

Centro
Italiano
Studi di
Biologia
Ambientale

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 23

Numero 2

Dicembre 2009



ISSN 1129-504X



BIOLOGIA AMBIENTALE

Pubblicazione del C.I.S.B.A., vol. 23, n. 2/2009

Autorizzazione del Tribunale di Reggio Emilia n. 837 del 14 maggio 1993

PROPRIETÀ: **Gian Luigi Rossi**, Presidente del C.I.S.B.A.

DIRETTORE RESPONSABILE: **Rossella Azzoni**

REDAZIONE:

Giuseppe Sansoni sansoni@infinito.it resp. di redazione

Roberto Spaggiari info@cisba.it resp. di segreteria

Gilberto N. Baldaccini baldagil@interfree.it redattore

Pietro Genoni p.genoni@arpalombardia.it redattore

Gian Luigi Rossi gianluigi.rossi@saluggia.enea.it redattore

Comitato Scientifico

Roberto ANTONIETTI

già Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

Natale Emilio BALDACCINI

Dip. di Etologia, Ecologia, Evoluzione, Univ. di Pisa

Roberto BARGAGLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Antonio DELL'UOMO

Dip. di Botanica ed Ecologia, Univ. di Camerino

Silvana GALASSI

Dip. di Biologia, Università di Milano

Pier Francesco GHETTI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. Cà Foscari, Venezia

Stefano LOPPI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Siena

Sergio MALCEVSCI

Ist. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,
Univ. di Pavia

Maurizio G. PAOLETTI

Dip. di Biologia, Univ. di Padova

Roberto ROMI

Dip. Malattie Infettive, Parassitarie e Immunomediate,
Ist. Superiore di Sanità, Roma

Luciano SANTINI

Dip. C.D.S.L. Sez. Entomologia agraria, Univ. di Pisa

Paolo Emilio TOMEI

Dip. Agronomia e gestione agroecosistema, Univ. di Pisa

Mariagrazia VALCUVIA PASSADORE

già Dip. Ecologia del territorio e degli ambienti terrestri,
Univ. di Pavia

Pierluigi VIAROLI

Dip. Scienze Ambientali, Univ. di Parma

Luigi VIGANÓ

IRSA - CNR, Brugherio MI

Sergio ZERUNIAN

Corpo Forestale dello Stato, UTB di Fogliano (LT)

Aldo ZULLINI

Dip. di Biotecnologie e Bioscienze, Univ. Milano Bicocca

Biologia Ambientale raccoglie e diffonde informazioni sulle tematiche ambientali, con particolare attenzione ai seguenti campi di interesse:

- Bioindicatori e biomonitoraggio
- Ecotossicologia
- Depurazione delle acque reflue
- Ecologia delle acque interne e dell'ambiente marino
- Gestione dell'ambiente
- Igiene ambientale
- Ecologia urbana
- Impatto ambientale
- Ingegneria naturalistica
- Rinaturazione e riqualificazione ambientale
- Conservazione della natura
- Ecologia del paesaggio

Biologia Ambientale è articolata in due sezioni:

Lavori Originali, in cui vengono pubblicati articoli e rassegne bibliografiche originali, sottoposti a referee;

Informazione & Documentazione – sezione volta a favorire la circolazione di informazioni e di idee tra i soci – in cui vengono riportate recensioni di libri, riviste e altre pubblicazioni nonché notizie e lavori già pubblicati ritenuti di particolare interesse o attualità.

Biologia Ambientale, viene inviata ai soci del Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale (C.I.S.B.A.).

Per iscriversi o per informazioni: Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale, C.P. 4010 Poste Rivalta, 42100 Reggio Emilia

Segretario: Roberto Spaggiari, tel. 334 9262826; fax 0522 884636; e-mail: info@cisba.it

www.cisba.it

info@cisba.it

Quote annuali di iscrizione al Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale: socio ordinario: Euro 40,00; socio collaboratore Euro 30,00; socio sostenitore Euro 310,00. Conto corrente postale n. 10833424 intestato a: CISBA, RE. Conto corrente bancario: BIPOP CARIRE C/C 446653 coord. G 05437 12807 000000446653

BIOLOGIA AMBIENTALE

Volume 23
Numero 2
Dicembre 2009

SOMMARIO

LAVORI ORIGINALI

- PUZZI C.M., TRASFORINI S., BARDAZZI M.A., MORONI F. - **Proposta di un indice per la valutazione dello stato ecologico della fauna ittica del Fiume Po** 3
- ZERUNIAN S., GOLTARA A., SCHIPANI I., BOZ B. - **Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE** 15
- BATTISTI C. - **Approcci multidisciplinari differenti e punti di criticità nella pianificazione delle reti ecologiche: considerazioni su alcuni aspetti di ecologia animale** 31
- PINOTTI S., GALASSI L. - **Analisi di descrittori numerici per la valutazione dell'influenza della vegetazione riparia sulla qualità delle acque superficiali: il modello del fiume Mincio** 39

INFORMAZIONE & DOCUMENTAZIONE

- TRADA L., BURATTO S. - **Statistica applicata al monitoraggio dei dati ambientali: determinazione dei livelli di guardia per parametri chimici significativi** 49
- CHIUSSI S., BODINI A., BONDAVALLI C., PATTINI L. - **Calcolo su base biologica del deflusso minimo vitale. Il caso del Fiume Taro (Provincia di Parma)** 56
- SHESTANI L., MORISI A. - **Il Rio Ermetta (Vicoforte, CN), un ambiente idoneo ad ospitare *Austropotamobius pallipes* (Crustacea, Decapoda)** 66
- CIMOLI F., MAGI S. - **Rinvenimento di una specie esotica nella comunità a macrofite del tratto fiorentino dell'Arno** 70
- Il 5° Corso teorico-pratico di formazione del CISBA. La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua 73
- BALDACCINI G.N. - **Direttiva 2000/60: una bolla di sapone?** 75
- Recensioni**
- FENOGLIO S., BO T. - **Lineamenti di ecologia fluviale** 79
- AMORI G., BATTISTI C., DE FELICI S. (curatori). **I mammiferi della Provincia di Roma** 80

Foto di copertina

Fiume Serchio, loc. Ponte alle Botti, Camporgiano (LU): campionamento della fauna ittica. (foto Valeria Roatta, sett. 2009)

Proposta di un indice per la valutazione dello stato ecologico della fauna ittica del Fiume Po

Cesare Mario Puzzi^{1*}, Stefania Trasforini¹, Mauro Alessandro Bardazzi¹, Fernanda Moroni²

¹ G.R.A.I.A. srl – Gestione e Ricerca Ambientale Ittica Acque, Via Repubblica 1 – 21020 Varano Borghi (VA). Sito web: www.graia.eu

² Autorità di bacino del fiume Po, Via Garibaldi 75 - 43100 Parma

* Referente per la corrispondenza: cesare.puzzi@graia.eu

Pervenuto il 20.7.2009, accettato il 14.11.2009

Riassunto

Per la sua posizione geografica, la sua estensione, la complessità e la storia evolutiva, il Fiume Po riveste un enorme interesse nel campo della ricerca scientifica e del monitoraggio ambientale. La composizione specifica e la distribuzione dell'ittiofauna nativa esprimono pienamente tale complessità e vastità. Per contro, l'assenza di dati pregressi puntuali che consentano una ricostruzione precisa dello stato originale e dell'evoluzione storica della fauna ittica del fiume, ha reso necessaria la realizzazione di uno studio specificamente mirato alla conoscenza della sua ittiofauna sia attraverso una fase di ricerca bibliografica sia, soprattutto, attraverso un monitoraggio diretto sul campo che ha riguardato tutto il corso del fiume. Lo studio è stato condotto negli anni 2006-2008 per conto dell'Adb Po ed è culminato nella stesura della prima Carta Ittica del Fiume Po e nell'elaborazione di un indice per la valutazione dello stato ecologico della fauna ittica ai fini dell'applicazione della Direttiva 2000/60/CE (WFD). Tale indice doveva essere sufficientemente accurato da essere sensibile alle alterazioni significative dello stato dell'ittiofauna, in risposta alla variazione delle condizioni abiotiche e della qualità ambientale, ma anche sufficientemente semplice da poter essere applicato in un'attività di monitoraggio periodico. In base a tali considerazioni e sulla scorta delle esperienze internazionali e nazionali maturate fino ad oggi, si è giunti alla prima proposta di un Indice attualmente calibrato per il Fiume Po ma trasferibile ad altre realtà fluviali attraverso una fase propedeutica di taratura.

PAROLE CHIAVE: Fiume Po / ittiofauna / indice / pesci / stato ecologico / Direttiva 2000/60/CE

Proposal of an index for the evaluation of the ecological status of fish fauna in the Po River

Due to its geographical position, its size, complexity and evolutionary history, the Po River is of great interest in the field of scientific research and environmental monitoring. The specific composition and distribution of native fish fauna express the complexity and vastness of the river. Conversely, the absence of precise data that permit a precise reconstruction of the original state and of the historical evolution of the fish fauna of the river, made it necessary to conduct a specific study, not only through literature searching but also, and above all, through a direct monitoring which covered the whole course of the River. The study was conducted in the years 2006-2008 for Po River Authority and culminated in the drafting of the first "Carta Ittica" of the Po River and in developing an index for assessing the ecological status of fish fauna for the purposes of Directive 2000/60/EC (WFD). This index had to be sufficiently accurate to be sensitive to significant alterations the fish community in response to changes in abiotic conditions and environmental quality, but should also be sufficiently simple to be applied in a regular monitoring activity. Based on these considerations and on the basis of national and international experience, this work is a proposal for an index of assessment of ecological status of fish communities specific for the Po River, but transferable to other river reality through a preparatory phase of calibration.

KEY WORDS: Po River / fish fauna / index / fish / ecological status / Directive 2000/60/EC

INTRODUZIONE

Nel settembre del 2008 si è concluso il primo progetto di monitoraggio dell'ittiofauna del Fiume Po compiuto lungo l'intero corso del fiume, dalle sorgenti fino al delta. Oggetto del lavoro era la realizzazione di una serie di attività necessarie ad approfondire le conoscenze sulla fauna ittica del fiume ai fini non solo della redazione della Carta Ittica e dell'individuazione delle migliori strategie di gestione e tutela dell'ittiofauna e dell'ecosistema fluviale, ma anche dell'implementazione della Direttiva 2000/60/CE (WFD).

Attraverso la realizzazione di una campagna di monitoraggio, compiuta con oltre 90 campionamenti distribuiti lungo l'intera asta del Po e nei tratti terminali dei principali affluenti, ed anche attraverso la raccolta dei dati pregressi resi disponibili, è stato ricostruito un quadro quanto più esaustivo possibile dell'evoluzione recente della fauna ittica nel fiume e del suo stato attuale. Di fatto una tale ricostruzione si presentava come un lavoro estremamente impegnativo, sia per la carenza e la frammentarietà dei dati pregressi, sia per le caratteristiche naturali dell'ambiente di studio.

L'estensione e la complessità, insieme alla sua collocazione geografica, la geomorfologia, la connessione con una vasta e intricata rete idrica che annovera tra gli affluenti numerosi corsi d'acqua di grande importanza, la sua connessione diretta con il mare, rendono infatti il Fiume Po un ecosistema fluviale del tutto peculiare, in grado di accogliere, in condizioni di naturalità, la più grande biodiversità esprimibile in un corso d'acqua italiano e in grado di rappresentare, tranne poche eccezioni (di specie ad areale particolarmente ristretto), l'intero campionario delle specie ittiche dulcicole autoctone del Nord Italia.

La possibilità di studiare un ambiente tanto complesso e vasto che avrebbe reso disponibile una grande quantità di dati sperimentali sull'ambiente e sulla fauna ittica per i diversi tratti fluviali riscontrabili ha di fatto costituito un'occasione irrinunciabile per concepire ed elaborare un nuovo indice di valutazione dello stato ecologico della fauna ittica, in applicazione della WFD.

Tale indice è stato sviluppato partendo da considerazioni riguardanti diversi aspetti. Il primo concerne le condizioni di riferimento tipiche specifiche. La WFD richiede che siano individuate per la fauna ittica, come per gli altri elementi biologici, le condizioni di riferimento consistenti nelle condizioni tipiche specifiche per ciascuna tipologia di dettaglio e che esse possano essere stabilite ragionando in termini spaziali o storici, paleontologici oppure ricorrendo a perizie di esperti. Nel caso del Fiume Po, tali condizioni non sono definibili su base spaziale, perché non esistono (tranne forse per il tratto montano e quello pedemontano) realtà di altri corpi idrici dello stesso tipo-specifico non alterati

dal punto di vista della qualità ambientale. Per esso, dunque, le condizioni di riferimento tipiche specifiche devono essere definite su base storica e paleologica. Tali condizioni possono essere ricostruite con il supporto delle conoscenze sulla biogeografia e sull'autoecologia delle specie ittiche, oltre che sulla base di alcuni scritti del XIX secolo e dei primi del '900, i quali però mancano generalmente di sito-specificità e di riferimenti temporali precisi, non consentendo di ricostruire un quadro puntuale della fauna ittica nativa e della sua evoluzione storica, almeno fino ai tempi recenti. Inoltre, il ritorno alle condizioni originarie è vincolato alle modificazioni ambientali e faunistiche intercorse nel frattempo. Per tutti questi motivi, nella definizione della comunità ittica di riferimento deve assumere un ruolo determinante il giudizio esperto.

Un altro aspetto riguarda i metodi di valutazione dello stato ecologico dell'elemento fauna ittica ad oggi proposti in attuazione della Direttiva 2000/60/CE. Tra tutti i metodi e gli indici di valutazione dello stato della fauna ittica proposti ad oggi nel panorama sia internazionale sia nazionale non si individuano strumenti idonei alla classificazione della fauna ittica del Fiume Po, sia perché la gran parte dei metodi prevede che si raggiunga un'efficienza di campionamento improponibile per un grande fiume non guadabile quale è il Po, sia perché molti degli indici proposti sono stati sviluppati a partire da basi di dati che non contengono informazioni per i grandi fiumi, specie per quelli mediterranei.

Non si può inoltre sottovalutare, come già anticipato, il caso dei limiti di campionamento nel grande fiume non guadabile. L'esperienza di monitoraggio della fauna ittica nel Fiume Po compiuta nell'ambito del presente lavoro, ha consentito di mettere in luce e valutare in maniera approfondita le difficoltà insite in una qualsiasi azione di campionamento ittico sul grande fiume. Nella gran parte del Fiume Po non sono applicabili le procedure di campionamento previste per i corsi d'acqua guadabili, nei quali è possibile sondare l'intera sezione trasversale e tutta la colonna, oltre a definire un'area di campionamento precisa, precludendo le vie di fuga ai pesci. Centinaia di chilometri di fiume sono campionabili esclusivamente su piccole porzioni di sezione trasversale, per lo più in zone poco profonde presso le rive, oppure in buche profonde con correnti deboli, descrivendo transetti rappresentativi delle diverse tipologie ambientali presenti e comunque lasciando ampie possibilità di fuga ai pesci. Per questo motivo, il disegno di campionamento deve essere molto accurato e non bastano le linee guida generali per i campionamenti ittici fornite agli organi di governo nazionale per la sua definizione, ma occorre un vero e proprio Piano dettagliato di campionamento (reperibile all'indirizzo web <http://www.adbpo.it/download/CarlaItticaPo2009/pdf/>

PianoMonitoraggioFaunaItticaFiumePo.pdf), che selezioni i tratti fluviali più rappresentativi delle diverse tipologie che possano fungere da stazioni di campionamento ittico e definisca in maniera puntuale le modalità e le tecniche di campionamento secondo transetti da adottarsi per ciascuna stazione, al fine di ricostruire un quadro quanto più esaustivo possibile dello stato della comunità ittica.

Ai limiti di campionamento dovuti alle dimensioni del corso d'acqua e alla sua complessità, si aggiungono inoltre i limiti di campionamento delle specie ittiche ad ecologia particolare. A causa dei limiti imposti al campionamento dalle condizioni sopra descritte e della diversa ecologia mostrata dalle specie ittiche presenti e, al loro interno, dalla diversa autoecologia e bioecologia dei singoli stadi vitali, nel Fiume Po i pesci non sono tutti reperibili in egual misura. Ciò accade nonostante la scelta strategica delle stazioni di campionamento e l'applicazione nella medesima stazione di diverse tecniche e modalità di censimento, ed anche nonostante un cospicuo sforzo di campionamento, che peraltro resta incompatibile con un'attività di monitoraggio di routine. In molti casi, per esempio, risulta estremamente difficoltoso, a meno di uno sforzo esagerato, riuscire ad individuare gli stadi giovanili di alcune specie, oppure gli stadi adulti, per via delle loro preferenze ambientali per habitat difficilmente raggiungibili con le tecniche di campionamento utilizzabili; oppure le specie migratrici o ad ampia vagilità sono presenti nei diversi tratti fluviali in dipendenza della stagionalità o di altri fattori; oppure ancora, alcune specie ittiche sono caratterizzate da una selettività ambientale talmente spinta da poter essere reperite solo in alcuni particolari ambienti, non frequenti lungo tutto il corso del fiume, anche all'interno del medesimo tronco omogeneo. Tutto ciò rende necessaria una semplificazione del concetto di "abbondanza e struttura" delle popolazioni, che implica evidentemente una forte componente di soggettività, a meno che essa non sia limitata al massimo dall'osservanza di un protocollo di campionamento quanto più possibile rigoroso, dettagliato e standardizzato, ma al tempo stesso anche calibrato in base alle finalità del monitoraggio stesso.

A fianco di tali considerazioni si impongono anche le esigenze di elasticità nella definizione delle condizioni di riferimento. Gli aspetti sin qui discussi fanno emergere la necessità che le condizioni di riferimento per la comunità ittica del Fiume Po siano definite in una forma tale da poter costituire un riferimento concreto, il cui confronto con lo stato attuale della comunità sia espressione della sensibilità dell'elemento fauna ittica alla qualità ambientale e sia minimamente sensibile ai limiti imposti al campionamento. Occorre cioè individuare una formula di espressione delle condizioni di

riferimento che sia in grado essa stessa di ovviare a tali limiti e che imponga la massima attenzione per le componenti specifiche più significative ai fini della valutazione dello stato ecologico della fauna ittica.

Le medesime osservazioni riguardanti i limiti di campionamento imposti dalle dimensioni del fiume e dalla biologia di alcune specie ittiche determinano l'esigenza che anche l'indice sviluppato tenga conto di tali aspetti, esprimendo la minore sensibilità possibile all'errore di campionamento e alla variabilità dell'ecosistema in condizioni naturali e della comunità ittica indisturbata e la maggiore sensibilità possibile alle alterazioni della qualità ambientale.

Un altro aspetto su cui si è concentrata l'attenzione nell'elaborazione del presente indice riguarda l'approccio in merito alla presenza delle specie esotiche. Le posizioni al riguardo sono contrastanti tra i diversi metodi di valutazione utilizzati e proposti a livello sia nazionale sia internazionale. Occorre prendere una posizione riguardo all'opportunità di considerare la presenza degli esotici attraverso attributi e/o metriche che ne facciano pesare negativamente l'incidenza, oppure di valutarne la presenza alla stregua delle loro caratteristiche bioecologiche, indipendentemente dal loro stato di specie non native, oppure ancora di escluderle da qualsiasi valutazione. La presenza delle specie esotiche determina alterazioni e danni anche estremamente pesanti per le popolazioni native. Tali danni, tuttavia, sono difficilmente quantificabili (a meno di uno sforzo di campionamento e di ricerca improponibile nella stragrande maggioranza dei casi), a causa del loro intrecciarsi e mescolarsi con il danno prodotto dalle pressioni strettamente ambientali (qualità dell'habitat acquatico, chimico-fisico o idro-morfologico). Ai fini dello sviluppo di un indice ittico in attuazione della WFD, considerare metriche che valutino la presenza delle specie esotiche, e lo facciano mettendone in rilievo l'aspetto negativo di minaccia per la comunità ittica nativa, comporta una serie di problematiche, quali: la valutazione degli effetti di minacce non pertinenti con la WFD; l'abbassamento del giudizio complessivo, e la necessità di compiere interventi non contemplati dalla WFD e peraltro con speranze pressoché nulle di successo. Peraltro, considerare le specie esotiche alla stregua delle native, tenendo conto unicamente delle caratteristiche autoecologiche che ne descrivono il rapporto con l'ambiente, significa sottovalutare l'importanza ed il peso di questi eventi sulle dinamiche demografiche della comunità e lo stato di equilibrio in cui ancora versa la gran parte delle comunità ittiche sottoposte a questo tipo di pressione, trattandosi di fenomeni nella gran parte ancora recenti, sottostimando l'alterazione delle relazioni interspecifiche tipica di uno stato di squilibrio e considerando la

presenza e la consistenza di una popolazione non nativa esclusivamente come espressione delle condizioni offerte dall'habitat fisico, cosa che non risponde affatto al reale manifestarsi dei fenomeni di invasione.

In base a quanto detto, l'approccio adottato nello sviluppo dell'indice per il Fiume Po è quello di non considerare la presenza delle specie esotiche di neo-introduzione (cioè introdotte in Italia a partire dall'inizio dell'Età Contemporanea, convenzionalmente fissato al 1815; BARBAGALLO, 2008) e assumere come native quelle introdotte in età precedenti, definibili come "tempi storici", e acclimatate: trota fario e carpa (considerate per questo "para-autoctone"). Secondo tale criterio rientrerebbero in questo gruppo anche specie come il carasso e il carassio dorato; in considerazione però dell'invasività tuttora mostrata da questi *taxa* all'interno delle comunità naturali, si ritiene più corretto ascriverle al gruppo delle specie esotiche. Per quanto concerne le condizioni di riferimento, inserire anche le specie "para-autoctone" ed escludere dalla lista quelle non acclimatate e dannose per la fauna ittica nativa, significa dare un valore potenziale alle condizioni di riferimento, che sono di tipo storico, ma "filtrato" dal giudizio esperto, prefigurando, piuttosto che il ripristino di condizioni originarie, lo stabilirsi di condizioni potenziali di massima naturalità raggiungibile. Per quanto concerne invece l'individuazione degli attributi di comunità da valutare per il monitoraggio, gli esotici sono esclusi dalle metriche, come già visto per altri indici. Così facendo, non si attribuisce un peso negativo alla presenza degli esotici, evitando di abbassare il giudizio di qualità dell'indicatore sulla base di considerazioni del tutto avulse dalla WFD; non si attribuisce un peso positivo alla presenza degli esotici, semplicemente in relazione alle loro caratteristiche autoecologiche, le quali non bastano da sole a spiegare lo stato attuale delle loro popolazioni naturalizzate; si favorisce la migliore espressione dello stato della comunità ittica in relazione alle condizioni ambientali di habitat fisico; non si preclude al fiume di raggiungere stati ecologici migliori nei prossimi anni, non essendo ragionevolmente possibile eliminare gran parte delle specie esotiche invasive oggi presenti nel Po.

MATERIALI E METODI

Nello sviluppo dell'indice proposto ha rivestito un ruolo fondamentale l'esperienza compiuta nel Fiume Po, nell'ambito del lavoro di "Monitoraggio dell'ittiofauna e Carta Ittica del Fiume Po", realizzato per conto dell'Adb Po negli anni 2007-2009. I dati e le informazioni raccolti con tale attività sono stati utilizzati nelle diverse fasi di elaborazione dell'indice, da quella di individuazione dei criteri e poi di enunciazione degli obiettivi a quella di definizione della metodica e dello

strumento concreto di valutazione, fino alla fase conclusiva di validazione. Per approfondimenti sul lavoro di monitoraggio realizzato e sulla Carta Ittica, si rimanda al sito ufficiale dell'Adb Po, dove possono essere consultate le versioni integrali dei principali documenti prodotti (www.adbpo.it).

Le diverse fasi di elaborazione dell'indice sono state dunque:

1. campionamento ittico e raccolta dei dati sulla fauna ittica del Po;
2. elaborazione dei dati;
3. lettura critica dei dati;
4. applicazione degli indici esistenti e valutazione critica dei risultati (FORNERIS *et al.*, 2006; ZERUNIAN, 2004b e 2006);
5. individuazione degli obiettivi dell'indice per il Po e delle peculiarità del fiume, che implicano l'elaborazione di un indice studiato *ad hoc*;
6. individuazione delle condizioni di riferimento;
7. elaborazione dell'indice;
8. validazione dell'indice attraverso la verifica della sua rispondenza con il giudizio esperto dato a priori da un gruppo di ittiologi sulla base dei risultati del monitoraggio, revisione dell'indice e validazione definitiva.

DISCUSSIONE

Gli obiettivi che l'indice persegue sono i seguenti:

- aderire agli obiettivi della Direttiva 2000/60, e dunque valutare lo scostamento dello stato ecologico attuale della comunità ittica da quello di riferimento, quanto più possibile riferibile alla qualità chimico-fisica dell'acqua e idro-morfologica del fiume;
- descrivere lo stato della comunità ittica nella maniera più essenziale possibile, mantenendo al contempo la sensibilità necessaria per cogliere tutte le diverse situazioni significative rinvenibili, in funzione in primo luogo degli obiettivi;
- valorizzare la presenza delle specie "tipiche specifiche" (come definite dalla Direttiva);
- essere applicabile in un'attività routinaria di monitoraggio anche da parte di personale non necessariamente costituito da ittiologi esperti;
- ridurre il peso degli "errori o limiti" di campionamento unicamente legati alle difficoltà di operare in fiume, che sono innegabili nel Po;
- essere quanto più possibile trasferibile, almeno nei principi e nel metodo di valutazione, ad altre realtà fluviali.

Al fine di definire le condizioni di riferimento per la fauna ittica del Fiume Po, esso è stato in primo luogo suddiviso in tronchi omogenei per vocazione ittica potenziale e composizione specifica della comunità ittica potenziale, mutuando il lavoro di tipizzazione

compiuto dall'Università di Parma, impegnata nella definizione dell'assetto ecologico del Fiume Po, ai fini dell'attuazione della Direttiva 2000/60/CE, che ha individuato le "tipologie di dettaglio".

I tronchi fluviali omogenei individuati, detti "macro-tratti", sono i seguenti, ripercorrendo il fiume da monte verso valle (Fig. 1):

1. tratto montano, dalle sorgenti alla confluenza del Torrente Laità, con acque veloci, fredde, turbolente, portata contenuta, forte pendenza, substrato prevalente costituito da massi e ciottoli, in cui l'unica specie certamente nativa è lo scazzone;
2. tratto di transizione, "pedemontano alto", dalla confluenza del Laità alla confluenza del Rio Torto, in cui la pendenza diminuisce e con essa la turbolenza e la granulometria del substrato, consentendo la colonizzazione da parte di Ciprinidi reofili quali barbo canino, sanguinerola e vairone;
3. tratto pedemontano, dalla confluenza del Rio Torto alla confluenza del Chisola, con pendenza, velocità di corrente e turbolenza ulteriormente ridotte, acque fresche e ben ossigenate, substrato prevalente a ciottoli, buona portata, grazie all'apporto dei primi importanti affluenti come il Pellice, acque mediamente profonde, in cui sono native almeno 12 specie, per lo più reofile o euritopiche, tra cui barbo canino, sanguinerola, scazzone, temolo, trota marmorata e vairone, accompagnate da barbo comune, cavedano, cobite comune, ghiozzo padano e lampreda padana, ed anche un migratore: l'anguilla;
4. tratto di alta pianura, dalla confluenza del Chisola alla confluenza del Fiume Sesia, in cui la scarsa penden-

za, la notevole portata, il riscaldamento generale dell'acqua, il substrato prevalente a ghiaia e ciottoli, il collegamento ad un sistema di ambienti laterali che comincia a farsi complesso e ad assumere un ruolo importante per lo stesso ecosistema fluviale, sono elementi chiave responsabili della composizione della comunità ittica, che si fa qui più numerosa, forte della diversità ambientale, componendosi di almeno 20 specie, tra cui alcune più strettamente reofile e sensibili, come la trota marmorata e il temolo, altre più limnofile, come l'alborella e la savetta, altre ancora molto selettive, come il cobite mascherato e lo scazzone, specie migratrici, come lo storione cobice e l'anguilla;

5. tratto di transizione tra alta e bassa pianura, dalla confluenza del Sesia alla confluenza del Ticino, in cui si riconosce un passaggio graduale all'ambiente della bassa pianura, e che favorisce la presenza di una comunità particolarmente ricca e diversificata a sua volta. In essa si conteggiano almeno 25 specie native, tra cui un gran numero di specie stenoecie, come cobite mascherato, lampreda padana, panzarolo, spinarello, temolo e trota marmorata, che peraltro sono tutti endemismi o sub endemismi italiani, insieme ad altre specie anch'esse tipiche del tratto, come savetta, pigo e alborella;
6. tratto di bassa pianura, dalla confluenza del Ticino all'incile del delta, in cui le dimensioni raggiunte dal corso d'acqua, la morfologia, le acque profonde, più calde, lente, il percorso sinuoso costellato di lanche e rami abbandonati, la vicinanza e connessione con il mare hanno determinato lo stabilirsi di una comunità



Tributari	Laita	Rio Torto	Chisola		Sesia	Ticino		Adda	Incile del Po di Goro	
Progressiva (km) di fine tratto	11	39	100		198	269		357	604	
Tipologie di dettaglio	1	2	3	4	5	6	7	8	9	10
Macro-tratti di riferimento per la fauna ittica	Montano	Pedemontano alto	Pedemontano		Alta Pianura	Alta-bassa pianura		Bassa Pianura		

Isola Serafini

Fig. 1. Suddivisione del Fiume Po in macro-tratti fluviali per la definizione della comunità ittica di riferimento.

ittica in cui dominano le specie eurialine e si fanno numerose le specie migratrici, obbligatorie e facoltative, tra cui gli storioni, la cheppia, la passera di mare e il cefalo.

A valle di questi tratti si estende il grande delta del Po –qui non trattato– un ambiente dalle straordinarie potenzialità e capacità ittogeniche connesse al suo collegamento con il mare e alle caratteristiche di ambiente di transizione che favoriscono lo stabilirsi di specie d'acqua dolce e marine ed anche di specie tipiche di ambienti d'acqua salmastra.

Con il supporto delle conoscenze di letteratura sulla zoogeografia delle specie ittiche, nonché di fonti che risalgono fino al XIX secolo, oltre che delle Carte Ittiche provinciali e regionali e di altri lavori recentemente condotti sul Po, è stato ricostruito il quadro completo delle specie native del fiume, elencate in Tab. I, con dettagli riguardanti la loro condizione zoogeografica e la sensibilità e/o selettività ambientale (princi-

pali fonti bibliografiche utilizzate: PAVESI, 1896; GANDOLFI *et al.*, 1991; REGIONE PIEMONTE, 1991; FORNERIS e PEROSINO, 1992; CRIVELLI e MAITLAND, 1995; PASCALE, 1995; LELEK A., 1996; KOTTELAT, 1997; GRIMALDI *et al.*, 1999; TURIN *et al.*, 1999; ZERUNIAN e DE RUOSI, 2002; ZERUNIAN, 2002, 2003, 2004a; Carte Ittiche Provinciali).

Oltre a queste specie ve ne sono alcune la cui autoctonia e presenza storica nel Po deve essere ancora adeguatamente avallata, come è il caso della bottatrice nel tratto medio-basso del fiume.

Per i diversi macro-tratti fluviali è stata dunque individuata una comunità ittica di riferimento variamente composta (Fig. 2).

A questo punto si è ragionato sulla necessità di conferire un adeguato carattere di "elasticità" sia alle condizioni di riferimento sia al metodo di valutazione che sarebbe stato elaborato: si riscontrava in effetti negli indici di valutazione esistenti (ZERUNIAN, 2007)

Tab. I. Specie ittiche dulcicole native del Fiume Po.

Nome comune	Nome scientifico	Ordine	Tolleranza	Origine
alborella	<i>Alburnus alburnus alborella</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Endemico in Italia
anguilla	<i>Anguilla anguilla</i>	ANGUILLIFORMES	tollerante	Autoctono
barbo canino	<i>Barbus meridionalis caninus</i>	CYPRINIFORMES	intollerante	Endemico in Italia
barbo comune	<i>Barbus plebejus</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Sub-endemico in Italia
cagnetta	<i>Salaria fluviatilis</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Autoctono
cavedano	<i>Leuciscus cephalus</i>	CYPRINIFORMES	tollerante	Autoctono
cefalo calamita	<i>Liza ramada</i>	MUGILIFORMES	tollerante	Autoctono
cheppia o alosa	<i>Alosa fallax</i>	CLUPEIFORMES	sensibile	Sub-endemico in Italia
cobite comune	<i>Cobitis taenia bilineata</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Endemico in Italia
cobite mascherato	<i>Sabanejewia larvata</i>	CYPRINIFORMES	intollerante	Endemico in Italia
ghiozzo padano	<i>Padogobius martensii</i>	PERCIFORMES	tollerante	Endemico in Italia
gobione	<i>Gobio gobio</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Autoctono
lampreda di mare	<i>Petromyzon marinus</i>	PETROMYZONTIFORMES	tollerante	Autoctono
lampreda padana	<i>Lethenteron zanandreae</i>	PETROMYZONTIFORMES	intollerante	Endemico in Italia
lasca	<i>Chondrostoma genei</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Endemico in Italia
luccio	<i>Esox lucius</i>	ESOCIFORMES	sensibile	Autoctono
panzarolo	<i>Knipowitschia punctatissima</i>	PERCIFORMES	intollerante	Endemico in Italia
passera di mare	<i>Platichthys flesus italicus</i>	PLEURONECTIFORMES	sensibile	Sub-endemico
pesce persico	<i>Perca fluviatilis</i>	PERCIFORMES	sensibile	Autoctono
pigo	<i>Rutilus pigus</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Sub-endemico in Italia
sanguinerola	<i>Phoxinus phoxinus</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Autoctono
savetta	<i>Chondrostoma soetta</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Endemico in Italia
scardola	<i>Scardinius erythrophthalmus</i>	CYPRINIFORMES	tollerante	Autoctono
scazzone	<i>Cottus gobio</i>	SCORPAENIFORMES	intollerante	Autoctono
spinarello	<i>Gasterosteus aculeatus</i>	GASTEROSTEIFORMES	intollerante	Autoctono
storione cobice	<i>Acipenser naccarii</i>	ACIPENSERIFORMES	sensibile	Sub-endemico in Italia
storione comune	<i>Acipenser sturio</i>	ACIPENSERIFORMES	sensibile	Autoctono
storione ladano	<i>Huso huso</i>	ACIPENSERIFORMES	sensibile	Autoctono
temolo	<i>Thymallus thymallus</i>	SALMONIFORMES	intollerante	Autoctono
tinca	<i>Tinca tinca</i>	CYPRINIFORMES	tollerante	Autoctono
triotto	<i>Rutilus erythrophthalmus</i>	CYPRINIFORMES	sensibile	Endemico in Italia
trota marmorata	<i>Salmo (trutta) marmoratus</i>	SALMONIFORMES	intollerante	Sub-endemico in Italia
vairone	<i>Leuciscus souffia muticellus</i>	CYPRINIFORMES	tollerante	Endemico in Italia

una staticità e rigidità che spesso si rivelavano causa di un eccessivo appiattimento delle diverse situazioni riscontrabili in natura al medesimo risultato di applicazione dell'indice. Un'utile via percorribile al fine di evitare un tale appiattimento, è stata individuata appunto nella definizione della comunità ittica di riferimento come di un'entità composta da diversi elementi, e cioè (Fig. 3):

- l'insieme delle specie *ordinarie*;
- l'insieme delle specie *straordinarie* (o addizionali);
- l'insieme intersezione tra i primi due, composto dalle specie *sensibili* e, più in generale, definite *E.S.A.* cioè ad elevata selettività ambientale (le quali di fatto appartengono, dunque, ad uno dei due insiemi precedenti).

SPECIE ORDINARIE: specie che, per loro caratteristiche ecologiche e distribuzione, devono essere rinvenute nel macrotratto fluviale in esame in condizioni normali o quasi, cioè in assenza di consistenti alterazioni antropiche a carico dell'habitat e/o della comunità biotica. Rientrano nel gruppo delle specie ordinarie:

- le specie stenoecie per le quali il macrotratto costituisce l'unica o l'ottimale tipologia fluviale colonizzabile. Tra queste sono comprese anche le specie la cui condizione generale di rarità le rende difficilmente campionabili (esse sono considerate specie "facoltative" e sono aggiunte tra parentesi all'elenco delle ordinarie solo qualora ne venga rilevata la presenza);
- le specie euriecie per le quali il macrotratto costitui-

sce la tipologia fluviale ottimale;

- le specie migratrici (la loro presenza è di tipo stagionale e sono considerate specie "facoltative" aggiunte tra parentesi all'elenco delle ordinarie solo qualora ne venga rilevata la presenza);
- altre specie per le quali il macrotratto costituisce l'unica o l'ottimale tipologia fluviale colonizzabile, ma che, per la scarsa catturabilità, sono considerate specie "facoltative" e aggiunte tra parentesi all'elenco delle ordinarie solo qualora ne venga rilevata la presenza.

SPECIE STRAORDINARIE (o ADDIZIONALI): specie che non rientrano in alcun sottogruppo delle specie ordinarie, ma possono essere rinvenute nel macrotratto fluviale grazie alla loro discreta o ampia valenza ecologica (*specie euriecie*), oppure grazie alla eccezionale disponibilità naturale di habitat idonei alla coloniz-

Comunità ittica di riferimento

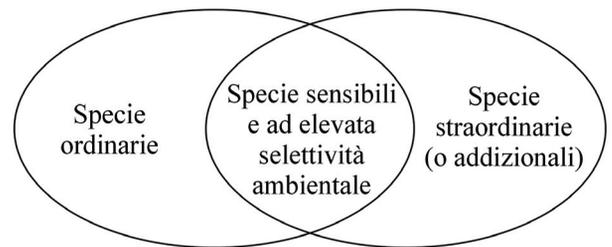


Fig. 3. Struttura tipo della comunità ittica di riferimento.

tratto montano	tratto pedemontano alto	tratto pedemontano	tratto di alta pianura	tratto di transizione da alta a bassa pianura	tratto di bassa pianura
trota fario					
scazzone					
	Barbo canino				
	Vairone				
	Sanguinerola				
		Temolo			
		Trota marmorata			
		Anguilla			
		Lampreda padana			
		Barbo comune			
		Cavedano			
		Cobite comune			
		Ghiozzo padano			
			Alborella		
			Gobione		
			Lasca		
			Cobite mascherato		
			Storione cobice		
			Cagnetta		
			Pigo		
			Savetta		
				Panzarolo	
				Spinarello	
				Carpa	
				Luccio	
				Pesce persico	
				Scardola	
				Tinca	
				Triotto	
					Cefalo calamita
					Lampreda di mare
					Cheppia

Fig. 2. Specie ittiche tipiche specifiche componenti la comunità di riferimento nei diversi macro-tratti fluviali del Po.

Tab. II. Elenco delle specie ittiche appartenenti alla comunità di riferimento nei diversi macro-tratti, suddivise nei due sotto-insiemi delle specie ordinarie e straordinarie e riportate nuovamente nel sotto-insieme intersezione delle specie E.S.A., qualora afferenti anche a questo gruppo. Le parentesi indicano casi eccezionali di specie difficilmente campionabili (in riferimento alla loro autoecologia e/o al loro stato di conservazione e distribuzione attuale e/o all'efficacia ipotizzabile per le tecniche di campionamento ittico adottabili), il cui mancato reperimento non deve costituire elemento detrattore, ma la cui presenza deve invece pesare positivamente ai fini della valutazione dello stato attuale della fauna

Macrotratto fluviale	Comunità ittica di riferimento		
	Specie ordinarie	Specie straordinarie	Specie sensibili e ad E.S.A.
TRATTO MONTANO	Trota fario Scazzone		Scazzone
TRATTO DI TRANSIZIONE	Barbo canino	Sanguinerola	Barbo canino
PEDEMONTANO ALTO	Scazzone Trota fario (Trota marmorata)	Vairone (Lasca) (Barbo comune) (Cavedano)	Scazzone
TRATTO PEDEMONTANO	Barbo canino Sanguinerola Scazzone Temolo Trota marmorata Vairone (Cobite mascherato)	Anguilla Barbo comune Cavedano Cobite comune Ghiozzo padano Lampreda padana (Pigo) (Savetta) (Lasca)	Barbo canino Cobite mascherato Lampreda padana Scazzone Temolo Trota marmorata
TRATTO DI ALTA PIANURA	Anguilla Barbo comune Cavedano Cobite comune Ghiozzo padano Gobione Lampreda padana Lasca Sanguinerola Temolo Trota marmorata Vairone (Cobite mascherato) (Storione cobice)	Alborella Barbo canino Cagnetta Pigo Savetta Scazzone Carpa	Cobite mascherato Lampreda padana Scazzone Temolo Trota marmorata
TRATTO DI TRANSIZIONE TRA ALTA E BASSA PIANURA	Alborella Anguilla Barbo comune Cavedano Cobite comune Ghiozzo padano Gobione Lampreda padana Lasca Sanguinerola Trota marmorata Vairone (Cagnetta) (Cobite mascherato) (Panzarolo) (Pigo) (Savetta) (Spinarello) (Storione cobice)	Carpa Luccio Pesce persico Scardola Temolo Tinca Triotto	Cobite mascherato Lampreda padana Panzarolo Spinarello Temolo Trota marmorata

TRATTO DI BASSA PIANURA		Cagnetta	Spinarello
	Anguilla	Lasca	
	Alborella	Pigo	
	Carpa	Sanguinerola	
	Barbo comune	Savetta	
	Cavedano		
	Cobite comune		
	Ghiozzo padano		
	Gobione		
	Luccio		
	Pesce persico		
	Scardola		
	Tinca		
	Triotto		
	(Cefalo calamita)		
	(Cheppia)		
	(Lampreda di mare)		
	(Spinarello)		
	(Storione cobice)		

zazione (*specie stenoecie*). Rientrano in questo gruppo anche le specie euriecie per le quali il tratto costituisce la tipologia fluviale ottimale ma che sono difficilmente campionabili in un'attività routinaria di monitoraggio.

SPECIE AD ELEVATA SELETTIVITÀ AMBIENTALE (E.S.A.): specie che più facilmente di altre vanno incontro a rarefazione o estinzione locale in seguito alle alterazioni ambientali rappresentate da varie tipologie di modifica degli habitat (cementificazione dell'alveo, canalizzazione, prelievi di ghiaia, ecc.).

Per ciascun macro-tratto fluviale la comunità ittica di riferimento risulta variamente composta, come riportato in Tab. II.

L'elasticità di condizioni di riferimento così definite deriva dunque sostanzialmente dal fatto che la comunità ittica di riferimento non si identifica esclusivamente come mero elenco di specie ittiche, ma come entità qualificabile sulla base di un numero maggiore di attributi:

- la composizione dell'insieme delle specie ordinarie, la composizione dell'insieme delle specie straordinarie e quella dell'insieme delle specie E.S.A., ad ognuno dei quali potrà così essere conferita un'importanza differente nella valutazione dello stato attuale della comunità ittica;
- la presenza di specie fondatamente definibili come casi eccezionali (racchiuse tra parentesi) in quanto difficilmente campionabili (per i motivi più disparati), il cui mancato reperimento non deve costituire elemento detrattore (se non rinvenute sperimentalmente nella comunità ittica al momento del monitoraggio, esse dovranno cioè sparire anche dall'elenco delle specie appartenenti alla comunità di riferimento, che dunque non ne risulterà depauperata) ma la cui presenza deve invece pesare positivamente ai fini della valutazione dello stato attuale della fauna ittica

(esse saranno cioè da considerarsi presenti ed andranno conteggiate sia nella comunità realmente riscontrata con il monitoraggio sia nella comunità di riferimento, qualora verrà rilevata sul campo la loro presenza attuale all'interno del tratto di riferimento).

Definite le condizioni di riferimento, si è poi passati all'elaborazione dell'indice.

L'indice proposto può definirsi gerarchico, in quanto ciascun ingresso in tabella prevede più opzioni di risposta ed il passaggio successivo è vincolato dalla risposta data al passaggio precedente.

In pratica, gli attributi che devono essere valutati per l'applicazione dell'indice si suddividono in:

- attributi di "composizione della comunità", che definiscono l'ingresso orizzontale in tabella. Essi sono:
 - numero di specie ordinarie riscontrate, il cui elenco è confrontato con quello della comunità di riferimento, tenendo conto delle specie native o para-autoctone e della presenza di specie migratrici facoltative o obbligate e/o di specie sporadiche (es. spinarello), le quali devono essere considerate solo se presenti e non costituiscono elemento penalizzante;
 - presenza o assenza di specie attese ad elevata selettività ambientale;
 - numero totale di specie riferibili alla comunità ittica di riferimento riscontrate;
- attributi di "stato delle popolazioni", rappresentati da:
 - consistenza e stabilità (= equilibrio) delle popolazioni di specie ordinarie, definite sulla base della consistenza numerica rilevata e della struttura di popolazione;
 - consistenza di tutte le popolazioni di specie autoctone riscontrate, riferibili alla comunità di riferimento.

La valutazione dello stato della fauna ittica si basa sull'utilizzo di una tabella a doppia entrata di facile interpretazione, in quanto consente di giungere direttamente ad un valore dell'indice (Tab. III).

Per il tratto montano, in cui la comunità ittica di riferimento è composta da due sole specie –trota fario e scazzone (specie sensibile)– entrambe “ordinarie”, si utilizza una tabella semplificata (Tab. IV).

Un'altra tabella consente di tradurre, infine, il punteggio riscontrato in un giudizio ed in una classe di qualità dello stato ecologico della comunità ittica nel tratto indagato (Tab.V).

Uno dei parametri evidentemente rilevati sul campo ma non esplicitati nell'indice è quello della presenza e dell'abbondanza delle specie esotiche. Si noti che tale aspetto non è preso direttamente in considerazione per l'applicazione dell'indice: questo fatto non deve però essere interpretato come l'espressione della volontà di non attribuire ad esso il giusto peso, ritenendolo influente, poco interessante o non pertinente il caso specifico. In realtà la presenza degli esotici è semplicemente valutata in maniera diversa rispetto all'approccio adottato per gli indici elaborati fino ad oggi in ambito nazionale (ZERUNIAN, 2007; FORNERIS *et al.*, 2006).

Invece di quantificare numericamente la presenza di specie esotiche invasive (dato che comunque deve essere rilevato sul campo e registrato ai fini gestionali), attribuendo a ciascuna un valore numerico assoluto come espressione della propria invasività, si è preferito utilizzare un differente approccio: la presenza degli esotici è di fatto presa in considerazione approfondendo il dettaglio sulle caratteristiche della comunità ittica nativa e delle sue popolazioni. Tali caratteristiche –l'alterazione della struttura di comunità e di popolazione delle specie native, il depauperamento della comunità nativa, la perdita di specie native, la perdita di specie selettive– di fatto rappresentano la manifestazione concreta del reale impatto che la presenza delle specie esotiche, insieme con altri eventuali fattori di minaccia, ha prodotto sulla comunità ittica nativa.

Questo approccio costituisce un elemento chiave dell'indice proposto che, a nostro parere, non deve essere giudicato come una lacuna, bensì come un valore aggiunto all'indice. Mentre, infatti, attribuendo un valore preciso all'invasività delle specie esotiche si giunge, con gli altri indici, a “quantificarne” in maniera assolutamente teorica l'impatto e ad utilizzare questa informazione come dato di ingresso per la valutazione complessiva dello stato della comunità ittica, secondo l'approccio proposto in questa sede l'impatto delle specie esotiche non è valutato a priori ma è considerato, alla stregua di qualsiasi altra minaccia ambientale sulla comunità nativa, come un fenomeno che non

agisce da solo, indipendentemente dalle condizioni ambientali attuali e pregresse, ma che interagisce con una moltitudine di forze e dinamiche di diversa natura secondo una rete talmente complessa di rapporti e relazioni che diviene di fatto impossibile riuscire a quantificare il danno arrecato da ciascuna minaccia.

CONCLUSIONI

Si propone un indice di valutazione dello stato ecologico della fauna ittica elaborato per il Fiume Po, ma facilmente trasferibile anche alle altre realtà fluviali italiane.

Focalizzando l'attenzione sulla rispondenza della composizione della comunità attuale alle condizioni di riferimento e conferendo particolare importanza alla presenza di specie selettive, alla struttura di comunità e alla struttura di popolazione, tale indice risponde in pieno ai requisiti enunciati per l'elemento fauna ittica, all'interno della Direttiva 2000/60/CE e si propone dunque come strumento di valutazione di tale elemento in applicazione della Direttiva.

Queste stesse caratteristiche rendono l'indice elaborato un utile strumento di valutazione dello stato della comunità ittica anche in un'ottica più strettamente gestionale, mirata alla conservazione dei pesci come patrimonio faunistico di biodiversità e per la pesca. Ciò nonostante, esso non può considerarsi esaustivo: come, infatti, un qualsiasi indice dotato delle qualità fondamentali di sintesi e semplicità, che lo rendono utile

Presenza delle specie ordinarie	Presenza delle specie sensibili	Stato delle popolazioni	Punteggio
tutte	tutte	tutte equilibrate	69
		almeno una equilibrata	60
		nessuna equilibrata	45
una sola	una	equilibrata	55
		non equilibrata	40
	nessuna	equilibrata	51
		non equilibrata	38
nessuna		-	0

Tab. IV. Tabella semplificata di determinazione dell'Indice di valutazione dello stato ecologico della fauna ittica del Fiume Po, nel suo tratto montano.

Punteggio	Classe	Giudizio sintetico
69 - 61	I	Elevato
60-51	II	Buono
50-39	III	Sufficiente
38-29	IV	Scadente
28-0	V	Pessimo

Tab. V. Tabella di classificazione dello stato ecologico della fauna ittica.

Tab. III. Tabella di determinazione dell'Indice di valutazione dello stato ecologico della comunità ittica del Fiume Po.

			STATO DELLE POPOLAZIONI																					
			Condizioni di equilibrio delle popolazioni di SPECIE ORDINARIE				tutte equilibrate			almeno il 50% equilibrate			tra 50% e 25% equilibrate			meno del 25% equilibrate			nessuna equilibrata					
			Consistenza delle popolazioni della COMUNITÀ ITTICA DI RIFERIMENTO				almeno il 50% né rare né occasionali			tra il 25 ed il 50% né rare o né occasionali			meno del 25% né rare né occasionali			almeno il 50% né rare né occasionali			tra il 25 ed il 50% né rare o né occasionali			meno del 25% né rare né occasionali		
							almeno il 50% né rare né occasionali			tra il 25 ed il 50% né rare o né occasionali			meno del 25% né rare né occasionali			almeno il 50% né rare né occasionali			tra il 25 ed il 50% né rare o né occasionali			meno del 25% né rare né occasionali		
Presenza di SPECIE ORDINARIE	Presenza di SPECIE SENSIBILI E AD E.S.A.	Presenza di Specie della COMUNITÀ ITTICA DI RIFERIMENTO																						
			tutte	tutte	tutte	69	65	61	68	64	60	65	61	57	63	59	55	60	56	52				
almeno il 75%	68	64			60	67	63	59	64	60	56	62	58	54	59	55	51							
tra il 75% ed il 50% compreso	66	62			58	65	61	57	62	58	54	60	56	52	57	53	49							
tra il 50% ed il 25% compreso	64	60			56	63	59	55	60	56	52	58	54	50	55	51	47							
meno del 25%	61	57			53	60	56	52	57	53	49	55	51	47	52	48	44							
almeno il 50% delle attese	almeno una	tutte	59	55	51	58	54	50	55	51	47	53	49	45	50	46	42							
		almeno il 75%	58	54	50	57	53	49	54	50	46	52	48	44	49	45	41							
		tra il 75% ed il 50% compreso	56	52	48	55	51	47	52	48	44	50	46	42	47	43	39							
		tra il 50% ed il 25% compreso	54	50	46	53	49	45	50	46	42	48	44	40	45	41	37							
		meno del 25%	51	47	43	50	46	42	47	43	39	45	41	37	42	38	34							
	nessuna	tutte	54	50	46	53	49	45	50	46	42	48	44	40	45	41	37							
		almeno il 75%	53	49	45	52	48	44	49	45	41	47	43	39	44	40	36							
		tra il 75% ed il 50% compreso	51	47	43	50	46	42	47	43	39	45	41	37	42	38	34							
		tra il 50% ed il 25% compreso	49	45	41	48	44	40	45	41	37	43	39	35	40	36	32							
		meno del 25%	46	42	38	45	41	37	42	38	34	40	36	32	37	33	29							
tra il 25% ed il 50% delle attese	almeno una	tutte	49	45	41	45	41	37	45	41	37	45	41	37	40	36	32							
		almeno il 75%	48	44	40	44	40	36	44	40	36	44	40	36	39	35	31							
		tra il 75% ed il 50% compreso	46	42	38	42	38	34	42	38	34	42	38	34	37	33	29							
		tra il 50% ed il 25% compreso	44	40	36	40	36	32	40	36	32	40	36	32	35	31	27							
		meno del 25%	41	37	33	37	33	29	37	33	29	37	33	29	32	28	24							
	nessuna	tutte	44	40	36	40	36	32	40	36	32	40	36	32	35	31	27							
		almeno il 75%	43	39	35	39	35	31	39	35	31	39	35	31	34	30	26							
		tra il 75% ed il 50% compreso	41	37	33	37	33	29	37	33	29	37	33	29	32	28	24							
		tra il 50% ed il 25% compreso	39	35	31	35	31	27	35	31	27	35	31	27	30	26	22							
		meno del 25%	36	32	28	32	28	24	32	28	24	32	28	24	27	23	19							
meno del 25% delle attese	almeno una	tutte	39	35	31	35	31	27	35	31	27	35	31	27	30	26	22							
		almeno il 75%	38	34	30	34	30	26	34	30	26	34	30	26	29	25	21							
		tra il 75% ed il 50% compreso	36	32	28	32	28	24	32	28	24	32	28	24	27	23	19							
		tra il 50% ed il 25% compreso	34	30	26	30	26	22	30	26	22	30	26	22	25	21	17							
		meno del 25%	31	27	23	27	23	19	27	23	19	27	23	19	22	18	14							
	nessuna	tutte	34	30	26	30	26	22	30	26	22	30	26	22	25	21	17							
		almeno il 75%	33	29	25	29	25	21	29	25	21	29	25	21	24	20	16							
		tra il 75% ed il 50% compreso	31	27	23	27	23	19	27	23	19	27	23	19	22	18	14							
		tra il 50% ed il 25% compreso	29	25	21	25	21	17	25	21	17	25	21	17	20	16	12							
		meno del 25%	26	22	18	22	18	14	22	18	14	22	18	14	17	13	9							
nessuna	-	tutte	16	12	8	16	12	8	16	12	8	16	12	8	16	12	8							
	-	almeno il 75%	15	11	7	15	11	7	15	11	7	15	11	7	15	11	7							
	-	tra il 75% ed il 50% compreso	13	9	5	13	9	5	13	9	5	13	9	5	13	9	5							
	-	tra il 50% ed il 25% compreso	11	7	3	11	7	3	11	7	3	11	7	3	11	7	3							
	-	meno del 25%	8	4	0	8	4	0	8	4	0	8	4	0	8	4	0							

come indicatore di stato, esso non può considerarsi al tempo stesso anche dotato di sufficiente precisione, in particolare non può ritenersi abbastanza accurato da essere riconosciuto come interprete unico delle condizioni attuali della risorsa ittica ai fini gestionali. Per tali scopi, infatti, assumono un'importanza rilevante tutte le informazioni di dettaglio riguardanti la fauna ittica e l'ambiente che non sono evidentemente estrapolabili dal valore dell'indice, ma che devono essere direttamente rilevate sul campo in occasione delle campagne di monitoraggio e che sono poi utilizzate per l'applicazione dell'indice stesso.

Per quanto riguarda l'applicazione dell'indice in attività routinarie di monitoraggio sul Fiume Po, per il suo impiego si potrà procedere come segue:

- esecuzione delle campagne di monitoraggio, attraverso l'applicazione del protocollo di monitoraggio ministeriale (pubblicato sul sito ufficiale dell'IRSA, <http://www.apat.gov.it>), che fornisce le linee guida per la realizzazione dei campionamenti ittici, supportato dal piano dettagliato di monitoraggio prodotto anch'esso *ad hoc* per il Fiume Po, in cui sono state individuate le stazioni di monitoraggio, gli ambienti e le tecniche di campionamento da adottarsi in ciascuna stazione (www.adbpo.it);

- analisi dei campioni di fauna ittica raccolti e rilevazione dei parametri necessari per la determinazione dell'indice;
- confronto della composizione specifica della comunità ittica osservata con quella attesa (comunità di riferimento);
- determinazione dell'indice e classificazione attraverso l'utilizzo delle tabelle predisposte.

Riguardo alla possibilità di applicazione dell'indice in altre realtà fluviali, si sottolinea l'importanza di realizzare una fase propedeutica (compiuta una sola volta, eventualmente suscettibile di modifiche successive) di studio per la selezione delle stazioni di campionamento e delle tecniche e modalità di campionamento applicabili in ciascuna stazione, per la definizione della comunità di riferimento e per l'eventuale ricalibrazione della tabella di determinazione del valore dell'indice.

Ringraziamenti

Il più vivo ringraziamento degli Autori va a Sergio Zerunian, per il suo fondamentale contributo nella definizione delle varie categorie di ittiofauna riportate nell'articolo, e nello scambio dialettico di opinioni sui temi trattati dall'articolo, che hanno permesso importanti approfondimenti concettuali.

BIBLIOGRAFIA

- BARBAGALLO F., 2008. *Storia contemporanea. Dal 1815 a oggi*. Editore Carocci, 313 pp.
- CRIVELLI A.J., MAITLAND P.S. (eds.), 1995. Endemic Freshwater Fishes of the Northern Mediterranean Region. *Biol. Conserv.*, **72**: 121-337.
- FORNERIS G., MERATI F., PASCALE, M., PEROSINO G.C., 2006. *Indice Ittico*. C.R.E.S.T. (To).
- FORNERIS G., PEROSINO G.C., 1992. Indici fisici di produttività e zonazione ittica in Piemonte. *Riv. Piem. St. Nat.*, **13**: 47-71. Carmagnola (TO).
- GANDOLFI G., ZERUNIAN S., TORRICELLI P., MARCONATO E., 1991. *I Pesci delle acque interne Italiane*. Ist. Poligr. e Zecca dello Stato, Roma, XVI + 617 pp.
- GRIMALDI E., PUZZI C., TRASFORINI S., GENTILI G., MONICELLI F., ROMANÒ A., SARTORELLI M., CATELLI C., BOSI R., BARENGHI B., 1999. *Ricerca sulla fauna ittica del Fiume Ticino*. Consorzio Parco Lombardo della Valle del Ticino.
- KOTTELAT M., 1997. *European freshwater fishes*. *Biologia* **52**, Suppl. 5:1-271.
- LELEK A., 1996. General consideration regarding the decline of species. In: *Conservation of Endangered Freshwater Fish in Europe* (Kirchhofer A., Hefti D. eds.), Birkhäuser Verlag, Basel / Switzerland: 1-7.
- PASCALE M., 1995. L'attuale distribuzione dei Salmonidi autoctoni nella Provincia di Torino. *Biologia Ambientale*, **5**: 23-27.
- PAVESI, P. 1896. *La distribuzione dei pesci in Lombardia*. Ed. Società Lombarda per la pesca e l'acquicoltura: 40 pp.
- REGIONE PIEMONTE, 1991. *Carta Ittica relativa al Territorio della Regione Piemontese*. Assessorato Caccia e Pesca. Torino.
- TURIN P., MAIO G., ZANETTI M., BILÒ M.F., ROSSI V., SALVIATI S., 1999. *Carta ittica delle acque dolci interne*. *Prov. di Rovigo*, 326 pp.
- 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., 2003. Piano d'azione generale per la conservazione dei Pesci d'acqua dolce italiani. *Quad. Cons. Natura*, **17**, Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 123 pp.
- ZERUNIAN S., 2004a. *Pesci delle acque interne d'Italia*. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 258 pp + CD-Rom.
- ZERUNIAN S., 2004b. Proposta di un Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche viventi nelle acque interne italiane. *Biologia Ambientale*, **18** (2): 25-30.
- ZERUNIAN S., 2007. Aggiornamento dell'ISECI. *Biologia Ambientale*, **21** (2): 43-47.
- ZERUNIAN S., DE RUOSI T., 2002. *Iconografia dei Pesci delle acque interne d'Italia / Iconography of Italian Inland Water Fishes*. Min. Ambiente - Ist. Naz. Fauna Selvatica, 263 pp. + 33 tavv.

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 floro-faunistiche 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

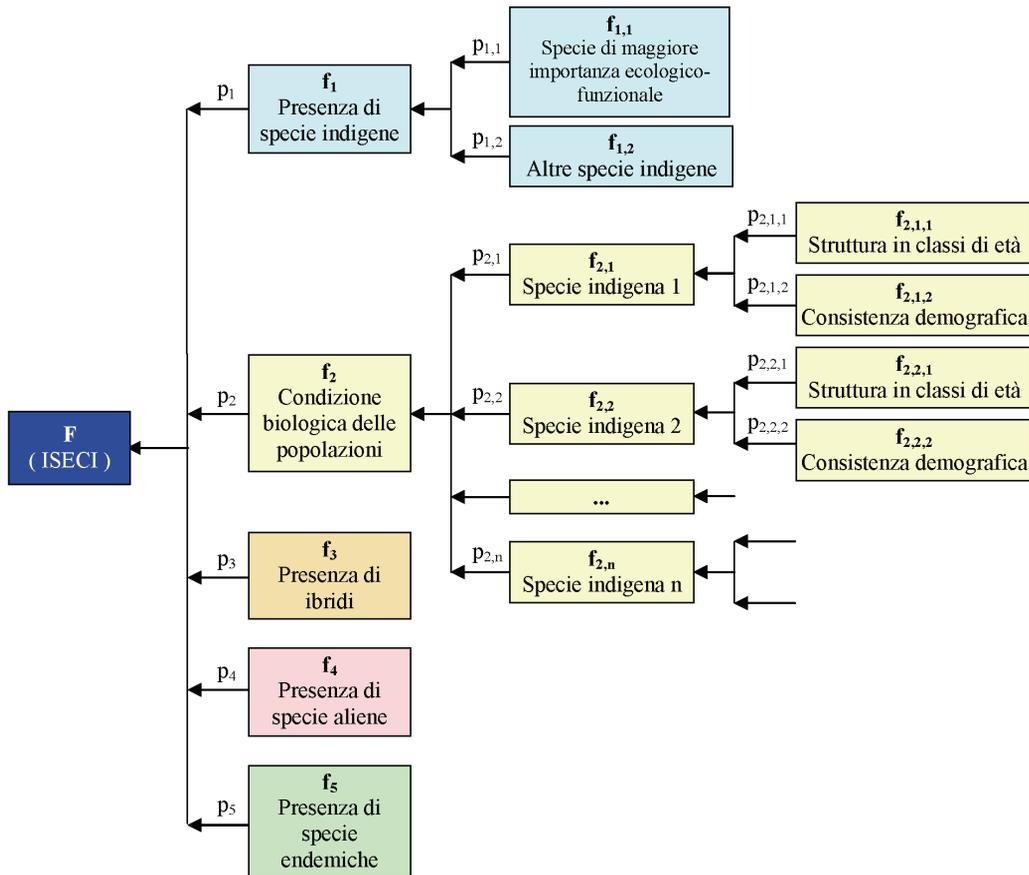


Fig. 1. Struttura "ad albero" raffigurante l'ISECI: i valori degli indicatori verso cui puntano le frecce sono calcolati tramite l'aggregazione, pesata attraverso i pesi p (vedi testo), dei valori degli indicatori di ordine inferiore; ciascuno di questi ultimi è rapportato alle condizioni di riferimento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

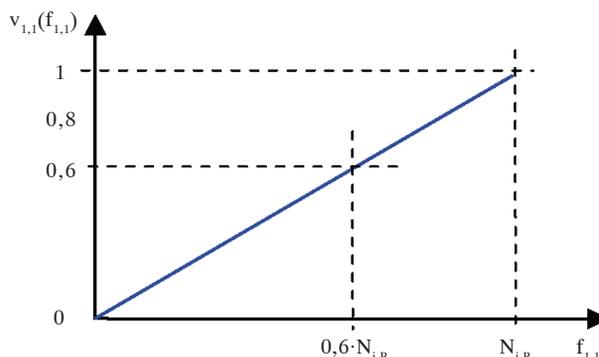


Fig. 2. Rappresentazione grafica della funzione valore relativa all'indicatore $f_{1,1}$ Presenza di specie indigene di maggiore importanza ecologico-funzionale; alla frazione delle specie attese ($N_{i,R}$) presenti corrisponde il valore $v_{1,1}$.

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 (PRESENZA DI SPECIE INDIGENE) = 0,3
- p_2 (CONDIZIONE BIOLOGICA DELLE POPOLAZIONI) = 0,3
- p_3 (PRESENZA DI IBRIDO) = 0,1
- p_4 (PRESENZA DI SPECIE ALIENE) = 0,2
- p_5 (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, 2004a	Blu
II	$0,6 < F \leq 0,8$	Buono	si veda ZERUNIAN, 2004a	Verde
III	$0,4 < F \leq 0,6$	Sufficiente	si veda ZERUNIAN, 2004a	Giallo
IV	$0,2 < F \leq 0,4$	Scarso	si veda ZERUNIAN, 2004a	Arancione
V	$0 < F \leq 0,2$	Cattivo	si veda ZERUNIAN, 2004a	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

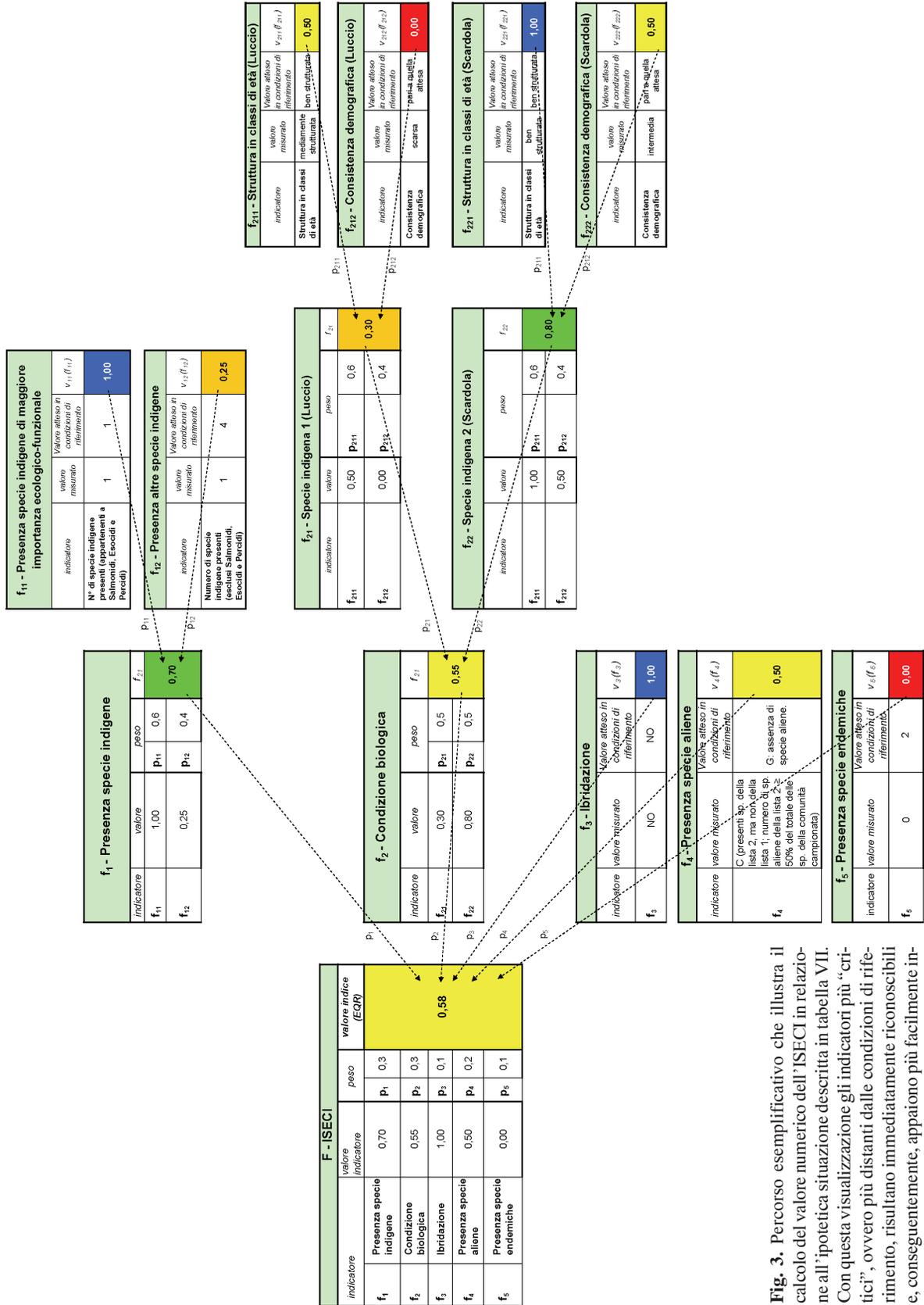


Fig. 3. Percorso esemplificativo che illustra il calcolo del valore numerico dell'ISECI in relazione all'ipotetica situazione descritta in tabella VII. Con questa visualizzazione gli indicatori più "critici", ovvero più distanti dalle condizioni di riferimento, risultano immediatamente riconoscibili 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 stenoecie 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.

Approcci multidisciplinari differenti e punti di criticità nella pianificazione delle reti ecologiche: considerazioni su alcuni aspetti di ecologia animale

Corrado Battisti

Ufficio Conservazione Natura, Provincia di Roma, via Tiburtina, 691, 00159 Roma; e-mail: c.battisti@provincia.roma.it

Pervenuto il 3.11.2009; accettato il 28.11.2009

Riassunto

In questo lavoro si prendono in esame le differenze tra gli approcci multidisciplinari (ecologi animali *sensu stricto* vs. pianificatori ambientali *sensu lato*) utilizzati nel settore della pianificazione di rete ecologica. L'uso acritico di unità di rete ecologica definite *a priori*, rappresentate su carta da poligoni e necessariamente circoscritte a sistemi chiusi in mappe deterministiche, può sottovalutare la complessità, il dinamismo, la stocasticità dei sistemi ecologici. Inoltre focalizzare l'attenzione sulle tradizionali aree *core*, *corridors* e *buffer* può paradossalmente far perdere di vista il ruolo dominante della matrice in termini di sorgente di disturbi e di area con funzione connettiva diffusa e può indurre ulteriori trasformazioni antropiche di questi settori territoriali, spesso di considerevole estensione. Il concetto di rete ecologica, se non adeguatamente supportato dai concetti disciplinari di base, può inoltre essere utilizzato come slogan e perdere di significato. L'inserimento dei siti Natura 2000 nelle unità di rete ecologica viene attuato automaticamente senza una lettura critica del ruolo che gli stessi svolgono in un'ottica di connettività per le specie in essi ospitate. Infine, si sottolinea l'urgenza di inserire set di indicatori (es., specie animali sensibili alla frammentazione) selezionati in modo oggettivo per verificare l'efficacia delle misure proposte nei piani.

PAROLE CHIAVE: Reti Ecologiche / Ecologia / Pianificazione / Rete Natura 2000 / Paradigmi / Design / Indicatori

Planning in ecological network and animal ecology: critical considerations on several points of weakness.

Ecological Network planning bases conservation actions on a strong theoretical skeleton offered by disciplines such as population and landscape ecology, insular biogeography, community ecology, and population genetics and on a large set of phenomena-related concepts at individual, population and community levels. Nevertheless, a lack of precise definitions or of a body of practical information regarding implementation have hindered many Ecological Network (EN) projects whose effectiveness for species conservation appears to be dubious. In this sense, in this paper I would like to stimulate discussion on problematic aspects on EN discipline. In particular, the "road map" of this paper include a close examination on: the EN approach (site-based or target-oriented?); the multidisciplinary debate; how to select target (biological) species; the ENs as networks of territorial objects (what about functional connectivity or structural contiguity?); the role of Nature 2000 Network; the weakness of the EN approach as a persuasive tool or an alibi.

KEY WORDS: Ecological Networks / Ecology / Environmental Planning / Nature 2000 Network / Paradigms / Design / Indicators

Frammentazione ambientale, connettività e pianificazione di reti ecologiche

La frammentazione degli ambienti naturali (FA) determinata dall'azione antropica storica e attuale rappresenta, a livello globale, una seria minaccia alla diversità biologica e ai processi ecologici (ANDRÉN, 1994; FAHRIG, 1997; FAHRIG, 2003; LINDENMAYER e FISHER, 2006a; cfr. la revisione in BATTISTI e ROMA-

NO, 2007). Nella biologia della conservazione e nella pianificazione ambientale è stato evidenziato come gli effetti della FA sulla biodiversità e i processi ecologici potrebbero essere mitigati predisponendo una serie di strategie di risposta focalizzate su singole specie e siti (BENNETT, 1999; KAREIVA e WENNERGREN, 1995; BIERWAGEN, 2005; CROOKS e SANJAYAN, 2006). In questo senso, lo scopo principale della *connectivity conser-*

vation, uno specifico settore disciplinare della biologia della conservazione, dovrebbe essere quello di mantenere in uno stato di conservazione sufficiente gli ecosistemi naturali in paesaggi frammentati, in particolare, 1) sottoponendo a specifici regimi di tutela i frammenti residui, 2) incrementando la superficie di habitat a disposizione delle specie sensibili nei frammenti stessi, 3) ripristinando/mantenendo la loro connettività reciproca, tenendo conto delle differenze specie-specifiche nella capacità di dispersione, riducendo l'isolamento dei frammenti di habitat attraverso il mantenimento di una elevata "permeabilità" della matrice interposta tra essi, e infine consentendo lo scambio genico tra popolazioni di specie sensibili in modo tale da assicurarne la vitalità a medio-lungo termine (VAN LANGEVELDE *et al.*, 1998; CROOKS e SANJAYAN, 2006). Questo approccio generale, promosso da Enti territoriali su differenti scale spaziali (da nazionale a locale), rientra oramai da un decennio, tra quelli seguiti specialmente in Europa nel settore della pianificazione ambientale, prendendo la denominazione di *Greenways* in un contesto strettamente urbanistico e di Reti Ecologiche (RE) in un contesto più strettamente attinente alle scienze ecologiche (COUNCIL OF EUROPE, 1996; JONGMAN e PUNGETTI, 2004).

La pianificazione di RE basa le proprie strategie e azioni su un robusto background teorico proveniente da discipline scientifiche come l'ecologia di popolazione e l'ecologia del paesaggio, la biogeografia insulare, l'ecologia di comunità, la genetica di popolazione nonché su di un largo set di concetti e paradigmi relativi a fenomeni specifici legati ai diversi livelli gerarchici attraverso i quali è possibile inquadrare i sistemi ecologici (es., i concetti di *dispersal*, di metapopolazione e dinamiche *source-sink*).

La *mission* dei biologi della conservazione e dei pianificatori ambientali è pertanto quella di individuare strategie idonee che consentano di mitigare gli effetti della FA su specifici target sensibili (es., popolazioni, comunità, ecosistemi, processi) in determinate aree sottoposte a pianificazione. Tali strategie si sviluppano su livelli di scala di 'area vasta' (scala di paesaggio/regionale), coincidenti con quelli nei quali è possibile individuare *pattern* (configurazioni spaziali) di FA.

Nel definire queste strategie di risposta alla FA, utilizzando lo strumento della RE, un passaggio obbligato è quello del *planning design*. Attraverso di esso si dovrebbero individuare in specifiche aree di studio, e utilizzando adeguate scale e grane di restituzione cartografica, sistemi di aree caratterizzate gerarchicamente in funzione del ruolo che esse svolgono per i target sensibili di biodiversità. È stata quindi definita

una nomenclatura di aree di RE in grado di svolgere determinate funzioni: se di rilevante estensione e ospitanti popolazioni *source (core areas)*, se con un ruolo di mitigazione di pressioni e impatti da effetto margine (*buffer zones*) o se funzionali alla dispersione e al mantenimento della connettività tra popolazioni (*corridors, stepping stones*). Tale definizione, strettamente vincolata alla sfera dell'ecologia animale (livello di popolazioni, comunità), non è universale. Almeno in Italia, altri Autori hanno proposto altri approcci. Tra questi merita ricordare quelli di tipo strutturale basati su aspetti fitoclimatici e fitosociologici (es., BLASI, 2008) e quelli più onnicomprensivi, a diverso livello gerarchico (es., livello ecosistemico polivalente; MALCEVSKI *et al.*, 1996; MALCEVSKI, 2001). Questi ultimi mostrano interessanti implicazioni applicative nel settore della sostenibilità ambientale.

Tuttavia, per rimanere allo stretto ambito dell'ecologia di popolazione (e delle comunità), recentemente sono stati evidenziati alcuni punti di debolezza di questo approccio che prevede una esplicitazione nello spazio di unità di RE definite *a priori*, in modo univoco e spesso corrispondenti a *pattern* strutturali di unità ambientali, la cui funzionalità ecologica non risulta adeguatamente provata sulla base di dati oggettivi. Ad esempio, BOITANI *et al.* (2007) hanno evidenziato come l'assenza di obiettivi declinati nel tempo, nello spazio e verso target oggettivi, non consenta di stabilire l'efficacia di una strategia di RE. Seguendo questo stimolante dibattito, in questo lavoro si vogliono aggiungere ulteriori spunti di discussione critica sull'argomento maturati durante una esperienza decennale in un Ente territoriale. Quanto riportato in questo lavoro vuole proseguire il dibattito critico su alcuni aspetti settoriali, finalizzato a rendere questo filone scientificamente più robusto ed evitare la produzione di documenti di indubbio *appeal* scenografico ma di scarso contenuto ed efficacia.

Pianificazione di RE: un processo multidisciplinare

Nella pianificazione di RE vengono coinvolti ricercatori e professionisti provenienti da diverse discipline (ecologia di base e applicata, pianificazione urbanistica, ecc.). La *mission* di una tale strategia è rivolta alla conservazione della diversità biologica e dei processi naturali. È pertanto quasi ovvio ribadire come tutti gli appartenenti al gruppo di lavoro di RE dovrebbero acquisire la conoscenza di base e i paradigmi propri delle scienze naturali e dell'ecologia in particolare. Tuttavia, un fatto (e un problema) comune a tutte le strategie trasversali connotate come la RE è rappresentato dalla difficoltà da parte degli operatori (ecologi, pianificatori, biologi della conser-

vazione) di interagire e scambiare informazioni proprio a causa dei differenti linguaggi disciplinari specifici e della dispersione delle fonti cui accedere (es., riviste scientifiche; PRENDERGAST *et al.*, 1998; LINDENMAYER e FISHER, 2006b). Tale difficoltà può accentuare la distanza tra le differenti chiavi di lettura proprie delle diverse discipline, ciascuna solidamente ancorata a specifici paradigmi di base. Per gli ecologi una RE ha lo scopo di mitigare gli effetti della FA su alcune componenti della diversità biologica attraverso un piano (che costituisce un mezzo per raggiungere tale scopo), mentre per un urbanista pianificatore una RE può rappresentare uno strumento che, benché basato su alcuni assunti ecologici, consente di pianificare il territorio definendone le destinazioni d'uso in campo ambientale (il piano come fine; SELMAN, 2006) (Tab. I).

Approcci differenti tra discipline

La FA è un processo specie- e contesto-specifico nonché scala-dipendente e la sensibilità alla FA è un attributo a livello di specie (HENLE *et al.*, 2004; EWERS e DIDHAM, 2006). Pertanto, ogni specie biologica mostrerà una propria sensibilità alla FA, percependo i paesaggi frammentati in modo unico. Ciò richiederà la definizione, a determinate scale, di adeguate configurazioni ambientali idonee per tali specie sensibili (quindi specifici *design* di RE; CROOKS e SANJAYAN, 2006; LINDENMAYER e FISHER, 2006). Su questa base gli ecologi tenderanno ad analizzare e enfatizzare tale specie-specificità, oltre che le complesse e dinamiche relazioni tra le specie e le comunità in paesaggi ove gli ecosistemi sono “aperti”, seguendo un approccio che può essere definito *target-* e *process-oriented*. In modo differente, i pianificatori ambientali, anche per le esigenze dettate dai tempi tecnico-politico-amministrativi imposte dalla necessità di pervenire ad un

Piano, tenderanno a semplificare questa complessità, proponendo in modo deterministico mappe tematiche ove un certo numero di aree mostreranno un diverso ruolo o interesse secondo criteri di valore definiti *a priori* (approccio *site-based* orientato a definire *pattern* territoriali di tipo strutturale). Tali aree e *pattern* potranno coincidere con le esigenze di un determinato set di target sensibili, ma difficilmente saranno rappresentative della complessità ecosistemica di un'area.

Un'altra differenza di approccio nel confronto tra ecologi e pianificatori emerge anche nei tempi di lettura dei processi territoriali e degli effetti della FA sulla diversità biologica. Gli ecologi possono richiedere tempi lunghi per un'analisi dei processi complessi (le cui conseguenze possono anche essere contro-intuitive) ove, al contrario, un pianificatore deve chiudere un Piano di RE in breve tempo (es., 6 mesi-2 anni), sintetizzando le numerose informazioni in relazioni correlate da una o più cartografie di sintesi che, per condivisibili esigenze di rappresentazione, dovranno essere sintetiche e schematiche.

Una o poche mappe tematiche difficilmente potranno rappresentare una rete connettiva per più di una o poche specie target. Pertanto, gli ecologi difficilmente saranno soddisfatti dei poligoni (che richiamano ecosistemi “chiusi”) rappresentati sulle mappe come rappresentativi dell'intera complessità ecosistemica; al tempo stesso i pianificatori porranno l'esigenza di delimitare, sotto forma di ambiti perimetrati, gli spazi da indirizzare a destinazioni differenti (in forma di tutela e/o destinazione d'uso). Una singola mappa di RE, benché articolata con unità di RE (*core areas*, *buffer zones*, *corridors*) potrà, pertanto, soddisfare solo una ridotta gamma di esigenze ecologiche per determinati target. Essa quindi rappresenterà una mediazione tra esigenze ecologiche/conservazio-

Tab. I. Differenze concettuali tra ecologi e pianificatori ambientali nelle strategie di rete ecologica (RE).

	Ecologi <i>sensu stricto</i>	Pianificatori <i>sensu lato</i>
Mission della RE	Definizione di una strategia di conservazione della biodiversità, con particolare riferimento ai target sensibili alla FA	Definizione (<i>design</i>) di un piano territoriale ambientale
Approccio	<i>Target-oriented</i> (es., orientato su determinate specie sensibili alla FA a determinate scale spaziali e temporali), <i>pattern-</i> e <i>process-oriented</i>	Prevalentemente <i>pattern-oriented</i>
Enfasi su	Complessità, dinamismo, determinismo/stocasticità dei sistemi ecologici; analisi a lungo termine; ecosistemi come sistemi aperti	Sintesi finalizzata a disegnare mappe deterministiche con <i>pattern</i> di unità di RE; analisi a breve termine; ecosistemi come sistemi chiusi
Le unità di RE corrispondono a	Unità ecologico-funzionali idonee a specifici target (es., specie)	Unità ambientali riportate su carta con specifiche destinazioni d'uso e regime di tutela

nistiche e necessità della pianificazione territoriale, queste ultime mirate a definire un *design* inserito in un piano approvabile da un Ente e finalizzato all'avvio di azioni territoriali (politiche, norme, misure legate a specifici ambiti). In sintesi, gli Enti territoriali elaborano piani territoriali ove il *design* di RE può rivelarsi unico, deterministico e definitivo, almeno per un certo intervallo di tempo. Al contrario gli ecologi tenderanno a focalizzare l'attenzione sul dinamismo, funzionalità e complessità degli ecosistemi all'interno di paesaggi (*vide* L. Boitani; Tab. I).

La RE è una risposta *site-based* o *biological target-oriented*?

In un'ottica di pianificazione, la RE può essere interpretata come una strategia territoriale che segue un approccio di tipo *site-based* in un'area definita in senso politico-amministrativo (una Provincia, un'area protetta, una Regione) ove sono presenti *pattern* e processi di FA (JONGMAN, 1995). Un approccio *site-based* si avvia focalizzando dapprima l'attenzione su un sito/area definiti prima ancora che su uno specifico target (ad es., una specie), per poi definire strategie e azioni a livello territoriale (SUTHERLAND, 2000). Secondo un'ottica più strettamente ecologica, la RE dovrebbe invece prevedere un piano di azione target-specifico (approccio *biological target-oriented*) nel quale l'attenzione della strategia si focalizza su uno o più target di conservazione (es., specie o processi sensibili alla FA).

Si tratta di due approcci concettualmente differenti, di tipo *bottom-up* e *top-down*, che hanno portato in alcuni casi ad equivoci e alla nascita di due arene nel settore delle RE: la prima (*site-oriented*), 'territoriale' in senso stretto, dove il focus è prioritariamente incentrato sull'area di studio oggetto di pianificazione e, solo ad un secondo passaggio, sui target di conservazione specifici (specie, processi, ecc.), dai quali nel caso estrarre indicatori (MACKOVIN, 2000; VUILLEUMIER e PRÉLAZ-DROUX, 2002); la seconda (*target-oriented*), nella quale le azioni, benché collocate in aree di studio specifiche, sono strettamente focalizzate sui target biologici che divengono il fine ultimo della strategia (ad es., indirizzando il processo di *design* di RE). In quest'ultimo approccio il termine RE è spesso sostituito con altre definizioni (es., *species-specific landscape network*, *habitat network*; cfr. FOPPEN *et al.*, 1999; BRUINDERINK *et al.*, 2003 e i casi studio in CROOKS e SANJAYAN, 2006).

La selezione di specie target per le RE

Se si attua una risposta alla FA in termini di pianificazione è necessario anche dotare tale strumento di indicatori che consentano di verificare il successo o

meno della strategia (BOITANI *et al.*, 2007). Uno dei maggiori problemi nella pianificazione di RE è rappresentato dal fatto che molti piani non contengono una selezione di specie sensibili alla FA in grado di svolgere un ruolo di questo tipo. Se presenti, questi elenchi si rifanno spesso a set di specie (di interesse conservazionistico, carismatiche, ecc.) che possono non coincidere con quelle effettivamente sensibili alla FA e, ancor meno, possono essere in grado di svolgere un ruolo di indicatore. Spesso tali elenchi di specie si basano su informazioni aneddotiche e non su una letteratura scientifica che dimostri una oggettiva sensibilità alla FA delle specie selezionate (nonché il loro ruolo di indicatore; BATTISTI, 2008). Inoltre, malgrado alcuni autori abbiano provato a utilizzare specie con funzione di indicatore per la pianificazione di RE (BANI *et al.*, 2000, HESS e KING, 2002; BANI *et al.*, 2006, LORENZETTI e BATTISTI, 2007; AMICI e BATTISTI, 2009), altri hanno sottolineato come questo approccio potrebbe mostrare alcuni gravi limiti e incompletezze, ad esempio se applicato a comunità, ecosistemi e paesaggi nella loro totalità (es., ANDELMAN e FAGAN, 2000).

Conseguentemente, in assenza di informazioni di questo tipo le RE spesso vengono disegnate precauzionalmente assegnando semplicemente alle aree naturali di maggiore estensione il ruolo di aree *core*, alle situazioni di contiguità e continuità il ruolo di *corridors*, ai sistemi isolati il ruolo di *stepping stones*, seguendo un approccio *pattern-oriented* di tipo strutturale piuttosto che di tipo ecologico-funzionale. Uno dei pericoli di un *design* rigidamente strutturale è quello di enfatizzare i *pattern* delle tipologie ambientali più evidenti alle scale/grane utilizzate nella RE (es., tipologie forestali, reticoli idrografici principali) a scapito delle tipologie ambientali meno evidenti perché naturalmente di ridotte dimensioni (es., specchi d'acqua minori), dinamiche o temporanee (es., fasi successionali della vegetazione). Nell'ecologia del paesaggio le relazioni tra causa ed effetto, tra forma e funzione e tra contiguità/continuità e connettività costituiscono un tema di grande attualità (FORMAN, 1995).

EN e rete Natura 2000

Almeno in Europa, molti piani di RE a scale locali/regionali inseriscono automaticamente *a priori* l'attuale sistema di aree protette e la rete Natura 2000 (Direttive 79/409 e 92/43) tra le unità di RE. Siti di Importanza Comunitaria, Zone di Protezione Speciale e aree naturali protette sono unità definite sulla base dei valori di biodiversità in essi presenti, riferendosi, nel caso dei siti Natura 2000, ad appositi Allegati delle Direttive comunitarie. Ciò non dovrebbe implicare in modo automatico un loro ruolo in termini di funzionalità

ecologica per specie sensibili alla FA (molte delle quali non sono inserite in tali Direttive, benché di indubbio valore ecologico).

Inoltre lo stesso processo tecnico-politico-amministrativo che ha portato alla individuazione di molte aree naturali protette è ben differente da quello che ha portato a designare i siti Natura 2000: in alcuni contesti territoriali questo ha originato *pattern* spaziali spesso non coincidenti tra aree protette e siti Natura 2000 che sottolineano i diversi processi che hanno portato alla individuazione di questi ambiti (si veda l'esempio della Provincia di Roma in BATTISTI e GIPPOLITI, 2004).

Infine ogni sito Natura 2000 è stato designato in base alla presenza in esso di determinati tipi di habitat o specie di interesse conservazionistico che possono non coincidere con quelli presenti in siti limitrofi. La domanda che possiamo porci allora è: “perché inserire in un sistema coerente (la RE), e quindi connettere, ambiti con target (es., popolazioni di specie sensibili) differenti?”

E ancora: in un sito Natura 2000 i target di conservazione (tipi di habitat e specie) possono risultare minacciati da una serie di disturbi a scala locale (e.g., incendi, stress idrico, ceduzione, pascolo, specie aliene, bracconaggio, infrastrutture e consumo di suolo, ecc.; IUCN-CMP, 2006) che possono non coincidere con la minaccia alla più ampia scala di paesaggio rappresentata dalla FA. I paradigmi della *connectivity conservation* falliscono se applicati automaticamente a target che sono sensibili a disturbi antropogeni locali ben differenti dalla FA in termini di tipologia, scala di riferimento, regime nel tempo e nello spazio. Pur se un recente filone interpreta la FA come un *pattern* di eterogeneità a scala di paesaggio risultante da molteplici disturbi antropogeni a scala locale (NICHOLS *et al.*, 1998; TEWS *et al.*, 2004) è anche vero che la sensibilità delle specie alla FA può essere un fenomeno ben differente dalla sensibilità delle specie ai singoli specifici disturbi locali. La RE è un approccio che dovrebbe essere legato allo specifico processo (e *pattern*) di FA: conseguentemente gli strumenti e i paradigmi utilizzati nella pianificazione di RE alla scala di paesaggio possono non essere gli stessi di quelli necessari ad interpretare la risposta delle specie ai disturbi antropogeni a scala locale.

Punti di debolezza: la RE è uno strumento persuasivo? È un alibi?

Come sottolineato da BOITANI *et al.* (2007), la RE è una idea buona e intuitiva. In tal senso essa può apparire come un'idea persuasiva. Tuttavia, la persuasione può portare a sillogismi erronei (JOWETT e O'DONNELL, 1986). Nella pianificazione ambientale ci sono molti esempi di sillogismi di questo tipo, non scientificamente

testati. Ad esempio: “se le riserve naturali sono spazialmente contigue, allora la connettività funzionale sarà garantita per le specie sensibili”. Come sopra sottolineato la coincidenza tra contiguità spaziale e connettività funzionale non sempre esiste e dovrebbe essere testata per ogni specie e ogni sito (cfr. la revisione in BATTISTI e ROMANO, 2007).

Come già accennato, i pianificatori ambientali definiscono attraverso ausili cartografici e seguendo un approccio di tipo *pattern-oriented*, una RE come un sistema di aree in grado di svolgere differenti funzioni ecologiche (di *core areas*, di *corridors*, di *stepping stones*, ecc.) finalizzato ad avviare misure specifiche in questi ambiti. Tuttavia la conseguenza di un disegno “a nodi e rete” è quella di lasciare molto spazio “tra le maglie”. Ciò, potrebbe costituire, in alcuni contesti, un alibi, facilitando l'avvio di ulteriori trasformazioni territoriali nella matrice ambientale e in tutte quelle aree che non sono state precauzionalmente comprese nelle unità di RE. Al contrario, le aree che non sono state considerate secondo questo approccio *core-buffer-corridor* potranno invece comprendere ambiti strategici, ad esempio per la dispersione delle specie (si pensi a molti sistemi agricoli o ad aree degradate o con vegetazione in evoluzione).

L'enfasi assegnata alle unità di RE potrebbe portare ad una sottovalutazione del ruolo di conservazione mostrato dalla matrice ambientale esterna ad esse. Tale matrice può invece rappresentare un ambito ove investire prioritariamente per due motivi: 1) essa può comprendere settori nei quali si collocano le *driving forces* e disturbi antropogeni in grado di influenzare le componenti naturali presenti nei frammenti; 2) in essa, anche in regione della spesso preponderante estensione superficiale, specialmente se rapportata a quella esigua corrispondente ai frammenti, si svolgono molti importanti processi ecologici (dispersione, ciclo delle acque e dei nutrienti, flussi di energia). Queste matrici possono includere molte aree marginali, suburbane, agricole che, non rientrando nel sistema delle unità di RE, potranno essere esposte ad ulteriori progressive trasformazioni (cfr. BOITANI *et al.*, 2007). Esiste una vasta letteratura sugli effetti determinati da un incremento di “severità” della matrice sui frammenti ambientali residui (cfr. la revisione in BATTISTI e ROMANO, 2007). Pertanto occorre molta cautela nel pianificare: la RE può rivelarsi una trappola concettuale per gli ecologi e costituire un alibi per accelerare l'antropizzazione del territorio.

RE come un *panchreston*, uno slogan, un non-concetto?

BUNNELL (1999) e LINDENMAYER e FISCHER (2006b) hanno introdotto per la FA il concetto di problema

panchreston, intendendo con esso il significato di “buono per ogni cosa” (*good for everything*). Infatti la FA è un tema largamente utilizzato per definire molti differenti *pattern* e processi e in una così ampia varietà di situazioni da risultare privo di significato se non attentamente definito in termini di contesti, target, componenti, scale, livelli ecologici (FAHRIG, 2003). In modo analogo, una RE, considerata come uno strumento privo di obiettivi chiari e declinati e di indicatori per il monitoraggio per la verifica dell’efficacia delle misure adottate può essere anch’essa considerata un oggetto *panchreston*.

È attualmente disponibile un background di conoscenze e paradigmi che renderebbe la RE uno strumento robusto. E tuttavia importante chiedersi quanto di questo retroterra culturale permei effettivamente nella prassi urbanistica e nelle politiche territoriali. La fusione di due parole chiave, enfatiche, evocative e di facile accessibilità da parte del grande pubblico come «rete» e «ecologica» ha probabilmente portato, almeno in alcuni ambiti territoriali e sedi istituzionali, ad un uso eccessivo del concetto svuotandolo di significato (la RE come slogan). Se ad un messaggio così sintetizzato, potenzialmente utile in alcune fasi del processo di piano, non corrisponde un’idea forte (supportata appunto dalle basi disciplinari scientifiche), esso potrà rappresentare solo se stesso. La rete ecologica come slogan pertanto rientra in una terminologia «di moda» il cui destino è quello di tramontare con il sorgere di altri concetti più forti o ritenuti più attuali in un determinato momento (un discorso analogo può essere fatto per i concetti legati al tema della sostenibilità ambientale, di grande contenuto ma utilizzati spesso in modo troppo ricorrente e improprio).

In merito al potere evocativo (e fuorviante) dei due termini («rete» e «ecologica»), potenzialmente qualsiasi strategia o politica territoriale è una «politica di rete» con connotati «ecologici». Pertanto, almeno in molte amministrazioni pubbliche che pianificano e progettano sul territorio, tale termine è diventato un passepartout per qualsiasi voce di bilancio o attività che presenti anche un accenno minimo al sistema ambientale. La RE può diventare, in questo caso, un concetto con più valenze e significati e, al limite, un “non-concetto”. La non chiarezza nella terminologia che descrive determinati concetti in modo automatico non li rende più utili per analisi tecnico-scientifiche perché fuorvianti ed equivoci.

La RE: un design o un paradigma?

Per concludere, chi pianifica il territorio continuamente rammenta agli ecologi che la RE è uno strumento supportato da cartografie e indirizzato a definire ambiti di tutela e di destinazione d’uso del territo-

rio. Gli ecologi rispondono che la complessità, il dinamismo e la specificità dei sistemi può rendere difficile se non impossibile la definizione di configurazioni spaziali ove le unità di RE sono congelate nello spazio, almeno in un intervallo di tempo prestabilito. Il *design* di RE pertanto quasi obbliga gli ecologi a definire ambiti e poligoni, ovvero ecosistemi “chiusi”, mentre tali sistemi sono per riconosciuta definizione, dei sistemi “aperti” (KREBS, 2001). Inoltre, essi possono non essere connotati funzionalmente in modo univoco (ad es., attraverso specifiche unità di RE) per ampi set di target differenti (specie sensibili, processi, ecc.): pertanto essi non potranno essere rappresentativi della complessità delle risposte delle diverse specie, comunità e processi minacciati dalla FA. Tali ecosistemi e le intere configurazioni complessive (i *pattern* di RE) esprimeranno solo una semplificazione della complessità strutturale dell’area di studio.

Ogni ecologo che pianifica, progetta e gestisce un settore territoriale è consapevole della difficoltà di congelare in una mappa la complessa e dinamica gamma di processi legati alla FA. In accordo con LINDENMAYER e FISHER (2006b) e BOITANI *et al.* (2007) una serie di step concettuali e di modelli dovrebbe guidare lo sviluppo della strategia di *connectivity conservation* in un’area, facendo largo uso di set di indicatori (BATTISTI, 2003, 2008).

In sostanza, le strategie di RE dovrebbero essere basate su paradigmi, più che su *design*. In tal senso, l’enfasi assegnata dai pianificatori alle unità di RE riportate negli strumenti cartografici (ovvero al *design*) dovrebbe essere grandemente ridotta riconducendo questi ultimi ad un mezzo, ad uno step intermedio e facoltativo, e non al principale scopo della RE. Le cartografie di RE, lungi dall’essere il fine ultimo della strategia, dovrebbero essere considerate solo un mezzo per individuare misure di conservazione di specie, comunità, processi in paesaggi frammentati e più enfasi dovrebbe essere assegnata ai paradigmi di base (effetto area, isolamento, connettività, implicazioni) ed allo sviluppo disciplinare relativo al tema della selezione oggettiva degli indicatori di successo delle strategie.

Ringraziamenti

Desidero ringraziare Luigi Boitani e Kevin R. Crooks per le critiche e i suggerimenti ad una prima bozza del lavoro. Sono anche grato a Giovanni Amori, Francesco M. Angelici, Longino Contoli e Spartaco Gippoliti per gli ulteriori commenti al testo e le discussioni sull’argomento. Un anonimo revisore ha migliorato i contenuti del lavoro.

BIBLIOGRAFIA

- ANDELMAN S.J., FAGAN W.F., 2000. Umbrellas and flagships: Efficient conservation surrogates or expensive mistakes? *Proceedings National Academy of Sciences*, **97**: S954–S959.
- AMICI V., BATTISTI C., 2009. Selecting focal species in ecological network planning following an expert-based approach: a case study and a conceptual framework. *Landscape Research*, **34**: 545-561.
- BANI L., BAIETTO M., BOTTONI L., MASSA R., 2002. The use of focal species in designing a habitat network for a lowland area of Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, **16**: 826-831.
- BANI L., MASSIMINO D., BOTTONI L., MASSA R., 2006. A multiscale method for selecting indicator species and priority conservation areas: a case study for broadleaved forests in Lombardy, Italy. *Conservation Biology*, **20**: 512-526.
- BATTISTI C., 2003. Habitat fragmentation, fauna and ecological network planning: toward a theoretical conceptual framework. *Italian Journal of Zoology*, **70**: 241-247.
- BATTISTI C., 2008. Le specie ‘focali’ nella pianificazione del paesaggio: una selezione attraverso un approccio expert-based. *Biologia ambientale*, **22**: 5-13.
- BATTISTI C., GIPPOLITI S., 2004. Conservation in the urban/countryside interface: a cautionary note from the Rome District (Central Italy). *Conservation Biology*, **18**: 581-583.
- BATTISTI C., ROMANO B., 2007. *Frammentazione e Connettività – dall’analisi ecologica alla pianificazione ambientale*. Città Studi edizioni - De Agostini, Novara.
- BIERWAGEN B.G., 2005. Predicting ecological connectivity in urbanizing landscapes. *Environment e Planning B: Planning and Design*, **32**: 763-776.
- BOITANI L., FALCUCI A., MAIORANO L., RONDININI C., 2007. Ecological networks as conceptual frameworks or operational tools in conservation. *Conservation Biology*, **21**: 1414-1422.
- BLASI C., 2008. Unità di paesaggio e rete ecologica territoriale: nuovi riferimenti per la conservazione e la pianificazione. In: Teofili C., Clarino R. (Eds.), *Riconquistare il paesaggio. La Convenzione Europea del Paesaggio e la Conservazione della Biodiversità in Italia*. WWF Italia ONG ONLUS, Ministero dell’Istruzione, dell’Università e della Ricerca: 245-256.
- BRUINDERINK G.G., VAN DER SLUIS T., LAMMERTSMA D., OPDAM P., POWELS R., 2003. Designing a coherent ecological network for large mammals in northwestern Europe. *Conservation Biology*, **17**: 549-557.
- BUNNELL F.L., 1999. Let’s kill a panchreston: giving fragmentation meaning. In: Rochelle J.A., Lehmann L.A., Wisniewski J. (Eds.), *Forest fragmentation – Wildlife and Management Implications*. Brill, Leiden, Netherlands: vi-xiii.
- COUNCIL OF EUROPE, 1996. *The Pan-European biological and landscape diversity strategy, a vision for Europe’s natural heritage*. Council of Europe, Strasbourg, France.
- CROOKS K.R., SANJAYAN M., 2006. *Connectivity Conservation*. Conservation Biology Series 14, Cambridge University Press, Cambridge.
- EWERS R.M., DIDHAM R.K., 2006. Confounding factors in detection of species responses to habitat fragmentation. *Biological reviews*, **81**: 117-142.
- FAHRIG L., 2003. Effects of habitat fragmentation on biodiversity. *Annual Review Ecology and Systematic*, **34**: 487-515.
- FORMAN R.T., 1995. *Land Mosaics. The ecology of landscapes and regions*. Cambridge University Press, New York.
- FOPPEN R., GEILEN N., VAN DER SLUIS T., 1999. *Towards a coherent habitat network for the Rhine. Presentation of a method for the evaluation of functional river corridors*. IBN-DLO/RIZA, Ministry of Transport, Public Works and Water Management. IBN-research report 99/1, ISSN 0928-6896.
- HENLE K., DAVIES K.F., KLEYER M., MARGULES C., SETTELE J., 2004. Predictors of species sensitivity to fragmentation. *Biodiversity and Conservation*, **13**: 207-251.
- HESS G.R., KING T.J., 2002. Planning open spaces for wildlife. I. Selecting focal species using a Delphi survey approach. *Landscape and Urban Planning*, **58**: 25-40.
- KAREIVA P., WENNERGREN U., 1995. Connecting landscape patterns to ecosystem and population processes. *Nature*, **373**: 299-302.
- KREBS C.J., 2001. *Ecology. The experimental analysis of distribution and abundance*. Vth edition.
- JONGMAN R.H.G., 1995. Nature conservation planning in Europe, developing ecological networks. *Landscape and Urban Planning*, **32**: 169-183.
- JONGMAN R.H.G., PUNGETTI G., 2004. *Ecological networks and greenways: concepts, design, implementation*. Cambridge University Press, Cambridge, UK.
- JOWETT G.S., O’DONNELL V., 1992. *Propaganda and Persuasion* (3rd ed.). Thousand Oaks, Sage, CA.
- IUCN – CMP (The World Conservation Union – Conservation Measures Partnership), 2006. *Unified classification of direct threats*. Version 1.0.
- LINDENMAYER D.B., FISHER J., 2006a. *Habitat fragmentation and landscape change. An ecological and conservation synthesis*. Island Press, Washington, DC.
- LINDENMAYER D.B., FISHER J., 2006b. Tackling the habitat fragmentation panchreston. *Trends in Ecology and Evolution*, **22**: 127-132.
- LORENZETTI E., BATTISTI C., 2007. Nature reserve selection on forest fragments in a suburban landscape (Rome, Central Italy): indications from a set of avian species. *Landscape Research*, **32**: 57-78.
- MACKOVIN P., 2000. A multi-level ecological network in the Czech Republic: implementing the Territorial System of Ecological Stability. *GeoJournal*, **51**: 211-220.
- MALCEVSCI S., 2001. Nuovi ecosistemi e Reti ecologiche. Uomini e Parchi oggi. Reti ecologiche. Centro Studi V. Giacomini, *Quaderni di Gargnano*, **4**: 94-100.
- MALCEVSCI S., BISOGNI L.B., GARIBOLDI A., 1996. *Reti ecologiche ed interventi di miglioramento ambientale*. Il Verde

- editoriale, Milano.
- NICHOLS W.F., KILLINGBECK K.T., AUGUST P.V., 1998. The influence of geomorphological heterogeneity on biodiversity. II. A landscape perspective. *Conservation Biology*, **12**: 371-379.
- PRENDERGAST J.R., QUINN R.M., LAWTON J.H., 1998. The gaps between theory and practice in selecting nature reserves. *Conservation Biology*. **13**: 484-492.
- SELMAN P., 2006. *Planning at the Landscape Scale*. Abingdon, Routledge.
- SUTHERLAND W.J., 2000. *The Conservation Handbook*. Blackwell Science, Massachussets.
- TEWS J., BROSE U., GRIMM V., TIELBÖRGER K., WICHMANN M.C., SCHWAGER M., JELTSCH F., 2004. Animal species diversity driven by habitat heterogeneity/diversity: the importance of keystone structures. *Journal of Biogeography*, **31**: 79-92.
- VAN LANGEVELDE F., VAN DER KNAAP W.G.M., CLAASSEN G.D.H., 1998. Comparing connectivity in landscape networks. *Environment and Planning B: Planning and Design*, **25**: 849-863.
- VUILLEUMIER S., PRÉLAZ-DROUX R., 2002. Map of ecological networks for landscape planning. *Landscape and Urban Planning*, **58**: 157-170.

Analisi di descrittori numerici per la valutazione dell'influenza della vegetazione riparia sulla qualità delle acque superficiali: il modello del fiume Mincio

Stefano Pinotti, Lorenza Galassi*

ARPA Dipartimento di Mantova. Sistemi Ambientali - Viale Risorgimento, 43 - 46100 Mantova

Referente per la corrispondenza: l.galassi@arpalombardia.it

Pervenuto il 22.5.2009; accettato il 28.12.2009

Riassunto

Il lavoro vuole essere una traccia per valutare gli effetti del ripristino della vegetazione riparia in corsi d'acqua, anche in un'ottica di potenziale valutazione economica o di priorità di azioni in grado di dare la maggior efficacia dal punto di vista ambientale. Nell'esempio pratico esaminato, vengono simulati interventi di ripristino della vegetazione riparia focalizzando l'attenzione sull'influenza della stessa nelle dinamiche ambientali. In particolare si presta attenzione agli effetti dell'ombreggiamento sulla temperatura del corso d'acqua ed alla sua influenza sui parametri chimici dell'acqua. Lo schema del percorso del lavoro mira a descrivere lo stato attuale fluviale (scenario attuale) confrontandolo con le potenziali azioni sviluppabili sulla vegetazione riparia (scenario futuro), stimandone l'efficacia mediante simulazioni numeriche (SOLAR ANALYST, SSTEMP, QUAL2K).

Si è evidenziata un'influenza significativa della vegetazione spondale, limitata ai tratti terminali del Mincio a Nord di Mantova nei quali, per la minor ampiezza fluviale, l'effetto dell'ombreggiamento assume maggior importanza; in particolare, la temperatura media giornaliera, per effetto di una ottimale vegetazione spondale, può essere ridotta di valori compresi tra i cinque ed i nove decimi di grado, mentre l'escursione delle temperature massime può ridursi al massimo di 1,5 °C per il mese di giugno.

PAROLE CHIAVE: Mincio / QUAL2Kw / SSTEMP / vegetazione riparia / radiazione solare

Numerical systems analysis for evaluating the effects of riparian vegetation on water quality: the Mincio river model

This work would be a trace in evaluating the restoration effects of riparian vegetation in rivers, concerning economic assessments of action priorities for improving from an environmental point of view. For instance, it simulates interventions for restoration of riparian vegetation, focusing attention on the influence of the environmental dynamics. In particular, it keeps attention to the shadow effects on the river's temperature and its influence on water chemical parameters. The scheme of the work aims to describe the current river conditions (actual) compared to potential actions in developing riparian vegetation (future), estimating the efficiency through numerical simulations (SOLAR ANALYST, SSTEMP, QUAL2K). The work evaluates the effect of bank vegetation on river's temperature and main descriptive parameters of water's quality. The results show a significant influence of bank vegetation, limited to terminal cases, for the important role played by river width on side shading; in particular, the average daily temperature, through an optimal bank vegetation, can be reduced between 0,5 °C and 0,9 °C, while the maximum temperature excursion may decrease to a maximum of 1,5 °C in June.

KEY WORDS: Mincio / QUAL2Kw / SSTEMP / riparian vegetation / solar radiation

INTRODUZIONE

In passato le fasce riparie sono state sottoposte ad una sensibile degradazione, a causa delle opere di regimazione delle acque, della bonifica per scopi agricoli e dell'inquinamento delle acque superficiali e delle falde; la presenza antropica, infatti, con interventi di regimazione dei fiumi e con l'intenso sfruttamento agricolo, ha portato spesso, in molte aree, all'eliminazione quasi totale di queste fasce di vegetazione.

È ormai consolidato il ruolo delle zone ripariali come elementi di miglioramento della qualità dell'acqua; in particolare la fascia tampone risulta importante per l'attenuazione dei nitrati e nei processi di denitrificazione dei composti azotati utilizzati nella pratica dell'agricoltura (PELLETIER *et al.*, 2008).

Altro aspetto positivo legato alla vegetazione spondale riguarda la mitigazione della temperatura dei corsi

d'acqua (ROUNDS, 2007).

In questo studio si vuole valutare, mediante l'utilizzo di modelli matematici, come l'ombreggiatura delle rive influisca positivamente sulla regolazione della temperatura dell'acqua in un tratto del fiume Mincio. Una valutazione con metodi numerici di questo aspetto, non al momento particolarmente indagato, può fornire infatti un supporto scientifico per individuare le priorità degli interventi di ripristino della vegetazione spondale, con lo scopo di conciliare azioni finalizzate a migliorare lo stato ambientale del fiume con quelle volte a ridurre il rischio idraulico.

MATERIALI E METODI

Il percorso di analisi che individua i dati disponibili e ne valuta l'influenza sui parametri di interesse (Tab. I), è stato suddiviso in vari passaggi:

- raccolta e analisi dei dati (storici, chimici, idrologici e meteorologici, sorgenti antropiche, modello digitale del terreno [DEM–Digital Elevation Model], vegetazione);
- utilizzo di sistemi GIS per la modifica del DEM della Lombardia e la costruzione del modello delle sezioni fluviali e della vegetazione;
- utilizzo di modelli tridimensionali del fiume e della vegetazione per il calcolo della radiazione solare con l'estensione GIS Solar Analyst;
- utilizzo dei dati di geometria fluviale, di radiazione solare e dei dati di qualità acque come input per le valutazioni modellistiche con SSTEMP (modello per il calcolo della temperatura del Geological Survey americano) e QUAL2Kw del Washington State Department of Ecology, variante del QUAL2K distribuito dall'EPA;
- utilizzo di modelli matematici per individuare gli scenari di calcolo, valutando inizialmente lo scenario attuale (per validare con i dati reali le costanti cinetiche delle reazioni) ed, in seguito, simulando lo scenario futuro per i casi di vegetazione ipotizzati;
- interpretazione dei risultati.

Area di studio

Dall'analisi dei dati disponibili, delle caratteristiche fluviali e della discontinuità idraulica causata dai laghi di Mantova è derivata la scelta di delimitare lo studio al tratto fluviale del Mincio compreso tra il lago di Garda ed i laghi di Mantova.

Il tratto dell'alto Mincio è stato suddiviso in più tronchi in base a:

- ubicazione dei punti di campionamento e monitoraggio ARPA;
- discontinuità idrauliche;
- prelievi idrici principali;
- variazioni delle caratteristiche fluviali.

Sono stati individuati cinque tratti fluviali dalle caratteristiche il più possibile omogenee per l'analisi con i modelli matematici a disposizione (Fig. 1 e Tab. II). Il primo tratto, da Peschiera alla diga di Salionze, presenta caratteristiche particolari di appendice sublacuale del Garda; il secondo, fino a Pozzolo, scorre all'interno dell'area morenica; il terzo, con termine a Goito, ha caratteristiche di fiume planiziale; gli ultimi due tratti, infine, presentano caratteristiche di bassa portata e sbocco finale nell'area delle Valli del Mincio.

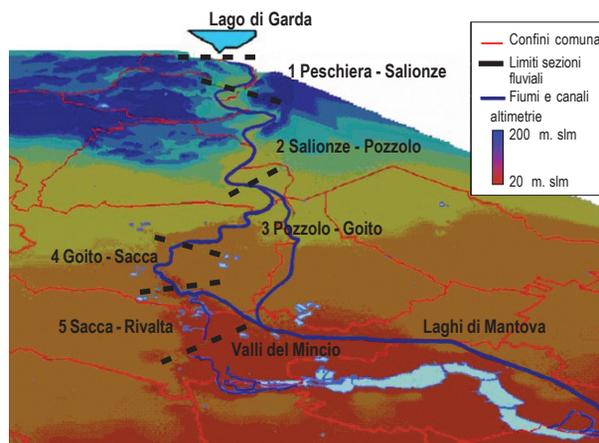


Fig. 1. I cinque tratti fluviali individuati visualizzati nel modello tridimensionale del territorio.

Tab. I. Tipologie di analisi e loro influenza su radiazione solare, temperatura e qualità acqua.

	Principali parametri influenzati				Strumenti usati
	Elaborazioni	Insolazione	Temperatura acqua	Qualità acque	
Analisi territoriale	x		x	x	Dati storici
Attività antropiche	x		x	x	Catasti
Geometria fluviale	x	x	x		Sistemi GIS
idrochimica	x		x	x	Analisi statistica
idrologia	x		x	x	Analisi statistica
meteorologia	x	x	x		Analisi statistica
vegetazione	x	x	x	x	Analisi statistica

Tab. II. Caratteristiche idrauliche e geometriche dei tratti fluviali individuati ottenuti analizzando il modello tridimensionale; la scabrezza deriva da consultazione bibliografica [CHOW, 1959]

Tratti	Lungh. (km)	Quota iniziale (metri s.l.m.)	Quota finale (metri s.l.m.)	Ampiezza alveo (m)	Scabrezza (coeff. Manning)	Coord. Gauss Boaga inizio (m)	Coord. Gauss Boaga fine (m)
1	5,90	68	65	65 - 70	0,030	X=1632877 Y=5032814	X=5028151 Y=1634005
2	13,90	65	44,5	40 - 45	0,030	X=5028151 Y=1634005	X=5017980 Y=1634336
3	8,44	44,5	30	30 - 40	0,035	X=5017980 Y=1634336	X=5012560 Y=1631516
4	4,55	30	22	30 - 35	0,040	X=5012560 Y=1631516	X=5009244 Y=1631706
5	7,10	22	19	25 - 30	0,040	X=5009244 Y=1631706	X=5004455 Y=1632239

Analisi dati: vegetazione

Nei cinque tratti è stata analizzata la copertura di vegetazione, combinando l'uso di tre tecniche:

- fotointerpretazione delle ortofoto digitali del territorio (Fig. 2) con software di analisi spaziale (estensione GIS T-TOOLS);
- sopralluoghi nei punti di dubbia interpretazione;
- visione di filmati del corso del Mincio effettuati con aereo ultraleggero (Fig. 3).

È stata quindi evidenziata (Tab. III) la copertura totale della vegetazione spondale (con fusto a distanza minore di 2 metri dalla sponda), espressa come quota percentuale rispetto allo sviluppo delle rive, distinguendo quella ad alto fusto ($h > 15$ m) e quella a basso fusto-arbustiva ($h < 15$ m). I tratti più interessanti risultano il terzo, il quarto ed il quinto, in cui la vegetazione riparia risulta più abbondante. Il tratto 4 è caratterizzato dalle alberature più estese e di migliore qualità. Nel tratto 5 si notano segnali di nuove piantumazioni che potrebbero dare effetti importanti in futuro ai fini dell'ombreggiamento fluviale; il segmento mostra inoltre una importante presenza di canneti e cariceti non censiti nella

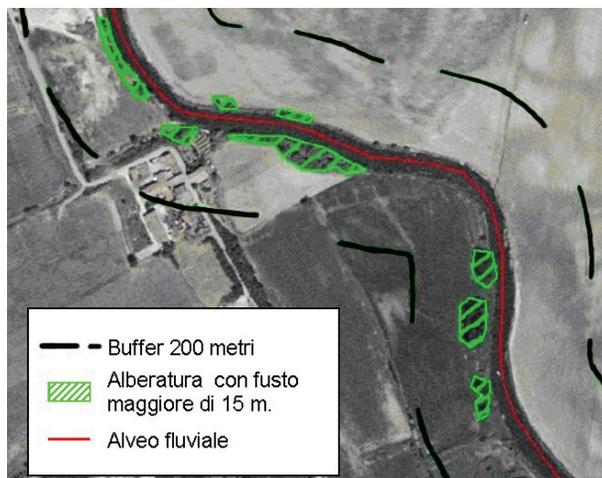
**Fig. 2.** Censimento all'interno di un buffer di 200 metri dall'alveo fluviale della vegetazione ad alto fusto tramite software di fotointerpretazione (T-Tools); le zone alberate ad alto fusto sono evidenziate dal retino obliquo.

tabella per la scarsa influenza degli stessi sulla radiazione solare incidente sull'alveo.

Analisi dati: idrochimica, meteorologia e idrologia

Per definire i parametri necessari per le elaborazioni con il modello QUAL2Kw sono stati utilizzati ed elaborati i dati dei monitoraggi mensili ARPA delle acque superficiali nelle stazioni del Mincio nel periodo 2003-2008. L'acqua si presenta in uscita dal Garda con una

**Fig. 3.** La superficie finale delle aree alberate ad alto fusto definita da software è stata verificata mediante sopralluoghi e visione dei filmati aerei.**Tab. III.** Censimento della vegetazione espresso come quota percentuale dello sviluppo spondale.

Tratti	Copertura vegetazione spondale		
	arborea /arbustiva	arborea/arbustiva con $h < 15$ m	ad alto fusto e $h < 15$ m
1	8	2	6
2	9	5	4
3	14	8	6
4	18	10	8
5	10	6	4

buona qualità chimica (indice LIM buono). Su questa intervengono, distribuiti lungo l'asta fluviale, numerosi fattori modificanti:

- gli apporti antropici derivanti da scarichi dei depuratori e da attività agricole e produttive;
- i fattori climatici e meteorologici;
- i prelievi idrici estivi;
- la capacità autodepurativa del fiume.

I dati a disposizione sono stati analizzati raggruppandoli a livello spaziale e temporale (Fig. 4 e 5) al fine di calcolare i valori medi dei parametri chimici necessari per le valutazioni con il modello numerico:

- temperatura dell'aria, temperatura dell'acqua, ossigeno disciolto;
- composti dell'azoto (nitriti, nitrati, azoto ammoniacale);
- conducibilità, durezza, fosfati, cloruri, pH;
- BOD₅, COD, solidi sospesi totali;
- fosforo totale;
- *Escherichia coli*.

Tutti i parametri, ad eccezione della temperatura, risultano legati più all'ubicazione dei punti di monitoraggio che al periodo temporale di misura.

Per completare infine i parametri necessari per l'utilizzo dei modelli matematici, per ogni tronco sono stati inoltre valutati i dati:

- idrologici (portata fluviale) dal Programma di tutela e uso delle acque (PTUA) della REGIONE LOMBARDIA (2006) e dai monitoraggi ARPA (temperatura dell'acqua) (Tab. IV);
- meteorologici (temperatura dell'aria, del terreno, umidità relativa, velocità vento e radiazione solare), elaborando i dati orari dell'ultimo triennio delle centraline meteo ARPA più prossime al tronco in esame, ricavando i valori tipici mensili per i tratti fluviali individuati (Fig. 6).

Analisi dati: geometria fluviale

Per generare la geometria fluviale è stato ricostruito il modello digitale del terreno (DEM) dell'area di interesse.

Per semplificare le elaborazioni, dal DEM generale della Regione Lombardia è stata estratta la porzione del

corso del Mincio. Per l'area sono state ricostruite le linee isoipse dell'area veneta, in quanto non risultavano descritte nel DEM di partenza e generavano problemi sulle condizioni al contorno.

Dalle isoipse modificate sono state effettuate le successive elaborazioni creando il modello tridimensionale con la parte fluviale veneta (Fig. 7), e ricostruendo il tridimensionale corretto del percorso del Mincio (Fig. 8).

Con le informazioni generate è stata ricostruita la

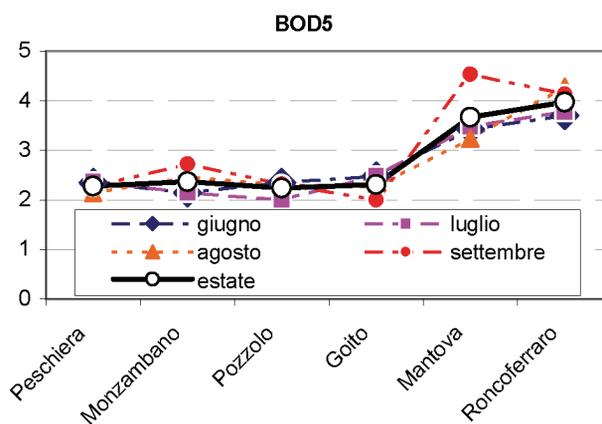


Fig. 4. Dati di monitoraggio: andamento medio del parametro BOD₅ lungo l'asta fluviale (mg/L) (periodo di analisi 2003-2008).

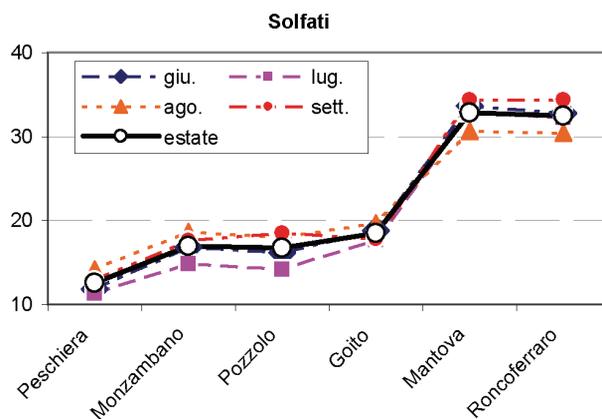


Fig. 5. Dati di monitoraggio: andamento medio del parametro solfati lungo l'asta fluviale (mg/L) (periodo di analisi 2003-2008).

Tab. IV. Caratteristiche idrologiche (portate medie periodo 2003-2008) e meteorologiche (periodo di analisi 2006-2008) tipiche dei tratti fluviali estrapolati dal PTUA e dai dati ARPA per il mese di giugno.

Tratti	Portata (m ³ /s)	T acqua (°C)	T media Aria (°C)	T massima Aria (°C)	Radiaz. solare media (W/m ²)	Radiaz. solare massima (W/m ²)	Temperatura terreno (°C)	Umidità relativa (%)
1	74,9	22,8	22,5	28	236	943	20	74
2	46	22,4	22,1	27	236	943	20	74
3	19,3	22,5	22,8	28	236	943	20	79
4	9,4	21,0	22,5	28	236	943	20	79
5	10,0	21,0	22,5	28	236	943	20	79

geometria del fiume (in particolare la lunghezza, l'ampiezza e la pendenza) e definito il coefficiente di scabrezza di Manning per i vari tratti.

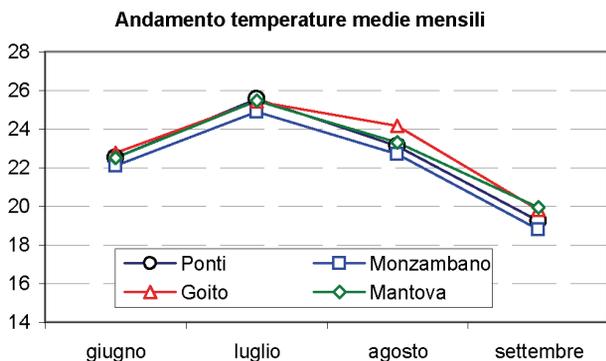


Fig. 6. Grafico delle temperature medie dell'aria (°C) delle stazioni meteorologiche presenti lungo l'asta fluviale (periodo di analisi 2006-2008).

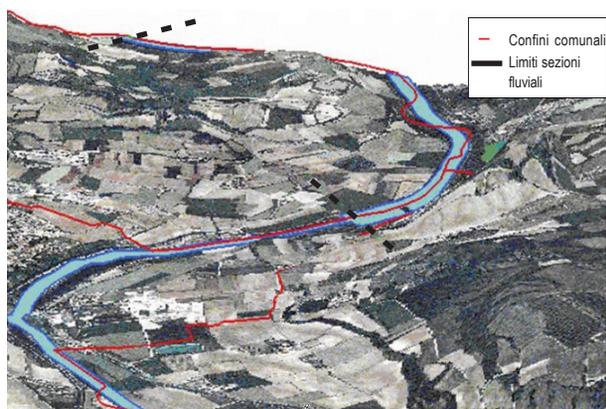


Fig. 7. Drappaggio tridimensionale del tratto 1 Peschiera-Salozze.

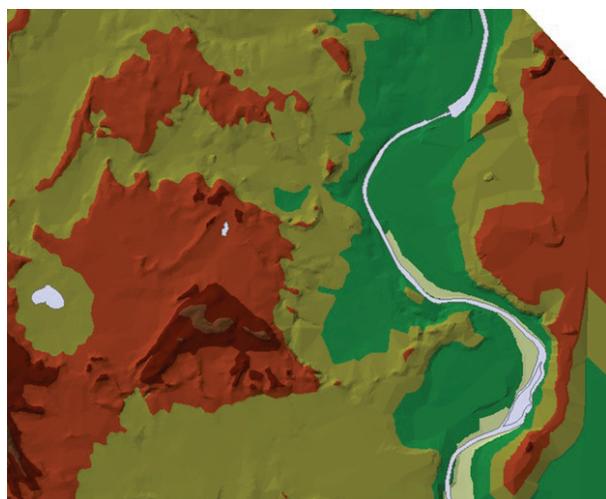


Fig. 8. Nuovo modello tridimensionale (TIN) del fiume con la corretta ricostruzione dell'area veneta.

Simulazioni numeriche: radiazione solare

Il Solar Analyst (FU e RICH, 2000), un'estensione per ArcView-ArcGIS e le successive versioni sviluppate per il programma di ESRI, è un modello in grado di computare l'irraggiamento per una determinata area geografica calcolando l'orientamento delle superfici (esposizione) e gli effetti dell'ombreggiamento partendo da un modello digitale del terreno (Fig. 9). Le formule utilizzate per i calcoli della radiazione solare sono espressioni classiche riportate in letteratura (FU e RICH, 2000).

Per simulare l'effetto di ripristino della vegetazione sono state create nel modello digitale del terreno (DEM) le caratteristiche fluviali utilizzando un'approssimazione delle sezioni reali. Sulle varie sezioni sono state ricostruite digitalmente barriere vegetali di varie altezze ad una distanza di 2 metri dalla riva. Tramite l'estensione GIS Solar Analyst è stata calcolata (Fig. 10) la radiazione estiva incidente sulle varie sezioni individuate per le varie altezze di vegetazione.

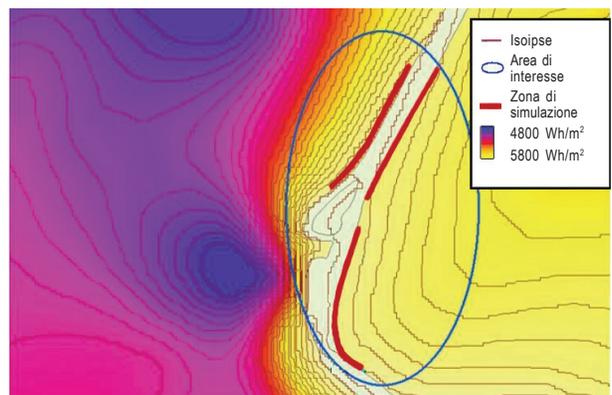


Fig. 9. Analisi con il modello Solar Analyst dell'influenza dell'orografia sul valore della radiazione solare globale giornaliera per il solstizio d'estate (21 giugno).

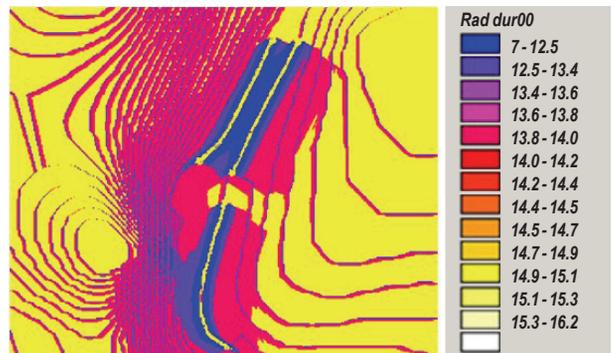


Fig. 10. Elaborazioni con il modello Solar Analyst: durata dell'insolazione diretta nell'area in esame (ore e decimali di ore), simulando un buffer di vegetazione spondale di altezza pari a 20 metri.

Il risultato del modello di calcolo della radiazione solare (Solar Analyst) è il dettaglio della radiazione incidente sui vari tratti per i casi di vegetazione nello sviluppo temporale estivo. Viene riportato (Fig. 11) il confronto tra la vegetazione attuale (scenario attuale) ed il caso di vegetazione ottimale (scenario futuro, presenza di vegetazione di altezza superiore a 15 metri continua per tutto lo sviluppo spondale). Infine è stata calcolata la potenziale riduzione della radiazione solare per il periodo estivo e per le ampiezze fluviali considerate.

Simulazioni numeriche: SSTEMP

Per individuare le escursioni di temperatura legate a potenziali interventi di sistemazione spondale è stato scelto SSTEMP, modello del Geological Survey degli Stati Uniti (BARTHOLOW, 2002).

SSTEMP calcola l'energia scambiata da un'unità di volume d'acqua che transita nel fiume, simulando i vari processi di scambio energetico che determinano cambiamenti di temperatura dell'acqua: la convezione, la conduzione, l'evaporazione, gli scambi di energia con l'interfaccia aria ed il letto fluviale, la radiazione solare diretta.

Il programma richiede in ingresso dati di geometria fluviale, meteorologia e idrologia. In uscita al modello viene calcolata la temperatura media giornaliera dell'acqua a specificate distanze verso valle. Fornisce, inoltre, le stime giornaliere di temperatura massima e minima. Il modello consente anche di analizzare la temperatura in funzione della portata fluviale.

Dati di ingresso al modello:

idrologia

- portata in ingresso ed in uscita al tratto (m3/s)
- temperatura acqua in ingresso (°C)

geometria

- latitudine (°N)
- lunghezza segmento (m)
- quota inizio e fine tratto (m slm)

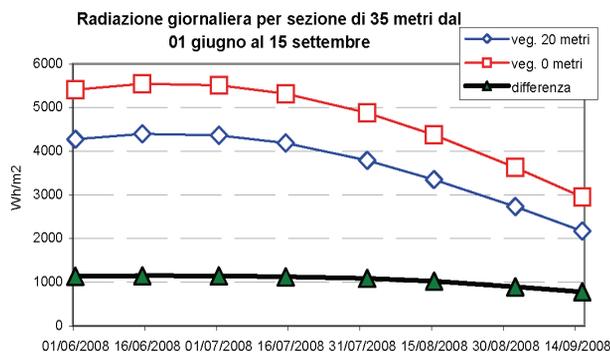


Fig. 11. Elaborazioni con il modello Solar Analyst: confronto dei valori della radiazione solare per gli scenari attuale e futuro.

- coefficiente di Manning
 - coefficienti A e B di correlazione (W)ampiezza
 - (Q)portata (W=A·QB)
- meteorologia*
- temperatura media e massima dell'aria (°C)
 - umidità relativa (%) e velocità vento (m/s)
 - temperatura terreno (°C)
 - gradiente termico (J/m2/s/°C)
 - copertura nuvolosa cielo (%) e radiazione solare incidente sull'alveo (W/m2)

Simulazioni numeriche: QUAL2K

QUAL2Kw, è un'evoluzione di QUAL2K, uno dei programmi più conosciuti ed usati per la modellazione della qualità dell'acqua, sviluppato dall'EPA degli Stati Uniti.

Il modello (Fig. 12) descrive le reazioni chimiche fluviali con espressioni integrate con costanti cinetiche che esprimono le velocità delle reazioni. Per un generico costituente del fluido, QUAL2K esegue un bilancio di massa per ogni elemento i-esimo in forma esplicita secondo la relazione (PELLETIER e CAHPRA, 2008):

$$\frac{dc_i}{dt} = \underbrace{\frac{Q_{i-1}}{V_i} c_{i-1}}_{\text{input da monte}} - \underbrace{\frac{Q_i}{V_i} c_i}_{\text{output a valle}} - \underbrace{\frac{Q_{ab,i}}{V_i} c_i}_{\text{prelievi}} + \underbrace{\frac{E'_{i-1}}{V_i} (c_{i-1} - c_i)}_{\text{ingresso per diffusione}} + \underbrace{\frac{E'_i}{V_i} (c_{i+1} - c_i)}_{\text{uscita per diffusione}} + \underbrace{\frac{W_i}{V_i} + S_i}_{\text{ingressi}}$$

con W_i espresso come:

$$W_i = \sum_{j=1}^{psi} Q_{ps,i,j} c_{ps,i,j} + \sum_{j=1}^{npsi} Q_{nps,i,j} c_{nps,i,j}$$

Dove W_i è la somma delle immissioni, concentrate e distribuite, del componente in esame [g/day], S è la fonte o la dispersione di costituente dovuta alle reazioni ed ai meccanismi di trasferimento di massa [g/m3/day], E' è il coefficiente di dispersione [m3/day], V_i è il volume dell'elemento i-esimo[m3], Q la portata [m3/day].

Una più dettagliata descrizione delle cinetiche che il modello è in grado di considerare è consultabile nel sito (<http://www.ecy.wa.gov/programs/eap/models>).

Effettuando una simulazione del modello con i dati idrochimici reali calcolati in precedenza è possibile, con la funzione di autocalibrazione del software (che sfrutta un algoritmo genetico), impostare in maniera ottimale per ogni mese estivo le costanti cinetiche, approssimando nel modo migliore la dinamica fluviale.

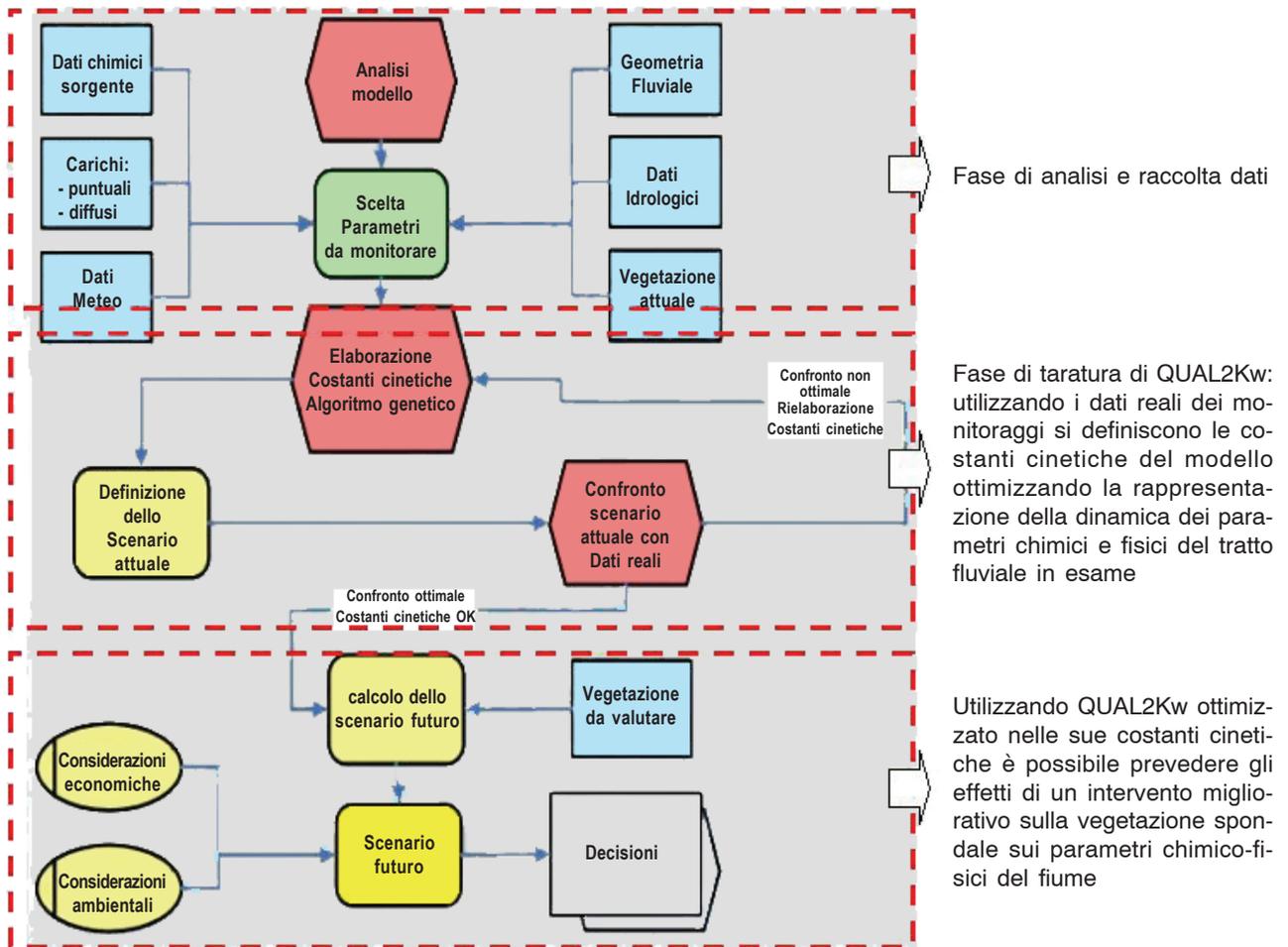


Fig. 12. Schema a blocchi del funzionamento del modello QUAL2Kw.

Individuate le caratteristiche operative delle reazioni fluviali è stato applicato il modello per il periodo estivo e per gli scenari (attuale e futuro) di ombreggiamento individuati, ricavando gli andamenti tipici dei principali parametri chimici e gli effetti sugli stessi delle due configurazioni della vegetazione riparia. In ingresso si utilizzano in questa fase i parametri chimici del monitoraggio ARPA elaborati precedentemente per Peschiera, oltre ai dati di geometria fluviale, idrologia, meteorologia e radiazione solare già calcolati.

RISULTATI E DISCUSSIONE

Modello SSTEMP

In figura 13 e tabella V si confrontano i casi di vegetazione attuale (alberatura ad alto fusto scarsa od assente) e ottimale (alberatura di altezza maggiore di 15 metri presente per tutto lo sviluppo spondale), utilizzando come parametro discriminante i valori di radiazione solare per gli scenari attuale e futuro definiti con le simulazioni effettuate con il Solar Analyst.

Nel grafico viene riportato il tasso di riduzione della temperatura dell'acqua per unità di distanza nel periodo estivo. Si nota visivamente una riduzione sensibile nei tratti 4 e 5 che presentano larghezza della sezione inferiori ai 35 metri. Al contrario la vegetazione risulta di scarsa importanza ai fini delle variazioni della temperatura nei tratti iniziali a causa delle maggiori

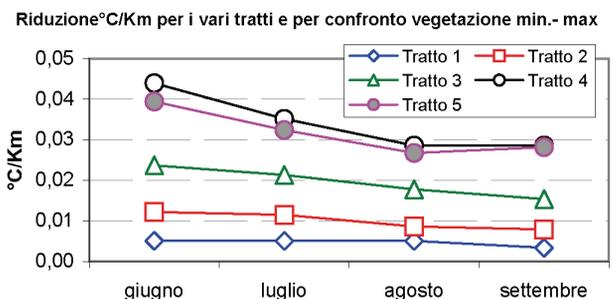


Fig. 13. Elaborazioni modello SSTEMP: confronto scenario attuale e futuro: tasso di riduzione della temperatura per unità di distanza nei diversi tratti per il periodo estivo.

Tab. V. Riduzione di temperatura ($^{\circ}\text{C}$): confronto tra lo scenario attuale e futuro per i singoli tratti fluviali nel periodo estivo ottenuti con il modello SSTEMP.

ΔT	Tratto 1	Tratto 2	Tratto 3	Tratto 4	Tratto 5	Totale ΔT
giugno	- 0,03	- 0,17	- 0,20	- 0,20	- 0,28	- 0,88
luglio	- 0,03	- 0,16	- 0,18	- 0,16	- 0,23	- 0,76
agosto	- 0,03	- 0,12	- 0,15	- 0,13	- 0,19	- 0,62
settembre	- 0,02	- 0,11	- 0,13	- 0,13	- 0,20	- 0,59

dimensioni di sezione fluviale. Si osserva dalle elaborazioni che la radiazione solare incidente sulla superficie fluviale è legata strettamente alla geometria ed all'idrologia fluviale; inoltre la relazione temperatura-radiazione acquista importanza man mano che le dimensioni del corso d'acqua si riducono sia in termini di sezione che di portata.

Il percorso di analisi consente sostanzialmente di determinare una efficace riduzione della temperatura per tipologie di buffer fluviale con le seguenti caratteristiche:

- altezza vegetazione spondale > 10 metri
- larghezza sezione < 40 metri.

Modello QUAL2K

In figura 14 si riporta il confronto effettuato con QUAL2K tra la configurazione di vegetazione attuale e lo scenario futuro (interventi sulla vegetazione riparia).

Il parametro BOD₅ sul quale è stata focalizzata l'attenzione segue spazialmente le riduzioni legate alla temperatura (tratti 4 e 5 i più significativi), ma manifesta un comportamento stagionale diverso: le maggiori riduzioni si riscontrano nel mese di settembre, poi seguono giugno ed agosto e per ultimo il mese più caldo (luglio). In questo caso la cinetica indubbiamente più complessa sembra legata, oltre agli effetti del-

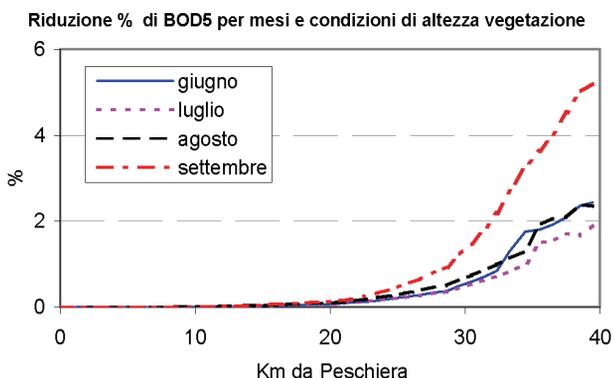


Fig. 14. Elaborazioni modello QUAL2Kw: potenziale riduzione percentuale di BOD₅ lungo l'asta fluviale (periodo estivo) nello scenario con vegetazione ottimale rispetto alla configurazione attuale di vegetazione.

l'ombreggiatura, anche al valore di ingresso della temperatura fluviale (temperatura Peschiera del Garda), che presenta minimi ai mesi estremi e un massimo nel mese di luglio.

Discussione dei risultati ottenuti con i modelli

Il lavoro ha consentito di valutare l'influenza della vegetazione spondale sulla temperatura fluviale e sui principali parametri descrittivi della qualità dell'acqua. È stata evidenziata una influenza significativa della vegetazione spondale limitata ai tratti 4 e 5 per l'importante ruolo giocato dall'ampiezza fluviale sull'ombreggiamento delle rive; in particolare, la temperatura media giornaliera, per effetto di una ottimale vegetazione spondale, può essere ridotta di valori compresi tra i cinque ed i nove decimi di grado mentre l'escursione delle temperature massime può ridursi al massimo di 1,5 $^{\circ}\text{C}$ per il mese di giugno (Tab. V e VI).

La temperatura dell'acqua influenza le reazioni chimiche che avvengono nell'acqua. È noto l'effetto della temperatura sulla solubilità dei gas; altro aspetto da tenere in considerazione è l'influenza nella cinetica delle reazioni di 1° ordine. Per testare quanto la riduzione di temperatura calcolata nel presente lavoro a seguito della presenza di vegetazione spondale possa incidere sulle caratteristiche chimiche del corso d'acqua è stata effettuata un'applicazione del modello QUAL2K al parametro BOD₅. L'affidabilità del modello è stata preventivamente testata confrontandola con i dati di monitoraggio reali. L'esecuzione del modello ha dato come risultato che il parametro BOD₅, per effetto di una vegetazione ottimale, può ridursi di valori compresi tra il 2 ed il 5% nella sezione di Rivalta (Fig. 14).

Tab. VI. Massima riduzione di temperatura in configurazione di vegetazione minima e massima per l'intero corso fluviale, per il periodo estivo per modello QUAL2Kw.

ΔT	ΔT medio	ΔT minimo	ΔT massimo
giugno	- 0,76	- 0,14	- 1,45
luglio	- 0,58	- 0,09	- 1,11
agosto	- 0,49	- 0,09	- 0,96
settembre	- 0,52	- 0,07	- 0,98

Questo valore, sia pure modesto, in ogni caso corrisponde all'incirca al carico in uscita di un impianto di depurazione medio-piccolo (1500-2500 abitanti equivalenti). La risposta ottenuta rappresenta comunque uno spunto per approfondire la correlazione tra temperatura ed idrochimica del fiume.

CONCLUSIONI

L'analisi svolta consente di individuare un percorso di valutazione delle possibili azioni di riqualificazione fluviale per il corso del Mincio tra Peschiera e Rivalta.

Si possono in sostanza:

– individuare le priorità di ricostruzione del buffer di

vegetazione tra fiumi o canali diversi e/o tra diversi tratti fluviali;

- utilizzare la modellistica testata per la valutazione del valore DMV fluviale;
- caratterizzare il territorio e definire la compatibilità delle attività antropiche o di futuri insediamenti con le esigenze ecologiche;
- determinare le specie vegetali più influenti sul parametro temperatura dell'acqua in funzione della loro altezza e densità di chioma;
- valutare l'impatto della manutenzione della vegetazione riparia, individuando i periodi più idonei per gli interventi.

BIBLIOGRAFIA

BARTHOLOW J.M., 2002. *SSTEMP for Windows: The Stream Segment Temperature Model (Version 2.0)*. US Geological Survey computer model and documentation. Available on the Internet at <http://www.fort.usgs.gov/>

CHOW V.T., 1959, *Open-Channel Hydraulics*, Mc Graw Hill.

PELLETIER G.J., CHAPRA S.C., 2008. *QUAL2Kw (version 5.1) A Modeling framework for simulating river and stream water quality*. Washington State Department of Ecology.

FU P., RICH P.M., 2000. *The Solar Analyst 1.0 – User Manual*.

Helios Environmental Modeling Institute.

REGIONE LOMBARDIA, 2006. *Programma di Tutela e Uso delle Acque in Lombardia*. Regione Lombardia, Unità Organizzativa Regolazione del mercato e programmazione (documento sintetico Maggio 2006).

ROUNDS S.A., 2007. *Temperature effects of point sources, riparian shading, and dam operations on the Willamette River, Oregon*. U.S. Geological Survey Scientific Investigations Report 2007-5185, 34 pp.

Statistica applicata al monitoraggio dei dati ambientali: determinazione dei livelli di guardia per parametri chimici significativi

Laura Trada¹, Stefano Buratto²

1 ARPA Piemonte – Dipartimento Provinciale di Vercelli SC13 - SS 13.02 Produzione, via Bruzza 3 – 13100 Vercelli. (l.trada@arpa.piemonte.it)

2 ARPA Piemonte – Area Attività Regionali per l'Indirizzo e il Coordinamento in Materia Ambientale, via Pio VII 9 – 10135 Torino. (s.buratto@arpa.piemonte.it)

INTRODUZIONE

Obiettivo dello studio è la definizione di una metodologia di analisi statistica per la gestione dei dati analitici delle attività di monitoraggio che risponda a un approccio di prevenzione del danno ambientale. In particolare la procedura proposta consente di determinare livelli di guardia per parametri chimici, ovvero valori limite di concentrazione da intendersi come livelli di allarme che, in assenza di impatto, non dovrebbero essere superati.

La metodologia, adattabile a diversi contesti, in funzione delle pressioni ambientali e dei bersagli sensibili, è stata sperimentata su un corpo idrico artificiale, la Roggia del Re, limitrofo alla Palude di San Genuario (VC), Sito di Importanza Comunitaria (SIC) inserito nell'elenco delle Zone di Protezione Speciale (ZPS).

Il controllo della qualità delle acque della roggia rispetto ai livelli di guardia si inserisce all'interno di un più complesso monitoraggio di sorveglianza previsto per SIC al fine di verificare se, e in quale misura, si assista nel tempo ad una variazione degli impatti cumulativi esercitati dalle fonti di pressione, col rischio di pregiudicare le cenosi del SIC. Il monitoraggio di sorveglianza riguarda diverse componenti ambientali: acque superficiali, falda freatica, atmosfera, al-

cune specie faunistiche, e utilizza metodi e procedure differenti per ciascuna componente, in considerazione delle principali pressioni ritenute dannose per le cenosi presenti nel SIC.

Nello specifico, per quanto riguarda la componente acque superficiali, il monitoraggio di sorveglianza riguarda tre canali artificiali che rappresentano fonti di apporto di acqua esterni al SIC (tra i quali la Roggia del Re), e un fontanile interno ad esso.

Considerato che l'obiettivo del lavoro non è l'individuazione della fonte di pressione responsabile di una variazione di concentrazione dei parametri, bensì la messa a punto di uno strumento che evidenzii le loro eventuali variazioni statisticamente significative rispetto alla serie storica di dati pregressi disponibile, vengono presentati i dati relativi alla sola Roggia del Re.

MATERIALI E METODI

L'area di studio

La Palude San Genuario si trova all'interno di una fascia di risorgive che si distribuisce in maniera pressoché continua lungo la Pianura Padana dalle foci dell'Isonzo fino al Cuneese con sviluppo Est-Ovest (MUSCIO, 2001). Il reticolo idrografico interno al SIC è alimentato da fontanili, risorgive e contribuisce ad alimentare il siste-

ma irriguo mescolandosi alla rete di canalizzazioni presente in tutta l'area.

Come ampiamente descritto nel volume "Un piano per la Palude di San Genuario" (ROSSI e MINCIARDI, 2005), la palude costituisce una delle poche interruzioni al continuum agrario della pianura risicola vercellese e rappresenta un fattore di biodiversità ambientale significativo, poiché ospita ambienti di acque correnti e palustri e lembi di bosco planiziale. È uno dei pochi siti a livello nazionale ove nidificano contemporaneamente *Botaurus stellaris* Linnaeus 1758 (il SIC rappresenta l'unico sito di nidificazione regionale), *Ardea purpurea* Linnaeus 1766, *Circus aeruginosus* Linnaeus 1758 e *Ixobrychus minutus* Linnaeus 1766, tutte specie legate ad ambienti di canneto di una certa estensione. È inoltre presente l'habitat "Fiumi delle pianure e montani con vegetazione del *Ranuncion fluitantis* e *Callitricho-Batrachion*" individuato dalla direttiva "Habitat" 92/43/CE, Allegato I "Tipi di habitat naturali di interesse comunitario la cui conservazione richiede la designazione di aree speciali di conservazione".

Le peculiarità del reticolo idrografico e della falda freatica sub superficiale costituiscono elementi di vulnerabilità all'inquinamento degli habitat presenti nel SIC. In

sintesi le principali problematiche sono:

- qualsiasi inquinamento delle acque superficiali influenza anche le acque sotterranee e viceversa, per la stretta connessione tra idrografia superficiale e sotterranea (ROSSI e MINCIARDI, 2005);
- la falda freatica ha una soggiacenza limitata dal piano campagna ed è caratterizzata da una coltre di copertura impermeabile estremamente esigua risultando vulnerabile a sversamenti di sostanze inquinanti sul suolo;
- la prevalente direzione di deflusso dell’acquifero superficiale e dei canali artificiali, Nord/Ovest-Sud/Est, rende il SIC vulnerabile a immissioni di inquinanti effettuate anche dall’esterno, soprattutto nel settore posto a Nord.

La vulnerabilità del sito è accentuata dalla sua collocazione in un territorio fortemente antropizzato: l’uso del suolo è caratterizzato prevalentemente da monocoltura a riso e cereali e da attività zootecniche; nell’estate del 2008, ad 1 Km in direzione Nord, è entrata in funzione una centrale termoelettrica a ciclo combinato alimentata a gas naturale, di 800 MW elettrici di potenza, mentre a circa 3 Km Nord dal SIC è in funzione già da diversi anni una centrale termoelettrica alimentata a gas naturale (Fig. 1).

Gli impianti che utilizzano combustibili fossili generano l’emissione di sostanze inquinanti tra le quali gli ossidi di azoto che, per reazione in atmosfera, originano acido nitrico che può incrementare l’acidificazione delle precipitazioni e delle acque superficiali. Gli ossidi di azoto, in combinazione con l’ammoniaca presente nell’aria (liberata prevalentemente dalle emissioni del comparto zootecnico e dall’utilizzo di fertilizzanti chimici), possono dar luogo

alla formazione di particolato di origine secondaria composto in prevalenza di nitrato d’ammonio, incrementando i carichi di nitrati nel suolo e nei corpi idrici.

Le attività agricole e il comparto zootecnico, attraverso l’uti-

lizzo di fertilizzanti organici e inorganici e le pratiche di concimazione, possono contribuire all’aumento di concentrazione di cloruri, nitrati e solfati nel suolo, in falda (soprattutto se sub-superficiale) e nelle acque superficiali.

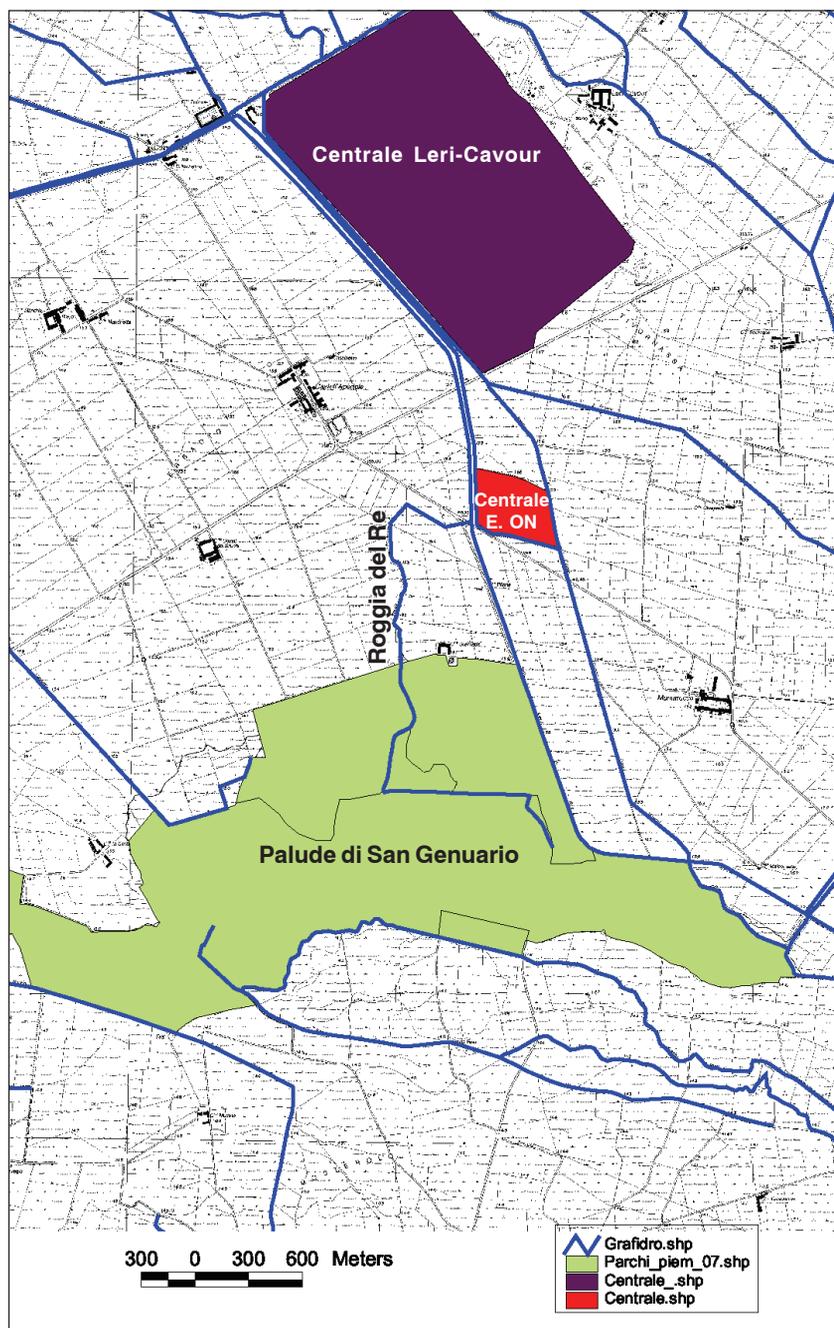


Fig. 1. L’area di interesse (Palude di San Genuario), con la Roggia del Re e il restante reticolo idrografico e l’ubicazione delle centrali termoelettriche.

Metodologia per il calcolo del livello di guardia

I parametri chimici da ricercare nelle acque superficiali, per i quali calcolare i livelli di guardia, sono stati selezionati in considerazione delle fonti di pressione presenti nell'area di interesse che possono concorrere a determinare una variazione dello stato trofico delle acque. In San Genuario sono presenti infatti cenosi sensibili, come le formazioni a canneto, che risentono di fenomeni di eutrofizzazione delle acque (ROSSI e MINCIARDI, 2005).

Ciò considerato, sono stati selezionati per il calcolo dei livelli di guardia i parametri indicatori dello stato trofico delle acque. Sono perciò stati determinati: concentrazione idrogenionica pH (APAT CNR-IRSA metodo 2060 MAN 29/2003); ossigeno disciolto come O_2 (APAT CNR-IRSA metodo 4120 A1 MAN 29/2003); ammoniaca come ione ammonio (APAT CNR-IRSA metodo 4030 A1 MAN 29/2003); nitrati come ione nitrato (metodo UNI 9813:1991); cloruri come ione cloruro (metodo UNI 9813:1991); solfati come ione solfato (metodo UNI 9813:1991); domanda chimica di ossigeno COD come O_2 (ISO 15705:2002).

I campionamenti e le analisi delle acque, svolti con cadenza trimestrale (febbraio-marzo, maggio, agosto, novembre) dal dipartimento provinciale ARPA di Vercelli negli anni 2002-2008, hanno fornito una serie di dati di ampiezza ed estensione temporale sufficiente, che include nella valutazione preliminare i principali effetti stagionali ed è rappresentativa di una variabilità spesso non prevedibile dovuta anche alla regimazione artificiale del canale.

L'analisi statistica è stata svolta per mezzo del software ProUCL v. 4.0 sviluppato dall'Agenzia per

la Protezione Ambientale Americana (EPA) (SINGH e SINGH, 2007). Tale applicativo, nato inizialmente per supportare le procedure di bonifica di siti contaminati, è riconosciuto da Organismi operanti in campo ambientale, tra i quali APAT e ISS, come software utile per l'elaborazione statistica dei dati (APAT-ISS, 2006a; APAT, 2008).

Le fasi che portano alla definizione del livello di guardia per uno specifico parametro sono:

1. raccolta dati e costituzione del set di dati iniziale;
2. esplorazione (statistica) del set di dati iniziale;
3. individuazione dei dati anomali e loro esclusione, onde ottenere il set di dati rappresentativo;
4. individuazione della distribuzione statistica dei dati rappresentativi e calcolo del livello di guardia.

Di seguito sono brevemente descritte le fasi operative elencate.

1. Costituzione del set di dati iniziale

La prima valutazione riguarda l'ampiezza del set di dati che, per una precisione di stima accettabile, deve comprendere almeno 10 dati (APAT-ISS, 2006b; APAT, 2008; SINGH e SINGH, 2007).

2. Esplorazione del set di dati iniziale

Vengono utilizzati alcuni semplici strumenti grafici e numerici:

- statistiche di base: massimo, minimo, media, mediana, valutazione della dispersione e dell'asimmetria della distribuzione;
- grafico della sequenza temporale (*time plot*), fondamentale per l'interpretazione delle variazioni e per la successiva fase di studio dei valori anomali;
- grafico a scatola (*box plot*), nella versione standard, ovvero in funzione dei percentili caratteristici del set di dati (25° percentile, mediana, 75° percentile). In questa

fase è utile soprattutto per valutare la distribuzione numerica delle misure del parametro.

3. Individuazione dei dati anomali e costituzione del set di dati rappresentativo

L'individuazione dei potenziali valori anomali è basata sul grafico *box plot* implementato dal software ProUCL v. 4.0. In sintesi, sono ritenuti potenzialmente anomali i valori:

- superiori alla soglia superiore = 75° percentile + $1,5 \cdot (75^\circ \text{percentile} - 25^\circ \text{percentile})$;
- inferiori alla soglia inferiore = 25° percentile - $1,5 \cdot (75^\circ \text{percentile} - 25^\circ \text{percentile})$.

I dati potenziali anomali vengono successivamente valutati per mezzo del test di Dixon e del test di Rosner, oppure del test di Huber (qualora il set di dati non sia compatibile con una distribuzione normale).

I dati individuati come statisticamente anomali vengono esclusi solo in seguito all'interpretazione coerente e integrata delle rappresentazioni grafiche, dei risultati dei test statistici e delle conoscenze tecnico-scientifiche della situazione ambientale del sito oggetto di studio. L'esclusione degli eventuali dati anomali dal set iniziale fornisce il set di dati rappresentativo.

4. Individuazione della distribuzione statistica e calcolo del livello di guardia

Il livello di guardia viene determinato con i dati del set rappresentativo, calcolando l'estremo superiore dell'intervallo di tolleranza di livello 95%. Tale valore, denominato UTL95%, è l'indicatore statistico che limita superiormente il 95% della popolazione o, in altri termini, quel valore che dovrebbe essere superato con probabilità $p < 5\%$. Pertanto svolge il ruolo natura-

le di valore soglia di allarme. È interessante evidenziare che UTL 95% coincide con l'estremo superiore dell'intervallo di confidenza del 95° percentile e quindi il livello di guardia come individuato risulta una stima cautelativa del 95° percentile della popolazione, secondo le regole della statistica inferenziale.

Il valore UTL è fortemente dipendente dal tipo di distribuzione, che deve essere individuata prima di procedere con il calcolo. Il software ProUCL v. 4.0 riconosce la compatibilità con le distribuzioni Normale, Gamma e Log-normale e consente di calcolare lo specifico valore di UTL. Per la Normalità e la Log-normalità sono disponibili i test di Shapiro-Wilk e di Lilliefors, mentre per le distribuzioni Gamma sono applicati i test di Anderson-Darling e di Kolmogorov-Smirnov. L'esecuzione dei test è corredata dalla presentazione del grafico quantile-quantile (*Q-Q plot*) che consente di individuare i dati anomali, "responsabili" di un cattivo adattamento. Nel caso il software non riconosca alcuna distribuzione, il livello di guardia viene definito con tecniche non parametriche.

RISULTATI

Sono stati individuati i livelli di guardia per i seguenti parametri selezionati come indicatori dello stato trofico delle acque: NH_4^+ , NO_3^- , pH, DO, Cl, SO_4^{--} , COD. Poiché scopo del lavoro è l'illustrazione della procedura, di seguito si espongono, a titolo di esempio, i risultati dell'applicazione al solo parametro chimico nitrati (dei soli campionamenti effettuati sulla Roggia del Re).

1. Costituzione del set di dati iniziale

Il set iniziale, costruito con 4 misurazioni annue (Tab. I), è costi-

tuito da 25 dati poiché questi erano i soli disponibili. Non sono presenti valori espressi come "inferiori al limite di rilevabilità" dello strumento.

2. Esplorazione del set di dati iniziale

Indicatori statistici

La tabella II mostra i valori calcolati dei seguenti indicatori: minimo, massimo, media, mediana, deviazione standard, coefficiente di variazione. Media e mediana presentano valori simili, ad indicare una distribuzione complessivamente simmetrica dei dati. Il valore del coefficiente di variazione ($\text{CV} < 0,3$) indica una bassa dispersione dei dati attorno al valor medio.

Time plot

Il *Time plot* (Fig. 2) evidenzia che le concentrazioni maggiori di ione nitrato corrispondono ai campionamenti invernali: poiché il ca-

Tab. I. Nitrati: set di dati iniziale con le concentrazioni rilevate nel periodo 2002-2008.

progress.	mese-anno	NO_3^- (mg L^{-1})
1	lug-02	2,8
2	ott-02	6,4
3	feb-03	6,4
4	giu-03	4,1
5	ago-03	5,4
6	nov-03	5,9
7	mar-04	10,1
8	giu-04	5,3
9	ago-04	5,4
10	nov-04	5,2
11	mar-05	4,7
12	mag-05	3,3
13	ago-05	4,4
14	nov-05	4,6
15	feb-06	7,3
16	mag-06	5,8
17	giu-06	4,2
18	ago-06	4,4
19	nov-06	6,5
20	feb-07	4,8
21	mag-07	3,6
22	ago-07	4,2
23	nov-07	6,4
24	feb-08	6,5
25	mag-08	5,9

Tab. II. Nitrati ($\text{mg L}^{-1} \text{NO}_3^-$): principali descrittori statistici calcolati sul set di dati iniziale

Minimo	Massimo	Media	Mediana	Dev.st	CV
2,80	10,10	5,34	5,30	1,50	0,28

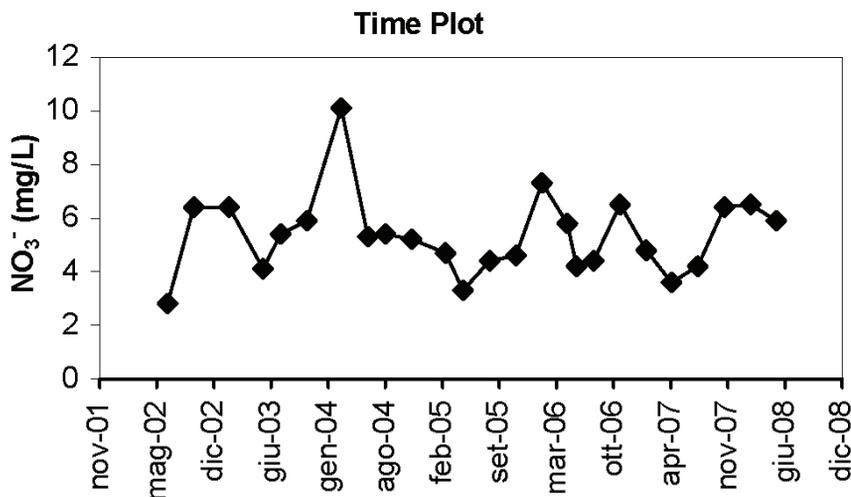


Fig. 2. Nitrati: il *time plot* evidenzia l'andamento oscillante del parametro e l'assenza di un trend costante.

nale, essendo ad uso agricolo, viene artificialmente regimato, è possibile che le oscillazioni del parametro siano correlate al minore volume di acqua presente durante la stagione invernale.

Box plot

Il *box plot* (Fig. 3) evidenzia una distribuzione complessivamente simmetrica dei dati. È presente un valore che, oltrepassando la soglia superiore ($75^{\circ} p. + 1,5 \cdot IQR$), rappresenta un *outlier* (valore raro o potenziale valore anomalo).

3. Individuazione dei dati anomali e costituzione del set di dati rappresentativo

La scelta del test statistico con cui valutare il potenziale valore anomalo dipende dalla distribuzione del set di dati ottenuto escludendo l'*outlier* individuato con il *box plot*. Pertanto è stata svolta la verifica di Normalità utilizzando le funzionalità del software ProUCL v. 4.0 (Fig. 4). Il Test di Shapiro-Wilk indica che la distribuzione dei dati non viola l'ipotesi di Normalità con $\alpha = 5\%$.

Trattandosi di una distribuzione normale, per la valutazione del potenziale valore anomalo è stato possibile utilizzare il Test di Rosner implementato dal software ProUCL v.4.0: il test è stato applicato sul set di dati completo, incluso l'*outlier*, ed evidenzia che 10,1 mg L⁻¹ rappresenta un valore anomalo al livello di significatività del 5%. La decisione di escludere tale valore statisticamente anomalo si deve al fatto che, rispetto alle concentrazioni massime rilevate nei mesi invernali, 10,1 mg L⁻¹ rappresenta l'unica eccezione e può quindi essere ragionevolmente considerato un dato non compatibile. Con l'esclusione del valore anomalo il set di dati rappresentativo risulta costituito da 24 valori.

4. Individuazione della distribuzione statistica e calcolo del livello di guardia

Le modalità di calcolo del livello di guardia con il software ProUCL v. 4.0 dipendono dalla distribuzione del set di dati rappresentativo. Poiché il test di Shapiro-

Wilk sul data set rappresentativo evidenzia che l'ipotesi di Normalità non viene violata, il livello di guardia è stato definito con il software ProUCL v. 4.0 calcolando l'UTL95% con livello di significatività del 5% per una distribuzione normale. Ne risulta una stima del

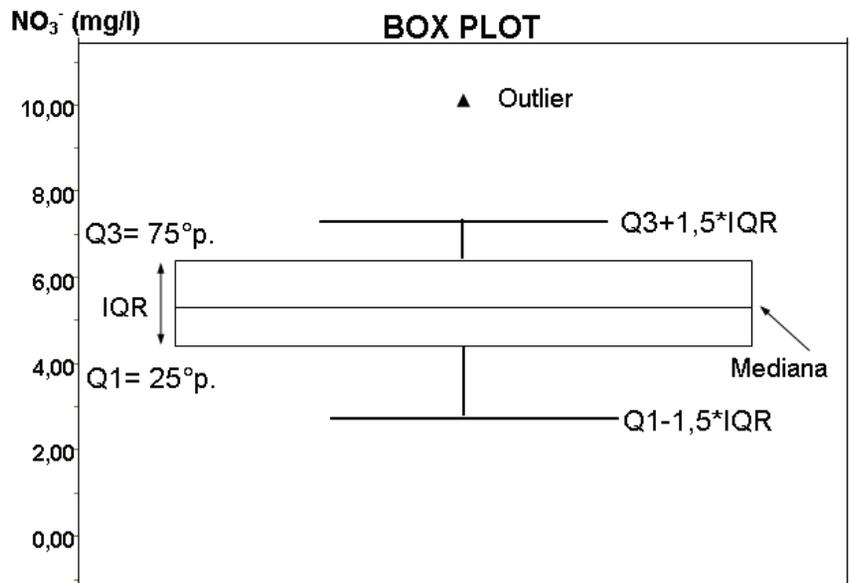


Fig. 3. Nitrati: *box plot* prodotto dal software ProUCL v.4.0. È presente un potenziale valore anomalo (*outlier*) che supera la soglia superiore = $75^{\circ} p. + 1,5 \cdot (75^{\circ} p. - 25^{\circ} p.)$.

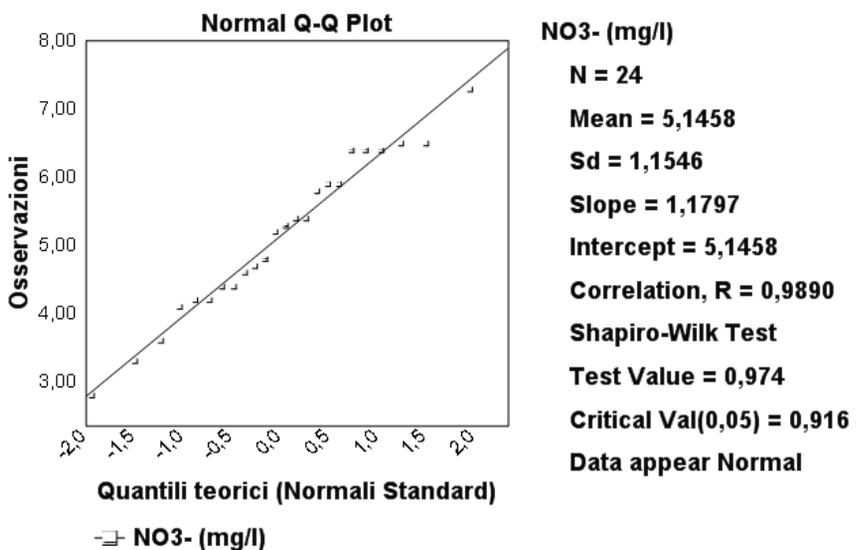


Fig. 4. Nitrati: output del software ProUCL v.4.0. Il Test di Shapiro-Wilk evidenzia che la distribuzione dei dati non viola l'ipotesi di Normalità con $\alpha = 5\%$.

livello di guardia di 7,8 mg L⁻¹.

Ripercorrendo la stessa procedura per ciascuno degli altri parametri analitici sono stati individuati i rispettivi livelli di guardia (Tab. III).

DISCUSSIONE E CONCLUSIONI

Il D.Lgs. n.152/06 e s.m.i., Titolo III, Parte Seconda, indica all'articolo 28 che il monitoraggio: "assicura (...) il controllo sugli impatti significativi sull'ambiente provocati dalle opere (...) anche al fine di individuare tempestivamente gli impatti negativi imprevisti e di con-

sentire all'autorità competente di essere in grado di adottare le opportune misure correttive".

Uno degli obiettivi essenziali dell'attività di monitoraggio è dunque quello di segnalare precocemente il manifestarsi di eventuali emergenze, al fine di rendere possibile un intervento tempestivo evitando lo sviluppo di eventi gravemente compromettenti la qualità ambientale.

A partire da tali premesse si è avvertita l'esigenza di definire un criterio di gestione dei dati analitici delle attività di monitoraggio che

rispondesse ad un approccio di prevenzione del danno. A tale scopo, la procedura illustrata e il software impiegato si sono rivelati uno strumento utile; il futuro monitoraggio dei parametri e il confronto dei risultati con i rispettivi livelli di guardia consentirà, infatti, di seguire l'evoluzione dei parametri controllati e di intervenire tempestivamente, prima che si verifichi un superamento dei limiti di legge o, comunque, un danno all'ecosistema.

Per le future campagne di prelievo sulla Roggia del Re, nell'ambito del monitoraggio di sorveglianza, saranno mantenuti gli stessi mesi, oltre che gli stessi punti di campionamento, in coerenza con i campionamenti svolti in precedenza; è prevista inoltre, contemporaneamente al campionamento delle acque, la misurazione della portata che, assieme alle concentrazioni rilevate, consente di valutare il carico di massa complessivo.

Sebbene il software ProUCL v. 4.0 sia stato sviluppato per supportare le procedure di bonifica di siti contaminati, alcune sue funzionalità, quali quelle esplorative e inerenti la definizione del valore di fondo naturale (o, comunque, dei valori normali), possono essere utilmente impiegate anche nel contesto specifico del monitoraggio ambientale.

In merito al set di dati iniziale, va evidenziato che -pur essendo 25 dati più che sufficienti per l'analisi statistica- per accrescere l'accuratezza dei limiti di guardia individuati è raccomandabile una raccolta dati più consistente. Analogamente, per individuare più precocemente eventuali superamenti dei livelli di guardia, è raccomandabile accrescere la frequenza del monitoraggio di sorveglianza.

Considerato che i livelli di guardia sono stabiliti agli estremi

Tab. III. Roggia del Re: set di dati rappresentativo e stima dei livelli di guardia per i parametri analitici "significativi".

Data mese/anno	Parametro					
	NO ₃ ⁻ mg L ⁻¹	SO ₄ ⁻⁻ mg L ⁻¹	pH	NH ₄ ⁺ mg L ⁻¹	O ₂ mg L ⁻¹	Cl ⁻ mg L ⁻¹
lug-02	2,8	17,6	7,48			6,5
ott-02	6,4	40	7,8		9,11	14,4
feb-03	6,4	38	7,86	0,07	12,89	12,5
giu-03	4,1	34	7,97	0,42*	8,68	13,5
ago-03	5,4	31,5	7,94	0,11	10,52	12,5
nov-03	5,9	65,1	7,76	0,07	7,58	20,6
mar-04	10,1*	49,4	8,02	0,08	11,38	18,5
giu-04	5,3	36,7	7,94	0,12	8,46	10,4
ago-04	5,4	33,8	7,96	0,07	8,42	10,6
nov-04	5,2	45	7,83	0,08	8,59	11,1
mar-05	4,7	43,1	7,77	0,108	10,69	11
mag-05	3,3	39,3	7,7	0,28	9,3	12,4
ago-05	4,4	40,3	7,86	0,06	8,09	10,3
nov-05	4,6	60,8	7,64	0,1	7,42	9,2
feb-06	7,3	56,4	7,78	0,18	10,98	17,2
mag-06	5,8	52,2	7,91	0,28	5,74	16,3
giu-06	4,2	40,4	7,65	0,45 *	9,01	11,2
ago-06	4,4	44,4	7,29*	0,07	6,89	13,4
nov-06	6,5	48,2	7,87	0,08	9,91	12,5
feb-07	4,8	41,6	7,9	0,11	8,86	13,6
mag-07	3,6	32,6	8	<0,05	8,22	11,7
ago-07	4,2	39,5	8	<0,05	6,1	13,3
nov-07	6,4	46,4	8	0,12	10,15	12,3
feb-08	6,5	46,5	7,9	0,08	9,8	14,7
mag-08	5,9	46	8,3	0,09	9,24	13,4
Livello guardia superiore	7,8	63,39	8,24	0,28		19,75
Livello guardia inferiore			7,49		5,17	

* :Valori anomali (esclusi).

dell'intervallo di tolleranza al 95%, di per sé il superamento del livello di guardia di un solo parametro non è necessariamente indice di una contaminazione chimica (dato che il valore istantaneo rilevato potrebbe ricadere nel restante 5%

dell'ambito di variazione normale). Tuttavia il verificarsi del superamento da parte di più parametri contemporaneamente o l'evidenza di un trend rappresenta un campanello d'allarme meritevole di successivi approfondimenti, come l'at-

tivazione di una fase di verifica intensiva con monitoraggi più frequenti congiuntamente ad un monitoraggio biologico delle acque, al fine di accertare l'esistenza e l'entità dell'anomalia e di individuarne le cause.

Bibliografia

APAT-ISS, 2006a. *Protocollo Operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli/metalloidi nei suoli dei siti d'interesse nazionale*. Rev 0. APAT. pp. 5.
 APAT-ISS, 2006b. *Protocollo Operativo per la determinazione dei valori di fondo di metalli/metalloidi nei suoli dei siti d'interesse nazionale*. Appendice 1 - Analisi Statistica. Rev 0. APAT. pp. 15.
 APAT, 2008. *Criteri metodologici per*

l'applicazione dell'analisi assoluta di rischio ai siti contaminati. Rev 2. APAT. pp. 28.
 MUSCIO G., 2001. Aspetti geologici e geomorfologici. In: Minelli A. (eds), *Risorgive e fontanili. Acque sorgenti di pianura dell'Italia settentrionale*. Quaderni habitat n. 2. Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio, Museo Friulano di Storia Naturale, Comune

di Udine. pp. 11.
 ROSSI G.L., MINCIARDI M.R. (eds), 2005. *Un Piano per la Palude di San Genuario. Proposte per la gestione di un Sito Natura 2000*. Diffusioni Grafiche spa, Villanova Monferrato (AL).
 SINGH A., SINGH A.K., 2007. *ProUCL V.4.0 Technical Guide*. EPA/600/R-07/041. pp. 15.

Calcolo su base biologica del deflusso minimo vitale. Il caso del Fiume Taro (Provincia di Parma)

Sara Chiussi*, Antonio Bodini, Cristina Bondavalli, Lorenzo Pattini

Dipartimento di Scienze Ambientali, Università di Parma, Viale Usberti 11/A, 43100 Parma

* Referente per la corrispondenza: sara.chiussi@gmail.com

INTRODUZIONE

La conservazione della risorsa idrica è divenuta, nel corso degli ultimi anni, un tema prioritario. A dimostrazione di ciò la Comunità Europea ha emanato la Direttiva 2000/60/CE, che istituisce un quadro per l'azione comunitaria in materia di acque affrontando i temi della salvaguardia e del ripristino degli assetti ecologici dei fiumi, e specificando azioni volte al raggiungimento di obiettivi di qualità per questi ambienti. In Italia, già con il Decreto Legislativo n. 152 del 11.05.1999 e, successivamente, con il Decreto Legislativo n. 152 del 03.04.2006 "Norme in materia ambientale", sono stati definiti obiettivi di tutela che possono essere così riassunti:

- a) prevenire e ridurre l'inquinamento ed attuare il risanamento dei corpi idrici inquinati;
- b) conseguire il miglioramento dello stato delle acque ed adeguate protezioni di quelle destinate a particolari usi;
- c) perseguire usi sostenibili e durevoli delle risorse idriche, con priorità per quelle potabili;
- d) mantenere la capacità naturale di autodepurazione dei corpi idrici, nonché la capacità di sostenere comunità ambientali e vegetali ampie e ben diversificate;
- e) mitigare gli effetti delle inondazioni e della siccità;
- f) impedire un ulteriore deterioramento, proteggere e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici, degli ecosistemi terrestri e delle zone umide direttamente dipendenti dagli ecosistemi acquatici sotto il profilo del fabbisogno idrico.

Conservazione e ripristino degli ambienti fluviali sono funzionali anche agli obiettivi di un'altra direttiva, precedente alla 2000/60/CE, e cioè la Direttiva Europea 92/43/CEE, conosciuta anche come Direttiva "Habitat", emanata con il fine di proteggere la diversità biologica e gli habitat nei paesi dell'Unione. Diverse specie ittiche che popolano i fiumi italiani compaiono nell'elenco di quelle sottoposte a tutela da questo strumento legislativo. Per esse gli enti predisposti alla loro salvaguardia, come ad esempio i parchi regionali fluviali, laddove sancito dalla loro giurisdizione, sono chiamati a una azione forte di protezione. Tale azione, tuttavia, può essere messa in atto con efficacia soltanto se adeguatamente sostenuta da conoscenze tecnico-scientifiche in grado di coniugare le disposizioni legislative in regolamenti operativi attraverso la definizione di indicatori, parametri e soglie di riferimento oggettivi e riconosciuti.

Tra questi elementi tecnici di riferimento il Deflusso Minimo Vitale (DMV) è considerato fondamentale per la gestione dei corpi idrici superficiali. La forte riduzione della portata in un corso d'acqua comporta una serie di impatti di tipo morfologico, fisico-chimico e biologico: perdita di dinamicità morfologica; alterazione del trasporto solido e dei processi di sedimentazione del particellato; riduzione della capacità autodepurativa del fiume; inibizione della vita bentonica e della riproduzione di alcune specie di pesci (CANDELA *et al.*, 2006). La ridotta disponibilità idrica inoltre incide profondamente sulla qualità dell'ittiofauna, in particolare per le specie più esigenti in fatto di qualità delle acque e di temperature massime (REGIONE EMILIA-ROMAGNA, 2007; LAMOUROUX *et al.*, 1999) e porta a una semplificazione della comunità ittica, in favore delle specie di taglia minore e più resistenti ed impedisce le naturali migrazioni verso monte o verso valle.

Del DMV si occupa in dettaglio il Piano di Tutela delle Acque (P.T.A.) della REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2005) che, oltre al tema della rinnovabilità della risorsa, riprende i principi gestionali del D.Lgs. 152/99 e del D.Lgs. 152/06 e delinea un percorso tecnico e normativo per individuarne i valori per i corsi d'acqua e garantirne il rispetto in alveo. Esplicitato il calcolo della componente idrologica del DMV, cioè quella basata esclusivamente sulle portate caratteristiche del corso d'acqua e sull'ampiezza del bacino interessato, il PTA fissa-

la portata in un corso d'acqua comporta una serie di impatti di tipo morfologico, fisico-chimico e biologico: perdita di dinamicità morfologica; alterazione del trasporto solido e dei processi di sedimentazione del particellato; riduzione della capacità autodepurativa del fiume; inibizione della vita bentonica e della riproduzione di alcune specie di pesci (CANDELA *et al.*, 2006). La ridotta disponibilità idrica inoltre incide profondamente sulla qualità dell'ittiofauna, in particolare per le specie più esigenti in fatto di qualità delle acque e di temperature massime (REGIONE EMILIA-ROMAGNA, 2007; LAMOUROUX *et al.*, 1999) e porta a una semplificazione della comunità ittica, in favore delle specie di taglia minore e più resistenti ed impedisce le naturali migrazioni verso monte o verso valle.

Del DMV si occupa in dettaglio il Piano di Tutela delle Acque (P.T.A.) della REGIONE EMILIA-ROMAGNA (2005) che, oltre al tema della rinnovabilità della risorsa, riprende i principi gestionali del D.Lgs. 152/99 e del D.Lgs. 152/06 e delinea un percorso tecnico e normativo per individuarne i valori per i corsi d'acqua e garantirne il rispetto in alveo. Esplicitato il calcolo della componente idrologica del DMV, cioè quella basata esclusivamente sulle portate caratteristiche del corso d'acqua e sull'ampiezza del bacino interessato, il PTA fissa-

va al 31 dicembre 2008 la data ultima per adeguare tutte le derivazioni al DMV indicato nel piano e al 31 dicembre 2016 l'integrazione dei DMV con l'applicazione di fattori di correzione, se necessari (REGIONE EMILIA-ROMAGNA, 2007).

Il valore del DMV ottenuto sulla base dei soli parametri idrologici, tuttavia, risulta troppo generale e, di conseguenza, poco funzionale per gli scopi per i quali è stato concepito. Inoltre, per un utilizzo finalizzato all'azione di salvaguardia ispirata alla Direttiva Habitat la stima del DMV deve necessariamente contabilizzare le esigenze delle specie ittiche sottoposte a regime di tutela. Da qui la necessità di eseguirne il calcolo tenendo conto sia delle caratteristiche biologico-ecologiche del corso d'acqua sia della sua specificità morfologica.

Questo è il contesto di riferimento per il lavoro qui presentato, che riassume i risultati di una ricerca finalizzata a: 1) proporre un metodo di calcolo del DMV per il caso specifico del fiume Taro (Provincia di Parma); 2) stimare il valore del DMV per questo corso d'acqua in accordo con il metodo proposto. Rendere il calcolo di questo parametro maggiormente rispondente alla specifica realtà in esame, mantenendo tuttavia l'impianto generale del calcolo come proposto in sede di legislazione regionale, rispondeva alla necessità di dotare il Parco Regionale Fluviale del Taro di criteri attendibili a sostegno delle ragioni della tutela della fauna ittica, che l'Ente Parco deve necessariamente perseguire secondo le indicazioni della Direttiva Habitat. Ciò in particolare riguarda l'ambito dei processi autorizzativi per le richieste di prelievo, emungimento e scarico che accompagnano progetti per i quali è necessaria la Valutazione di Incidenza di piani e/o progetti, procedura divenuta

di competenza di questo Ente (Delibera Regionale 1191/2007).

Questa ricerca ha utilizzato il Metodo dei Microhabitat o IFIM, che è una complessa struttura concettuale e analitica creata allo scopo di comprendere e gestire problematiche legate alla variazione dei regimi fluviali dovuta all'azione antropica, con particolare riferimento alle portate dei corsi d'acqua (STALNAKER *et al.*, 1995). Questo metodo si è rivelato utile per risolvere i problemi legati alla distribuzione della risorsa idrica tra i vari usi, includendo tra quelli possibili anche le esigenze degli organismi appartenenti all'ecosistema acquatico (BOVEE *et al.*, 1998). Il PTA della regione Emilia Romagna valuta la componente idrologica del DMV per il Fiume Taro pari a 1,6 m³/s ma la normativa regionale attualmente in vigore riduce tale valore di un terzo. In un contesto così definito qualsiasi valutazione di merito circa le richieste di autorizzazione viene a perdere la sua efficacia, da cui la necessità di strutturare il calcolo del DMV calibrandolo alla specifica realtà del Fiume Taro.

Area di studio

Il Parco Regionale del Fiume Taro (Fig. 1), situato interamente nel territorio della provincia di Parma, si estende per circa 20 km dell'asta fluviale ed è delimitato a sud dal ponte stradale di Fornovo (139 m s.l.m.), a nord da quello di Pontetaro (56 m s.l.m.), ad est dalla Statale della Cisa e ad ovest dall'Autostrada Parma-La Spezia (MARCHIANI, 1998). Nell'areale di competenza del Parco insistono numerose attività antropiche che esercitano una notevole pressione a carico della risorsa idrica. In particolare, la riserva sotterranea è utilizzata principalmente dall'industria agro-alimentare (MARCHIANI, 1998) mentre quella superficiale è prelevata per

uso irriguo mediante due canali: il Canale del Duca in sponda sinistra e il Canale Naviglio Taro in sponda destra (MARCHIANI e ANTONIETTI, 2004). Il Fiume Taro ospita oggi le seguenti specie ittiche di interesse comunitario: *Barbus meridionalis*, *Barbus plebejus*, *Cobitis tenia*, *Chondrostoma genei*, *Leuciscus souffia* (Direttiva 92/43/CEE).

MATERIALI E METODI

Il Metodo dei Microhabitat (IFIM)

L'IFIM permette di valutare l'evoluzione dell'habitat fisico di un tratto di fiume in funzione della sua portata (modello idraulico) e con riferimento a una specie ittica prescelta, collegando un'informazione fisica che descrive l'habitat con una risposta biologica che permette di apprezzarne la qualità (modello biologico) (LORO e MARCHIANI, 1999). La denominazione di Metodo dei Microhabitat deriva dal fatto che l'habitat fisico, cioè l'alveo, è discretizzato in superfici elementari (celle) caratterizzate da valori omogenei di velocità di corrente, profondità dell'acqua e substrato.

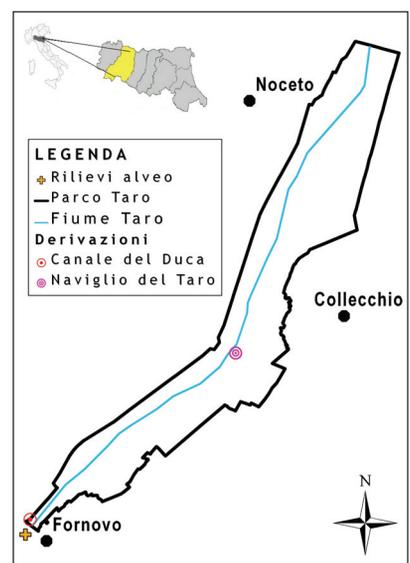


Fig. 1. Localizzazione e caratteristiche principali dell'area di studio.

Per ciascun valore di portata ogni cella presenta un'unica combinazione di velocità di corrente e profondità (MENDUNI *et al.*, 2006).

La parte idraulica ha richiesto alle stazioni di campionamento sia il rilievo topografico dell'alveo sia l'esecuzione secondo protocolli definiti (GINOT *et al.*, 1998) di misure di velocità di corrente e profondità dell'acqua e la rilevazione della composizione granulometrica del substrato. Le stazioni di campionamento sono state scelte in quanto rappresentative delle caratteristiche del tratto del fiume in cui erano collocate e suddivise in senso longitudinale in segmenti omogenei per la pendenza dell'alveo. Per ciascun segmento sono state rilevate profondità, velocità di corrente e tipo di substrato per tutta la lunghezza di un transetto perpendicolare al flusso posizionando un punto di misura lungo tale transetto ad ogni variazione di almeno una delle tre grandezze. Queste misure sono state poi estrapolate da una parte all'altra del transetto fino ai limiti del segmento, a definire una cella elementare. Mediante simulazione, a partire dal dato idraulico e topografico, il modello calcola per ogni cella elementare i valori delle tre variabili al variare delle portate (POUILLY *et al.*, 1995).

Il modello biologico basa il suo funzionamento sulle informazioni contenute nelle curve di idoneità. Esse costituiscono l'elemento fondamentale per la definizione dell'habitat favorevole alla sopravvivenza e alla riproduzione della specie ittica presa in esame. Tali curve consentono di stimare l'area necessaria affinché una determinata specie ittica possa svolgere le sue funzioni vitali. Le curve di idoneità sono rappresentate in un sistema cartesiano nel quale l'ascissa e l'ordinata riportano rispettivamente la variabile ambientale e il grado di

idoneità, rispetto a quest'ultima, della specie cui la curva si riferisce. L'idoneità viene espressa in un intervallo compreso fra 0 e 1 (MENDUNI *et al.*, 2006). In questo studio sono state utilizzate le curve di idoneità per le specie presenti nel Fiume Taro e oggetto di protezione come stabilito dalla legislazione Europea (Direttiva Habitat) e cioè: *Barbus plebejus* (barbo), giovani, adulti e stadio riproduttivo (RAMBALDI *et al.*, 1997), *Chondrostoma genei* (lasca), giovani e adulti, e *Leuciscus souffia* (vairone), giovani e adulti (BICCHI *et al.*, 2006). In figura 2 vengono riportate, a titolo di esempio, le curve di idoneità per la lasca.

Per ciascuna cella viene calcolato il valore dell'habitat tramite la combinazione dei valori d'idoneità associati ad ognuna delle variabili del microhabitat utilizzando le curve di idoneità, solitamente per una specie di riferimento. La media di queste combinazioni rappresenta il valore d'habitat del trat-

to di corso d'acqua (espresso in valori compresi tra 0 e 1). Moltiplicato per la superficie del tratto di corso d'acqua in esame, il valore d'habitat permette di ottenere l'Area Disponibile Ponderata (ADP) (LAMOUROX e CAPRA, 2002). L'Area Disponibile Ponderata descrive come varia la disponibilità di habitat nel tratto di fiume considerato per quella determinata specie al variare della portata, disponibilità che si esprime attraverso una frazione della superficie bagnata. In pratica dice quanta della superficie bagnata presenta le caratteristiche per accogliere la specie in esame.

La parte idraulica e quella biologica sono state accoppiate mediante il software EVHA 2.0 (Evaluation de l'Habitat physique des poissons en rivère, GINOT *et al.*, 1998), prodotto dall'Istituto Cemagref di Lione - Divisione di Biologia degli Ecosistemi Acquatici e liberamente scaricabile dal suo sito web. Immettendo in input le quote dei rilievi topografici dell'alveo e i

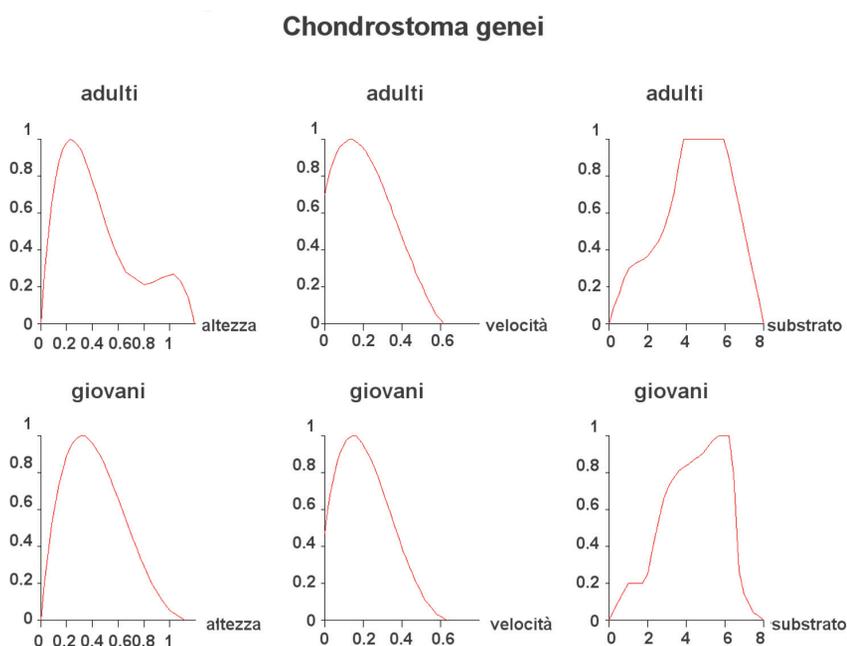


Fig. 2. Curve di idoneità per gli individui adulti e giovani di lasca (*Chondrostoma genei*) (BICCHI *et al.*, 2006).

dati delle misure idrauliche il software è in grado di simulare, entro un intervallo di portate stabilito dall'utente, le modificazioni indotte nel microhabitat dalle variazioni di portata; per ciascuna portata dell'intervallo di simulazione esso può quindi associare alle componenti del microhabitat le informazioni contenute nella curva di idoneità, restituendo in output la curva "ADP-Portata" per la specifica componente biologica (Fig. 3).

I campionamenti sono stati effettuati in corrispondenza di due sezioni, denominate "Confluenza", situata a monte delle più importanti derivazioni a scopo irriguo, e "Guado", collocata a valle delle medesime (Fig. 1). I risultati presentati in questo articolo fanno riferimento alla prima delle due, in quanto maggiormente rappresentativa della situazione normale per il fiume. In parallelo è stata condotta con cadenza mensile anche una campagna di monitoraggio della fauna ittica, i cui risultati non sono riportati qui per brevità, al fine di svolgere un'indagine qualitativa riguardante la presenza-assenza delle specie ai diversi stadi di accrescimento nei mesi del periodo di studio.

RISULTATI

Per ciascuna delle specie ittiche considerate, ai vari stadi di accrescimento, è stata ricavata una curva ADP-Portata. Gli output sono stati interpretati qualitativamente (GINOT *et al.*, 1998), come esemplificato in Fig. 3 per la lasca. Su ciascuna curva (stadio di una specie) sono stati individuati tre valori di portata definiti come:

1. ADP Ottimale (GINOT *et al.*, 1998);
2. Soglia d'Accrescimento del Rischio, di seguito indicata con SAR (GINOT *et al.*, 1998);
3. Livello d'Allarme, di seguito

indicato con LA.

L'ADP Ottimale corrisponde al punto di massimo della curva. L'ascissa corrispondente esprime il valore del parametro di riferimento, la portata, al quale corrispondono le migliori condizioni che l'habitat fisico può offrire alla specie nel tratto considerato. La SAR è identificata dal punto sulla curva cui corrisponde un brusco cambio di pendenza, e rappresenta la portata al di sotto della quale ciascun ulteriore calo di portata comporta un evidente e marcato crollo di ADP. Va sottolineato che la SAR non è un valore di portata che garantisce lo sviluppo armonioso

della popolazione bensì un valore al di sotto del quale si mette in pericolo la sopravvivenza della specie (GINOT *et al.*, 1998).

Il LA è un valore che si introduce qui per la prima volta e identifica un confine tra due zone: quella in cui le portate garantiscono condizioni di vita complessivamente buone per la specie e quella le cui portate sono associabili a condizioni non ottimali e in via di peggioramento fino a diventare critiche. Il LA è un punto della curva, solitamente intermedio rispetto ai precedenti, da intendersi come una sorta di anticipazione del rischio. Il suo valore è definito dal punto in

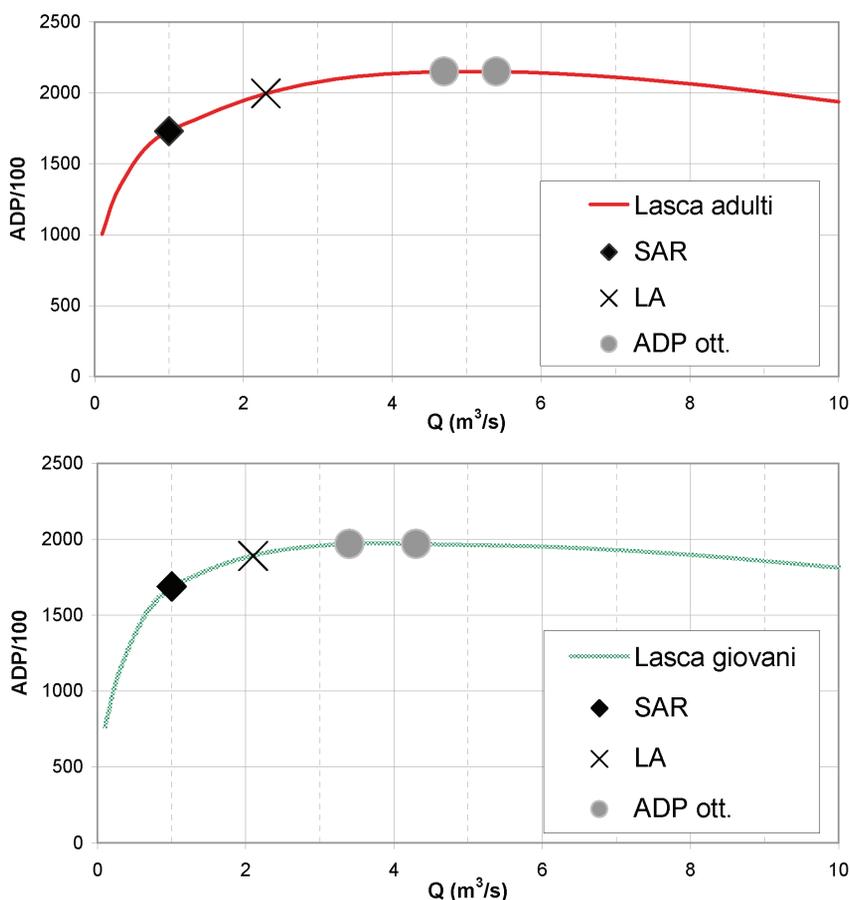


Fig. 3. Curve di ADP/100m in funzione della portata per la lasca. L'ADP/100m identifica la quantità di habitat disponibile per una certa specie e stadio vitale su un tratto di fiume di lunghezza pari a 100m (GINOT *et al.*, 1998). ADP= Area Disponibile Ponderata; SAR= Soglia d'Accrescimento del Rischio; LA= Livello d'Allarme; ADP ott.= ADP ottimale.

corrispondenza del quale la pendenza della curva ADP-Portata inizia a modificarsi per arrivare infine al valore SAR. Al LA si associa quindi un valore di portata che segnala la transizione tra una zona e l'altra della curva, e richiede, pertanto, che si presti particolare attenzione ad ulteriori decrementi della portata. Questo valore può avere implicazioni gestionali diverse in funzione della sua collocazione sulla curva rispetto alle altre due misure e dell'ampiezza dell'intervallo compreso tra esso e quello di SAR. Il LA conferisce alla descrizione della curva una maggiore funzionalità ma va detto che esso non deriva da fondamenti ecologici (nel senso che non ci sono evidenze di conseguenze ecologiche e ambientali legate a deflussi inferiori ad esso) ma può essere importante come elemento diagnostico in quanto anticipa la zona della curva laddove le condizioni diventano effettivamente critiche.

In tabella I sono riportati i valori di portata corrispondenti ad ADP Ottimale, LA e SAR per tutte le componenti biologiche esaminate, secondo i rilievi effettuati alla stazione denominata "Confluenza".

Al fine di confrontare le informazioni contenute nelle diverse curve ADP-Portata ed ottenere un prospetto indicativo degli effetti complessivi dei decrementi di portata per la conservazione delle specie ittiche è stato utilizzato un indice dato dal rapporto tra ADP e ADP Ottimale. Definibile come Indice di Accoglienza (I_a), questo rapporto stabilisce il livello massimo di accoglienza che l'ambiente, nel tratto di fiume in esame, può offrire al pesce ad una data portata. Mentre ADP Ottimale, SAR e LA corrispondono a cambi di pendenza della curva e rappresentano portate critiche, l' I_a quantifica per ogni punto

della curva (cioè per ogni portata) il massimo sfruttamento delle potenzialità del tratto di fiume. La forma delle curve dell'Indice di Ac-

coglienza è sostanzialmente uguale a quella delle curve dell'ADP corrispondente. La figura. 4 riporta a titolo di esempio la curva dell'In-

Tab. I. Fiume Taro, stazione "Confluenza". Sintesi delle portate critiche per la sopravvivenza e per la gestione di tutte le componenti biologiche esaminate.

Stadio vitale e specie	Portate (m^3/s) corrispondenti a:		
	ADP ottimale	Livello d'Allarme	Soglia d'Accrescimento del Rischio
Giovani			
Lasca	3,4 - 4,3 m^3/s	2,1 m^3/s	1 m^3/s
Vairone	2,9 - 3,4 m^3/s	2,9 m^3/s	1,8 m^3/s
Barbo	0,7 - 0,8 m^3/s	0,7 m^3/s	0,7 m^3/s
Adulti			
Lasca	4,7 - 5,4 m^3/s	2,3 m^3/s	1 m^3/s
Vairone	2,3 - 2,7 m^3/s	2,3 m^3/s	1,8 m^3/s
Barbo	-	-	2,6 m^3/s
Stadio riproduttivo			
Barbo	-	-	2,6 m^3/s

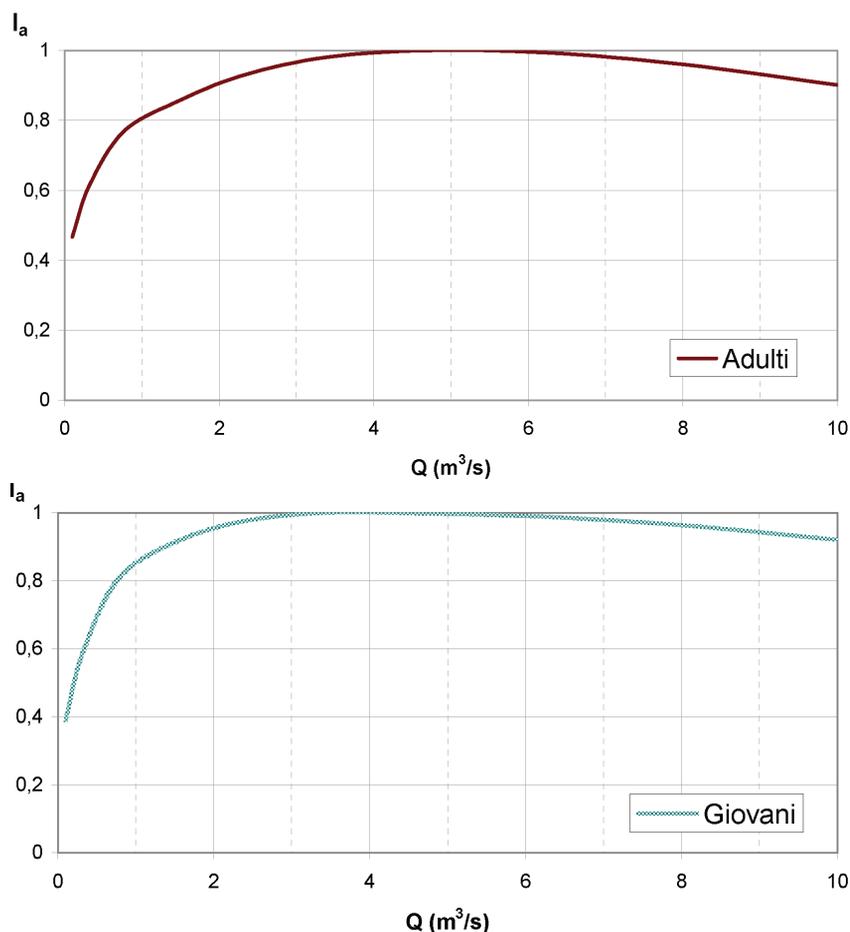


Fig. 4. Curve dell'Indice di Accoglienza (I_a) in funzione della portata per la lasca.

dice di Accoglienza per la lasca.

Per rendere maggiormente fruibili le informazioni contenute nell'Indice di Accoglienza i suoi valori sono stati suddivisi in classi come esplicitato in tabella II. L'ampiezza delle classi è stata definita utilizzando le indicazioni emerse dal Metodo dei Microhabitat.

Applicando l'Indice di Accoglienza a tutte le componenti biologiche sono stati ottenuti i risultati che sono riassunti nelle Tab. III, IV e V. Ciascuna tabella è dedicata a una specie e riporta i valori di portata cui corrispondono le varie classi di accoglienza.

Nel caso del barbo (Tab. V) non è stato possibile un calcolo completo dell'Ia. Ciò dipende dal fatto che questo indice si può derivare solamente qualora l'andamento della curva dell'ADP individui chiaramente un massimo entro l'intervallo di simulazione. Per il barbo, in entrambi gli stadi considerati (riproduttivo e adulto) l'Indice di Accoglienza cresce in maniera continua all'aumentare della portata. Per queste curve, quindi, l'analisi va limitata all'individuazione della SAR.

Combinando l'informazione relativa alla presenza-assenza delle specie ittiche ai diversi stadi di crescita nel periodo di indagine maggio-agosto, e i valori ottenuti dalle curve ADP-Portata è stato possibile individuare un deflusso minimo di sopravvivenza per tutta la comunità, definito chiaramente dalla componente più sensibile. Questa informazione è riassunta in tabella VI.

Tab. II. Scala qualitativa dell'Indice di Accoglienza (Ia).

Ia	Accoglienza
< 0,30	Molto scarso
0,30 ÷ 0,50	Scarso
0,50 ÷ 0,70	Sufficiente
0,70 ÷ 1,00	Buono
1,00	Ottimo

DISCUSSIONE

I risultati esposti fanno perno essenzialmente su due punti fondamentali.

1) Indipendentemente dal valore dell'Indice di Accoglienza, la portata minima da considerare come obiettivo irrinunciabile per ciascun caso esaminato è rappresentato dalla Soglia d'Accrescimento del Rischio. Tale soglia è specifica per ciascuna specie. L'Indice di Accoglienza è importante per intersecare le esigenze delle diverse specie tenendo presente che, nella gestione del deflusso, è auspicabile che vengano mantenute condizioni tali per cui l'accoglienza del corso d'acqua debba considerarsi buona.

2) I risultati sono stati utilizzati per identificare sia un obiettivo minimo, al di sotto del quale è reale il

rischio di estinzione locale per alcune specie, da considerarsi quindi come una soglia di criticità piuttosto che una soglia di sicurezza, sia un obiettivo vero e proprio di tutela e non di mera sopravvivenza, sostanzialmente diverso dalla precedente soglia di criticità.

Per il Fiume Taro a Fornovo, l'obiettivo minimo in termini di sopravvivenza è determinato dai valori risultati per il barbo. La soglia di criticità è infatti rappresentata durante tutto il periodo dalla SAR degli individui adulti e nel periodo riproduttivo di questa specie (2,6 m³/s). Raggiunta questa portata il fiume dovrebbe garantire la sopravvivenza a giovani e adulti di tutte le specie. Poiché questo valore di deflusso costituisce una soglia di criticità, per tutelare opportunamen-

Tab. III. Fiume Taro. Attribuzione delle classi qualitative dell'Indice di Accoglienza per la lasca.

Ia	Accoglienza	Q (m ³ /s) Adulti	Q (m ³ /s) Giovani
< 0,30	Molto scarso	-	-
0,30 ÷ 0,50	Scarso	Fino a 0,15	Fino a 0,20
0,50 ÷ 0,70	Sufficiente	0,15 ÷ 0,50	0,20 ÷ 0,50
0,70 ÷ 1,00	Buono	0,50 ÷ 4,70	0,50 ÷ 3,40
1,00	Ottimo	4,70 ÷ 5,40	3,40 ÷ 4,30

Tab. IV. Fiume Taro. Attribuzione delle classi qualitative dell'Indice di Accoglienza per il vairone.

Ia	Accoglienza	Q (m ³ /s) Adulti	Q (m ³ /s) Giovani
< 0,30	Molto scarso	Fino a 0,25	Fino a 0,25
0,30 ÷ 0,50	Scarso	0,25 ÷ 0,45	0,25 ÷ 0,45
0,50 ÷ 0,70	Sufficiente	0,45 ÷ 0,70	0,45 ÷ 0,80
0,70 ÷ 1,00	Buono	0,70 ÷ 2,30	0,80 ÷ 2,70
1,00	Ottimo	2,30 ÷ 2,70	2,90 ÷ 3,40

Tab. V. Fiume Taro. Attribuzione delle classi qualitative dell'Indice di Accoglienza per il barbo.

Ia	Accoglienza	Q (m ³ /s) Giovani
< 0,30	Molto scarso	-
0,30 ÷ 0,50	Scarso	-
0,50 ÷ 0,70	Sufficiente	-
0,70 ÷ 1,00	Buono	Fino a 0,70
1,00	Ottimo	0,70 - 0,80

te gli esemplari di barbo in riproduzione appare più ragionevole mantenersi al di sopra di tale soglia, una ipotesi da avanzare con cautela in considerazione del fatto che la forma della curva, sempre crescente all'aumentare della portata, non permette di definire dei riferimenti precisi a riguardo.

Una valutazione dei risultati su base mensile consente di allesti-

re un quadro interpretativo di dettaglio.

Maggio. Si registra in questo mese la presenza degli individui adulti di tutte le specie e tutte sono in riproduzione. L'obiettivo minimo è di 2,6 m³/s pari al valore della SAR per il barbo, che risulta, di conseguenza, la specie più sensibile e che impone il limite inferiore alla portata da mantenere nel cor-

so d'acqua. Questo valore si trova entro la zona di ottimo per il vairone e al di sopra del Livello d'Allarme per la lasca. Ciò che è possibile affermare è che un ulteriore miglioramento si avrebbe raggiungendo l'optimum per gli adulti di lasca, cioè a 4,7 m³/s, portata che è di norma superata nel mese di maggio, per il quale il quadro complessivo non è risultato estremamente critico.

Giugno. Sono presenti gli adulti di tutte le specie e tutte le specie sono in riproduzione. Compagnano i giovani di lasca. Per questi ultimi il rispetto dell'obiettivo minimo di 2,6 m³/s permette di mantenersi al di sopra non solo della SAR ma anche del Livello d'Allarme. Allontanandosi dall'obiettivo minimo il primo miglioramento significativo si potrebbe registrare a portate pari a 3,4 m³/s in modo tale da offrire condizioni ottimali ai giovani di lasca. Tali condizioni a questa portata non sarebbero invece più garantite agli adulti di lasca ma grazie all'Ia è possibile riscontrare che la qualità dell'accoglienza offerta dall'alveo a questi individui rimarrebbe buona. La presenza dei giovani di lasca permette dunque di identificare un obiettivo meno esigente all'incirca in corrispondenza dell'entrata nel periodo di maggiore stress (periodo irriguo).

Luglio. Sono presenti gli adulti di tutte le specie e tutte nel corso del mese giungono al termine del periodo di riproduzione. Ai giovani di lasca si aggiungono i giovani di barbo. Come si può osservare dalla tabella VI, quest'ultima è la componente meno esigente e lascia dunque invariate le richieste di portata minima, stabilita dal valore della SAR del barbo.

Agosto. Il periodo riproduttivo è terminato. Si registra la presenza di individui adulti di tutte le specie e la comparsa dei giovani di vairone. Alla stregua del ragionamento

Tab. VI. Fiume Taro. Deflussi critici per componente biologica per mese alla stazione "Confluenza" modulati in relazione alla struttura mensile delle popolazioni. Le caselle ombreggiate identificano la presenza della componente indicata in riga nel mese indicato in colonna.

Soglia d'Accrescimento del Rischio (m ³ /s)				
Componente biologica	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto
Lasca Giovani		1	1	1
Lasca Adulti	1	1	1	1
Lasca Riproduttivo	\	\		
Vairone Giovani				1,8
Vairone Adulti	1,8	1,8	1,8	1,8
Vairone Riproduttivo	\	\	\	
Barbo Giovani			0,7	0,7
Barbo Adulti	2,6	2,6	2,6	2,6
Barbo Riproduttivo	2,6	2,6	2,6	
Livello d'Allarme (m ³ /s)				
Componente biologica	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto
Lasca Giovani		2,1	2,1	2,1
Lasca Adulti	2,3	2,3	2,3	2,3
Lasca Riproduttivo	\	\		
Vairone Giovani				2,9
Vairone Adulti	2,3	2,3	2,3	2,3
Vairone Riproduttivo	\	\	\	
Barbo Giovani			0,7	0,7
Barbo Adulti	\	\	\	\
Barbo Riproduttivo	\	\	\	
Optimum (m ³ /s)				
Componente biologica	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto
Lasca Giovani		3,4 - 4,3	3,4 - 4,3	3,4 - 4,3
Lasca Adulti	4,7 - 5,4	4,7 - 5,4	4,7 - 5,4	4,7 - 5,4
Lasca Riproduttivo	\	\		
Vairone Giovani				2,9 - 3,4
Vairone Adulti	2,3 - 2,7	2,3 - 2,7	2,3 - 2,7	2,3 - 2,7
Vairone Riproduttivo	\	\	\	
Barbo Giovani			0,7 - 0,8	0,7 - 0,8
Barbo Adulti	\	\	\	\
Barbo Riproduttivo	\	\	\	

seguito nel mese di giugno per la comparsa dei giovani di lasca, si può affermare che il primo miglioramento significativo allontanandosi dall'obiettivo minimo si registra ad un deflusso pari a 2,9 m³/s. Ad agosto il fiume è in periodo di magra e le popolazioni si trovano già naturalmente sottoposte a stress idrico. Dall'analisi degli idrogrammi appare molto difficile riuscire a mantenere deflussi di questa entità; tuttavia l'obiettivo minimo di 2,6 m³/s costituisce un valore di riferimento che assicura le condizioni necessarie al mantenimento della comunità ittica e alla sua ricchezza in specie.

L'obiettivo minimo e il deflusso corrispondente al primo miglioramento significativo permettono di individuare il quadro dei deflussi critici modulati per mese. Tale quadro è riportato in tabella VII: l'obiettivo minimo è definito Soglia di Criticità; allontanandosi da questa soglia si identifica invece il Deflusso Vitale.

I deflussi così individuati sono stati confrontati con le curve di durata del Fiume Taro a Fornovo costruite a partire dalla serie storica di dati dal 2001 al 2006 (quest'ultimo fino a novembre). Le curve di durata specificano il numero di giorni dell'anno in cui un certo valore di portata è stato uguagliato o superato: tale numero è ottenuto dal diagramma cronologico delle portate riportando i valori delle Q in ordine decrescente (frequenza cumulata di superamento). I risultati sono esposti in tabella VIII, nella quale sono considerati tre scenari: uno riferito all'anno 2003, particolarmente siccitoso nell'ambito delle serie storica disponibile, un altro per il 2002, in cui le precipitazioni erano state abbondanti e un anno medio calcolato tra i rimanenti (una curva di durata può essere calcolata anche per la media giornaliera degli anni

Tab. VII. Sintesi dei deflussi critici per mese.

	Maggio	Giugno	Luglio	Agosto
Deflusso vitale	4,7 m ³ /s	3,4 m ³ /s	3,4 m ³ /s	2,9 m ³ /s
Soglia di criticità	2,6 m ³ /s			

Tab. VIII. Interpretazione dei deflussi critici tramite le curve di durata: ogni valore di deflusso critico è confrontato con le curve di durata per tre scenari (si veda il testo per la spiegazione). In ogni casella è dato il numero di giorni per i quali il regime del Fiume Taro garantisce, alla stazione di riferimento, un valore di portata uguale o superiore a quello critico.

Deflussi critici	2002	2003	Anno medio 2001, 2004, 2005, 2006
1,6 m ³ /s	-	Q ₂₈₂	-
2,6 m ³ /s	-	Q ₂₅₁	Q ₃₄₈
2,9 m ³ /s	Q ₃₆₂	Q ₂₄₅	Q ₃₃₅
3,4 m ³ /s	Q ₃₄₀	Q ₂₃₆	Q ₃₀₅
4,7 m ³ /s	Q ₃₁₃	Q ₂₁₉	Q ₂₉₂

di osservazione). Il confronto, basato su dati pregressi, fornisce indicazioni su quali aspetti di criticità sarebbero emersi nel periodo considerato (2001-2006) se i valori dei deflussi critici scaturiti da questa indagine fossero usati come valori di riferimento.

Dalla tabella VIII emerge che difficilmente il regime idrologico del Fiume Taro poteva garantire i valori dei deflussi critici per tutto l'arco dell'anno. Se per un anno piovoso quale si è rivelato il 2002 questa inadeguatezza era minimale, la criticità aumentava in maniera consistente nel 2003. Nell'anno medio, comunque, il numero di giorni per i quali non erano garantiti i deflussi critici era comunque non trascurabile.

Il barbo allo stadio riproduttivo costituisce la componente biologica più vulnerabile tra quelle esaminate. Va comunque sottolineato che la discretizzazione del tratto fluviale tramite transetti non è ottimizzata per descrivere la ripartizione locale delle zone di frega. Per questo stadio vitale i valori di ADP possono facilmente presentarsi molto deboli ma, d'altra parte, la scala

spaziale di selezione degli habitat di riproduzione è superiore a quella di una stazione di studio. Le conclusioni a riguardo dovrebbero dunque essere accompagnate da una mappatura delle potenziali zone di riproduzione sulla stazione di studio e sul tratto di fiume considerato (POUILLY *et al.*, 1995).

Le informazioni ottenute dalle curve ADP-Portata riguardano le singole componenti biologiche. Secondo l'ipotesi semplificatrice iniziale su cui si basa la metodologia applicata, la consistenza effettiva di una popolazione di pesci deve essere direttamente correlata con la qualità dell'habitat (POUILLY e SOUCHON, 1995) e, dunque, le condizioni fisiche dell'habitat contribuiscono a determinare la struttura delle popolazioni (SCHLOSSER, 1982; BAIN *et al.*, 1988). Secondo BOVEE (1988) il fattore habitat è necessario ma non sufficiente a spiegare lo sviluppo di una determinata popolazione. Bisogna infatti tenere presenti altri fattori quali le risorse nutritive, la disponibilità di ripari e rifugi, la disponibilità e distribuzione di zone adatte alla riproduzione, le fluttuazioni nel flusso, la qualità dell'acqua nonché

le interazioni biologiche di competizione, predazione e parassitismo (GARCIA DE JALON e GORTAZAR, 2007). Purtroppo la molteplicità delle specie, degli stadi di sviluppo e dei fattori che influenzano la scelta del microhabitat limitano l'efficacia dell'applicazione di curve di idoneità monovariate ed anche l'utilizzo di molteplici curve non è in grado di tradurre questa complessità (POUILLY e SOUCHON, 1995). Nel presente lavoro vengono utilizzate le curve di preferenza di diverse specie al fine di avere un quadro il più completo possibile delle esigenze delle singole componenti della comunità ittica. Si è compiuto uno sforzo interpretativo verso un risultato che tenesse conto di tutta la comunità ittica. Per fare questo, da un lato sono state considerate le modificazioni stagionali della struttura della comunità, dall'altro si è rilevata la necessità di confrontare le informazioni contenute nelle diverse curve ADP-Portata trasformandole in indicazioni atte ad illustrare in maniera schematica e semplice gli effetti dei decrementi di portata sulla conservazione delle specie ittiche.

CONCLUSIONI

Lo studio qui presentato consente di avanzare l'ipotesi che il valore di DMV rappresentato dalla sola componente idrologica calcolata secondo la formula dell'Autorità di Bacino per il Po ($1,6 \text{ m}^3/\text{s}$) non è tutelante nei confronti di alcuna delle specie presenti nel Fiume Taro.

La curva di durata dell'Anno Medio, inoltre, mostra che non è raro che il fiume presenti deflussi superiori ai $2,6 \text{ m}^3/\text{s}$ anche in estate e per quasi tutto l'anno. In que-

sti casi è possibile, nonché auspicabile, gestire il deflusso "disponibile" per le derivazioni in maniera oculata ed ecologicamente corretta, evitando cioè l'abuso della risorsa. Negli anni siccitosi, come il 2003, in cui le condizioni climatiche amplificano le conseguenze dei prelievi da parte delle attività antropiche e rendono la situazione estiva estremamente critica, lo stato d'emergenza richiederebbe misure straordinarie di gestione. In particolare le ragioni di tutela dell'ecosistema suggerirebbero di non prelevare acqua. Il Fiume Taro è sottoposto a prelievi anche nel suo tratto montano, di conseguenza la misura della portata effettuata dalla stazione idrometrica di Fornovo riflette il deflusso del fiume già decurtato di quei prelievi. Almeno nei periodi di crisi, quindi, l'attuazione di misure straordinarie di gestione dovrebbe contemplare la possibilità di attuare sistemi di gestione integrata del corso d'acqua, nel rispetto del "river continuum concept" (VANNOTE *et al.*, 1980).

Il presente lavoro contiene alcune importanti novità nel processo di quantificazione del rilascio in alveo. Si è compiuto uno sforzo rilevante per adattare tale rilascio alle variazioni nella struttura di comunità ittica osservate nel periodo di derivazione, variazioni dovute agli eventi riproduttivi delle specie esaminate. Ferma restando la necessità di localizzare le potenziali zone di frega, l'individuazione del barbo in stadio riproduttivo come la componente più sensibile al deficit idrico poiché meno favorita dalla morfologia del fiume costituisce un criterio importante di

discriminazione delle esigenze.

L'Indice di Accoglienza può essere utilizzato per a) quantificare la perdita di habitat mettendola in relazione alla potenzialità massima della stazione allo scopo di associare ad ogni portata la massima accoglienza possibile per ciascuna componente biologica; b) mettere in relazione i risultati ottenuti per ciascuna componente biologica individuando intervalli di portate e associando a ciascuno di questi il rischio che comporta in termini di sopravvivenza delle stesse.

Il concetto di Deflusso Minimo Vitale è stato articolato con maggiore dettaglio. L'approccio maggiormente utilizzato a livello internazionale nell'individuazione e nella gestione di tale deflusso distingue unicamente tra due tipi di condizioni fluviali relativamente all'habitat della fauna ittica: una caratterizzata da una portata soglia al di sotto della quale sono realistiche alcune disastrose conseguenze (quali l'estinzione di una o più specie) e una caratterizzata da tutte le altre portate (HUDSON *et al.*, 2003; USGS, 2001). In questo lavoro, invece, si distingue tra una Soglia di Criticità e un Deflusso Vitale: la prima è vicina al significato corrente di DMV, intendendo con esso un valore non necessariamente tutelante ma un limite di "sopravvivenza"; il secondo indica una condizione in cui la fauna ittica ha la possibilità di "vivere" in ambiente adeguato alle proprie esigenze. Sulla base di questa distinzione e sulle variazioni della struttura di comunità ittica è possibile proporre dei rilasci modulati mese per mese al fine di garantire le condizioni del sistema fluviale.

BIBLIOGRAFIA

BAIN M.B., FINN J.T., BOOK H., 1988. Streamflow regulation and fish community structure. *Ecology*, 69 (2): 382-392.

BICCHI A., ANGELI VALENTINA., CAROSI A., LA PORTA G., MEARELLI M., PEDICILLO G., SPIGNONARDI M.P., LORENZONI M., 2006. Curve di preferenza delle

principali specie ittiche del bacino del fiume Tevere (Umbria, Italia). In: *S.It.E. Atti*, Viterbo/Civitavecchia, settembre 2006.

- BOVEE K.D., 1988. *Use of the instream flow incremental methodology to evaluate influences of microhabitat variability on trout populations in four Colorado streams*. 68th Annual conference, Western Association of Fish and Wildlife Agencies, Albuquerque, 31 p.
- BOVEE K.D., LAMB B.L., BARTHOLOW J.M., STALNAKER C.D., TAYLOR J., HENRIKSEN J., 1998-2004. *Stream habitat analysis using the Istream Flow Incremental Methodology*. U.S. Geological Survey, Biological Resources Division, Information & Technical Report USGS/BRD, 130 pp.
- CANDELA A., CONDORELLI M., SANTORO M., VIVIANI G., 2006. Un nuovo approccio per la determinazione del deflusso minimo vitale nei corsi d'acqua a carattere torrentizio. In: *Atti IDRA 2006 - XXX Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche*.
- Decreto Legislativo 152, 1999. Disposizioni sulla tutela delle acque dall'inquinamento e recepimento della direttiva 91/271/CEE concernente il trattamento delle acque reflue urbane e della direttiva 91/676/CEE relativa alla protezione delle acque dall'inquinamento provocato dai nitrati provenienti da fonti agricole. *Suppl. Ord. N. 101/L alla Gazzetta Ufficiale n. 124 del 29 maggio 1999*.
- Decreto Legislativo 152, 2006. Norme in materia ambientale *Suppl. Ord. N. 96 alla Gazzetta Ufficiale n. 88 del 14 aprile 2006*.
- Direttiva 43/CEE, 1992. Conservazione degli habitat naturali e seminaturali, della flora e della fauna selvatica. *G.U.C.E. n. L 206 del 22 luglio 1992*.
- GARCIA DE JALON D., GORTAZAR J., 2007. Evaluation of instream habitat enhancement options using fish habitat simulations: case-studies in the river Pas (Spain). *Aquatic Ecology* 41: 461-474.
- GINOT V., SOUCHON Y., CAPRA H., BREIL P., VALENTIN S., 1998. *EVHA - version 2.0 - Evaluation de l'habitat physique des poissons en rivière: Guide Méthodologique*. Cemagref - Ministère de l'Environnement Direction de l'eau: 130 pp.
- HUDSON H.R., BYROM A.E., CHADDERTON W.L., 2003. *A critique of IFIM - instream habitat simulation in the New Zealand context*. Science for Conservation 231, Published by New Zealand Department of Conservation, 69 pp.
- LAMOUREUX N., CAPRA H., 2002. Simple predictions of instream habitat model outputs for target fish populations. *Freshwater Biology*, 47: 1543-1556.
- LAMOUREUX N., CAPRA H., POUILLY M., SOUCHON Y., 1999. Fish habitat preferences at the local scale in large streams of southern France. *Freshwater Biology*, 42: 673-687.
- LORO R., MARCHIANI C., 1999. Metodo di valutazione dei Microhabitat (EVHA) tramite analisi dell'ambiente fisico. In: *Atti del corso "Indirizzi metodologici per la definizione del Deflusso Minimo Vitale in ambiente montano"* - Busana (RE) 11-13 ottobre.
- MARCHIANI C., 1998. *Le acque superficiali del Parco del Taro: indagine scientifica per la gestione del territorio*. Tesi di dottorato, 107 pp.
- MARCHIANI C., ANTONIETTI R., 2004. Riflessioni ecologiche per la definizione del Deflusso Minimo Vitale nel Parco Fluviale del Taro. *Studi Trent. Sci. Nat., Acta Biol. - Museo Tridentino di Scienze Naturali, Trento*: 107-112.
- MENDUNI G., BRUGIONI M., CEDDIA M., NOCITA A., 2006. Il calcolo del deflusso minimo vitale su base biologica mediante l'utilizzo di un modello idraulico monodimensionale. In: *Atti IDRA 2006 - XXX Convegno di Idraulica e Costruzioni Idrauliche*.
- POUILLY M., VALENTIN S., CAPRA H., GINOT V., SOUCHON Y., 1995. Méthodes des Microhabitats: Principes et Protocoles d'application. *Bulletin Française de la Peche et de la Pisciculture*, 336: 41-54.
- POUILLY M., SOUCHON Y., 1995. Méthodes des Microhabitats: Validation et Perspectives. *Bulletin Française de la Peche et de la Pisciculture*, 337/338/339: 329-336.
- RAMBALDI A., RIZZOLI M., VENTURINI L., 1997. La valutazione delle portate minime per la vita acquatica sul Fiume Savio nei pressi di Cesena (FO). *Acqua & Aria Marzo*: 99-104.
- REGIONE EMILIA-ROMAGNA, 2005. Assessorato Ambiente e Sviluppo Sostenibile, Piano di Tutela delle Acque. Approvato con deliberazione n. 40 del 21 dicembre 2005.
- REGIONE EMILIA-ROMAGNA, 2007. Deliberazione dell'Assemblea Legislativa 3 aprile 2007, n. 107, Approvazione del Piano ittico regionale (P.I.R.) 2006-2010 - Art. 7, L.R. 22 febbraio 1993, n. 11 "Tutela e sviluppo della fauna ittica e regolazione della pesca in Emilia-Romagna". *Bollettino Ufficiale della Regione Emilia-Romagna - parte seconda - N. 119*.
- SCHLOSSER I.J., 1982. Fish community structure and function along two habitat gradients in a headwater stream. *Ecological Monographs*, 52 (4): 395-414.
- STALNAKER C.D., LAMB B.L., HENRIKSEN J., BOVEE K.D., BARTHOLOW J.M., 1995. *The instream flow incremental methodology: a primer for IFIM*. National Ecology Research Centre, Internal Publication, U.S. Department of the Interior, National Biological Service, Fort Collins, Colorado: 43 pp.
- USGS, 2001. Phabsim for Windows Midcontinent Ecological Science Center, United States Geological Survey, Open File Report 01-340. Fort Collins, Colorado.
- VANNOTE R.L., MINSHALL G.W., CUMMINS K.W., SEDELL J.R., CUSHING C.E., 1980. The River Continuum Concept. *Canadian Journal of Fisheries and Aquatic Sciences* 37 (1): 130-137.

Il Rio Ermetta (Vicoforte, CN), un ambiente idoneo ad ospitare *Austropotamobius pallipes* (Crustacea, Decapoda)

Leonat Shestani^{1*}, Angelo Morisi²

1 DISAV, Università del Piemonte Orientale, via Bellini 25, 15100 Alessandria

2 A.N.P. Associazione Naturalistica Piemontese, Museo Civico di Storia Naturale di Carmagnola (TO)

INTRODUZIONE

La presenza del gambero d'acqua dolce *Austropotamobius pallipes* Ler. nel rio Ermetta è stata appurata per la prima volta nel corso di un'escursione promossa dalle autorità scolastiche locali. Successivamente, in collaborazione con il comune di Vicoforte (CN), si è proposto di avviare uno studio sulla effettiva presenza di questa specie e sull'ambiente che la ospita.

Il rinvenimento può assumere una certa rilevanza in relazione al fatto che *A. pallipes* è una specie protetta per il riconosciuto rischio di scomparsa evidenziato in molti paesi della Comunità Europea.

I gamberi nativi europei del genere *Austropotamobius* sono distinti, secondo un recente lavoro condotto mediante tecniche di biologia molecolare, in 3 specie (GRANDJEAN *et al.*, 2002): *A. torrentium* (Balcani, Svizzera ed Austria), *A. pallipes* (Francia, Svizzera, Austria, nord Italia, Gran Bretagna e Irlanda) e *A. italicus* (Spagna, Italia centro-meridionale, Balcani e Svizzera).

In Italia, il gambero di fiume è presente dalla Calabria al Piemonte (FROGLIA, 1978, LAURENT, 1988), con l'eccezione di parte della Calabria e della Puglia. Nell'Italia Settentrionale il genere è relativamente comune nei bacini idrici tra Venezia e Trieste (DE LUISE, 1988), in Liguria (MORI *et al.*, 1988,

1989, SALVIDIO *et al.*, 1993) e in Toscana (FRATINI *et al.*, 2005).

In particolare, nelle regioni nord-occidentali è presente *A. pallipes*, mentre nel resto della penisola italiana è distribuito *A. italicus*, con quattro sottospecie (LÖRTSCHER *et al.*, 1997, NASCETTI *et al.*, 1997, SANTUCCI *et al.*, 1997, LARGIADÈR *et al.*, 2000, FRATINI *et al.*, 2005). Una zona di sovrapposizione tra *pallipes* e *italicus* è stata recentemente riscontrata nell'Appennino Ligure (SANTUCCI *et al.*, 1997, NASCETTI *et al.*, 1997, FRATINI *et al.*, 2005).

In tutta Europa, *A. pallipes* è considerata una specie "vulnerabile" (GROOMBRIDGE, 1996): in alcune aree, come la penisola iberica, è ritenuta ad alto rischio di estinzione, ma anche in Italia, analogamente a quanto riscontrato in altri paesi europei, si è osservata una netta rarefazione nel numero e nella distribuzione delle popolazioni di questo Crostaceo.

Tra le cause antropiche della sua riduzione (BACCETTI *et al.*, 1991) sono da citare l'inquinamento delle acque (per acidificazione, eutrofizzazione e scarico di sostanze tossiche dall'agricoltura e dall'industria), le modificazioni dell'habitat fisico (indotte dalla costruzione di dighe, da sistemi di scarico, da escavazioni, da opere di canalizzazione e cementificazione degli argini), la pesca di frodo e l'introduzione di specie alloctone, quali *Procambarus*

clarki Girard di origine Nord Americana (MATTHEWS e REYNOLDS, 1995). Quest'ultima specie infatti, oltre a rappresentare un competitore diretto ed indiretto, è un portatore sano della "peste del gambero", una malattia, sostenuta dal fungo *Aphanomyces astaci* Schikora, che, in alcuni paesi europei, è stata in grado di sterminare intere popolazioni di gamberi nativi.

Oltre all'aspetto naturale, dovuto alla ridottissima presenza antropica, il Rio Ermetta, seppur di modeste dimensioni, presenta una copertura vegetale assai rigogliosa comprendente specie forestali autoctone come *Alnus glutinosa*, *Castanea sativa*, *Acer pseudoplatanus*, *Sambucus nigra*, *Corylus avellana* e una ridottissima presenza della invadente *Robinia pseudoacacia* creando così un effetto "tunnel" e dando vita a un ambiente particolare che consente il mantenimento del microclima moderando, specialmente nella stagione estiva, le fluttuazioni dei parametri ambientali, in particolare della temperatura e dell'irraggiamento. Sulle rive è rigogliosa la presenza di felci; la vegetazione in alveo è invece composta esclusivamente da muschi del genere *Fontinalis*. Le classi granulometriche del sedimento si riconducono a ciottoli e ghiaia, che favoriscono la ritenzione della sostanza organica, in particolare di foglie e rami, fonte di nutrimento per le numerose specie

macrobentoniche che vivono nel rio, Astacidi compresi.

Le pietre presentano un sottile strato di *periphyton* con una ridotta presenza di diatomee che in questo ambiente risultano alquanto penalizzate dalla ridotta luminosità.

MATERIALI E METODI

Il sito di studio (Fig. 1) è ubicato in Piemonte, in Provincia di Cuneo nel territorio comunale di Vicoforte, lungo il torrente Ermetta, non lontano dalla strada statale Mondovì-Ceva.

Il tratto campionato è situato in una piccola valletta che, per la presenza di limitati insediamenti antropici e l'assenza di attività agronomiche intensive, gode di condizioni pressoché naturali. Circa un chilometro a valle del sito prescelto il rio Ermetta (Fig. 2) confluisce nel rio Ermena che successivamente prosegue verso Mondovì dove si immette nel torrente Ellero, tributario del fiume Tanaro.

Come stazione di campionamento è stato scelto un tratto di circa 20 metri lungo il rio. Il campionamento si è svolto il 19 giugno 2009 sia utilizzando il classico retino immanicato sia raccogliendo manualmente i decapodi rilevati a vista.

Per la determinazione tassonomica dei gamberi si sono utilizzati i caratteri morfologici individuati da FROGLIA (1978) e da SALVIDIO *et al.* (1993).

Per il calcolo degli indici di qualità ambientale sono stati utilizzati i metodi seguenti:

- Indice Biotico Esteso - I.B.E.;
- Spanish Biological Monitoring Water Party - S.B.M.W.P.?

Per la determinazione della componente macrobentonica sono stati utilizzati prevalentemente CAMPAGNOLI *et al.* (1994; 1999), SANSONI (1988), RUFFO (1977-1985).

Per l'identificazione di *Austropotamobius pallipes* si è fatto ricorso ai classici caratteri morfologici di tipo tassonomico (Fig. 3), tra i quali possiamo citare:

- rostro appiattito e scavato con denti laterali aguzzi;
- carena dorsale nettamente deli-

- neata;
- dentelli presenti dietro il solco cervicale;
- una spina posta inferiormente alla base del peduncolo antennulare;
- chela robusta con uno scalino nel margine interno del dito fisso.

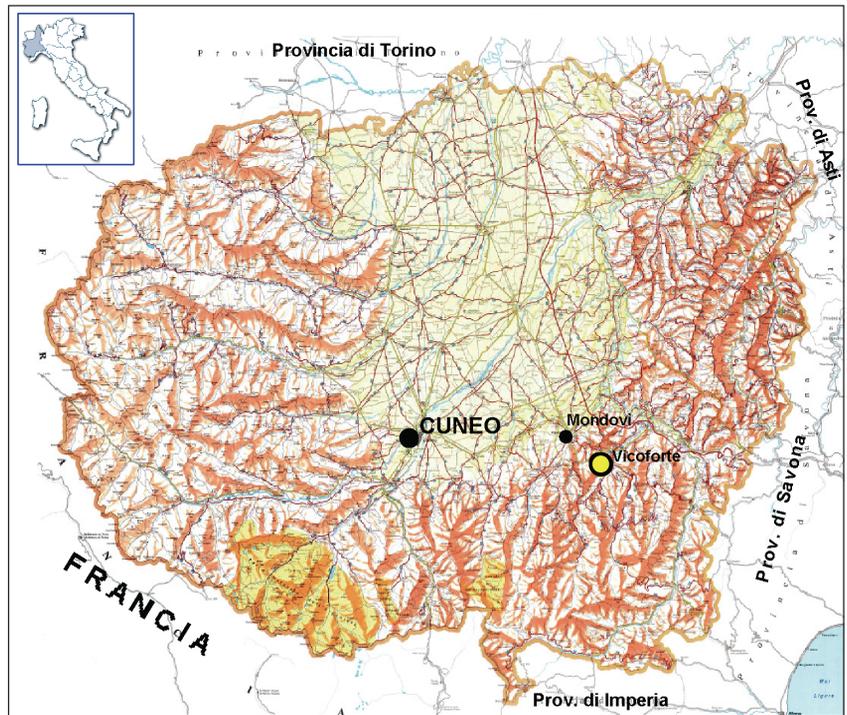


Fig. 1. Localizzazione dell'area di studio.

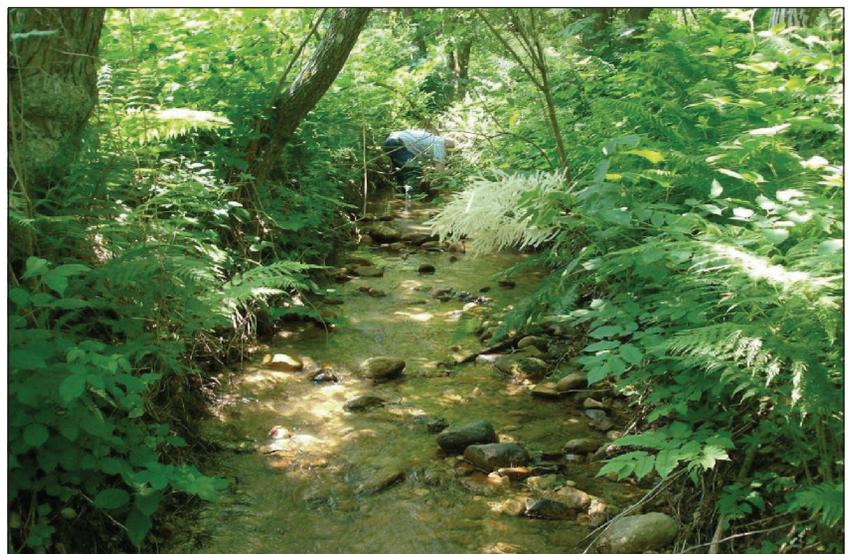


Fig. 2. Rio Ermetta.

RISULTATI

Durante il campionamento sono stati ritrovati sette esemplari tutti appartenenti alla specie autoctona *A. pallipes*. Gli esemplari vivi presentavano sui fianchi e sul dorso una colorazione bruno-verdastra che andava attenuandosi sugli arti (negli esemplari fissati in alcool la colorazione diviene arancione). L'esemplare di dimensioni più grandi superava i 9 cm di lunghezza totale.

L'indice IBE colloca il corso d'acqua nella prima classe di qualità biologica, grazie alla presenza di 29 U.S., numero che depone per una elevata biodiversità. Inoltre la struttura della comunità a macroinvertebrati risulta equilibrata e ben strutturata, essendo ben rappresentati tutti i gruppi faunistici importanti.

I Plecotteri, rappresentati da quattro taxa diversi, sono associati

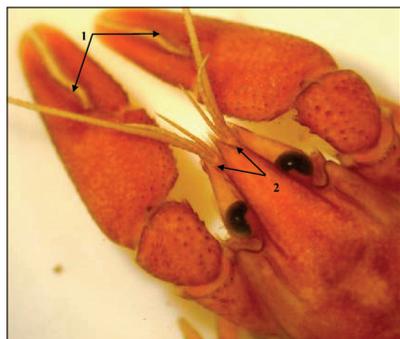


Fig. 3. *Austropotamobius pallipes* del rio Ermetta (Vicoforte, CN). 1: chela robusta con uno scalino nel margine interno del dito fisso; 2: rostro appiattito con denti laterali aguzzi.



Fig. 4. *Austropotamobius pallipes*.

ad altri elementi sensibili come *Rhithrogena*, Sericostomatidae, Athericidae, tutte entità piuttosto esigenti, favorite da una elevata concentrazione di ossigeno disciolto (80% di saturazione), da una bassa eutrofizzazione oltre che dall'assenza di sostanze inquinanti che dimostrano la buona qualità ecologica del corpo idrico.

Entrambi gli indici, IBE e SBMWP', confermano l'appartenenza del sito ad una classe di qualità che si può definire elevata.

La tabella I riporta i valori dei parametri chimico-fisici fondamentali dell'acqua rilevati all'atto del campionamento nel rio Ermetta.

DISCUSSIONE

La presenza del gambero di fiume (Fig. 4), *Austropotamobius pallipes*, specie minacciata di scomparsa in seguito all'epidemia di "peste del gambero" ma anche per la riduzione ed il forte inquinamento dei suoi habitat, è nel nostro caso significativa se si considerano le dimensioni ridotte del corso d'acqua, del tratto campionato (lungo circa 20 metri) e il fatto che è stata condotta una sola tornata di campionamento. Nel tratto indagato, nel giro di pochi minuti sono stati rinvenuti ben 7 esemplari adulti di un taxon che esercita un'attività prevalentemente notturna (BARBARESI e GHERARDI, 2001) ed è noto per la sua abitudine a occultarsi durante il giorno in tane scavate nella sabbia o nel fango.

Poiché il gambero di fiume è molto sensibile all'inquinamento chimico, ed è quindi considerato un buon indicatore dello stato di salute delle acque (GHERARDI *et al.*, 2001), la sua presenza costituisce sempre un segnale positivo, che nel nostro caso è confermato dai risultati degli indici biologici.

CONCLUSIONI

Lo studio ha fornito dati biologici ed ecologici relativi sia alla presenza del "gambero di fiume" sia alle caratteristiche ambientali e alle condizioni naturali che possono risultare idonee per la sua conservazione, costituendo un contributo alle conoscenze sulla sua distribuzione in Italia.

Le caratteristiche chimico-fisiche del Rio Ermetta sono attualmente riferibili ad una situazione priva di fenomeni di inquinazione, perfettamente compatibili con la presenza del gambero di fiume: solo con un monitoraggio costante nel tempo sarà possibile mantenere tale ambiente in condizioni idonee ad ospitare la specie. La modesta portata del corso d'acqua non sembra in grado di impedire che eventuali inquinamenti, anche di moderata intensità, danneggino seriamente, se non irrimediabilmente, la popolazione del gambero.

Austropotamobius pallipes Ler. è oggi protetto dalla Direttiva Habitat 92/43/CEE che ne riconosce lo status di "specie di interesse comunitario" ed è inoltre elencato dalla IUCN (International Union for the Conservation of Nature) tra le specie vulnerabili a fronte del rischio di estinzione. Per elaborare sul "campo" concrete metodologie di

Tab. I. Parametri chimico-fisici

Parametro	Valore
Temperatura aria (°C)	22,3
Temperatura acqua (°C)	12,7
Ossigeno disciolto (mg/L)	8,1
Ca ⁺⁺ (mg/L)	29
Mg ⁺⁺ (mg/L)	2
K ⁺ (mg/L)	1
Na ⁺ (mg/L)	1
Conducibilità a 20° C (µS/cm)	140
Cloruri (mg/L)	1
Azoto nitrico (mg/L)	1
Solfati (mg/L)	3
pH	7,8
Durezza totale (°F)	8

tutela è necessario conoscere preventivamente la reale situazione di questa specie che quasi ovunque, in Italia, resta poco nota.

In alcuni bacini italiani, dove storicamente la specie era presente,

sono state messe a punto iniziative positive tramite tecniche di reintroduzione (PARCO REGIONALE DELLA VALLE DEL LAMBRO, 2004). Si conferma così come una buona conoscenza del territorio sia il punto di parten-

za per ogni seria valutazione ambientale; il successo di tali iniziative passa anche per la sensibilizzazione collettiva sulle peculiarità del territorio che meritano di essere conservate e valorizzate.

BIBLIOGRAFIA

- BACCETTI B., BALDACCINI N. E., BEDINI C., BRANDMAYR P., CAMPANA E., CHIEFFI G., COBOLLI M., FERRAGUTI M., GHIRARDELLI E., GHIRETTI F., GIUSTI F., GRIGOLO A., MAINARDI D., MINELLI A., PAPI F., PARRINELLO N., RICCI N., RUFFO S., SARÀ M., SCALI V., ZULLINI A., 1991. II - *Zoologia 2 - Trattato Italiano*, Editoriale Grasso, 1991.
- BARBARESI S., GHERARDI F., 2001. Daily activity in the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes*: a comparison between field and laboratory studies. *Journal of Natural History*, **35** (12): 1861-1871.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1994. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, vol. 1.
- CAMPAIOLI S., GHETTI P.F., MINELLI A., RUFFO S., 1999. *Manuale per il riconoscimento dei macroinvertebrati delle acque dolci italiane*. Provincia Autonoma di Trento, vol. 2.
- DE LUISE G., 1988. Indagine preliminare sulla distribuzione del gambero di acqua dolce della specie *Austropotamobius pallipes italicus* (Faxon) nel Friuli Venezia-Giulia. Sulle possibilità di allevamento e ripopolamento. Reana del Rojale: Chiandetti.
- FRATINI S., ZACCARA S., BARBARESI S., GRANDJEAN F., SOUTY-GROSSET C., CROSA G., GHERARDI F., 2005. Phylogeography of the threatened crayfish (genus *Austropotamobius*) in Italy: implications for its taxonomy and conservation. *Heredity*, **94** (1): 108-118.
- FROGLIA C., 1978. *Decapodi (Crustacea Decapoda)*. In S. Ruffo (ed.) *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*, vol. 4, AQ/1/9. Roma: Consiglio Nazionale delle Ricerche.
- GHERARDI, ACQUISTAPACE P., SANTINI G., 2001. Foraging in the white-clawed crayfish, *Austropotamobius pallipes* a threatened species. *Archiv für Hydrobiologie* **152**: 339-351.
- GRANDJEAN F., BOUCHON D., SOUTY-GROSSET C., 2002. Systematic of the European endangered crayfish species *Austropotamobius pallipes* (Decapoda: Astacidae) with a re-examination of the status of *Austropotamobius bernhdhauseri*. *Journal of Crustacean Biology*, **22** (3): 677-681.
- GROOMBRIDGE B., 1996. *IUCN Red List of threatened animals*. IUCN, Gland, Switzerland and Cambridge.
- LAURENT P.J., 1988. *Austropotamobius pallipes* and *A. torrentium*, with observations on their interactions with other species in Europe. In: *Freshwater Crayfish: Biology, Management and Exploitation* (eds D.M. Holdich & R.S. Lowery), pp. 341-364, Croom Helm, London.
- LARGIADÈR C.R., HERGER F., LÖRTSCHER M., CHOLL A., 2000. Assessment of natural and artificial propagation of the white-clawed crayfish (*Austropotamobius pallipes* species complex) in the Alpine region with nuclear and mitochondrial markers. *Molecular Ecology*, **9**: 25-37.
- LÖRTSCHER M., STUCKI T.P., CLALÛNA M., SCHOLL A., 1997. Phylogeographic structure of *Austropotamobius pallipes* populations in Switzerland. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **347**: 649-661.
- MATTHEWS M.A., REYNOLDS J.D., 1995. A population study of the white-clawed crayfish *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) in an Irish reservoir. *Biology and Environment: Proc. R. Ir. Acad.* **95B**: 99-109.
- MORI M., MANDICH A., ISOLA G., 1988. Relazioni taglia-peso e fecondità di tre popolazioni di *Austropotamobius pallipes* (Lereboullet) (Crustacea, Decapoda, Astacidae) della provincia di Genova. *Bollettino del Museo di Storia Naturale della Lunigiana*, **6-7**: 163-167.
- MORI M., MANDICH, A., ISOLA, G. 1989. Morfometria e maturità sessuale di due popolazioni di *Austropotamobius pallipes falcisianus* (Ninni) (Crustacea, Astacidae) nella Provincia di Genova. *Bollettino del Museo dell'Istituto di Biologia dell'Università di Genova*, **54-55**: 49-58.
- NASCETTI G., ANDREANI P., SANTUCCI F., IACONELLI M., BULLINI L., 1997. Struttura genetica di popolazioni italiane di gambero di fiume (*Austropotamobius pallipes*) e strategie per la sua conservazione. *Società Italiana Ecologia Atti*, **18**: 205-208.
- PARCO REGIONALE DELLA VALLE DEL LAMBRO, 2004. *Conservazione di Austropotamobius pallipes in due Sic della Lombardia*. LIFE00 NAT/IT/007159
- RUFFO S. (ed.), 1977-1985. *Guide per il riconoscimento delle specie animali delle acque interne italiane*. Collana del Progetto Finalizzato "Promozione della Qualità dell'Ambiente". CNR. Roma.
- SALVIDIO S., CRESTA P., DORIA G., 1993. Preliminary survey on the distribution of the freshwater crayfish *Austropotamobius pallipes* in Liguria, N.W. Italy. *Crustaceana*, **65**: 218-221.
- SANSONI G., 1988. *Atlante per il riconoscimento dei macroinvertebrati dei corsi d'acqua italiani*. Provincia Autonoma di Trento. Centro Italiano di studi di Biologia Ambientale.
- SANTUCCI F., IACONELLI M., ANDREANI P., 1997. Allozyme diversity of European freshwater crayfish of the genus *Austropotamobius*. *Bulletin Français de la Pêche et de la Pisciculture*, **347**: 663-676.

Rinvenimento di una specie esotica nella comunità a macrofite del tratto fiorentino dell'Arno

Federica Cimoli, Simone Magi

Dipartimento Provinciale ARPAT di Firenze, Via Ponte alle Mosse, 211 - 50144 Firenze

Negli ultimi anni la presenza di macrofite acquatiche nel fiume Arno, lungo il tratto che attraversa la città di Firenze, è risultata molto rilevante.

In particolare, durante l'estate 2009, sono giunte al Dipartimento provinciale ARPAT di Firenze varie segnalazioni di cittadini relative alla presenza di abbondante vegetazione acquatica nel tratto urbano dell'Arno.

A seguito di tali comunicazioni sono stati effettuati alcuni sopralluoghi mirati all'identificazione delle macrofite presenti.

Lungo le sponde del fiume è stata così rilevata un'abbondante crescita di *Potamogeton crispus* e di *Potamogeton natans*, a cui erano associate altre specie di fanerogame come *Typha latifolia*, *Typha angustifolia* e *Myriophyllum spicatum* e alghe filamentose del genere *Cladophora* (Figg. 1-3). Si tratta in generale di specie autoctone, riporta-

te in letteratura come tolleranti l'inquinamento (SILIGARDI *et al.*, 2007), la cui presenza è tipica di ambienti a elevato livello trofico. Le specie radicate flottanti sono risultate particolarmente abbondanti nel tratto cittadino dell'Arno compreso tra il ponte di Varlungo e la pescaia di Isolotto.

Lungo il tratto compreso tra il ponte alla Vittoria e la pescaia dell'Isolotto sono state invece osservate alcune masse voluminose di macrofite di colore verde brillante, composte dall'unica specie *Alternanthera philoxeroides* [Mart.] Griseb. (Figg. 4 e 5), un'infestante di origine sudamericana, conosciuta anche come "erba-alligatore", ormai considerata invasiva in molti paesi, quali Australia, Cina, Nuova Zelanda, Thailandia e USA. In Italia essa è stata rinvenuta per la prima volta presso Pisa (Fosso Oncinetto); tale stazione rappresenta la prima segnalazione per l'Euro-

pa (PEDULLÀ e GARBARI, 2001).

Alternanthera philoxeroides (Figg. 5 e 6) appartiene alla Sottofamiglia delle Gomphrenoidee, Famiglia Amaranthaceae (MABBERLEY, 1997), Ordine Caryophyllales, Sottoclasse Caryophyllidae (CRONQUIST, 1988). La pianta presenta sottili foglie opposte, lanceolate, lisce, verde lucido su stoloni striscianti. I fiori sono piccoli, bianchi, portati su corte spighe tondeggianti.

A. philoxeroides radica inizialmente sul suolo umido per poi accrescersi con steli galleggianti lungo le sponde dei corsi d'acqua, invadendo progressivamente l'alveo bagnato. Se delle porzioni dei fusti flottanti si staccano dalla parte ancorata al suolo, possono attecchire nuovamente su suolo umido e svilupparsi per via vegetativa. Nel caso in cui il corso d'acqua vada in secca, la pianta, da flottante sviluppa il suo habitus terrestre, con foglie più piccole e coriacee.



Fig. 1. *Potamogeton* sp. nell'Arno, presso il ponte di Varlungo.



Fig. 2. Formazioni di di *Potamogeton* sp. a valle della Pescaia di S. Niccolò.



Fig. 3. Particolare delle formazioni a *Potamogeton natans*.

Tali piante hanno una crescita assai vigorosa formando dei tappeti galleggianti molto densi. A differenza delle specie autoctone, possono costituire una fonte di squilibrio dell'ecosistema andando ad occupare gli spazi vitali delle altre piante competendo fortemente per luce e nutrienti (EVERITT *et al.*, 2007).

Altro aspetto dannoso, dato dalla loro proliferazione incontrollata, è collegato alla possibilità di ostruzione meccanica dell'alveo che impedisce il normale deflusso delle acque. In particolari condizioni



Fig. 4. Macrofite esotiche (*A. philoxeroides*) lungo la sponda destra dell'Arno in località Isolotto.

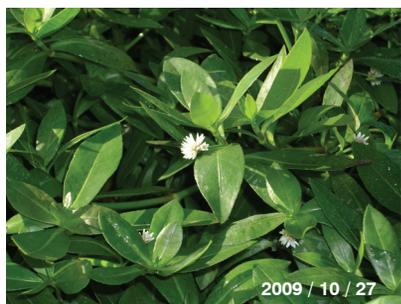


Fig. 5. Fiori di *A. philoxeroides*.



Fig. 6. Tappeto di *A. philoxeroides*.

queste caratteristiche possono contribuire ad allagamenti ed impedire l'utilizzo economico dei corpi idrici infestati.

La composizione e la distribuzione delle macrofite lungo i corsi d'acqua dipende da molteplici fattori: clima, portata, morfologia fluviale, temperatura e trasparenza dell'acqua, presenza di nutrienti, interazione con altri componenti dell'ambiente circostante.

Le acque del fiume Arno nel tratto fiorentino sono monitorate ai sensi del D. Lgs. 152/06 nel punto di controllo situato alla presa dell'acquedotto di Anconella, in quanto utilizzate a scopo idropotabile.

Visionando i dati raccolti su questo tratto, dal 2001 ad oggi, è stato riscontrato che, per quanto riguarda i parametri che possono influenzare lo sviluppo delle pian-

te, non ci sono state alterazioni significative tali da correlarsi all'evenienza di questo fenomeno.

In particolare, i fosfati sono sempre risultati inferiori al limite di rilevanza strumentale; temperature e nitrati hanno rivelato un andamento costante o comunque privo di "trend" definiti (Figg. 7 e 8).

L'aumento di volume delle masse vegetali non sembrerebbe quindi da mettere in relazione con variazioni della qualità delle acque.

Tra i parametri monitorati, sono riportati l'andamento delle medie annuali della temperatura e della concentrazione di nitrati nel punto di controllo alla presa dell'acquedotto di Anconella.

Molto probabilmente la risposta alla loro capacità invasiva va ricercata nella predilezione di queste piante per le acque a lento de-

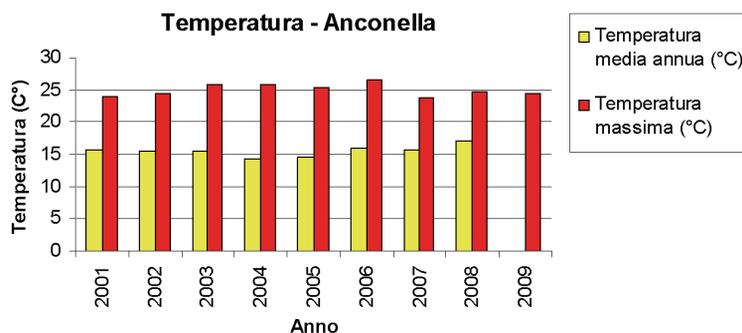


Fig. 7. Andamento della temperatura nel tratto fiorentino dell'Arno.

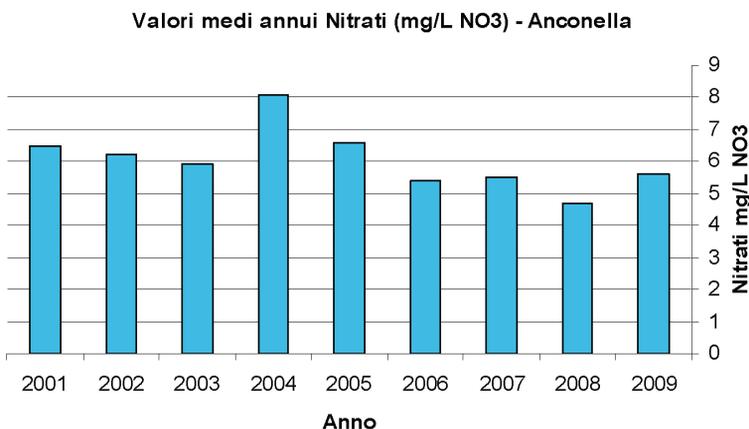


Fig. 7. Andamento dei nitrati nel tratto fiorentino dell'Arno.

corso, di scarsa profondità, temperatura medio alta e con elevato contenuto di nutrienti, tutti elementi che caratterizzano le acque dell'Arno in questo tratto.

Inoltre negli ultimi anni si è introdotto un nuovo fattore, probabilmente determinante per la persistenza di questo fenomeno, costituito dalla riduzione delle piene invernali. La causa del fenomeno è verosimilmente da imputare alla regimazione operata dalla diga di Bilancino, alla quale va a sommarsi l'effetto equivalente determinato dalle dighe di Penna e di Levane.

Le piene invernali provocavano l'estirpazione dal fondo di buona parte delle macrofite radicate, mantenendo così una presenza contenuta di queste piante. Venendo ora a mancare questo fattore di contenimento, la stagione vegetativa porta nuovi volumi che si sommano di stagione in stagione. Il loro contenimento spaziale è quindi determinato solo dalla naturale mortalità delle piante e dal "grazing" da parte degli animali erbivori.

Un altro fattore predisponente è costituito dalla presenza delle

"pescaie" (sbarramenti artificiali del fiume che consentivano un'opportuna canalizzazione per convogliare l'acqua da utilizzare per produrre energia per gli opifici idraulici) che, in assenza di operazioni di svuotamento e ripulitura periodiche, provocano il deposito di materiale sul fondo e la diminuzione del battente idrico, favorendo l'accumulo di detrito organico e la crescita di vegetazione acquatica.

Uno dei problemi principali dati dalla densità di questi vegetali è che la loro presenza può portare con il tempo all'accumulo di materiale in putrefazione e al conseguente sviluppo di cattivi odori e/o di colorazioni anomale. Ad ogni modo, come per le fasce riparie, eventuali interventi di estirpazione o di taglio indiscriminato dovrebbero essere limitati ai casi appurati di pericolosità idraulica o igienico-sanitaria, procedendo eventualmente a tagli selettivi e conservativi. I corpi sommersi di queste piante costituiscono un importante habitat di "rifugio" per numerose specie di pesci ed invertebrati acquatici. Le loro foglie ed infruttescenze costituiscono una fonte di cibo per mol-

ti pesci ed uccelli. Inoltre va ricordato che le macrofite svolgono un ruolo ecologico importante per l'azione fitodepurativa delle acque.

Il contenimento dell'esotica *A. philoxeroides* potrebbe essere effettuato, contestualmente ad una corretta gestione della vegetazione riparia, ad esempio con l'estirpazione selettiva e l'inserimento/mantenimento controllato di altre essenze vegetali autoctone meno invasive come *Potamogeton sp.*, *Myriophyllum sp.* o *Nuphar sp.*

Negli Stati Uniti, già da tempo, sono state studiate e messe in atto campagne per il controllo biologico della specie infestante attraverso l'utilizzo del coleottero crisomelide *Agasicles hygrophila* (ANDERSON, 1963; BUCKINGHAM *et al.*, 1983). Le larve di questo insetto si sviluppano a spese dei tessuti della pianta, riducendone drasticamente lo sviluppo vegetativo. Tuttavia l'uso di tali competitori deve essere sempre valutato attentamente dato che costituisce comunque un'ulteriore introduzione di una specie aliena il cui sviluppo in un nuovo ecosistema potrebbe essere fonte di altri squilibri ambientali.

BIBLIOGRAFIA

- ANDERSON W.H., 1963. *Status of research on biological control of alligatorweed with insects*. Unpublished report. U.S. Department of Agriculture, Agriculture Research Service, Beltsville, Maryland, USA; available on request from the Biological Documentation Center, National Agricultural Library, 4th Floor, 10301 Baltimore Boulevard, Beltsville, Maryland, 20705-0000).
- BUCKINGHAM G.R., BOUCIAS D., THERIOT R.F., 1983. Reintroduction of the alligatorweed flea beetle (*Agasicles hygrophila* Selman & Vogt) into the United States from Argentina. *Journal of Aquatic Plant Management* **21**: 101-102.
- CRONQUIST A. 1988. *The Evolution and Classification of Flowering Plants*. Second edition, The New York Botanical Garden, New York.
- EVERITT J.H., LONARD R.L., LITTLE C.R., 2007. *Weeds in South Texas and Northern Mexico*. Lubbock: Texas Tech University Press.
- MABBERLEY D.J., 1997. *The plant-book: A portable dictionary of the vascular plants*. Second edition. [reprints with corrections, 1998, 2000, 2002], Cambridge University Press.
- PEDULLÀ M.L., GARBARÌ F., 2001. Piante d'interesse biogeografico-ecologico nei canali di bonifica della pianura pisana. *Atti. Soc. Tosc. Sci. Nat., Mem., ser. B.*, **108**: 113-117.
- SILIGARDI M., AVOLIO F., BALDACCINI G., BERNABEI S., BUCCI M.S., CAPPELLETTI C., CHERICI E., CIUTTI F., FLORIS B., FRANCESCHINI A., MANCINI L., MINCIARDI M.R., MONAUNI C., NEGRI P., PINESCHI G., POZZI S., ROSSI G.L., SANSONI G., SPAGGIARI R., TAMBURRO C., ZANETTI M., 2007. *IFF 2007. Indice di Funzionalità Fluviale*. APAT - Min. Ambiente, Tutela Territorio e Mare - APPA Trento, 325 pp. Disponibile su <http://info.apat.it/publicazioni/>

Il 5° Corso teorico-pratico di formazione del CISBA La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua

Dal 22 al 25 settembre 2009 si è svolto il 5° Corso teorico-pratico di formazione "La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua - Metodi di campionamento ed analisi per la valutazione della qualità e la tutela delle risorse idriche" organizzato dal Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale.

La serie dei corsi ha preso avvio a Varese nel 2004 su iniziativa dell'Università dell'Insubria, per poi proseguire negli anni successivi, sotto il diretto coordinamento del CISBA, presso la Sede del Parco Lombardo della Valle del Ticino a Magenta (MI). In questi anni sono stati formati 92 operatori provenienti da quasi tutte le regioni italiane e da diverse realtà professionali (Fig. 1).

Quest'anno, con l'intento di favorire la partecipazione di persone provenienti anche dalle re-

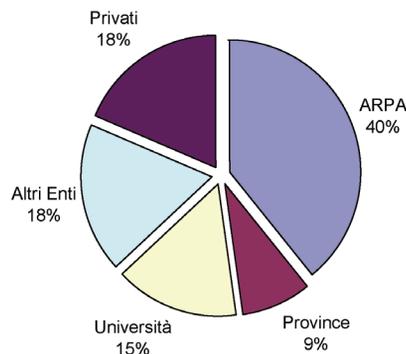


Fig. 1. Provenienza dei 92 operatori formati ai corsi sulla fauna ittica nel periodo 2004-2007.

gioni più distanti, la sede del corso è stata trasferita a Castelnuovo Garfagnana in provincia di Lucca, grazie anche alla collaborazione del Comune di Castelnuovo e della Comunità Montana locale. Il bilancio del corso è stato positivo sia per la parte logistica sia per quella didattica. Al corso hanno parteci-

pato 36 operatori, tra istruttori e discenti, provenienti da 14 regioni italiane (Abruzzo, Calabria, Campania, Emilia Romagna, Friuli Venezia Giulia, Lazio, Liguria, Lombardia, Molise, Piemonte, Toscana, Veneto, Valle D'Aosta, Sardegna) e da varie realtà professionali (Agenzie Regionali per la Protezione dell'Ambiente, Amministrazioni Provinciali e Regionali, Università, Ente Nazionale per le Energie Alternative, Istituti Zooprofilattici Sperimentali, liberi professionisti). I partecipanti, oltre ad arricchire il proprio bagaglio scientifico, obiettivo primario del corso di formazione, hanno potuto godere di brevi momenti ludici e conviviali, apprezzando gli aspetti storico-paesaggistici e quelli della tradizione culinaria della terra di Garfagnana.

Il corso si è articolato in due



Fig. 2. Corso Fauna Ittica 2007: campionamenti in una roggia del Parco del Ticino a Magenta (MI).



Fig. 3. Corso Fauna Ittica 2009: campionamenti sul Fiume Serchio, ponte alle Botti, Camporgiano.



Fig. 4. Corso Fauna Ittica 2005. Da sinistra: Michele Scardi, Sergio Zerunian, Pietro Genoni, Paolo Turin, James R. Karr, Lorenzo Tancioni.



Fig. 5. Corso Fauna Ittica 2009. Foto di gruppo davanti all'ingresso della sala Suffredini (sede del corso) a Castelnuovo Garfagnana (LU)..

giornate di lezioni frontali e due di esercitazioni sul campo, nelle stazioni di campionamento individuate sul Fiume Serchio.

In particolare il corso ha avuto l'obiettivo di sviluppare non solo argomenti inerenti il riconoscimento e le metodiche di campionamento della fauna ittica, la raccolta e l'elaborazione dei dati, ma anche varie tematiche connesse all'applicazione della Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE nel nostro Paese.

Sotto la direzione scientifica di Sergio Zerunian, si sono svolte le quattro giornate formative, aperte dal presidente del CISBA Gian Luigi Rossi, e supportate dai docenti Gilberto N. Baldaccini, Paolo Tito Colombari, Cesare Puzzi, Andrea Romanò, Giuseppe Sansoni, Paolo Turin, Marco Zanetti, e lo stesso Sergio Zerunian. Nella prima, introduttiva e propedeutica alla parte pratica, sono stati affrontati i concetti fondamentali dell'ecologia fluviale, la Direttiva

2000/60/CE e il FLuvial Ecosystem Assessment, la sistematica, morfologia e biologia dei pesci d'acqua dolce, gli strumenti e i metodi dei campionamenti ittici. La seconda e la terza giornata sono state dedicate al campionamento con apparecchi elettroscandori, alla raccolta dei dati sistematici e biometrici, e alla successiva elaborazione statistica dei dati.

L'ultima giornata di lavoro è stata dedicata alla discussione su temi legati alla Direttiva Comunitaria, inerenti la classificazione dei tratti fluviali e la conservazione delle comunità ittiche, alla valutazione dei risultati scaturiti dai dati raccolti sul campo e alle considerazioni conclusive. Riguardo a quest'ultima giornata sono sembrate di notevole interesse le impressioni scaturite nell'ambito del test di gradimento, somministrato a fine corso. Da queste, infatti, si sono potuti trarre preziosi spunti per migliorare in futuro la gestione e la realizzazione dei corsi. I parte-

cipanti, nel mostrare il loro livello di gradimento, hanno manifestato preferenze sulla gestione della didattica e la logistica a vantaggio di un maggior approfondimento degli aspetti sistematici e dell'elaborazione statistica dei dati.

Per il futuro il CISBA, raccogliendo buona parte dei suggerimenti, intende quindi organizzare con cadenza annuale il Corso sulla Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua, articolandolo in due livelli: un primo livello relativo alle tematiche di base sulla biologia, l'ecologia e la sistematica dei pesci d'acqua dolce in relazione alle varie tipologie fluviali (e lacustri); un secondo livello riguardante le tecniche di campionamento, di elaborazione dati e di reporting, oltre all'applicazione dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche, metodo individuato dal Ministero dell'Ambiente e della Tutela del Territorio e del Mare per il monitoraggio previsto dalla Direttiva Acque 2000/60/CE.

Direttiva 2000/60: una bolla di sapone?

Gilberto N. Baldaccini

ARPAT, Dip. Prov. di Lucca - Servizio Locale della Versilia, P.zza della Repubblica, 16, 55045 Pietrasanta (LU); gn.baldaccini@arpat.toscana.it

Nel mese di settembre 2009 ho avuto l'opportunità di partecipare al corso di formazione sulla fauna ittica che il Centro Italiano Studi di Biologia Ambientale organizza ormai da anni, scegliendo per questa edizione, la quinta, la sede di Castelnuovo Garfagnana, nel cuore del bacino del Serchio (Lucca). Con estremo interesse ho seguito le relazioni di eminenti ittiologi (Colombari, Puzzi, Turin, Zanetti, Zerunian) approfondendo molti degli aspetti legati a questa interessante, sotto molteplici punti di vista, branca dell'ecologia fluviale. Ma non è di pesci che desidero parlare, argomento che viene trattato in altra parte di questo numero della rivista, con ampi spazi dedicati ai nuovi metodi di valutazione e alla cronaca del corso. Vorrei infatti soffermarmi sulla relazione presentata da Sansoni che solo marginalmente trattava di pesci, giusto perché abitanti dell'ambiente fluviale, mentre affrontava in modo approfondito un tema attuale per la salvaguardia dei fiumi italiani che ha stimolato in me alcune altre riflessioni: le linee guida sul monitoraggio dei corsi d'acqua dettate dalla Direttiva 2000/60, ma soprattutto gli effetti che potranno scaturire dalla loro interpretazione e applicazione. Sansoni, con estrema chiarezza, pone in evidenza pregi ma anche difetti dell'architettura normativa, offrendo per questi ultimi una proposta operativa che ne consentirebbe l'attenuazione.

Come noto la Direttiva pone tra gli obiettivi principali quello di impedire il deterioramento degli ambienti fluviali, anzi promuovendone il miglioramento (entro certi limiti) e fissando date, una di queste il 2015, entro le quali raggiungere l'obiettivo di stato ecologico buono o mantenere quello elevato, attraverso il monitoraggio e le necessarie misure di salvaguardia.

Il monitoraggio richiede l'individuazione delle tipologie fluviali, delle condizioni di riferimento tipo-specifiche, delle pressioni e una prima valutazione dell'impatto: se il corpo idrico risulta a rischio di non raggiungere l'obiettivo, ecco che entra in ballo un idoneo programma di misure. Il medesimo programma dovrebbe anche garantire la salvaguardia dei corpi idrici che si trovano oggi in stato elevato. Ma la vera innovazione introdotta dalla Direttiva, come tutti ormai sanno, è che le valutazioni si basano sulle risposte fornite da elementi biologici (primi fra tutti), chimico-fisici e idromorfologici (poi). Gli elementi biologici sono rappresentati da macroinvertebrati, fitobenthos, macrofite e fauna ittica e la misura dello stato ecologico viene effettuata valutando lo scostamento da una comunità tipo di riferimento e non da uno standard uguale per tutti i corsi d'acqua, come ad esempio era previsto nell'applicazione di indici come l'IBE. Ciò esige quindi la definizione di parametri e indicatori per misurarli, di condizioni di rife-

rimento per ciascuna tipologia, di valori soglia per il cambio di classe, ecc. Quindi grandi passi in avanti, verso una visione ecosistemica degli ambienti acquatici, visione che in parte era stata anticipata nella normativa italiana con il D. Lgs. 152 del 1999. Tale norma aveva in qualche modo gratificato il notevole impegno dimostrato dalle strutture preposte al controllo ambientale che nel corso degli anni avevano integrato l'attività di controllo con la sorveglianza ecologica, introducendo l'uso di indici biotici (IBE, soprattutto, ma già si intravedevano le altre frontiere della bioindicazione) con evidente autonomia rispetto agli indirizzi dettati dalla normativa sino allora vigente (L. 319/76). La strategia di valutazione adottata dal decreto, come più volte sottolineato da Sansoni, era tuttavia caratterizzata da un sostanziale difetto che si manifestava con un eccesso di zelo nella selezione dei parametri predefiniti per la classificazione dello stato ecologico, in quanto adottava il principio "vinca il peggiore". Con una magistrale presentazione e avvalendosi di divertenti quanto efficaci metafore figurate, Sansoni trasmette una chiara informazione su come il "vecchio" 152, pur nel suo carattere innovativo, presentasse evidenti lacune nella classificazione. Sebbene tale classificazione potesse apparire con un benefico carattere cautelativo, a lungo andare si è dimostrata inadatta a evidenziare il rea-

le stato ambientale dei corpi idrici.

Un'altra evidente carenza nell'applicazione di questa norma, forse attribuibile all'impostazione schematica che ancora prevale nelle istituzioni, è stata quella di realizzare reti di monitoraggio rigidamente vincolate a stazioni di campionamento del reticolo fluviale predefinite. Questa scelta ha provocato un ritorno di informazioni, spesso ridondanti perché reiterate nel tempo, limitate però a un numero ridotto di situazioni puntiformi che non riuscivano a rappresentare il reale stato ambientale dei fiumi. Le ricadute di questo errore strategico si sono potute riscontrare nell'ambito dei Piani di Gestione presentati dalle Autorità di Distretto Idrografico che hanno dovuto elaborare stati dell'ambiente incompleti e carenti di valutazioni, con evidente banalizzazione dei risultati. Interi corsi d'acqua sono stati necessariamente classificati sulla base delle informazioni scaturite da una sola stazione di campionamento, magari posta nel fondovalle o a chiusura di bacino, "trascinando" il livello di qualità sull'intera asta fluviale, se non addirittura sugli affluenti. Con l'evidente effetto che le misure di salvaguardia eventualmente emanate per il mantenimento dei corsi d'acqua in stato elevato saranno applicabili, nel migliore dei casi, ad un numero molto limitato, se non nullo, di corpi idrici.

Sansoni pone in evidenza come anche la Direttiva, pur introducendo concetti di elevato valore ecosistemico e principi di salvaguardia e risanamento ben chiari ("impedire il deterioramento e migliorare lo stato degli ecosistemi acquatici e terrestri"), commetta ancora l'errore strategico di adottare il criterio "vinca il peggiore". Quindi pur disponendo di un numero ancora più elevato e diversificato di indicatori, accetta l'eventualità che la clas-

sificazione sia condizionata dal valore negativo di uno solo di essi anche qualora tutti gli altri siano di livello favorevole. La rigidità di una tale selezione potrà penalizzare corpi idrici vicini allo stato elevato, sottraendoli così dalla tutela delle misure di salvaguardia: proprio il contrario degli obiettivi predefiniti dalla Direttiva!

La Direttiva quindi, nata con obiettivi chiari ma strumenti di valutazione non del tutto idonei, rischia di assumere i connotati di una "bolla di sapone", con la prospettiva di deludere le aspettative di tutela e salvaguardia insite nei suoi principi.

Ecco allora che Sansoni propone soluzioni del tutto condivisibili per superare i limiti derivanti dal sistema di valutazione dettato dalla Direttiva, prevedendo l'adozione di un sistema di aggregazione degli indicatori integrato e ponderato (es. FLEA, NARDINI *et al.*, 2008) e introducendo il concetto di Funzione di Valore da conferire agli indici di valutazione. Altri interessanti suggerimenti si traggono dalla relazione di Sansoni, tra i quali quello di elevare a rango di elementi biologici le formazioni di vegetazione riparia e quello di ovviare alle carenze derivanti da un monitoraggio degli elementi idromorfologici sulla stazione fissa, con l'utilizzo di tecniche di telerilevamento che consentano, magari, un minor dettaglio dell'informazione, ma sicuramente una visione più completa dell'assetto fluviale.

Quest'ultimo aspetto richiama le carenze già evidenziate sull'impostazione delle reti di monitoraggio che nel "vecchio" D. Lgs. 152/99 erano basate su stazioni predefinite, rappresentative e fisse. Il concetto di stazione fissa e rappresentativa appare in stridente contrasto con l'approccio innovativo introdotto dall'analisi degli elementi idromorfo-

gici, proprio perché essi si esprimono lungo il continuum fluviale.

Oggi il D.M. 131/08 sembra scongiurare definitivamente le carenze di un tale approccio, introducendo il concetto di "corpo idrico" come l'unità a cui fare riferimento per riportare e accertare la conformità con gli obiettivi ambientali previsti dal decreto stesso e ispirati alla Direttiva. Un corpo idrico deve rappresentare elementi distinti e significativi e può essere costituito anche da una parte di fiume. Il decreto prevede una serie numerosa di variabili, anche in deroga ai criteri dimensionali, da prendere in considerazione al fine di evitare "buchi" nella copertura dello stato delle mappe. Se a questo aggiungiamo quanto previsto dal successivo D.M. 56/09, recante le linee guida per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento, circa la distribuzione e l'intensità dei siti di campionamento, da attuarsi secondo criteri che consentano di evidenziare l'ampiezza dello stato di qualità, a fronte di un consistente lavoro, dovremmo avere risultati soddisfacenti per l'implementazione della Direttiva e il raggiungimento dei suoi obiettivi.

Da queste considerazioni appare chiara la necessità di consentire una gestione più flessibile delle reti di monitoraggio, rendendo possibile, entro una scala adeguata, l'effettuazione di valutazioni differenti sul medesimo corpo idrico significativo, al fine di individuare tratti che si differenziano per livello ecologico e che debbano essere sottoposti a diverse misure di salvaguardia. Solo una gestione condizionata dalla burocratica ideologia ancorata al concetto di stazione fissa e rappresentativa potrebbe ostacolare l'iter di questo importante provvedimento attuativo.

Nella sua interessante presen-

tazione Sansoni sottolinea anche come i criteri di valutazione previsti dalla Direttiva releghino gli elementi morfologici alla classificazione dei soli corsi d'acqua in stato elevato. La Direttiva affianca solo al massimo livello di stato tali elementi, con evidenti e possibili conseguenze sull'assetto idromorfologico di tutti gli altri stati, dallo quello buono in giù. Gli scenari possono essere molteplici, fino all'eventualità di assistere al degrado idromorfologico di corsi d'acqua purché questi mantengano a livelli accettabili gli altri elementi di valutazione. L'Italia, tuttavia, sembra aver legiferato senza tener conto di questo aspetto. Nel D. M. 56/2009, infatti, viene più volte raccomandato il rilevamento degli elementi idromorfologici, a prescindere, sembrerebbe, dal livello di qualità atteso, in quanto non si fa alcuna distinzione tra i due principali tipi di monitoraggio, operativo e di sorveglianza. Poiché il monitoraggio operativo è destinato a classificare i corsi d'acqua a rischio, per i quali è prevedibile uno stato inferiore a buono, non se ne comprende l'utilità, pur apprezzandone l'intenzione. Questa potrebbe infatti rappresentare un'azione lungimirante, nell'eventualità auspicabile che si rivedano alcuni requisiti almeno dello stato buono. La speranza è sempre l'ultima a svanire...

A proposito del Decreto Min. 56/2009 mi preme sottolineare alcuni altri aspetti, prima di concludere questa breve trattazione. Mi riferisco alla prevista possibilità di raggruppamento dei corpi idrici a rischio da sottoporre a monitorag-

gio operativo, secondo un principio di omogeneità, purché sia "tecnicamente e scientificamente giustificabile". La classe di stato ecologico risultante dal monitoraggio dei corpi rappresentativi del raggruppamento sarà applicabile a tutti gli altri corpi idrici appartenenti al gruppo. Questa soluzione, sebbene costituisca una strategia favorevole al contenimento delle risorse, contrasta con la possibilità di estendere le conoscenze su corpi idrici sicuramente interessati da pressioni antropiche e, soprattutto, con il fermo principio che ogni corpo idrico deve essere identificato in base alla propria "distinguibilità e significatività" (cfr. D. M. 131/08, all. 1 sez. B). Le Regioni, cogliendo più l'aspetto economico che quello della salvaguardia, potrebbero essere tentate di individuare un numero ridotto di siti da classificare che sarebbero destinati a produrre informazioni ridondanti e rappresentare per "procura" la qualità di altri corsi d'acqua che non verrebbero mai monitorati. Una possibile soluzione, in grado di coniugare la limitatezza delle risorse con la necessità di conoscenza, dovrebbe contemplare l'uso di un calendario che, a rotazione, consentisse di verificare lo stato ecologico di tutti i corpi idrici a rischio.

Nell'ambito del monitoraggio di sorveglianza e operativo i corsi d'acqua più a rischio sono privilegiati, con criteri di priorità per la realizzazione del monitoraggio, rispetto ai corpi idrici non a rischio. Colgo due aspetti della questione: uno riguarda il fatto che se ho la capacità di classificare a rischio o

probabile rischio un corpo idrico (magari in base ai dati scaturiti dal piano di tutela) dovrei anche avere la capacità di individuare subito misure di salvaguardia e valutare eventualmente con il monitoraggio il grado di risanamento raggiunto, con archi di tempo congrui ma non necessariamente prioritari (non credo nel monitoraggio fine a se stesso o come strumento per affrontare e risolvere problemi che invece dovrebbero essere oggetto di serie azioni di ripristino e salvaguardia). L'altro aspetto riguarda il fatto che tale strategia si traduce in un ulteriore rinvio della classificazione dei corpi idrici che potrebbero essere candidati allo stato elevato, con la reale possibilità di escluderli dalle azioni di salvaguardia che dovrebbero tutelarli adeguatamente da possibili turbative o modificazioni. Ribaltando la strategia, privilegiando cioè i corpi idrici non a rischio, si potrebbe da un lato fissare un'opzione di garanzia sugli ambienti da tutelare e dall'altro favorire l'individuazione dei corpi idrici di riferimento presenti nelle varie idroecoregioni.

Lo scenario che si prospetta sarà quindi ancora quello di mascherare i pochi tratti fluviali candidati ad occupare il livello ecologico elevato, peraltro attraverso la rigida selezione imposta dal principio "vinca il peggiore"? Credo proprio che si debba riflettere su queste considerazioni e sulla possibilità di dare spazio alle proposte espresse da Sansoni per valutare con una maggior coerenza lo stato ambientale delle acque superficiali ma, soprattutto, per realizzare i validi principi introdotti dalla Direttiva.

Bibliografia

DECRETO MINISTERIALE 16-6-2008, N. 131. M.A.T.T.M. Regolamento recante i criteri tecnici per la caratterizzazione dei corpi idrici

(tipizzazione, individuazione dei corpi idrici, analisi delle pressioni) 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 4, dello stesso decreto.

- GAZZETTA UFFICIALE n. 187 del 11-8-2008 Serie generale - Suppl. ordinario.
- DECRETO 14 APRILE 2009, n. 56. M.A.T.T.M. Regolamento recante «Criteri tecnici per il monitoraggio dei corpi idrici e l'identificazione delle condizioni di riferimento 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 decreto legislativo medesimo». *G. U. n. 124 del 30-5-2009 - Suppl. Ordinario n. 83.*
- DIRETTIVA 2000/60/CE del Parlamento europeo e del Consiglio, del 23 ottobre 2000. *Gazzetta Ufficiale n. L 327 del 22 dicembre 2000, pag. 0001-0073.*
- LEGGE DEL 10 MAGGIO 1976 n° 319. Norme per la tutela delle acque dall'inquinamento. *G. U. 29 maggio 1976, n. 141.*
- 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). *Biologia Ambientale*, **22** (2): 1-16
- SANSONI G., 2009. Direttiva 2000/60/CE e Fluvial Ecosystem Assessment. *Atti Corso di formazione "La fauna ittica dei corsi d'acqua"*, richiedibile a info@cisba.it

RECENSIONI

Fenoglio Stefano, Bo Tiziano
Lineamenti di ecologia fluviale.

CittàStudi Edizioni, 2009,
252 pagg. (€ 19,00).

È senza timore di smentita che possiamo affermare come, in Italia, la prima iniziativa editoriale di didattica scientifica sull'argomento "Ecologia dell'ambiente fluviale" sia stata in assoluto il volume che raccoglieva gli atti del primo corso di formazione svoltosi a Reggio Emilia dal 31 maggio al 1 giugno 1985. Corso ideato e organizzato dal CISBA, sotto il coordinamento dell'allora presidente Paola Manzini e del segretario Roberto Spaggiari. Ne è trascorso di tempo da quelle date e da quegli anni, ricchi di entusiasmo e fervidi di iniziative. L'apprendimento di nozioni sulla materia avveniva allora quasi esclusivamente dallo studio della letteratura anglosassone o dalle occasioni di confronto che si avvicendavano durante gli innumerevoli corsi di formazione sugli indicatori biologici, in particolare quelli sull'Extended Biotic Index, divenuto poi il noto Indice Biotico Esteso. Sono state esperienze che hanno stimolato la nascita e lo sviluppo in vari atenei e centri di ricerca italiani delle discipline che studiano l'ecosistema fluviale.

Altre pubblicazioni in lingua italiana sono apparse nel corso degli anni sullo scenario della didattica, con testi in cui venivano enunciati i principali rudimenti dell'ecologia fluviale, come i manuali di applicazione dell'IBE e dell'IFF, per citare i più conosciuti, sebbene più mirati al contesto specialistico trat-



tato. Mancava quindi un vero e proprio manuale in grado di proporre, lungo un filo conduttore, i principali aspetti dell'ecologia fluviale. Ebbene a colmare tale vuoto ha egregiamente contribuito l'opera di Fenoglio e Bo e, si può dire, centrando perfettamente l'obiettivo. Il volume nasce dall'esperienza didattica universitaria ed è quindi stato ideato per agevolare il percorso formativo e specialistico nelle scienze ambientali in senso lato. Gli Autori affrontano l'argomento con dieci capitoli di estremo interesse e di agevole lettura, senza tuttavia mai abbandonare lo stile rigoroso, proprio di una pubblicazione di didattica scientifica.

Trattano gli aspetti legati all'idromorfologia dei sistemi fluviali e alla chimico-fisica delle acque, senza mai perdere di vista la realtà idrografica italiana, per continuare addentrando in una approfondita disamina delle componenti biotiche degli ambienti di acqua corrente. Passano quindi alla trattazione dell'organizzazione funziona-

le dei sistemi lotici, sia raccogliendo ed illustrando le più accreditate teorie sul funzionamento di questi particolari ambienti, scaturite ed elaborate dalla mente di ecologi che hanno tracciato la storia recente dell'ecologia fluviale, sia attraverso una revisione dei lavori prodotti negli ultimi cinque lustri sui corsi d'acqua del territorio nazionale. Un ampio spazio è dedicato alle varie forme di adattamento che gli organismi acquatici hanno messo in atto per fronteggiare le condizioni spesso proibitive delle acque correnti, come alle interazioni biologiche, che svelano innumerevoli aspetti della vita acquatica, troppo spesso ingiustamente trascurati e agli indispensabili processi di dispersione delle varie specie, che garantiscono la ricolonizzazione degli ambienti ed il mantenimento delle comunità acquatiche. Affrontano infine le problematiche legate all'impatto antropico che inevitabilmente si abbatte sui sistemi fluviali spesso modificandone irreversibilmente l'ecologia e l'idrodinamica e, utilizzando esperienze tratte dalla cronaca italiana degli ultimi tempi, ne illustrano i meccanismi d'azione. Un capitolo intero è dedicato a ciascuno degli aspetti legati alla descrizione delle più recenti tecniche di monitoraggio e all'auspicato ripristino degli ecosistemi. Conclude il volume una densa rassegna bibliografica.

Gli Autori hanno curato un generoso corredo iconografico, trovando il giusto compromesso tra qualità e contenimento dei costi, favorendo così la diffusione del volume anche tra i non addetti ai lavori.

G.N.B.

Amori G., Battisti C., De Felici S. (curatori)

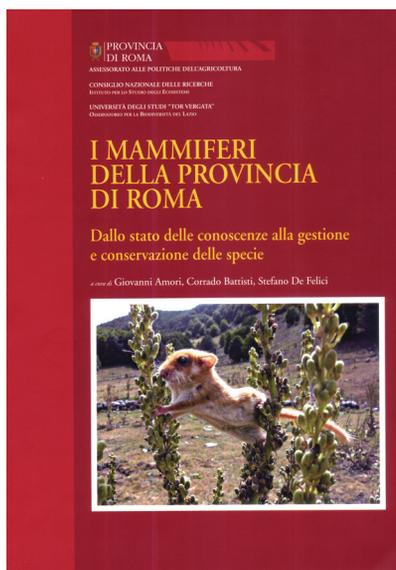
I mammiferi della Provincia di Roma. Dallo stato delle conoscenze alla gestione e conservazione delle specie. Prov. di Roma, Ass. Politiche Agricoltura, Stilgrafica, Roma, 2009, 350 pag.

Il Servizio Ambiente della Provincia di Roma ha da tempo avviato una serie di iniziative finalizzate alla conoscenza e alla conservazione del patrimonio naturalistico provinciale. I progetti, conclusi o in corso, si sviluppano su due scale territoriali di riferimento.

Una è quella, dettagliata, relativa ai singoli ambiti territoriali, quali le aree protette di interesse provinciale. Lo scopo delle ricerche, oltre all'incremento delle conoscenze floristico-vegetazionali, faunistiche ed ecologico-ambientali, è quello di comprendere le complesse interazioni tra uomo e natura –in particolare gli impatti connessi alle attività umane– al fine di gestire correttamente le aree protette.

L'altra scala territoriale di riferimento –quella 'di area vasta'– comprende le iniziative di ricerca applicata al mantenimento della connettività ecologica per specie animali e vegetali sensibili alla frammentazione territoriale, finalizzate a mitigare gli effetti di quest'ultima sulla biodiversità. L'approccio utilizzato è quello di individuare gli ecosistemi 'focali' (cioè quelli sui quali è opportuno focalizzare la conoscenza e l'attenzione normativa, pianificatoria e progettuale), definire gli indicatori di sensibilità e delineare le strategie di rete ecologica più opportune, efficaci ed efficienti.

Il volume è il frutto del Progetto Atlante dei Mammiferi di



Roma (PAMPR), nato nel 2000 per colmare le notevoli lacune conoscitive sulla distribuzione di questo gruppo di vertebrati terrestri. Il progetto ha avviato una raccolta di dati capillare, comprendente sia nuove osservazioni di campo, sia la raccolta e validazione delle informazioni conservate in musei, collezioni e nella letteratura scientifica 'grigia'. Grazie ad un proficuo lavoro preliminare, il censimento, basato su un'accurata scheda di rilevamento con scrupolose istruzioni (comprese la modalità di acquisizione dei dati, il georeferenzamento, i campi della banca dati), ha visto una larga partecipazione. Sono stati coinvolti enti di ricerca (CNR, Università), servizi tecnici della Provincia, guardie provinciali, venatorie e forestali, guardiaparco, insegnanti, associazioni locali e ambientaliste, collezionisti, personale di musei, amministratori, studenti, appassionati. Al minuzioso controllo dei dati (oltre 5000 record forniti da oltre 20 specialisti e 240 collaboratori e da circa 200 riferimenti bibliografici) è seguita la realizzazione dell'Atlante vero e proprio: una scheda per ogni specie, contenente distribuzione geografica, ha-

bitat, status e conservazione, presenza nella Provincia, problematiche di conservazione e gestione, bibliografia e, infine, le mappe, nelle quali sono distinte con simboli diversi le segnalazioni del periodo 1832-1950, quelle del 1951-1990 e quelle più recenti (1991-2008).

Nonostante alcuni limiti, tipici degli atlanti che si basano sul supporto di volontari (quali le false presenze e false assenze, legate al rischio di confondere la distribuzione delle specie con quella dello sforzo di ricerca) ed esplicitamente discussi, sono state raggiunte sufficienti conoscenze sulle specie effettivamente presenti, sono stati inquadrati i loro modelli spaziali di distribuzione e sono stati creati i presupposti per indagare le preferenze ecologiche delle singole specie alla scala locale.

Fin dall'inizio, l'Atlante non è stato considerato un punto di arrivo, ma di partenza: le conoscenze acquisite, infatti, potranno consentire di individuare le priorità di intervento a scala provinciale.

Arricchiscono l'Atlante due parti introduttive (descrizione del territorio, inquadramento della classe Mammiferi) e una serie di stimolanti contributi sull'ecologia, la gestione, la pianificazione e conservazione, ricca di contributi sulle specie problematiche, le specie alloctone, le specie 'focali' sensibili alla frammentazione territoriale.

Non solo dunque un volume di interesse locale, ma un ottimo esempio di un modo di lavorare che c'è da augurarsi venga seguito da altre amministrazioni pubbliche.

Il volume, molto curato e riccamente illustrato, può essere richiesto all'Ufficio Documentazione Ambientale – Servizio Ambiente – Dip. V della Provincia di Roma, Via Tiburtina, 691 (Sig. Simonetta Candiloro: s.candiloro@provincia.roma.it). G.S.

Manoscritti. I lavori proposti per la pubblicazione nella sezione *Lavori originali* vengono sottoposti a referee. Compatibilmente con il loro contenuto, devono essere suddivisi nei seguenti capitoli: Introduzione, Materiali e metodi, Risultati, Discussione, Conclusioni, Ringraziamenti (opzionale), Bibliografia. Le rassegne (*review*) possono essere strutturate diversamente, a discrezione dell'autore. Qualora il lavoro sia già stato pubblicato o sottoposto all'attenzione di altri editori, la circostanza deve essere chiaramente segnalata: in tal caso il lavoro potrà essere preso in considerazione solo per la recensione nella sezione *Informazione & Documentazione*. Quest'ultima, essendo finalizzata allo scambio di informazioni, idee ed esperienze, accoglie anche lavori che non soddisfano interamente i requisiti dei *Lavori originali* e che, perciò, non sono sottoposti a referee.

Titolo e Autori. Il titolo deve essere informativo e, se possibile, conciso; deve essere indicato anche un titolo breve (massimo cinquanta caratteri) da utilizzare come intestazione delle pagine successive alla prima. Il titolo deve essere seguito dal nome (per esteso) e dal cognome di tutti gli autori. Di ogni autore (contrassegnato da un richiamo numerico) deve essere riportato l'indirizzo postale completo dell'istituto nel quale è stato svolto lo studio. Il nome dell'autore referente per la corrispondenza con la redazione e con i lettori deve essere contrassegnato anche da un asterisco; il suo indirizzo di posta ordinaria deve essere seguito anche dal numero di telefono, di fax e dall'indirizzo di posta elettronica; soltanto tramite quest'ultimo verranno inviate le bozze per la correzione.

Riassunto, abstract e parole chiave. Sono richiesti solo per i *Lavori originali*. Il riassunto (lunghezza massima 250 parole) deve sintetizzare lo scopo dello studio, descrivere la sperimentazione, i principali risultati e le conclusioni; deve essere seguito dalle parole chiave, separate da una barra obliqua. Devono essere altresì riportati in lingua inglese il titolo e un *abstract* (massimo 250 parole), seguiti dalle *key words* separate da una barra obliqua.

Figure e tabelle. Le figure, con la loro didascalia al piede e numerate con numeri arabi, possono essere inserite direttamente nel testo. Le tabelle devono essere complete di titolo e numerate con numeri romani. Occorre curare titoli, legende e didascalie in modo da rendere le tabelle e le figure autosufficienti, comprensibili cioè anche senza consultare il testo. Per le figure (grafici, disegni o fotografie di buona qualità), si raccomanda agli autori di verificare con opportune riduzioni l'aspetto finale e la leggibilità delle scritte, tenendo conto che saranno stampate riducendone la base a 8 cm (una colonna) o 17 cm (due colonne). Non inviare fotografie o grafici a colori senza essersi accertati che la loro stampa in bianco e nero assicuri comunque l'agevole riconoscibilità delle diverse sfumature o retinature. Nella scelta degli accorgimenti grafici privilegiare sempre la facilità e immediatezza di lettura agli effetti estetici.

Bibliografia. Al termine del testo deve essere riportata la bibliografia in ordine alfabetico. Ad ogni voce riportata nella bibliografia deve necessariamente corrispondere il riferimento nel testo e viceversa. Per il formato tipografico e la punteggiatura, attenersi strettamente ai seguenti esempi:

- DUTTON I.M., SAENGER P., PERRY T., LUKER G., WORBOYS G.L., 1994. An integrated approach to management of coastal aquatic resources. A case study from Jervis Bay, Australia. *Aquatic Conservation: marine and freshwater ecosystems*, 4: 57-73.
- HELLAWELL J.M., 1986. *Biological indicators of freshwater pollution and environmental management*. Elsevier Applied Science Publishers, London and New York, 546 pp.
- PULLIAM H.R., 1996. Sources and sinks: empirical evidence and population consequences. In: Rhodes O.E., Chesser R.K., Smith M.H. (eds.), *Population dynamics in ecological space and time*. The University of Chicago Press, Chicago: 45-69.
- CORBETTA F., PIRONE G., (1986-1987) 1988. I fiumi d'Abruzzo: aspetti della vegetazione. In: Atti Conv. Scient. "I corsi d'acqua minori dell'Italia appenninica. Aspetti ecologici e gestionali", Aulla (MS), 22-24 giugno 1987. Boll. Mus. St. Nat. Lunigiana 6-7: 95-98.

Proposte di pubblicazione. Gli articoli devono essere inviati in formato digitale a biologia.ambientale@cisba.it. Qualora le eccessive dimensioni dei file non ne consentano l'invio per posta elettronica, inviare i singoli file in messaggi separati, oppure inviare per posta ordinaria il supporto magnetico a: Redazione di Biologia Ambientale, c/o Giuseppe Sansoni, viale XX Settembre 148 - 54033 Carrara (MS).

Dopo una preliminare valutazione redazionale, i manoscritti saranno sottoposti alla lettura di revisori scientifici; l'autore indicato come referente per la corrispondenza verrà informato delle decisioni della redazione. Per evitare ritardi nella pubblicazione e ripetute revisioni del testo, si raccomanda vivamente agli autori di prestare la massima cura anche alla forma espositiva che deve essere concisa, chiara, scorrevole e in buon italiano, evitando neologismi superflui. Tutte le abbreviazioni e gli acronimi devono essere definiti per esteso alla loro prima occorrenza nel testo. I **nomi scientifici** delle specie devono essere in corsivo e, alla loro prima occorrenza, scritti per esteso e seguiti dal nome dell'autore, anche abbreviato (es. *Arvicola terrestris* Linnaeus, 1758, oppure *Arvicola terrestris* L.). Nelle occorrenze successive, il genere può essere sostituito dalla sola iniziale e il nome dell'autore può essere omissso (es. *A. terrestris*). Per i **nomi volgari** dei generi e delle specie usare l'iniziale tassonomica superiore al genere usare l'iniziale maiuscola quando sono intese in senso sistematico (es. sottofamiglia Arvicolinae, fam. Muridae o Muridi), mentre quando sono intese nel senso comune è preferibile usare l'iniziale minuscola (es. i mammiferi, i cladoceri, le graminacee).

La redazione si riserva il diritto di apportare ritocchi linguistici e grafici e di respingere i manoscritti che non rispettano i requisiti delle presenti norme per gli autori. Le opinioni espresse dagli autori negli articoli firmati non rispecchiano necessariamente le posizioni del C.I.S.B.A.

Bozze ed estratti. Le bozze di stampa saranno inviate all'autore indicato come referente per la corrispondenza, che deve impegnarsi ad una correzione molto accurata e al nuovo invio alla redazione entro 5 giorni lavorativi; trascorso tale periodo, il lavoro può essere pubblicato con le sole correzioni dell'editore. All'autore referente per la corrispondenza sarà inviato il numero della rivista e, tramite posta elettronica, il file dell'articolo in formato PDF, utilizzabile per riprodurre il numero desiderato di estratti.

Formato dei file. Per assicurare la compatibilità con i programmi di videoscrittura e di impaginazione, il file va inviato in formato Microsoft® Word (*.DOC, preferibilmente salvato nel formato della sua penultima versione commerciale) o Rich Text Format (*.RTF). I grafici saranno stampati in bianco e nero; per quelli realizzati con fogli elettronici inviare il file contenente sia i grafici che i dati di origine (preferibilmente salvato nella penultima versione commerciale di Microsoft® Excel) al fine di consentirne il ridimensionamento o eventuali modifiche al formato, volte a migliorarne la leggibilità. I file delle figure al tratto vanno inviati preferibilmente in formato *.TIF; quelli delle fotografie preferibilmente in formato *.JPG (con risoluzione minima 300 dpi e base 8 o 17 cm). Per formati di file diversi da quelli sopra indicati, precisare il software utilizzato. **Importante:** i grafici e le illustrazioni inseriti in un file DOC non sono sufficienti per la realizzazione tipografica (comportano una perdita di nitidezza e difficoltà in fase di impaginazione); è perciò necessario **inviare sempre anche i grafici e le figure come file indipendenti**. Per ogni chiarimento tecnico contattare Giuseppe Sansoni (tel./fax 0585 841592, e-mail biologia.ambientale@cisba.it).

Foto di copertina. Oltre alle illustrazioni a corredo del proprio articolo, gli autori possono inviare una o più foto (complete di una breve didascalia, dell'anno e del nome dell'autore della foto stessa e preferibilmente attinenti al lavoro presentato) candidate alla copertina della rivista. La redazione si riserva di scegliere, tra le foto pervenute, quella che ritiene più adatta al numero in uscita.

BIOLOGIA AMBIENTALE

Poste Italiane s.p.a. - Spedizione in abbonamento postale - D.L. 353/2003
(conv. in L. 27/02/2004 n. 46) art. 1, comma 2, DCB - Reggio Emilia

Volume 23
Numero 2
Dicembre 2009

SOMMARIO

Lavori originali

- 3 PUZZI C.M., TRASFORINI S., BARDAZZI M.A., MORONI F. - **Proposta di un indice per la valutazione dello stato ecologico della fauna ittica del Fiume Po**
- 15 ZERUNIAN S., GOLTARA A., SCHIPANI I., BOZ B. - **Adeguamento dell'Indice dello Stato Ecologico delle Comunità Ittiche alla Direttiva Quadro sulle Acque 2000/60/CE**
- 31 BATTISTI C. - **Approcci multidisciplinari differenti e punti di criticità nella pianificazione delle reti ecologiche: considerazioni su alcuni aspetti di ecologia animale**
- 39 PINOTTI S., GALASSI L. - **Analisi di descrittori numerici per la valutazione dell'influenza della vegetazione riparia sulla qualità delle acque superficiali: il modello del fiume Mincio**

Informazione & documentazione

- 49 TRADA L., BURATTO S. - **Statistica applicata al monitoraggio dei dati ambientali: determinazione dei livelli di guardia per parametri chimici significativi**
- 56 CHIUSI S., BODINI A., BONDAVALLI C., PATTINI L. - **Calcolo su base biologica del deflusso minimo vitale. Il caso del Fiume Taro (Provincia di Parma)**
- 66 SHESTANI L., MORISI A. - **Il Rio Ermetta (Vicoforte, CN), un ambiente idoneo ad ospitare *Austropotamobius pallipes* (Crustacea, Decapoda)**
- 70 CIMOLI F., MAGI S. - **Rinvenimento di una specie esotica nella comunità a macrofite del tratto fiorentino dell'Arno**
- 73 **Il 5° Corso teorico-pratico di formazione del CISBA. La Fauna Ittica dei Corsi d'Acqua**
- 75 BALDACCINI G.N. - **Direttiva 2000/60: una bolla di sapone?**

Recensioni

- 79 FENOGLIO S., BO T. - **Lineamenti di ecologia fluviale**
- 80 AMORI G., BATTISTI C., DE FELICI S. (curatori). **I mammiferi della Provincia di Roma**