus*, *Salaria fluviatilis*, *Gobius nigricans* (limitatamente al versante tirrenico di Toscana, Umbria e Lazio).

ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA DELLA REGIONE ITALICO-PENINSULARE

Tinca tinca, *Scardinius erythrophthalmus*, *Rutilus rubilio*, *Leuciscus cephalus*, *Alburnus albidus* (limitatamente alla Campania, Molise, Puglia e Basilicata), *Cyprinus carpio*, *Petromyzon marinus* (stadi giovanili), *Anguilla anguilla*, *Alosa fallax* (stadi giovanili), *Cobitis taenia bilineata*, *Esox lucius*, *Gasterosteus aculeatus*, *Syngnathus abaster*.

ZONA DEI SALMONIDI DELLA REGIONE DELLE ISOLE

Salmo (trutta) macrostigma.

ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA DELLA REGIONE DELLE ISOLE

Anguilla anguilla, *Gasterosteus aculeatus*, *Salaria fluviatilis*.

ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA DELLA REGIONE DELLE ISOLE

Cyprinus carpio, *Petromyzon marinus* (stadi giovanili), *Anguilla anguilla*, *Gasterosteus aculeatus*, *Alosa fallax* (stadi giovanili), *Syngnathus abaster*.

Tab. IV. Zone zoogeografico-ecologiche fluviali principali individuabili in Italia.

Zone zoogeografico-ecologiche	REGIONI
	REGIONE PADANA
I	ZONA DEI SALMONIDI
II	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA
III	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA
	REGIONE ITALICO-PENINSULARE
IV	ZONA DEI SALMONIDI
V	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA
VI	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA
	REGIONE DELLE ISOLE
VII	ZONA DEI SALMONIDI
VIII	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE LITOFILA
IX	ZONA DEI CIPRINIDI A DEPOSIZIONE FITOFILA

Condizione biologica delle popolazioni (f_2) nelle condizioni di riferimento

Sia per la valutazione della Struttura delle popolazioni in classi di età, che per la Consistenza demografica, la definizione delle condizioni di riferimento e la valutazione dello stato dell'indicatore rispetto a queste ultime devono fare riferimento alle conoscenze sulla biologia e l'ecologia delle singole specie (vedi par. Condizione biologica delle popolazioni).

Presenza di ibridi (f_3) e Presenza di specie aliene (f_4) nelle condizioni di riferimento

Si assume che nelle condizioni di riferimento non siano presenti specie aliene, né ibridi fra popolazioni indigene e taxa alloctoni. Per il riconoscimento delle specie aliene e per un loro elenco aggiornato, si rimanda a GANDOLFI *et al.* (1991) e a NOCITA e ZERUNIAN (2007); per il grado di nocività delle specie aliene, si veda quanto presentato in tabella II.

APPLICAZIONE DELL'ISECI

Nell'applicazione dell'ISECI si procede nel modo seguente.

Per ciascuna stazione di campionamento si individua in via teorica la comunità ittica attesa, tenendo conto dei seguenti elementi: a) distribuzione delle specie (in relazione al quadro zoogeografico nazionale di tutti i taxa presenti nelle acque interne italiane); b) ecologia delle specie; c) periodo del campionamento (in relazione alla possibile presenza degli stadi adulti di specie migratrici o, in alternativa, dei relativi stadi larvali o giovanili). Per l'individuazione della comunità ittica attesa si suggerisce di tenere conto dei seguenti elementi: indagini faunistiche pregresse riguardanti il sistema idrografico in oggetto; posizione geografica del corpo d'acqua in esame (da mettere in relazione con le conoscenze zoogeografiche sulla fauna ittica italiana); tipo/i di habitat presente/i nel tratto di corso d'acqua in esame (da mettere in relazione con le conoscenze sull'ecologia delle specie). Come riferi-

mento circa le conoscenze sulla distribuzione e l'ecologia dei pesci indigeni nelle acque interne italiane può essere preso il volume di ZERUNIAN (2004b).

Per quanto riguarda il campionamento si rimanda al protocollo metodologico elaborato dall'APAT (2008), oggi ISPRA – Istituto Superiore per la Protezione e la Ricerca Ambientale. Al fine di raccogliere il massimo delle informazioni possibili sulla composizione in classi di età delle popolazioni e sulla loro capacità riproduttiva, anche per minimizzare il disturbo all'ittiofauna, si suggerisce di eseguire i campionamenti nel periodo post-riproduttivo. Nelle Acque Salmonicole (primo tratto dei corsi d'acqua definibile "Zona dei Salmonidi", si veda tab. III) tale periodo ricade per la maggior parte delle specie all'inizio della primavera; nelle Acque Ciprinicole (parte centrale dei corsi d'acqua articolata nella "Zona dei Ciprinidi a deposizione litofila" e nella "Zona dei Ciprinidi a deposizione fitofila", si veda tab. III) tale periodo ricade per la maggior parte delle specie nella tarda primavera-inizio dell'estate.

Il valore dell'ISECI (F) si calcola come somma pesata delle funzioni valore (ovvero dei valori "normalizzati") degli indicatori precedentemente descritti. In formule:

$$ISECI = p_1 \cdot (p_{1,1} \cdot v_{1,1}(f_{1,1}) + p_{1,2} \cdot v_{1,2}(f_{1,2})) + p_2 \cdot \sum_{i=1}^n (p_{2,i,1} \cdot v_{2,i,1}(f_{2,i,1}) + p_{2,i,2} \cdot v_{2,i,2}(f_{2,i,2})) + p_3 \cdot v_3(f_3) + p_4 \cdot v_4(f_4) + p_5 \cdot v_5(f_5)$$

Il calcolo può essere agevolmente effettuato con un semplice foglio elettronico di calcolo. Si procede quindi alla conversione dei valori dell'ISECI in *classi*, da I a V, corrispondenti a giudizi sintetici che vanno da elevato a cattivo (Tab. VI).

Esempio applicativo

A titolo di esempio, viene ora sviluppato un caso di applicazione dell'ISECI. In tabella VII è riportata la sintesi, molto semplificata, di una scheda di campagna; la situazione descritta è teorica.

Tab. VI. Classificazione dello stato dell'EQB *fauna ittica* secondo l'ISECI.

Classi	Valore dell'ISECI (F)	Giudizio sintetico sullo stato ecologico delle comunità ittiche	Giudizio esteso sullo stato ecologico delle comunità ittiche	Colore (per la rappresentazione cartografica)
I	$0,8 < F \leq 1$	Elevato	si veda ZERUNIAN, 2004	Blu
II	$0,6 < F \leq 0,8$	Buono	si veda ZERUNIAN, 2004	Verde
III	$0,4 < F \leq 0,6$	Sufficiente	si veda ZERUNIAN, 2004	Giallo
IV	$0,2 < F \leq 0,4$	Scarso	si veda ZERUNIAN, 2004	Arancione
V	$0 < F \leq 0,2$	Cattivo	si veda ZERUNIAN, 2004	Rosso

Tab. VII. Sintesi semplificata di una scheda di campagna.

 CORSO D'ACQUA: Fiume Lungo; Stazione "Casale rosso"; 01.07.2009

 COMUNITÀ ITTICA ATTESA: Luccio, Scardola, Tinca, Triotto, Cobite.

 COMUNITÀ ITTICA REALE (CAMPIONATA): Luccio (popolazione mediamente strutturata in classi di età, scarsa consistenza demografica, assenza di ibridazione rilevabile dall'esame del fenotipo), Scardola (popolazione ben strutturata in classi di età, media consistenza demografica), Persico sole, Pseudorasbora.

Si noti che: a) uno dei pesci indigeni presenti, il Luccio, è una specie di "maggiore importanza ecologico-funzionale" (vedi par. Presenza di specie indigene); b) mancano tre delle specie indigene attese (Tinca, Triotto e Cobite), di cui due endemiche in Italia (Triotto e Cobite); c) sono presenti due specie aliene di "media nocività" (Persico sole e Pseudorasbora).

In figura 3 viene riportato il percorso che porta al calcolo del valore numerico dell'ISECI. Il valore finale dell'indice, espresso in termini di EQR, è 0,58; pertanto la comunità ittica campionata nella stazione oggetto dell'esempio è in classe III ($0,4 < \text{ISECI} \leq 0,6$), a cui corrisponde un giudizio sintetico "sufficiente".

DISCUSSIONE

Vantaggi derivanti dall'adeguamento dell'ISECI

Nella proposta di adeguamento dell'ISECI oggetto del presente articolo è stata considerata l'esigenza di raggiungere una strutturazione dell'indice completamente rispondente alle richieste di applicazione della Direttiva 2000/60/CE. In quest'ottica si è concentrato lo sforzo nel rendere espliciti e ripercorribili tutti i passaggi logici necessari al calcolo dell'indice, ovvero:

- si è giunti ad una definizione esplicita di tutti gli indicatori considerati e dello schema gerarchico/aggregativo adottato;
- si è prevista, per ognuno degli indicatori elementari, una definizione esplicita delle relative condizioni di riferimento (tipo-specifiche);
- si è giunti alla costruzione, per ognuno degli indicatori rappresentativi degli indicatori elementari, di una funzione che esplicitamente legghi lo scostamento del valore dell'indicatore dalle condizioni di riferimento al giudizio di qualità ecologica associata;
- è stata definita in modo esplicito la metodologia di aggregazione tra i diversi indicatori per l'attribuzione di un valore complessivo (corrispondente al relativo giudizio compreso tra cattivo ed elevato) all'indice così aggregato. Il criterio adottato è di tipo "compensativo" (ovvero lo stato di indicatori in cattive condizioni può essere compensato da altri in migliori condizioni). Questo corrisponde operativamente ad una procedura di aggregazione basata sulla media pesata, con un peso attribuito ad ogni indicatore/sub-

indice commisurato alla rispettiva importanza ecologica.

Si noti come questa procedura non sia diversa da quanto viene normalmente fatto nella costruzione degli indici di classificazione/valutazione, ma come semplicemente renda espliciti passaggi che normalmente rimangono sottintesi nella formulazione dell'indice. Ne derivano i seguenti principali vantaggi:

- l'indice non è più un'entità singola e "da prendere o lasciare" in blocco, ma si possono discutere i singoli aspetti (ad esempio le singole funzioni valore, o i singoli pesi di importanza relativa che, in quanto traduzione di un giudizio soggettivo, sono per definizione opinabili), permettendo di tarare/adattare il metodo senza doverlo ricostruire *ex-novo* e favorendo così il dibattito in merito;
- a fini gestionali, ad esempio nella definizione dei programmi di misure, con una struttura esplicita come quella descritta, è decisamente più agevole ricostruire le relazioni causa-effetto tra variabili gestionali (azioni) e singoli indicatori dell'ecosistema. È importante sottolineare che formalizzando in questo modo l'indice sono state concentrate in due passi ben definiti (definizione delle funzioni valore e attribuzione dei pesi) le scelte più soggettive e legate alla comprensione dell'ecologia dello specifico elemento di qualità, intrinseche in ogni indice di classificazione:
 - "quanto vale" un dato scostamento dalle condizioni di riferimento (es. la perdita di un dato numero di specie autoctone)? Ovvero, in altri termini: in base a quali considerazioni vengono fissate, per ogni attributo, le soglie tra i 5 giudizi di qualità previsti dalla Direttiva?
 - "quanto vale" un attributo rispetto ad un altro (es.: la composizione della comunità rispetto alla distribuzione in classi di età)?

Poiché la risposta a questo tipo di domande può essere data solo con il coinvolgimento della comunità tecnico-scientifica nazionale, e poi "intercalibrata" a livello europeo, renderle esplicite e "separabili" come qui proposto pare particolarmente opportuno.

Si ritiene che siano necessari due ulteriori passaggi per giungere a una piena validazione dell'indice: una sperimentazione da condurre nel più ampio numero possibile di tipologie fluviali, da individuare su base ecologica e zoogeografica; una discussione in merito

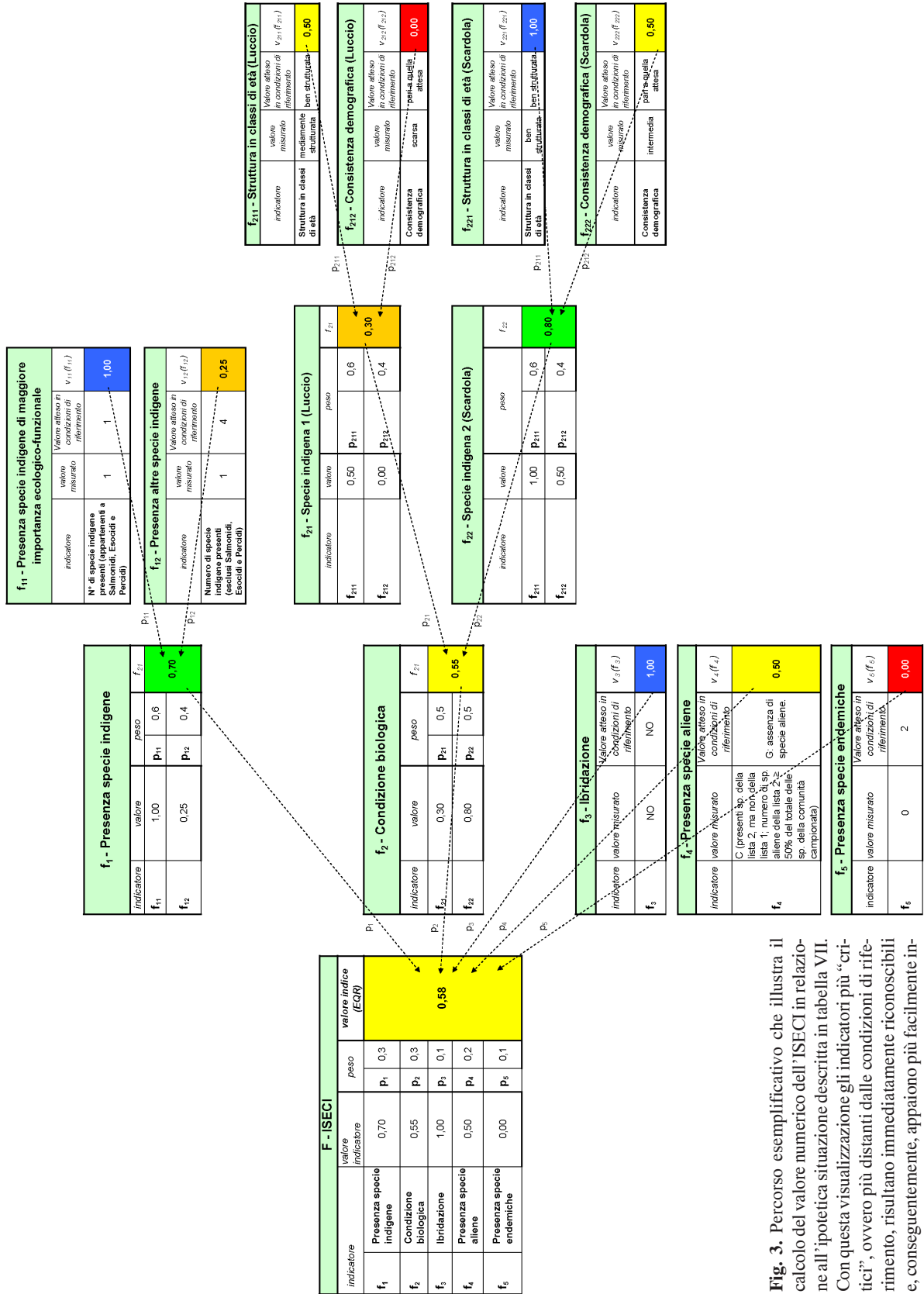


Fig. 3. Percorso esemplificativo che illustra il calcolo del valore numerico dell'ISECI in relazione all'ipotetica situazione descritta in tabella VII. Con questa visualizzazione gli indicatori più "critici", ovvero più distanti dalle condizioni di riferimento, risultano immediatamente riconoscibili e, conseguentemente, appaiono più facilmente individuabili i problemi da risolvere e le misure più appropriate da prevedere.

ai pesi da attribuire agli indicatori di primo e di secondo livello che, sulla base dei risultati della sperimentazione, porti ad un ulteriore affinamento dell'ISECI e alla sua efficace applicabilità nel monitoraggio dei fiumi italiani previsto dalla Direttiva 2000/60/CE.

Confronto con alcuni metodi sviluppati in Europa

Nel processo di adeguamento dell'ISECI si è posta attenzione a quanto emerso negli ultimi anni nello sviluppo, nei vari Paesi dell'Unione Europea, di metodi per la fauna ittica finalizzati alla valutazione dello stato ecologico secondo i requisiti della Direttiva Quadro sulle Acque.

Per comprendere le motivazioni che hanno portato alla necessità di mettere a punto un indice specifico per la realtà italiana, qual è l'ISECI, è interessante confrontare i diversi approcci sviluppati a livello europeo⁽¹⁾ e, in particolare, il metodo che ha portato alla definizione dello European Fish Index plus - EFI+, di recente pubblicazione (FAME CONSORTIUM, 2004; PONT *et al.*, 2007; SCHMUTZ *et al.*, 2007a; MELCHER *et al.*, 2007; EFI+ CONSORTIUM, 2009).

Va ricordato che, nell'ambito dei paesi dell'UE, i metodi dedicati alla fauna ittica erano scarsamente diffusi al momento in cui la Dir. 2000/60/CE è entrata in vigore e, in particolare, non esistevano criteri tecnico-scientifici che potessero essere utilizzati a scala europea per i diversi Stati membri.

Nel tentativo di colmare queste lacune, l'UE ha finanziato negli scorsi anni il progetto FAME (Fish-based Assessment for the Ecological Status of European Rivers; <http://fame.boku.ac.at>) allo scopo di sviluppare metodi in linea con la Dir. 2000/60/CE, la cui applicazione potesse contemplare un ampio spettro di condizioni presenti in Europa.

Tra i metodi di valutazione sviluppati dal progetto, quello a scala europea, basato su un approccio sito specifico (EFI) (MELCHER *et al.*, 2007; SCHMUTZ *et al.*, 2007a, 2007b), è stato adottato come metodo ottimale per l'applicazione della Direttiva Quadro sulle Acque e successivamente aggiornato e pubblicato nell'ultima versione come EFI+ (EFI+ CONSORTIUM, 2009).

Volendo comparare l'EFI+ con l'ISECI possiamo rilevare, rispetto alle voci sotto elencate, alcune principali differenze ed analogie:

- *tipologia di indicatori utilizzati*: l'EFI+ adotta l'approccio delle categorie ecologico-funzionali, già sperimentato in molti indici multimetrici di integrità biotica (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986), in cui vengono combinate metriche (misure unità-specifiche di una componente funzionale della comunità ittica riconosciuta sensibile alle alterazioni) in una singola misura di valutazione ecologica (NOBLE *et al.*, 2007). In relazione all'utilizzo di indicatori di caratte-

re ecologico-funzionale va tuttavia considerato che, soprattutto per le specie rare e/o endemiche con una distribuzione limitata, mancano alcune informazioni di base sulla loro autoecologia, rendendo tale approccio di fatto poco spendibile per una sua applicazione in Italia. Nel nostro Paese sono infatti presenti ben 22 specie endemiche o subendemiche delle quali, nella maggior parte dei casi, si conosce poco la biologia e l'ecologia (si veda ZERUNIAN, 2002). Le informazioni di natura ecologico-funzionale per determinare lo stato di una comunità ittica italiana sono perciò lacunose e insufficienti, rendendo questo tipo di approccio inadeguato. Diversamente, l'ISECI è un metodo che si basa sulle specie e che si avvale di indicatori atti a misurare la naturalità delle comunità e la condizione biologica delle specie. Comunque, sebbene i due indici differiscano nella tipologia di indicatori considerati, entrambi si presentano come indici multimetrici.

- *Applicabilità in funzione della scala*: l'EFI+ è stato formulato in modo da garantirne l'applicabilità nell'ampio spettro di condizioni ambientali presenti nel continente europeo, seppure con alcuni importanti limiti. Tra questi, vanno sicuramente citate le difficoltà di applicazione in un contesto come quello mediterraneo (dove i sistemi fluviali sono caratterizzati da una bassa composizione specifica ma da un'elevata variabilità tassonomica nelle comunità) rendendo necessaria, ai fini dell'applicabilità dell'indice, una migliore definizione della variabilità ambientale naturale e l'adozione di metriche adatte a particolari tipi di pressione, anche in considerazione dell'elevato numero di specie aliene presenti (FERREIRA *et al.*, 2007b). L'ISECI è invece un metodo specificamente tarato sulla realtà italiana che tiene debitamente in conto, superandole, le limitazioni appena citate. A supporto delle migliori prestazioni di un indice come l'ISECI alla scala nazionale stanno anche le sperimentazioni condotte nelle aree mediterranee (FERREIRA *et al.*, 2007a), dove le risposte delle metriche alle perturbazioni sulla fauna ittica si sono mostrate modeste e più deboli che quelle registrate a livello europeo utilizzando approcci spaziali (PONT *et al.*, 2006; MELCHER *et al.*, 2007). In particolare, alcune esperienze realizzate in corsi d'acqua di tipo mediterraneo (MOYLE e RANDALL, 1998; MOYLE e MARCHETTI, 1999; ANGERMEIER e WINSTON, 1999) hanno dimostrato che in queste situazioni indici che si avvalgono della conoscenza locale e quindi di un giudizio dell'esperto, al pari di quanto fa l'ISECI, tendono a fornire le migliori prestazioni.
- *Rappresentatività*: l'informazione utilizzata per sviluppare l'EFI+ proviene da un database molto ampio ed aggiornato, il FIDES (Fish Database of European

Streams) (BEIER *et al.*, 2007), rappresentativo delle caratteristiche geografiche e ambientali di una vasta porzione del territorio europeo (raccolge i dati di 12 nazioni che coprono il 72% dell'UE a 25 Stati) e contenente dati quantitativi di un numero considerevole di specie ittiche e di pressioni antropiche (DEGERMAN *et al.*, 2007). L'EFI+ contempla quindi parametri che si nutrono di informazioni provenienti da diverse nazioni e che è in grado di rappresentare in un unico indice senza richiedere il processo di intercalibrazione tra le diverse nazioni. L'applicazione dell'ISECI si limita alla scala nazionale, all'interno della quale, facendo riferimento alla presenza delle specie indigene attese in relazione al quadro zoogeografico ed ecologico, può essere considerato rappresentativo delle condizioni rinvenibili nei sistemi idrografici italiani.

- **Versatilità:** l'EFI+ è strutturato per incorporare nell'indice la variabilità naturale attraverso la previsione dei valori delle metriche di riferimento per i siti individuati. Tuttavia, come riportato da recenti studi condotti nel contesto mediterraneo (FERREIRA *et al.*, 2007b), la bassa ricchezza in specie per sito e l'elevato tasso di endemicità in questi sistemi sono fattori in grado di limitare enormemente il numero di siti di riferimento disponibili per le varie "zone ittologiche", tanto che un approccio sito-specifico, qual è quello su cui si basa l'EFI+, è risultato inapplicabile nella maggior parte delle aree della penisola iberica e della Grecia (PONT *et al.*, 2006). Pur in mancanza di studi di dettaglio di questo tipo in Italia, c'è da presumere che le caratteristiche della nostra penisola evidenzino difficoltà di applicazione del tutto analoghe. L'ISECI tiene conto di questa variabilità, basandosi sul quadro zoogeografico di riferimento di ogni specie presente sul territorio nazionale, e di conseguenza risulta facilmente adattabile alle singole peculiarità biogeografiche del territorio italiano.
- **Standardizzazione:** nell'EFI+ la valutazione dei siti impattati è standardizzata, essendo basata sull'evidenza statistica della deviazione dalle condizioni indisturbate. A loro volta, le condizioni di riferimento vengono definite mediante un modello predittivo che confronta le variabili ambientali, il tipo di campionamento e le informazioni sul sito specifico con il già citato database, il FIDES (BEIER *et al.*, 2007). Lo sviluppo di questo strumento, contenendo dati quantitativi su un numero considerevole di specie ittiche e su vari tipi di pressioni antropiche, ha fornito una solida base per la standardizzazione di concetti, metodi e variabili da utilizzare a scala europea. In paesi come l'Italia, in mancanza di un database così ricco e dettagliato, vengono meno i prerequisiti per l'utilizzo di indici che si avvalgono di modelli predittivi

e di sistemi di valutazione standardizzata sito-specifica.

- **Facilità di utilizzo:** sia l'EFI+ che l'ISECI sono facilmente applicabili, eventualmente con il supporto di un semplice software di pubblico dominio.

Indicatori dell'ISECI e loro confronto con quelli previsti dalla Direttiva 2000/60/CE

Per quanto riguarda gli indicatori a cui la Direttiva 2000/60/CE fa riferimento per la valutazione dell'Elemento di Qualità Biologica *fauna ittica*, nella struttura dell'ISECI compaiono alcune differenze che meritano ulteriori considerazioni:

- l'inserimento degli indicatori Presenza di ibridi (f_3) e Presenza di specie aliene (f_4)
- l'inserimento dell'indicatore Presenza di specie endemiche (f_5)
- l'assenza delle "specie sensibili alle alterazioni tipiche specifiche"

La scelta di considerare nell'ISECI la Presenza di specie aliene (f_4) non è dettata da motivazioni strettamente conservazionistiche. Si ritiene importante includere questo attributo in considerazione dell'azione di disturbo (eccessiva predazione, competizione ecologica, diffusione di agenti patogeni, ecc.) che le specie aliene, in relazione al loro diverso impatto sull'ittiofauna indigena (si veda tab. II), sono in grado di esercitare. Se così inquadrato, l'inserimento di questo indicatore 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. Tuttavia, il rischio che nell'analisi a supporto della pianificazione (si pensi ad esempio all'"esame dell'impatto delle attività umane sullo stato delle acque superficiali" previsto dall'Art. 5 della Dir. 2000/60/CE) importanti fattori di pressione in atto vengano ignorati, sovrastimando di fatto lo stato atteso a breve termine della comunità ittica, può a nostro giudizio giustificare di "sporcare" logicamente la struttura dell'indice, accostando tale fattore di pressione agli indicatori di stato. Ne consegue il vantaggio di poter segnalare già in fase di attribuzione del giudizio di qualità l'esistenza di un elemento potenzialmente molto incisivo sul futuro stato di una determinata comunità ittica, che la sola considerazione delle specie indigene non potrebbe nel breve termine rilevare.

L'opportunità di tenere conto delle specie aliene nella valutazione della qualità ecologica nei fiumi mediterranei è tuttora oggetto di dibattito all'interno della comunità scientifica. A livello europeo, le metriche che utilizzano solo specie indigene non sembrano aver prestato una performance significativamente migliore

della risposta fornita usando l'intera comunità, ma bisogna tenere conto che a questa scala il numero e l'abbondanza di specie aliene è più basso e maggiormente distribuito (FERREIRA *et al.*, 2007b). In altri casi, più simili ai corsi d'acqua mediterranei, è stato provato che le specie aliene sono buoni indicatori di disturbo e possono incidere nello stato ecologico dei corsi d'acqua (KENNARD *et al.*, 2005). Non a caso in alcune procedure di valutazione della fauna ittica già applicate in diverse zone d'Italia, come ad esempio nell'Indice Ittico di FORNERIS *et al.* (2007), è stato assegnato un valore negativo alla presenza di specie aliene nella comunità ittica. A nostro giudizio, se lo scopo del monitoraggio *sensu* Dir. 2000/60/CE è quello di valutare lo stato degli ecosistemi acquatici servendosi degli indicatori biologici più affidabili a disposizione, le specie aliene devono essere considerate a pieno titolo.

Considerazioni simili valgono per l'inclusione nell'ISECI dell'indicatore Presenza di ibridi (f_3). Si ritiene infatti di assegnare in modo esplicito un valore negativo alla presenza di individui ibridi (esemplari appartenenti a popolazioni indigene X esemplari di origine alloctona), in molti casi ben riconoscibili mediante analisi del fenotipo, frutto dell'immissione di materiale alloctono per motivi di ripopolamento; a tutt'oggi tale fenomeno è noto in Italia per i generi *Salmo*, *Thymallus*, *Esox*, *Barbus* e *Rutilus*.

Infine, l'inserimento dell'indicatore Presenza di specie endemiche (f_5) intende valorizzare la componente endemica o subendemica dell'ittiofauna d'acqua dolce italiana (22 specie su 48; si veda ZERUNIAN, 2002). Tali specie rappresentano a nostro avviso importanti e insostituibili elementi delle comunità attese nelle condizioni di riferimento (si veda tab. V), sia in funzione della loro storia evolutiva che del loro peculiare ruolo ecologico. In quest'ottica, l'eventuale assenza di una specie endemica attesa in un corso d'acqua oggetto d'indagine rappresenta una perdita significativa, alla quale è necessario porre rimedio con azioni specifiche quale ad esempio la reintroduzione (previa rimozione delle cause che hanno determinato l'estinzione locale).

Tra gli indicatori dell'EQB *fauna ittica* che dovrebbero concorrere alla definizione dello stato ecologico elevato dei fiumi (Allegato V, par. 1.2.1) compare la "presenza di tutte le specie sensibili alle alterazioni tipiche specifiche". Nelle intenzioni degli estensori della Direttiva, tale indicatore svolge probabilmente un ruolo di "misura indiretta" deputata a rilevare, attraverso l'uso di specie considerate particolarmente sensibili, alterazioni nella comunità ittica attribuibili agli impatti antropici sugli elementi di qualità fisico-chimica e idromorfologica. Nella struttura dell'ISECI non è pre-

visto l'utilizzo di questo indicatore, poiché il principio che ad esso sottende si ritiene sia efficacemente rappresentato dall'indicatore "presenza di specie indigene"; in virtù di questo indicatore la comunità tipica specifica registra la presenza di tutte le specie indigene, comprese quelle stenoece e quindi particolarmente sensibili alle alterazioni di carattere chimico-fisico e idromorfologico.

CONCLUSIONI

Sono state apportate alcune integrazioni e modifiche all'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche per renderlo pienamente rispondente alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE. In particolare si è intervenuti per migliorare alcune definizioni: delle condizioni di riferimento, dei diversi indicatori, dei Rapporti di Qualità Ecologica; sono stati inoltre resi espliciti tutti i passaggi della costruzione dell'indice e le modalità di aggregazione dei diversi indicatori. In questo modo è a nostro avviso favorita la possibilità di perfezionamento di singoli aspetti dell'indice senza doverne rimettere in discussione la struttura complessiva. Ai fini dei programmi di gestione è inoltre più agevole evidenziare singoli elementi di criticità su cui intervenire. L'indice si presenta ora come uno strumento che può essere concretamente utilizzato per l'attività di monitoraggio dei fiumi italiani previsto dalla normativa per l'Elemento di Qualità Biologica *fauna ittica*.

Nelle attività che dovranno portare al pieno utilizzo dell'indice, è auspicabile in primo luogo la sua messa a punto dopo un adeguato periodo di sperimentazione da parte dei Soggetti competenti e della Comunità scientifica. Una volta validato dall'applicazione sul campo e dalla successiva discussione di eventuali punti critici, il percorso dell'ISECI potrà completarsi con la realizzazione di un manuale operativo che supporti le future attività di monitoraggio e di classificazione dello stato ecologico previste dalla Direttiva.

(Nota 1)

Per una sintesi esaustiva delle caratteristiche e della struttura dei principali indici riguardanti la fauna ittica sviluppati a livello europeo si rimanda alla pubblicazione dell'AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME PO, 2008. La descrizione contenuta in questo documento considera sia gli indici sviluppati prima dell'avvento della Direttiva Acque, quali in particolare l'IBI (KARR, 1981; KARR *et al.*, 1986) e suoi adattamenti alle diverse realtà dei corsi d'acqua europei (OBERDORFF e HUGHES, 1992; OBERDORFF e PORCHER, 1994), sia in applicazione alla WFD 2000/60 CE, quali in particolare European Fish Index plus - EFI+ (FAME CONSORTIUM, 2004; PONT *et al.*, 2007; SCHMUTZ *et al.*, 2007a, MELCHER *et al.*, 2007; EFI+ CONSORTIUM, 2009), il MuLFA - Multi-Level concept for Fish-based Assessment sviluppato in Austria (SCHMUTZ *et al.*, 2000), il PMIs Preliminary Multimetric Indices (ANGERMEIER e DAVIDEANU, 2004) sviluppato in Romania, ulteriori adattamenti

dell'IBI relativi all'Inghilterra (RAHMAN *et al.*, 2002 in KESTEMONT e GOUFFAUX, 2002), alla Vallonia (IBIP, KESTEMONT *et al.*, 2000) e alle Fiandre in Belgio (KESTEMONT e GOUFFAUX, 2002), alla Svezia

(APPELBERG *et al.* in KESTEMONT e GOUFFAUX, 2002), alla Lituania (KESMINAS e VIRBICKAS, 2000), ed infine alla Francia (FBI, OBERDORFF *et al.*, 2002).

BIBLIOGRAFIA

- ANGERMEIER P.L., WINSTON M.R., 1999. Characterizing fish community diversity across Virginia landscapes: prerequisite for conservation. *Ecological Applications*, **9**: 335-349.
- ANGERMEIER P.L., DAVIDEANU G., 2004. Using fish communities to assess streams in Romania: initial development of an index of biotic integrity. *Hydrobiologia*, **511**: 65-78.
- APAT, 2008. *Metodi biologici, parte I: Protocollo di campionamento e analisi della fauna ittica dei sistemi lotici*. Doc. tecnico, 31 pp.
- AUTORITÀ DI BACINO DEL FIUME PO, 2008. *Monitoraggio dell'ittiofauna e redazione della Carta ittica del Fiume Po. Qualità dell'ittiofauna e del macrobenthos del fiume Po*. Attività 4, pp. 6-24.
- BEIER U., DEGERMAN E., MELCHER A., ROGERS C., WIRLÖF H., 2007. Processes of collating a European fisheries database to meet the objectives of the European Union Water framework Directive. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 407-416.
- CIS-WFD, 2003a. *Guidance on Establishing Reference Conditions and Ecological Status Class Boundaries for Inland Surface Waters. Final Version*. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 93 pp.
- CIS-WFD, 2003b. *Guidance on Monitoring for the Water Framework Directive. Final Version*. EU Common Implementation Strategy for the Water Framework Directive, 163 pp.
- DIR. 2000/60/EC. Establishing a framework for community action in the field of water policy. *Official Journal of the European Communities*, L327, pp. 1-71.
- EFI+ CONSORTIUM, 2009. *Manual for the application of the new european fish index – EFI+*. A fish-based method to assess the ecological status of European running waters in support of the Water Framework Directive. June 2009. <http://efi-plus.boku.ac.at>
- FAME CONSORTIUM, 2004. *Development, Evaluation and Implementation of a standardised Fish-based Assessment Method for the Ecological Status of European Rivers (FAME)*. *Manual for the application of the European Fish Index – EFI*. Available at: <http://fame.boku.ac.at>.
- FERREIRA T., CAIOLA N., CASALS F., OLIVEIRA J.M., DE SOSTOA A., 2007a. Assessing perturbation of river fish communities in the Iberian Ecoregion. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 519-530.
- FERREIRA T., OLIVEIRA J., CAIOLA N., DE SOSTOA A., CASALS F., CORTES R., ECONOMOU A., ZOGARIS S., GARCIA-JALON D., ILHÉU M., MARTINEZ-CAPEL F., PONT D., ROGERS C., PRENDA J., 2007b. Ecological traits of fish assemblages from Mediterranean Europe and their responses to human disturbance. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 473-481.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE M., PEROSINO G.C., 2007. Indice Ittico - I.I. *Biologia Ambientale*, **21** (1): 43-60.
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO A., 1991. *I Pesci delle acque interne italiane*. Ist. Poligr. e Zecca Stato (Min. Ambiente e Unione Zool. Ital.), Roma, XVI + 617 pp.
- GENOVESI P. (ed.), 2007. Linee guida per l'immissione di specie faunistiche. Ministero dell'Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, *Quad. Cons. Natura*, **27**, 51 pp.
- KARR J.R., 1981. Assessment of biotic integrity using fish communities. *Fisheries*, **6** (6): 21-27.
- KARR J.R., FAUSCH K.D., ANGERMEIER P.L., YANT P.R., SCHLOSSER I.J., 1986. *Assessing biological integrity in running waters: a method and its rationale*. Special Publication 5. Illinois Natural History Survey.
- KENNARD M.J., ARTHINGTON A.H., PUSEY B.J., HARCH B.D., 2005. Are alien fish a reliable indicator of river health? *Freshwater Biology*, **50**: 174-193.
- KESMINAS V., VIRBICKAS T., 2000. Application of an adapted index of biotic integrity to rivers of Lithuania. *Hydrobiologia*, **422/423**: 257-270.
- KESTEMONT P., DIDIER J., DEPIEREUX E., MICHA J.C., 2000. Selecting ichthyological metrics to assess river basin ecological quality. *Arch. Hydrobiol.*, **121**: 321-348.
- KESTEMONT P., GOUFFAUX D., 2002. *Work package 3 – Reviewing and classifying metrics and sampling procedure. Metric Selection and Sampling Procedures for FAME (D 4 - 6)*. Final Report, 90 pp.
- MELCHER A., SCHMUTZ S., HAIDVOGL G., MODER K., 2007. Spatially based methods to assess the ecological status of European fish assemblage types. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 453-463.
- MOYLE P.B., MARCHETTI M.P., 1999. Applications of indices of biotic integrity to California streams and watersheds. In: T.P. Simon (ed.) *Assessing the Sustainability and Biological Integrity of Water Resources Using Fish Communities*. Boca Raton, FL: CRC Press, pp. 367-380.
- MOYLE P.B., RANDALL P.J., 1998. Evaluating the biotic integrity of watersheds in the Sierra Nevada, California. *Conservation Biology*, **6**: 1318-1326.
- NARDINI A., SANSONI G., SCHIPANI I., CONTE G., GOLTARA A., BOZ B., BIZZI S., POLAZZO A., MONACI M., 2008. Problemi e limiti della Direttiva Quadro sulle Acque. Una proposta integrativa: FLEA (Fluvial Ecosystem Assessment). *Biolo-*

- gia Ambientale*, **22** (2): 3-18.
- NOBLE R.A.A., COWX I.G., GOFFAUX D., KESTEMONT P., 2007. Assessing the health of European rivers using functional guilds of fish communities: standardising species classification and approaches to metric selection. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 381-392.
- NOCCIA A., ZERUNIAN S., 2007. L'ittiofauna aliena nei fiumi e nei laghi d'Italia. In: *La fauna ittica dei corsi d'acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità* (Zerunian S., Genoni P. eds.). *Biologia Ambientale*, **21** (2): 93-96.
- OBERDORFF T., HUGHES R.M., 1992. Modification of an index of biotic integrity based on fish assemblages to characterize rivers of the Seine Basin, France. *Hydrobiologia*, **228**: 117-130.
- OBERDORFF T., PORCHER J.P., 1994. An index of biotic integrity to assess biological impacts of salmonid farm effluents on receiving waters. *Aquaculture*, **119**: 219-235.
- OBERDORFF T., D. PONT, B. HUGUENY, PORCHER J.P., 2002. Development and validation of a fish-based index (FBI) for the assessment of "river health" in France, *Freshwater Biology* **47**: 1720-1734.
- PONT D., HUGUENY B., BEIER U., GOFFAUX D., MELCHER A., NOBLE R., ROGERS C., ROSET N., SCHMUTZ S., 2006. Assessing river biotic condition at a continental scale: a European approach using functional metrics and fish assemblages. *Journal of Applied Ecology*, **43**: 70-80.
- PONT S., HUGUENY B., ROGERS C., 2007. Development of a fish based index for the assessment of river health in Europe: the European Fish Index. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 427-439.
- SCHMUTZ S. KAUFMANN M., VOGEL B., JUNGWIRTH M., MUHAR S., 2000. A multi-level concept for fish-based, river-type-specific assessment of ecological integrity." *Hydrobiologia*, **422/423**: 279-289.
- SCHMUTZ S., COWX I.G., HAIDVOGL G., PONT D., 2007a. Fish based methods for assessing European running waters: a synthesis. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 369-380.
- SCHMUTZ S., MELCHER A., FRANGEZ C., HAIDVOGL G., BEIER U., BÖHMER J., BREINE J., SIMOENS I., CAIOLA N., DE SOSTOA A., FERREIRA M.T., OLIVEIRA J., GRENOUILLET G., GOFFAUX D., DE LEUW J.J., NOBLE R.A.A., ROSET N., VERBICKAS T., 2007b. Spatially based methods to assess the ecological status of riverine fish assemblages in European ecoregions. *Fisheries Management and Ecology*, **14**: 441-452.
- ZERUNIAN S., 2002. *Condannati all'estinzione? Biodiversità, biologia, minacce e strategie di conservazione dei Pesci d'acqua dolce indigeni in Italia*. Edagricole, Bologna, X + 220 pp.
- ZERUNIAN S., 2004a. Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.
- ZERUNIAN S., 2004b. Pesci delle acque interne d'Italia. Ministero dell'Ambiente e Ist. Naz. Fauna Selvatica, *Quad. Cons. Natura*, **20**, 257 pp. + CD
- ZERUNIAN S., 2007a. Primo aggiornamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche. In: *La fauna ittica dei corsi d'acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità* (Zerunian S., Genoni P. eds.). *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-47.
- ZERUNIAN S., 2007b. Problematiche di conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. In: *La fauna ittica dei corsi d'acqua: qualità ambientale, ricerca e conservazione della biodiversità* (Zerunian S., Genoni P. eds.). *Biologia Ambientale*, **21** (2): 49-55.